

Etude des relations entre la structure verticale forestière, le microclimat thermique forestier et l'avifaune nicheuse en Wallonie.

Auteur : Mullenders, Eline

Promoteur(s) : Bastin, Jean-François; Favaro, Alexia

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/2268.2/24323>

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.

ÉTUDE DES RELATIONS ENTRE LA STRUCTURE VERTICALE FORESTIÈRE, LE MICROCLIMAT THERMIQUE FORESTIER ET L'AVIFAUNE NICHEUSE EN WALLONIE

ELINE MULLENDERS

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORêTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADEMIQUE 2024-2025

CO-PROMOTEURS : Pr. Jean-François BASTIN et Alexia FAVARO

© 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 académique¹ de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

¹ Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par les promoteurs·trices membre du personnel enseignant de GxABT.

ÉTUDE DES RELATIONS ENTRE LA STRUCTURE VERTICALE FORESTIÈRE, LE MICROCLIMAT THERMIQUE FORESTIER ET L'AVIFAUNE NICHEUSE EN WALLONIE

ELINE MULLENDERS

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORêTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADEMIQUE 2024-2025

CO-PROMOTEURS : Pr. Jean-François BASTIN et Alexia FAVARO

Remerciements

Je souhaite tout d'abord exprimer ma gratitude envers mes promoteurs, le Professeur Jean-François Bastin et Alexia Favaro, pour m'avoir offert l'opportunité de réaliser ce mémoire. Ce sujet entrant dans le cadre de la thèse d'Alexia, il n'aurait pu avoir lieu sans elle. Ils m'ont également donné un accès au matériel pour l'acquisition de données LiDAR et aux capteurs thermiques. Je tiens aussi à remercier le Professeur Marc Dufrène pour l'accès aux capteurs acoustiques.

Un tout grand merci à Alexia pour m'avoir guidée et encouragée tout au long de ce projet, d'avoir toujours été à l'écoute et de m'avoir prodigué de précieux conseils. Merci pour ces journées de terrains mémorables entre catapulte, drone et observations naturalistes.

Je tiens également à remercier Monsieur Bastin et son équipe pour m'avoir accueillie durant ces quelques mois, pour leurs conseils mais aussi leurs retours lors des présentations d'avancement du travail.

Je suis aussi reconnaissante du temps que Sébastien Steels et Gilles Swerts ont consacré pour m'accompagner de temps à autre sur le terrain.

Merci infiniment aux copains : Léa S., Nathan, Pauline, Laurine, Léa W., Anaïs, le reste de la team des TFistes du bureau et tant d'autres pour ces moments inoubliables lors de ces années à Gembloux ! Merci pour leur soutien, leurs conseils, leur joie de vivre et les pauses frisbee ! Plus particulièrement, un immense merci à Marion, une amie précieuse qui a toujours été présente, un soutien moral crucial, avec qui j'ai partagé des moments forts non seulement au cours de ce mémoire, mais aussi lors de ces dernières années d'étude.

Finalement, je souhaite remercier profondément mes parents qui m'ont encouragée dans mes choix et qui m'ont offert la chance de faire mes études à Gembloux. Ces études m'ont donné goût à la nature, à l'envie d'être perdue au milieu des forêts à écouter les oiseaux ou en montagne à observer les ours. De manière plus générale, merci à toute ma famille pour sa motivation et son intérêt.

Résumé

Le changement climatique impacte grandement la santé des forêts et les organismes qui y résident. En effet, les phénomènes climatiques étant plus extrêmes et plus fréquents, de nombreuses espèces ne sont plus adaptées à leur milieu et deviennent plus vulnérables aux perturbations. Le microclimat forestier agit comme un tampon face à ces conditions et permet ainsi d'atténuer ces changements, au moins à court terme.

Face aux enjeux du changement climatique, il est important de mieux comprendre le microclimat et l'impact de la structure forestière pour savoir comment celui-ci va varier et donc influencer les organismes. Ce mémoire étudie les relations entre la structure verticale forestière, le microclimat thermique forestier et l'avifaune nicheuse à partir de données LiDAR acquises par drone, de mesures de températures par capteurs thermiques et d'enregistrements issus de capteurs acoustiques.

Les résultats par analyses de redondance et régressions suggèrent qu'un effet tampon semblerait plus marqué lorsque la structure générale du peuplement est plus homogène. Par ailleurs, la diversité aviaire serait plus importante lorsque le profil vertical est plus diversifié tandis que l'activité acoustique se complexifierait lorsque la masse foliaire est concentrée vers le haut de la canopée. De plus, l'étude de l'influence du microclimat sur l'avifaune n'a pas été concluante. Cependant, l'analyse par redondance analysant l'influence de la structure forestière et du microclimat forestier sur l'avifaune n'explique qu'une faible part de la variance totale des variables aviaires. Une analyse complémentaire des traits fonctionnels de l'avifaune a permis de mettre en évidence l'attrait de différentes espèces pour certains milieux.

Associer le LiDAR par drone avec des capteurs thermiques a permis de caractériser l'habitat à fine échelle et un suivi détaillé des températures. De plus, l'utilisation de capteurs acoustiques a permis d'allier la diversité de la communauté présente et l'écoacoustique pour avoir une vision plus générale.

L'amélioration principale à apporter à ce travail est d'avoir un échantillonnage plus robuste. En outre, élargir l'étude aux résineux permettrait d'observer plus de contraste et de variabilité au niveau de la structure. Aussi, la relation entre la structure forestière et le microclimat thermique pourrait être observée à plus fine échelle et une analyse de l'impact du placement des capteurs macroclimatiques pourrait être menée. Quant à l'avifaune, il serait intéressant d'approfondir l'analyse des traits fonctionnels pour identifier les relations significatives avec la structure et avec le microclimat.

Mots-clés : structure verticale forestière, microclimat, avifaune, LiDAR, températures, diversité, écoacoustique.

Abstract

Climate change has a significant impact on forest health and the organisms living within it. As extreme weather events become more frequent and more intense, many species are no longer adapted to their environment and become increasingly vulnerable to disturbance. Forest microclimate acts as a buffer against these conditions, mitigating these changes, at least in the short term.

In response to climate change challenges, it is essential to better understand microclimate and the impact of forest structure to predict how the microclimate will vary and consequently influence organisms. This study investigates the relationships between vertical forest structure, forest thermal microclimate and breeding bird communities, using drone-based LiDAR data, temperature measurements from thermal sensors and recordings from autonomous recording units.

Redundancy analyses and regression models suggest that buffering effect tends to be stronger when the overall stand structure is more homogenous. Moreover, bird diversity appears to increase when the vertical profile is more diverse, while acoustic activity tends to be more complex when foliage is concentrated in the upper canopy. Furthermore, the study of microclimate on avifauna was not conclusive. However, the redundancy analysis assessing the combined influence of forest structure and microclimate on avifauna explained only a small proportion of the total variance in avian variables. A complementary analysis of avian functional traits highlighted species specific preferences for particular habitats.

Combining drone-based LiDAR with thermal allowed for fine-scale habitat characterization and detailed temperature monitoring. In addition, the use of acoustic sensors enabled the integration of community diversity and ecoacoustic metrics to provide a broader perspective.

The main improvement to this work would be to strengthen the sampling design. Furthermore, extending the study to coniferous stand would allow for greater contrasts and variability in structure. Moreover, the relationship between forest structure and thermal microclimate could also be examined at finer spatial scales, and the impact of macroclimatic sensor placement could be assessed. Regarding avifauna, further analysis of functional traits could help identify significant relationship with forest structure and with microclimate.

Keywords: vertical forest structure, microclimate, avifauna, LiDAR, temperature, diversity, ecoacoustics.

Table des matières

Remerciements.....	i
Résumé	ii
Abstract	iii
Table des matières	iv
Table des figures	v
Liste des tableaux	vi
Liste des abréviations	vi
I. Introduction	1
1. Contexte	1
2. État de l'art.....	2
3. Objectifs.....	7
II. Matériel et méthodes	8
1. Zones d'étude et points d'observation.....	8
2. Structure verticale forestière et télédétection	11
3. Microclimat thermique forestier	14
4. Avifaune et écoacoustique	15
5. Analyses statistiques.....	18
III. Résultats.....	20
1. Représentation générale des variables	20
2. Influence de la structure forestière sur le microclimat.....	22
3. Influence de la structure forestière et du microclimat sur l'avifaune	24
4. Traits fonctionnels de l'avifaune	29
IV. Discussion	31
1. Influence de la structure forestière sur le microclimat.....	31
2. Influence de la structure forestière sur l'avifaune	32
3. Influence du microclimat forestier sur l'avifaune	34
4. Traits fonctionnels de l'avifaune	35
V. Conclusion.....	38
VI. Perspectives	39
Contribution personnelle	40
Bibliographie	41
Annexes.....	50

Table des figures

Figure 1 Localisation des zones d'étude (triangle rouge) en Wallonie en fonction des zones bioclimatiques issues du site internet Forestimator (<i>forestimator.gembloux.ulg.ac.be</i>).....	8
Figure 2 Localisation des zones d'étude et des points d'observation sur un fond de carte OpenStreetMap (Condroz à gauche et Ardenne à droite). Les points d'observation sont divisés en trois classes de structure verticale forestière ; (1) une structure simple, (2) une structure intermédiaire et (3) une structure complexe avec un sous-bois bien développé.	10
Figure 3 Drone Matrice 350 (DJI) en vol muni d'un capteur LiDAR.	12
Figure 4 Nuage de points extrait avec un tampon circulaire de 50 m de rayon à Arville.....	12
Figure 5 Capteur thermique protégé par un tube PVC blanc accroché à un arbre.	14
Figure 6 Capteurs acoustiques installés sur le terrain. À gauche : vue rapprochée d'un Song Meter Micro 2 accroché à un arbre à l'aide d'un cadenas. À droite : capteur acoustique associé à un capteur thermique.....	15
Figure 7 Corrélogramme reprenant les corrélations significatives de toutes les variables utilisées pour chacun des trois domaines	21
Figure 8 Analyse de redondance (RDA) de l'influence des variables de structure verticale forestière sur le microclimat.....	22
Figure 9 Régressions linéaires des variables microclimatiques en fonction de l'indice de rugosité de la canopée (Rumple).....	24
Figure 10 Analyse de redondance (RDA) de l'influence des variables microclimatiques (rouge) et de structure verticale forestière (vert) sur les indices liés à l'avifaune (bleu).....	25
Figure 11 Régressions linéaires des variables de l'avifaune en fonction de l'écart interquartile des hauteurs (HIQR). Le score de biodiversité potentielle (IBP) a été sélectionné comme covariable du modèle.....	27
Figure 12 Régressions linéaires des variables de l'avifaune en fonction de l'indice de relief de la canopée (CRR). Le score de biodiversité potentielle (IBP) a été sélectionné comme covariable du modèle.....	27
Figure 13 Régressions linéaires des variables de l'avifaune en fonction de l'effet tampon des températures minimales (delta_Tmin).....	28
Figure 14 Analyse par composante principale (ACP) des variables microclimatiques (rouge), de structure forestière (vert) et des traits fonctionnels (bleu).....	29
Figure15 Nuages de points, couleurs selon un gradient de hauteur.....	33

Liste des tableaux

Tableau 1 Récapitulatif des indices de structure verticale forestière utilisés dans la présente étude.....	13
Tableau 2 Récapitulatif des indices de l'avifaune utilisés dans la présente étude.....	17
Tableau 3 Tests statistiques utilisés pour vérifier les conditions d'application des modèles et pour analyser l'influence des variables explicatives sur les variables à expliquer.....	18
Tableau 4 Récapitulatif de la part de variance du microclimat expliquée par chaque variable contrainte de la structure forestière et leur p-valeur associées à la construction de la RDA...	23
Tableau 5 Récapitulatif de la part de variance de l'avifaune expliquée par chaque variable contrainte de la structure forestière et du microclimat et leur p-valeur associées à la construction de la RDA.....	25

Liste des abréviations

ACP	Analyse en composantes principales
ACI	<i>Acoustic complexity index</i>
ARU	<i>Autonomous recording unit</i>
CRR	<i>Canopy relief ratio</i>
cvLAD	<i>Leaf area density (coefficient variation)</i>
delta_Tmax	Amplitude des températures maximales
delta_Tmin	Amplitude des températures minimales
delta_Tmoy	Amplitude des températures moyennes
FHD	<i>Foliage height density</i>
HIQR	<i>Height Interquartile Range</i>
IA	Espèces insectivores et autres
LiDAR	<i>Light Detection and Ranging</i>
NDSI	<i>Normalized Difference Soundscape Index</i>
P1	Première période
P2	Deuxième période
RDA	<i>Redundancy analysis</i>
v	Version

I. Introduction

1. Contexte

Les forêts sont cruciales pour la Terre et ce, pour de nombreuses raisons. Effectivement, ces écosystèmes jouent un rôle important dans le cycle du carbone en absorbant une grande quantité de dioxyde de carbone présent dans l'atmosphère grâce à la photosynthèse (Grace et al., 2014). Le carbone est ainsi stocké dans la biomasse, caractérisant les forêts comme un puits carbone majeur (Pan et al., 2011). Par ailleurs, les forêts accueillent une biodiversité riche et essentielle (Komlós et al., 2024) et compensent en partie les températures plus élevées des zones urbaines (Buchelt et al., 2024). Les forêts fournissent aussi un grand nombre de services écosystémiques comme la production de bois, l'amélioration de la qualité de l'eau ou encore la diminution du risque d'érosion (Buchelt et al., 2024; MEA, 2005).

Cependant, de multiples menaces pèsent sur ces précieuses forêts. Depuis la révolution industrielle, les principales menaces sont la déforestation et la conversion des terres pour céder la place aux activités anthropiques telles que l'urbanisation croissante ou l'agriculture intensive (MEA, 2005). Les forêts sont également de plus en plus fragmentées en raison notamment de la construction de routes (Arroyo-Rodríguez et al., 2017). En outre, les espèces exotiques envahissantes font pression sur ces écosystèmes en perturbant le développement des espèces locales et en augmentant la compétition interspécifique (MEA, 2005; Wilcove et al., 1998). Ces altérations entraînent une perte de diversité conséquente (MEA, 2005; Vallejo et al., 2008).

Le changement climatique impacte grandement la santé des forêts et leur résilience face aux perturbations telles que les ravageurs ou les maladies (MEA, 2005; Trumbore et al., 2015). Les phénomènes climatiques deviennent à la fois plus extrêmes et plus fréquents, qu'il s'agisse de vagues de chaleur, d'inondations ou de sécheresses (Beugnon et al., 2024). Par conséquent, de nombreuses espèces ne sont plus adaptées à leur milieu et deviennent plus vulnérables aux perturbations (Vittoz et al., 2013). Pour survivre, elles doivent migrer vers un milieu qui répond mieux à leurs exigences écologiques. Toutefois, leur vitesse de migration est insuffisante au vu de la rapidité du changement des conditions macroclimatiques ce qui mène à une accumulation d'une dette climatique (Parmesan, 2006; Vaughan & Gotelli, 2021). Selon Vaughan & Gotelli (2021), cette dette désigne l'écart entre l'environnement climatique observé et celui dans lequel la communauté se trouve à l'équilibre. Le microclimat forestier agit comme un tampon face aux conditions macroclimatiques et permet ainsi d'atténuer ces changements, au moins à court terme. Ce phénomène limite le déclin de la diversité spécifique au sein de la forêt (Zellweger et al., 2019). Les organismes sont fortement influencés par le microclimat, ce dernier étant déterminé par les conditions locales de leur milieu. En effet, les conditions climatiques au cœur de la forêt, comme la température ou les précipitations, sont tamponnées par rapport à celles rencontrées en milieu ouvert (De Frenne et al., 2021). Face aux enjeux du changement climatique, il est important de mieux comprendre le microclimat et l'impact de la structure forestière pour savoir comment celui-ci va varier (von Arx et al., 2013) et donc influencer les organismes (Zellweger et al., 2019).

2. État de l'art

Structure forestière et télédétection

Depuis de nombreuses années, la structure forestière est étudiée pour comprendre les processus écosystémiques. La structure du peuplement forestier désigne la distribution spatiale des arbres, aussi bien à la verticale qu'à l'horizontale, ainsi que la variabilité de leur taille et de leur morphologie. Sa compréhension est importante pour la gestion de la forêt, mais aussi pour la notion de biodiversité et de résilience face aux perturbations (Schall et al., 2018b, 2018a; Spies, 1998). Une hétérogénéité plus marquée de la structure et de la composition de la forêt favorise une meilleure résilience face aux perturbations et une plus grande diversité spécifique, notamment chez les oiseaux, en raison d'une plus grande variété d'habitats (Fischer et al., 2019; Goodbody et al., 2021; Mentil et al., 2018).

Selon Delahaye (2006), la structure verticale forestière se définit par la répartition des strates au sein de la végétation, depuis la strate herbacée jusqu'à la canopée. Elle joue un rôle au niveau de la disponibilité des ressources, de la résilience de l'écosystème, de la dynamique de croissance, des interactions écologiques (Pretzsch, 2009) et du microclimat forestier (De Frenne et al., 2021).

La structure est généralement mesurée à travers des inventaires de terrain reprenant la taille des arbres, leur grosseur, la surface terrière du peuplement, etc. (Fischer et al., 2019) Toutefois, la télédétection est de plus en plus sollicitée ces dernières années (Camarretta et al., 2020).

D'une part, elle peut être passive en recourant à des satellites ou à des photographies aériennes qui captent la réflexion de la lumière du soleil à la surface de l'objet étudié (Davies & Asner, 2014).

D'autre part, la technique nommée « *Light Detection and Ranging* (LiDAR) » est une méthode de télédétection active, émettant des rayons infrarouges proches sous forme d'impulsions à haute fréquence, et qui sollicite de plus en plus fréquemment des drones. En effet, les drones offrent de multiples choix quant à la taille, au poids ou même au type d'hélices (fixes ou mobiles) pour être les plus appropriés à l'étude menée (Camarretta et al., 2020; Davies & Asner, 2014). Les rayons infrarouges émis sont partiellement réfléchis par la végétation tandis qu'une autre fraction traverse la biomasse pour atteindre le sol. De cette manière, les données du sous-bois sont également retenues (Bakx et al., 2019). Le temps écoulé entre l'émission de l'impulsion et son retour est enregistré pour être converti en distance (Bakx et al., 2019; Camarretta et al., 2020; Davies & Asner, 2014). Ces données sont récoltées sous la forme d'un nuage de points à fine résolution permettant de déduire des métriques de structure dans un espace tridimensionnel (Bakx et al., 2019; Davies & Asner, 2014; Simonson et al., 2014), chaque point contenant les coordonnées de la localisation exacte de l'élément percuté par l'impulsion (Camarretta et al., 2020). Il est à noter que la distance entre le capteur et l'objet étudié peuvent faire varier la qualité des données comme la résolution ou la densité du nuage de point (Davies & Asner, 2014).

Grâce à ces informations tridimensionnelles, l'utilisation du LiDAR est de plus en plus privilégiée dans le domaine forestier, tant pour la gestion que pour l'évaluation de la santé du peuplement (Bruggisser et al., 2024; Goodbody et al., 2021; Maltamo et al., 2014), mais aussi dans les domaines liés à la biodiversité et à la conservation pour évaluer l'étendue de l'habitat, déterminer la distribution des espèces, etc. (Bakx et al., 2019; Davies & Asner, 2014; Kissling et al., 2017). Comparées à des estimations récoltées sur le terrain, les données LiDAR offrent une meilleure précision ainsi que des informations très détaillées de la canopée et des strates (Camarretta et al., 2020). En effet, en raison de sa très fine résolution, cette méthode offre la

possibilité d'analyser plus précisément la structure forestière et, par conséquent, de mieux comprendre son rôle dans le microclimat forestier (De Frenne et al., 2021).

Néanmoins, bien que son utilisation croisse au fil des ans, le LiDAR reste une technique récente et de nombreux défis sont encore à relever (Camarretta et al., 2020).

En premier lieu, son utilisation est limitée due aux coûts de l'équipement. De fait, le drone doit être associé à des capteurs de qualité qui représentent des sommes conséquentes. De plus, le traitement des données requiert des matériels informatiques puissants. Toutefois, ces coûts sont fixés au départ et sont rentabilisés au fur et à mesure de l'utilisation des équipements (Balestra et al., 2024). En outre, en raison de la robustesse des données récoltées, le traitement peut prendre un temps considérable (Camarretta et al., 2020).

En deuxième lieu, les conditions météorologiques, telles que les précipitations ou le vent, limitent l'acquisition des données (Camarretta et al., 2020). En effet, elles influencent notamment la visibilité, le contrôle sur le drone, son endurance, mais aussi son aérodynamisme (Gao et al., 2021).

En troisième lieu, bien que cette technique de télédétection soit très utile pour caractériser la structure verticale forestière (Goetz et al., 2010), les études recourent essentiellement à la caractérisation du sommet de la canopée. Or, étendre l'analyse sous le couvert notamment à la distribution des strates permettrait d'obtenir des mesures plus pertinentes pour certaines recherches comme sur l'avifaune (Bakx et al., 2019) qui dépend de l'hétérogénéité de la structure forestière (Delahaye, 2006) comme énoncé précédemment. La qualité du jeu de données est sensible à plusieurs paramètres comme la résolution spatiale, le nombre de retours possibles sous le couvert ou la densité de points. Actuellement, la majorité des études associant le LiDAR et l'avifaune ont été réalisées à faible densité de points (inférieur à 10 points/m²) et un traitement se basant sur une rastérisation des nuages de points qui entraîne une perte d'informations à fine échelle (Bakx et al., 2019). Une attention particulière doit être portée à l'impact du drone sur la faune, notamment en raison de la pollution sonore pouvant perturber celle-ci et ainsi biaiser les résultats (Buchelt et al., 2024). Effectivement, des comportements de panique et de fuite, des retours retardés aux nids ou une plus grande vigilance peuvent être détectés en réponse à un vol drone (Barr et al., 2020).

Microclimat thermique forestier

Le microclimat forestier désigne les conditions climatiques locales au sein de la forêt. Au cœur de cet écosystème, les conditions macroclimatiques mesurées en milieu ouvert telles que la température, le vent ou l'exposition aux rayons du soleil y sont atténuées (De Frenne et al., 2021). Grâce à cet effet tampon, les températures annuelles ou saisonnières microclimatiques maximales sont moins élevées que les températures maximales obtenues en milieu ouvert ; le phénomène inverse étant observé pour les températures minimales. Par conséquent, l'amplitude thermique entre le jour et la nuit est plus faible au sein des forêts par rapport aux milieux ouverts (De Frenne et al., 2021; Ewers & Banks-Leite, 2013; von Arx et al., 2013).

L'amplitude de cet effet tampon dépend fortement de plusieurs facteurs, notamment de la température ambiante, du bilan hydrique, de la structure de la forêt, de la topographie et de la zone bioclimatique (Davis et al., 2019; De Frenne et al., 2021; Nakamura et al., 2017; Zellweger et al., 2020). L'agencement de la végétation crée différentes conditions microclimatiques en fonction de l'interception des rayons du soleil, de l'évapotranspiration et la qualité de l'air (Zellweger et al., 2020). De plus, une couverture arborée plus dense réfléchit une grande partie des rayons du soleil, limitant la hausse de la température du sous-bois lors des journées plus chaudes. En revanche, lorsque la température chute en milieux ouverts, la

canopée empêche la chaleur du sous-bois de se dissiper rapidement (De Frenne et al., 2021). Ce microclimat permet notamment de réguler les insectes ravageurs (Kautz et al., 2013) ou de favoriser la régénération (Thom et al., 2023). Par conséquent, enrichir les connaissances sur le microclimat en fonction de la structure forestière permet de choisir plus judicieusement le mode de gestion sylvicole le plus adéquat face aux problématiques climatiques actuelles (De Frenne et al., 2021; Kemppinen et al., 2024).

Les individus se développent au cœur d'une certaine niche climatique déterminée par les conditions microclimatiques qui sont elles-mêmes influencées par les conditions macroclimatiques (Beugnon et al., 2024). Le microclimat accompagne donc les organismes tout au long de leur vie, les influençant à plusieurs niveaux, notamment en ce qui concerne leur physiologie, leur comportement ou leur capacité à se reproduire (De Frenne et al., 2021). En raison du changement climatique, la compréhension du microclimat se révèle cruciale pour comprendre au mieux l'environnement dans lequel vivent les individus afin d'anticiper au mieux leur évolution (von Arx et al., 2013; Zellweger et al., 2019). Par exemple, un réchauffement du climat local anticipera le débourrement des feuilles. Ce changement entraînera un développement précoce des arthropodes qui sont une ressource essentielle pour de nombreuses espèces d'oiseaux. Par conséquent, les oiseaux migrateurs risquent de ne plus être en phase avec ce pic alimentaire, pourtant crucial pour la reproduction. Cette désynchronisation pourrait réduire leur succès reproducteur (Renner & Zohner, 2018).

Si certaines interactions entre le climat et la forêt, comme l'évapotranspiration ou l'interception des précipitations par la canopée, sont bien documentées, de multiples aspects restent à explorer, surtout aux échelles plus fines comme le microclimat (Nakamura et al., 2017). La télédétection, avec sa haute précision, offre de nouvelles perspectives pour cette problématique (Kemppinen et al., 2024). Le coût des capteurs microclimatiques représente un facteur limitant pour étendre les recherches à propos de cette discipline. En effet, les capteurs à bas prix présents sur le marché ne sont pas encore au point dû à des pertes de données ou à une fiabilité plus faible des mesures prises (Maclean et al., 2021). En outre, le manque de standardisation de la méthodologie de récolte de données restreint les comparaisons entre les différentes études menées (De Frenne et al., 2021; Kemppinen et al., 2024). Il y a aussi un manque conséquent de connaissances sur les interactions entre le microclimat et la biodiversité ou de l'impact du changement climatique sur celui-ci (De Frenne et al., 2021).

Avifaune et écoacoustique

Les oiseaux sont analysés depuis les années 1960. Étant visibles, audibles et facilement détectables, les données sont disponibles en grand nombre. De plus, ils sont connus du public et peuvent être considérés en tant qu'espèces emblématiques ce qui est un avantage pour notamment faire prendre conscience des problèmes de biodiversité (Gregory et al., 2008; Kahl et al., 2021; MacArthur & MacArthur, 1961).

L'avifaune, désignant l'ensemble des espèces d'oiseaux, est caractérisée par une grande hétérogénéité spécifique et couvre ainsi de multiples types d'habitats (Gregory et al., 2008; Kahl et al., 2021). Très sensibles aux changements environnementaux, les oiseaux réagissent rapidement aux perturbations de leur milieu qu'elles soient spatiales, temporelles ou d'origine anthropique (Delahaye, 2006; Komlós et al., 2024; Mentil et al., 2018).

La diversité aviaire est influencée par la complexité de la structure verticale en raison de l'hétérogénéité de microhabitats disponibles (Goodbody et al., 2021). Au sein d'un écosystème, les espèces sont interconnectées au travers d'un réseau complexe d'interactions

telles que la pollinisation, la préation ou la compétition (Nakamura et al., 2017), chacune possédant sa propre niche écologique (Ausprey et al., 2022). La niche écologique indique la place et le rôle d'une espèce au sein d'un écosystème. Elle renseigne, entre autres, les conditions environnementales nécessaires au bon développement de l'espèce et ses traits fonctionnels spécifiques (Polechova & Storch, 1981). La structure forestière a été reconnue comme influençant plusieurs traits fonctionnels tels que le régime alimentaire, la dépendance aux cavités ou la strate ciblée pour la recherche de nourriture (Batisteli et al., 2018).

Les oiseaux étant généralement haut placés dans la chaîne trophique, les espèces insectivores régulent les populations d'insectes et témoignent de l'état général du milieu. En outre, l'avifaune couvre de multiples fonctions propres à chaque espèce, non seulement par rapport aux régimes alimentaires variés (granivores, insectivores, frugivores, etc.), mais également à la diversité de l'habitat ou à la dépendance aux cavités (Delahaye, 2006; Gregory et al., 2008). Ainsi, les oiseaux sont qualifiés de bons indicateurs écologiques (Delahaye, 2006; Gregory et al., 2008) et peuvent révéler la santé de l'écosystème comme sa dégradation en fonction de la présence ou l'absence de certaines espèces indicatrices voire du déclin de la diversité (Komlós et al., 2024; Mentil et al., 2018).

Chaque espèce a une place appropriée dans l'écosystème. Par exemple, les pics sont catégorisés comme cavernicoles primaires car ils creusent leur propre cavité. Ils choisissent généralement des forêts plus claires, comme des chênaies, des lisières ou des clairières avec des bois morts qui laissent pénétrer plus de rayons lumineux. Ces conditions favorisent le développement des arthropodes tels que les insectes ou les larves au détriment des forêts au couvert plus dense, comme les hêtraies climaciques, qui sont plus fraîches. Cependant, les espèces de pics comportent chacune des traits spécifiques (Delahaye, 2006). Le pic noir (*Dryocopus martius*) possède un bec puissant qui lui permet de s'attaquer à des bois plus durs (Delahaye, 2006) tandis que le pic épeichette (*Dryobates minor*) est à la recherche de bois tendre en raison de la finesse de son bec. Par la suite, les espèces cavernicoles secondaires, n'étant pas adaptées à la conception de cavités, vont utiliser celles préexistantes. Parmi les cavernicoles secondaires, sont retrouvés la mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*), la sittelle torchepot (*Sitta europaea*) ou le grimpereau des jardins (*Certhia brachydactyla*) (D'Inverno et al., 2022; Svensson et al., 2015).

Il convient de noter que la présence de bois mort joue un rôle important pour certains oiseaux car il peut être utilisé comme lieu de reproduction ou de repos mais aussi pour abriter des ressources de nourritures (Czeszczewik et al., 2013; Ghadiri Khanaposhtani et al., 2013).

Traditionnellement, l'avifaune est suivie à partir de points d'écoute. Il s'agit d'identifier et de compter les oiseaux qui se manifestent durant 5 à 10 minutes à des localisations déterminées au préalable (Aves, 2022; Kahl et al., 2021; Ralph et al., 1995). Ces dernières années, les capteurs acoustiques, également appelés unités d'enregistrement autonomes (*Autonomous Recording Unit*, ARU), sont de plus en plus utilisés, particulièrement pour le suivi des espèces et des populations ainsi que pour leur comportement. Leur performance est de mieux en mieux évaluée et le résultat en termes de diversité spécifique est semblable aux points d'écoute par l'Homme (Browning et al., 2017; Shonfield & Bayne, 2017). Les ARUs présentent de multiples avantages. De fait, ils permettent des recherches approfondies, permettant de vérifier les signaux émis. Le risque d'erreur est, par conséquent, moindre (Kahl et al., 2021). De plus, les ARUs récoltent les données de manière plus efficace avec une méthode standardisée qui diminue les biais lors de la comparaison de données (Dugan et al., 2013). Ces capteurs offrent une meilleure probabilité de détection car l'échantillonnage peut être continu ou planifié judicieusement sur de plus longues périodes que les séances d'écoute sur le terrain (Darras et al., 2018; Dugan et al., 2013; Toenies & Rich, 2021). Cette probabilité est également

favorisée grâce à une perturbation minimale des espèces. Effectivement, lors des points d'écoute, un effet d'évitement de l'Homme est observé ce qui entraîne une sous-estimation (Darras et al., 2018). Par ailleurs, des enregistreurs sont aussi disponibles à prix bas tout en gardant des résultats cohérents, ce qui offre une plus grande accessibilité et permet de multiplier les points d'enregistrement pour les études. Toutefois, le microphone des enregistreurs low-cost est de moins bonne qualité et est moins sensible aux signaux émis (Farina et al., 2014).

En écologie, le son est une notion cruciale car il permet la communication entre individus pour de nombreuses espèces (Mullet et al., 2017). L'écoacoustique étudie le son dans un environnement déterminé pour des études sur la biodiversité et l'écologie, à la différence de la bioacoustique qui étudie le son émis et reçu par les individus dans le but d'analyser leur comportement (Sueur & Farina, 2015). Plus précisément, l'écoacoustique élargit son étude à l'ensemble du paysage sonore composé de la biophonie (sons émis par les êtres vivants excepté l'Homme), la géophonie (sons produits par les phénomènes naturels), l'anthropophonie (sons émis par l'Homme) et la technophonie (sons émis par les technologies humaines) (Mullet et al., 2017). Cette discipline permet d'évaluer de nombreux paramètres comme la diversité spécifique, l'activité acoustique à travers l'indice de complexité acoustique (Pieretti et al., 2011) ou la perturbation anthropique dans le paysage grâce à l'indice de différence normalisée du paysage sonore (Kasten et al., 2012a). Les indices acoustiques permettent de mieux comprendre l'état des écosystèmes, de détecter des changements au sein du paysage ou d'évaluer la qualité de l'habitat de certaines espèces. Néanmoins, il y a un manque de standardisation envers l'interprétation des résultats entre les études (Nieto-Mora et al., 2023).

Récemment, des programmes de reconnaissance automatique des vocalisations aviaires ont révolutionné le domaine de la bioacoustique. BirdNET est un modèle de réseau neuronal profond développé par le Cornell Lab of Ornithology en collaboration avec l'Université de technologie de Chemnitz. Il est disponible gratuitement depuis 2018, entraîné pour reconnaître 984 espèces d'oiseaux en Europe et en Amérique du Nord grâce aux caractéristiques des vocalisations, notamment des fréquences (Kahl, 2020; Kahl et al., 2021). Une mise à jour en 2021 a permis d'augmenter ce nombre à 3000 espèces dans le monde (Wood et al., 2022). Selon Toenies & Rich (2021), combiner les enregistrements acoustiques à ces programmes de reconnaissances permettent d'identifier un nombre d'espèces égal voire supérieur à celui détecté par un observateur humain, avec un faible taux d'erreur de l'ordre de 4%. Ces algorithmes permettent ainsi d'améliorer le suivi des espèces et de leurs écosystèmes (Toenies & Rich, 2021). Toutefois, ces outils nécessitent certaines précautions car le seuil de confiance ou la sensibilité, qui nécessitent encore des études plus approfondies, peuvent faire varier les espèces identifiées et induire des erreurs. De plus, la prise de recul sur ces modèles est limitée car peu d'études sont menées associant les détections des espèces par BirdNET et les processus écologiques. Actuellement, la majorité des recherches recourant à BirdNET ont étudié la richesse spécifique mais ne se sont pas encore attardées sur des analyses plus poussées (Pérez-Granados, 2023).

3. Objectifs

Ce mémoire sera dirigé par trois questions de recherche principales chacune accompagnée d'une hypothèse à vérifier au cours de l'étude.

- **Question 1 :** Comment la **structure verticale forestière** impacte-t-elle l'effet tampon du **microclimat forestier** ?

Hypothèse 1 : la complexité verticale forestière amplifie l'effet tampon thermique entre le microclimat forestier et le macroclimat en raison d'un profil vertical hétérogène qui limite les variations de température ; d'une part en réduisant la quantité de rayonnement solaire atteignant le sol et d'autre part, en limitant la dissipation de la chaleur.

- **Question 2 :** Comment la **structure verticale forestière** influence-t-elle la diversité spécifique des **oiseaux nicheurs** et leur activité acoustique ?

Hypothèse 2 : une structure verticale plus complexe crée une plus grande variété de microhabitats et de ressources alimentaires, ce qui favoriserait la diversité spécifique l'avifaune nicheuse et son activité acoustique.

- **Question 3 :** Comment la diversité spécifique des **oiseaux nicheurs** et leur activité acoustique sont-elles affectées par l'effet tampon thermique du **microclimat forestier** ?

Hypothèse 3 : une intensité plus forte de l'effet tampon accueillerait une abondance et une richesse spécifique plus élevées. Le microclimat limite le stress causé notamment par de fortes chaleurs ou des vagues de froid ce qui entraînerait une diversité plus importante et complexifierait l'activité acoustique.

II. Matériel et méthodes

1. Zones d'étude et points d'observation

Description des zones d'étude

Les zones d'études sont localisées dans trois forêts wallonnes de Belgique : une dans la région bioclimatique du Condroz et deux en Ardenne (*Figure 1*). L'Ardenne est subdivisée selon un gradient bioclimatique formant l'Ardenne centro-orientale, la basse et moyenne Ardenne ainsi que la haute Ardenne. Les deux forêts ardennaises se trouvent majoritairement en Ardenne centro-orientale, tout en chevauchant partiellement la basse et moyenne Ardenne. Il est important de souligner que ces transitions entre ces subdivisions résultent d'un gradient écologique progressif plutôt que des frontières nettes observables sur le terrain.

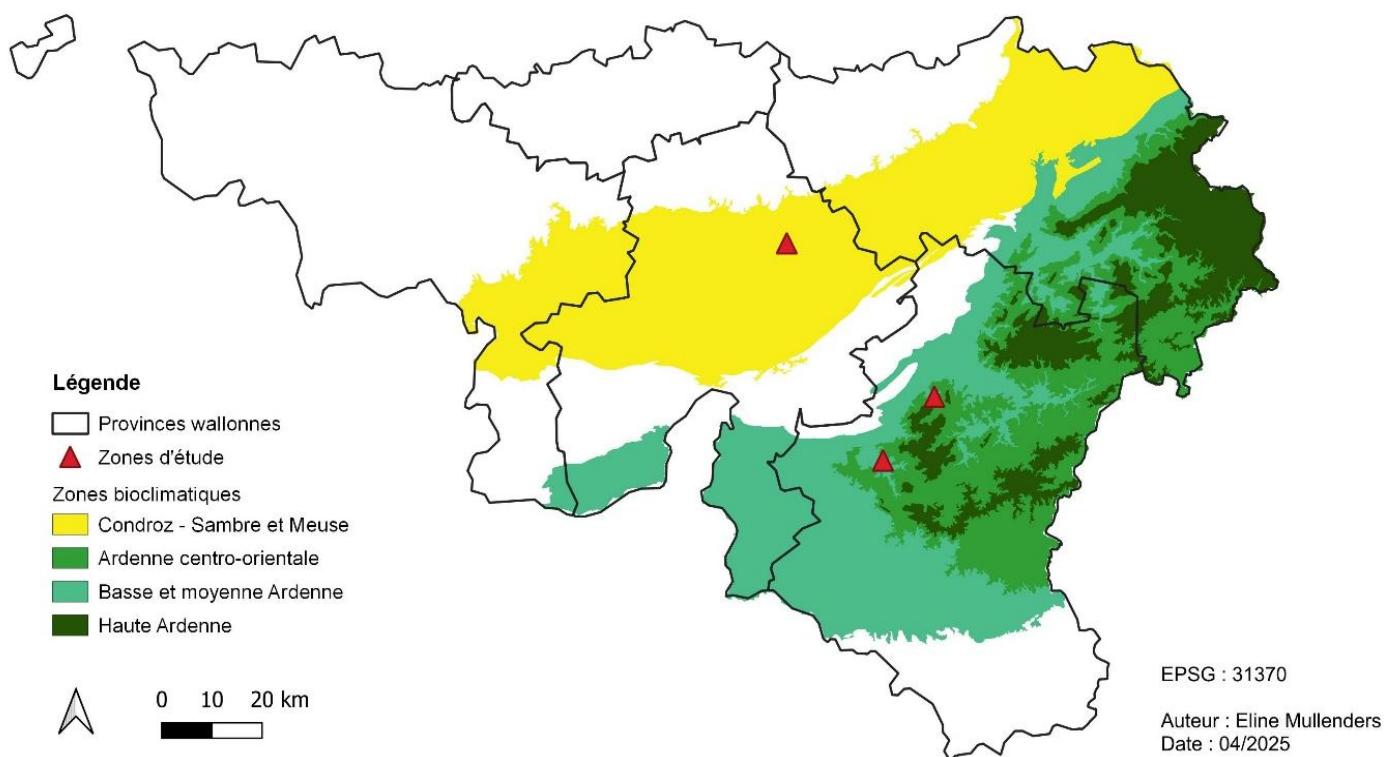


Figure 1 Localisation des zones d'étude (triangle rouge) en Wallonie en fonction des zones bioclimatiques, couche issue du site internet Forestimator (forestimator.gembloux.ulg.ac.be).

L'Inventaire Permanent des Ressources Forestières de Wallonie (IPRFW) indique que les forêts wallonnes représentent un tiers du territoire dont les 3 peuplements majoritaires sont les pessières (25%), les chênaies indigènes (17%) et les hêtraies (9%) (Holvoet et al., 2022). Selon Alderweireld et al. (2015), les forêts désignent des terres boisées formant une entité continue d'au moins 10 ares. De plus, le couvert arboré est supérieur à 10% et la hauteur des arbres a la capacité d'atteindre 5 m. Il faut préciser que les zones à des fins forestières qui sont temporairement déboisées, mais qui seront régénérées ou replantées, sont aussi incluses (Alderweireld et al., 2015; Nailis et al., 2024).

❖ Condroz

Dans le Condroz, les forêts constituent 21% du territoire composé essentiellement de feuillus nobles (20%), de chênaies indigènes (18%) et de frênaies (10,5%) suivies par les pessières (9%) (Holvoet et al., 2022).

La zone d'étude se situe au sud de Faulx-Les-Tombes (*Figure 2*), dans le domaine d'Haugimont, dont l'altitude fluctue entre 210 et 250 m. La forêt d'Haugimont appartient à l'UNamur depuis 1978 et est gérée en Pro Silva depuis 1992. Cette gestion proche de la nature favorise la résilience des écosystèmes forestiers face aux perturbations grâce à trois grands principes tels que la régénération naturelle, la production de gros bois de qualité récoltés au pied et le mélange d'essences autochtones et celles plus adaptées aux stations (Bille et al., 2013; Debois et al., 2024).

❖ Ardenne

En Ardenne centro-orientale, le taux de boisement s'élève à 39% du territoire dont 48% sont des pessières suivies par les douglasaias (8%), les hêtraies (8%) et les chênaies indigènes (5,5%) (Holvoet et al., 2022).

Les sites sélectionnés sont localisés près des villages de Nassogne et d'Arville (*Figure 2*) avec une altitude comprise entre 400 et 430 m. Ces forêts communales sont reliées, respectivement, au cantonnement de Nassogne dans le triage de Bande et au cantonnement de Saint-Hubert au niveau du triage de Poix. Les deux sites étant dans la même zone bioclimatique, à altitude similaire et relativement proches l'un de l'autre, formeront une zone d'étude à part entière.

D'un côté, à Nassogne, la forêt est comprise dans le massif forestier de Saint-Hubert. Depuis l'aménagement de 2013, la majorité des peuplements de feuillus sont gérés en Pro Silva. Dans les chênaies, certains peuplements atteindront une hêtraie climacique à long terme alors que la régénération d'autres sera contrôlée pour maintenir une chênaie et empêcher le hêtre de dominer. La hêtraie ou la chênaie est choisie en fonction de l'adéquation de l'essence à la station, à savoir un sol plus sec et plus superficiel pour le chêne et un sol plus ombragé et plus profond pour le hêtre (Barvaux & De Roover, 2013).

D'un autre côté, la forêt à Arville est caractérisée par un gradient feuillus-résineux entre chênaie et pessière. Par conséquent, de nombreux épicéas sont retrouvés dans la régénération au sein des chênaies. Le microclimat de cette forêt est étudié depuis 2020 grâce à 40 capteurs thermiques installés par l'université de Gand.

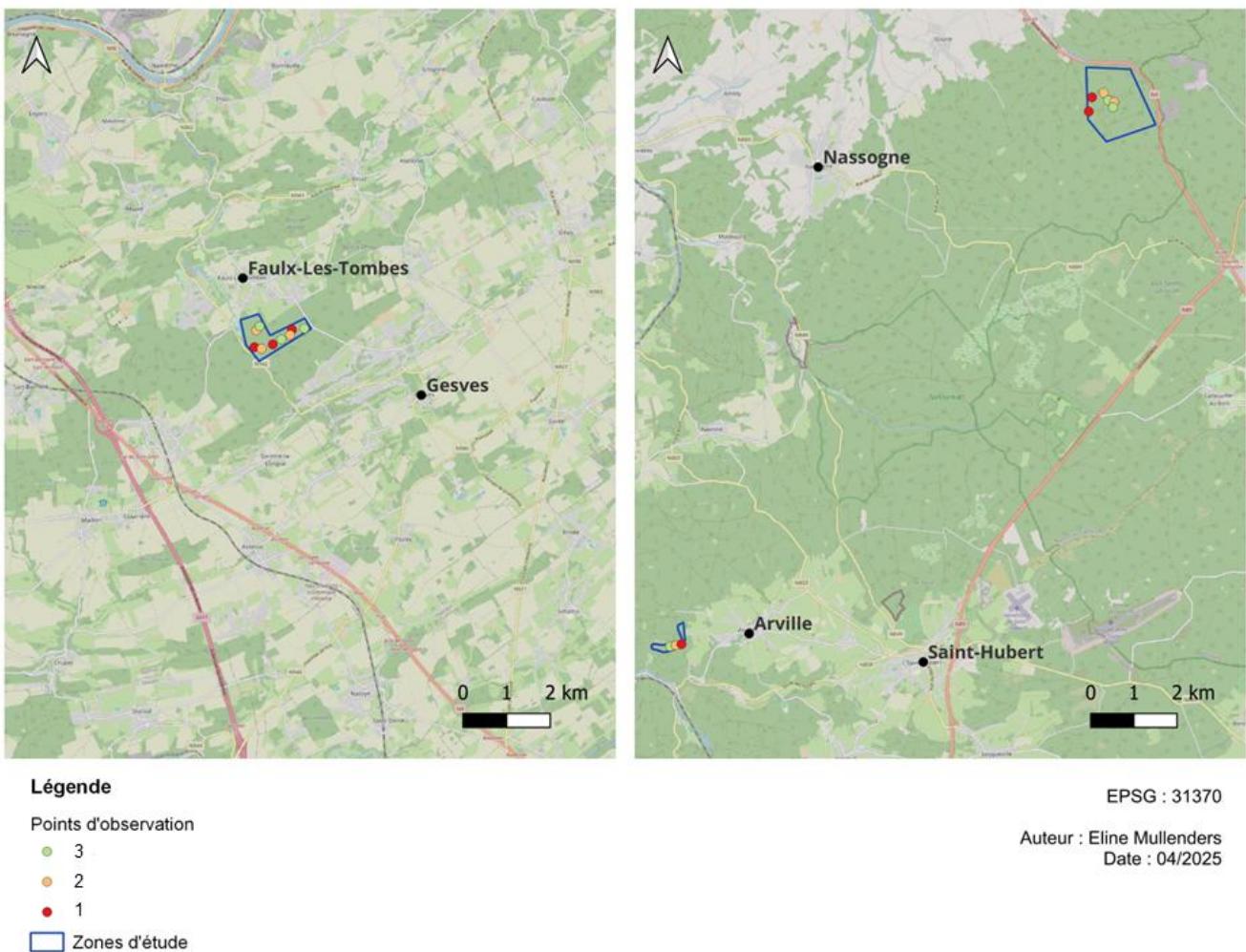


Figure 2 Localisation des zones d'étude et des points d'observation sur un fond de carte OpenStreetMap (Condroz à gauche et Ardenne à droite). Les points d'observation sont divisés en trois classes de structure verticale forestière ; (1) une structure simple, (2) une structure intermédiaire et (3) une structure complexe avec un sous-bois bien développé.

Sélection des points d'observation

Les points d'observation ont été sélectionnés sur base de trois critères.

- **La zone bioclimatique** : le Condroz ou l'Ardenne.

Les zones bioclimatiques ont été délimitées en fonction du macroclimat puis affinées en regard de la sensibilité climatique des espèces ligneuses majoritaires (Van der Perre et al., 2015). Ces conditions peuvent ainsi faire varier la présence de certaines espèces. De plus, le contexte paysager des zones bioclimatiques est très différent d'une zone à l'autre notamment en raison de la proportion des forêts sur le territoire. Dans le Condroz, les terres boisées représentent seulement 21% du territoire contre 39% dans l'Ardenne centro-orientale (Holvoet et al., 2022). Ce contexte paysager joue un rôle significatif dans la connectivité des habitats et, par conséquent, dans la richesse spécifique (Correa Ayram et al., 2016). Par ailleurs, les conditions climatiques qui caractérisent chaque zone peuvent influencer les données microclimatiques (Díaz-Calafat et al., 2023; Van der Perre et al., 2015).

- **Le type de peuplement** : chênaie composée majoritairement des chênes indigènes à savoir le sessile (*Quercus petraea*) et le pédonculé (*Quercus robur*).

Ce critère influence la diversité de l'avifaune en raison de la variabilité de ressources en nourriture et de l'architecture de l'arbre qui conditionne les déplacements des oiseaux (Holmes & Robinson, 1981). De plus, la chênaie abrite une diversité spécifique, de faune et de flore, plus élevée que la hêtraie climacique (Delahaye, 2006). Cette dernière étant qualifiée de sciophile, elle filtre fortement les rayons lumineux et limite ainsi la régénération et le développement du sous-bois. Dans la même optique, le microclimat thermique est influencé par les essences qu'elles soient feuillues ou résineuses ainsi que par le port de l'arbre. Plus un couvert est dense, plus il limite la pénétration des rayons lumineux et les variations thermiques, ce qui influence le climat local (Díaz-Calafat et al., 2023). C'est pourquoi la chênaie a été choisie pour ses caractéristiques écologiques comme un couvert suffisamment ouvert et une grande capacité à accueillir une faune et une flore diversifiée (Petit et al., 2017).

- **La structure verticale forestière** : simple (1), intermédiaire (2) ou complexe (3).

Le degré de stratification influence à la fois la diversité de microhabitats et les variations thermiques sous le couvert forestier, affectant respectivement la composition de l'avifaune et l'effet tampon.

Une structure simple (1) réfère à un profil vertical peu stratifié, proche d'une forêt équienne. En revanche, une structure complexe (3) renseigne un agencement multistratifié tendant vers une forêt irrégulière. Une structure intermédiaire (2) correspond à une distribution située entre des profils simple et complexe. Une préclassification de la structure a été effectuée à partir des données LiDAR de la Wallonie de 2021 pour une présélection des points d'observation. Il convient de préciser que ces classes ont été utilisées pour la sélection des points de mesures mais que des valeurs continues de différents indices seront utilisées pour les analyses ultérieures.

Chaque modalité de structure verticale a été répétée trois fois dans chacune des régions bioclimatiques. Au total, 18 emplacements ont été sélectionnés, soit neuf points posés à Haugimont et neuf en Ardenne (six à Nassogne et trois à Arville) (*Figure 2*). Les lieux de prise de mesure sont distancés de minimum 150 m pour éviter un double comptage des oiseaux via la bioacoustique.

Chaque point présélectionné a été vérifié sur le terrain et, si nécessaire, déplacé dans une parcelle plus appropriée pour correspondre au mieux aux conditions décrites précédemment.

2. Structure verticale forestière et télédétection

Drone

Les données LiDAR ont été récupérées à l'aide de plusieurs vols drone réalisés le 07 et 09/05/2025 parcourant, respectivement la zone d'étude d'Haugimont et celles de Nassogne et d'Arville. Les conditions météorologiques ont été vérifiées pour éviter la pluie et que le vent ne dépasse pas 12 m/s.

Le drone utilisé est un Matrice 350 RTK de DJI (*Figure 3*) et a été piloté en vol automatique. Les paramètres programmés sont une hauteur de 120 m au-dessus du sol, une vitesse de 7 m/s, une superposition avant dans le visible de 70% du LiDAR et une superposition latérale de 50% du LiDAR avec une marge de 10 m. En outre, la densité s'élève à 273,6 impulsions/m² à Haugimont, à 309,4 impulsions/m² à Arville et à 314,5 impulsions/m² à Nassogne.



Figure 3 Drone Matrice 350 (DJI) en vol muni d'un capteur LiDAR.

Indices de télédétection

Les données LiDAR ont été traitées sur RStudio (v2024.12.1-563) à l'aide du package lidR, un outil gratuit, libre d'accès et multiplateformes. Il a été conçu pour faciliter le traitement des données LiDAR en foresterie et en écologie (Roussel et al., 2020). Pour réduire le volume du jeu de données, des sections de nuages de points ont été extraites aux 18 points d'observation avec un tampon circulaire de 50 m de rayon (Figure 4). Une analyse de la variance (ANOVA) a été réalisée sur des rayons de 10, 20, 30, 40 et 50 m sans révéler de différence significative. Par la suite, une normalisation des nuages de points a permis de convertir les altitudes en hauteurs calculées en fonction du niveau du sol.

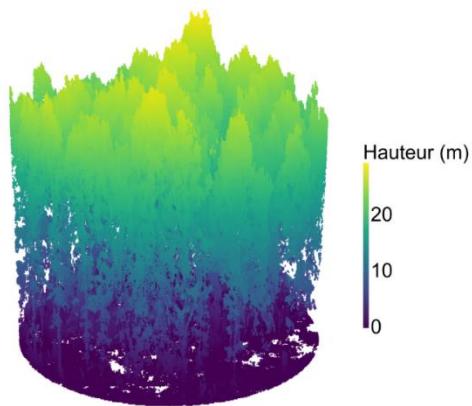


Figure 4 Nuage de points extrait avec un tampon circulaire de 50 m de rayon à Arville.

Cinq indices ont été sélectionnés pour mesurer la structure verticale forestière à partir de ces nuages de points.

En premier lieu, l'indice de relief de la canopée (*Canopy Relief Ratio*, CRR) et l'écart interquartile de hauteur (*Height Interquartile Range*, HIQR) décrivent la distribution de hauteur de la végétation. Le CRR renseigne des valeurs comprises entre 0 et 1. Une valeur proche de 1 renseigne une masse foliaire concentrée dans la partie supérieure de la canopée avec des sommets marqués. Dans ce cas, la hauteur moyenne avoisine la hauteur maximale. Au contraire, une valeur proche de 0 réfère à une biomasse concentrée dans la partie inférieure de la canopée (Montgomery et al., 2020).

$$CRR = \frac{\bar{z} - z_{min}}{z_{max} - z_{min}}$$

\bar{z} , z_{min} et z_{max} réfèrent respectivement à la hauteur moyenne, la hauteur minimale et la hauteur maximale (Atkins et al., 2023).

En revanche, un HIQR élevé montre une variabilité importante de la structure verticale.

$$HIQR = Q_3 - Q_1$$

Q_1 et Q_3 représentent respectivement la hauteur au premier et au troisième quantile.

En outre, la hauteur au 95^e percentile (h_{95}) a aussi été calculée.

En deuxième lieu, l'indice de rugosité de la canopée (*Rumple index*) informe sur la complexité tridimensionnelle de la surface de la canopée suivant la méthode de triangulation de Delaunay (Roussel et al., 2020). Une valeur proche de 1 indique une surface lisse tandis qu'une valeur supérieure à 1 représente une surface plus rugueuse (Jenness, 2004).

$$Rumple\ index = \frac{\text{Surface de la canopée}}{\text{Surface projetée au sol}}$$

En troisième lieu, l'indice de diversité verticale foliaire (*Foliage Height Diversity*, FHD) et le coefficient de variation de la densité de surface foliaire (*Leaf area density*, cvLAD) illustrent la répartition verticale foliaire du couvert forestier. D'un côté, FHD représente l'entropie verticale du feuillage. Il possède des valeurs positives qui augmentent avec la complexité de distribution verticale de la végétation (MacArthur & Horn, 1969; MacArthur & MacArthur, 1961).

$$FHD = H(z) \times \log z_{max}$$

$H(z)$ signifie l'entropie des hauteurs et z_{max} définit la hauteur maximale (Atkins et al., 2023).

D'un autre côté, cvLAD décrit la variation verticale de la biomasse. La valeur est comprise entre 0 et 1. Plus précisément, une valeur faible de cvLAD réfère à une distribution uniforme de la biomasse au sein d'un profil vertical. Par conséquent, une valeur élevée renseigne une structure verticale présentant des strates distinctes (Bouvier et al., 2015).

$$cvLAD = \frac{\sigma_{LAD}}{\bar{LAD}}$$

σ_{LAD} et \bar{LAD} représentent, respectivement, l'écart-type et la moyenne de LAD.

Le *tableau 1* récapitule les indices de structure forestière utilisés dans le cadre de cette étude.

Tableau 1 Récapitulatif des indices de structure verticale forestière utilisés dans la présente étude.

Types	Indices	Abréviations utilisées
Distribution de hauteurs de la végétation	Relief de la canopée	CRR, <i>Canopy relief ratio</i>
	Ecart interquartile des hauteurs	HIQR, <i>Height interquartile range</i>
	Hauteur au 95 ^e percentile	h_{95}
Complexité tridimensionnelle de la canopée	Rugosité de la canopée	<i>Rumple</i>

Répartition verticale foliaire	Diversité verticale foliaire	FHD, <i>Foliage height diversity</i>
	Variation de densité de surface foliaire	cvLAD, <i>Leaf area density (coefficient variation)</i>

3. Microclimat thermique forestier

Capteurs thermiques

À chacun des points de mesure, un capteur thermique Easylog USB-1, conçu par Lascar Electronics, a été installé dans le courant de la semaine du 07/04/2025, programmé pour enregistrer la température toutes les 30 minutes. Ces capteurs sont protégés par un tube en PVC blanc afin d'éviter l'exposition directe à la lumière du soleil tout en étant suffisamment ventilés, accrochés à un arbre à un mètre du sol et pointant vers le nord (Figure 5). De plus, des capteurs ont été placés en milieu ouvert à Haugimont et à Nassogne pour enregistrer la température du macroclimat (Annexe 1). Quant à Arville, les températures macroclimatiques ont été analysées à l'aide de modèles numériques de températures issus du site internet opendata.meteo.be (<https://opendata.meteo.be>). Les valeurs étant similaires à celles de Nassogne, les valeurs obtenues par ces capteurs macroclimatiques ont été utilisées pour les deux zones d'étude de l'Ardenne.



Figure 5 Capteur thermique protégé par un tube PVC blanc accroché à un arbre.

Indices microclimatiques

L'ensemble des données thermiques sont enregistrées dans un tableur. Les températures retenues sont la température minimale, la température maximale et la température moyenne (Díaz-Calafat et al., 2023) pour chaque période correspondant aux enregistrements acoustiques, soit du 11/04/2025 au 15/04/2025 et du 16/06/2025 au 18/06/2025. L'amplitude thermique entre ces températures du macroclimat et celles de chacun des points de mesures a ainsi pu être calculée sur Excel :

$$\Delta T_{min} = T_{min_micro} - T_{min_macro}$$

$$\Delta T_{max} = T_{max_micro} - T_{max_macro}$$

$$\Delta T_{moy} = T_{moy_micro} - T_{moy_macro}$$

T indique la température, *min*, *max* et *moy* réfèrent à respectivement minimum, maximum et moyenne tandis que *micro* et *macro* définissent microclimat et macroclimat.

4. Avifaune et écoacoustique

Unités d'enregistrements autonomes

Les données acoustiques ont été enregistrées à l'aide de capteurs de type Song Meter Micro 1 (v1) et Song Meter Micro 2 (v2) élaborés par Wildlife Acoustics, comportant un microphone omnidirectionnel. Les paramètres de ces unités d'enregistrements autonomes (*Autonomous Recording Unit*, ARU) ont été réglés à 48000 Hz pour le taux d'échantillonnage et à 18 dB pour le gain (paramètre par défaut) comme utilisé par Mennill (2024) dans son étude. Deux périodes d'enregistrement ont été réalisées. Lors de la première période (P1), neuf ARUs v1 ont été posées dans le Condroz tandis que neuf ARUs v2 ont été déployées en Ardenne. Au cours de la deuxième période (P2) d'enregistrement, 9 v1 ont été placées dans le Condroz contre 3 v1 et 6 v2 en Ardenne. La P1 s'est déroulée du 11/04/2025 au 15/04/2025 et la P2 du 16/06/2025 au 18/06/2025. Pour chacune des périodes, les ARUs ont été programmées à l'avance et déployées au plus tôt trois jours avant le début du programme. La météo a été vérifiée au préalable et au cours de l'enregistrement pour éviter les journées venteuses et pluvieuses, sachant que les oiseaux sont moins actifs par ces temps, pour ainsi avoir 72h d'enregistrement sous des conditions similaires à chaque ARU.

Les 18 ARUs ont été fixées à un arbre à l'aide d'un cadenas à vélo à une hauteur variant de 1,80 à 2,10 m. L'arbre choisi était déjà muni d'un capteur thermique (*Figure 6*). Si l'arbre sélectionné pour le microclimat avait une circonférence supérieure à la taille du cadenas, un arbre voisin a été désigné. Chaque position GPS a été enregistrée grâce à une antenne RTK (DJI D-RTK 2) afin d'obtenir la meilleure précision possible pour dériver correctement les métriques de structure. Chacun des points de mesure a été nommé selon les numéros des ARUs de la P1. Plus précisément, le Condroz s'est vu attribuer les points de 1 à 9 tandis que l'Ardenne varie de 13 à 21 (*Annexe 1*).

À chacun de ces points, un inventaire de biodiversité potentielle avec une attention particulière aux essences, aux strates, aux bois morts sur pied et au sol et aux cavités a été effectué dans un rayon de 50m suivant un parcours en étoile à l'aide d'un GPS Garmin.



Figure 6 Capteurs acoustiques installés sur le terrain. À gauche : vue rapprochée d'un Song Meter Micro 2 accroché à un arbre à l'aide d'un cadenas. À droite : capteur acoustique associé à un capteur thermique.

Indices bioacoustiques

Pour l'identification des espèces, la totalité des fichiers audio a été analysée par le logiciel BirdNET (v2.0.0) à l'aide de Python (v3.11.6). Plusieurs paramètres sont à définir : la latitude et la longitude ont été ajustées à chaque point, la sensibilité par défaut a été conservée (égale à 1), la semaine a été adaptée selon P1 et P2 et plusieurs seuils de confiance ont été testés à savoir 0.70, 0.75, 0.80, 0.85 et 0.90. Selon Sethi et al. (2021), un seuil de confiance de 0.7-0.8 devrait être pertinent pour la plupart des études. Après une analyse comparative des espèces détectées, un seuil de 0.85 a été sélectionné. La détermination de ce dernier paramètre, compris dans un intervalle entre 0 et 1, est un point crucial qui influence la performance du logiciel, le nombre de détections et le nombre d'espèces (Pérez-Granados, 2023). Au plus le seuil est faible, au plus le risque de détecter des faux positifs est élevé. Les faux positifs sont des détections de BirdNET qui ont été mal classifiées dont les vocalisations peuvent provenir d'autres animaux, de sons anthropogéniques (comme des voix, des bruits de pas) ou des bruits environnementaux (comme le vent ou la pluie) (Kahl et al., 2021). Au contraire, plus le seuil de confiance est proche de 1, plus le taux de faux négatifs augmente. Les faux négatifs sont des vocalisations présentes que le logiciel n'a pas reconnues (Kahl, 2020). À la suite de l'analyse BirdNET, un tableau a été créé pour chaque fichier audio avec toutes les détections obtenues comprenant le nom commun, le nom scientifique, le temps au début de la détection (en seconde), le temps à la fin de la détection (en seconde) et le seuil de confiance.

Sur RStudio, l'analyse de la diversité de l'avifaune a ainsi pu débuter. Un tableau récapitulatif de toutes les espèces détectées a été généré dans le but de vérifier leur pertinence selon leur éthologie. À la suite de cette étape, les espèces jugées non appropriées au sujet de l'étude ont été éliminées des analyses ultérieures (*Annexes 2 et 3*). Un tableau présentant le nom des espèces détectées et leur effectif a ensuite été généré pour chaque ARU pour obtenir la **richesse spécifique**. De plus, l'abondance est associée à la valeur des effectifs pour chaque espèce.

Afin d'analyser la diversité spécifique, deux indices couramment utilisés ont été sélectionnés. D'une part, **l'indice de Shannon-Weiner** (H) calcule l'hétérogénéité au sein d'une communauté en prenant en compte la richesse et l'abondance. Cet indice est le plus courant en analyse de diversité spécifique (Mouillot & Leprêtre, 1999).

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

S est le nombre total en espèces et p_i est l'abondance relative en espèces (Mouillot & Leprêtre, 1999).

D'autre part, **l'indice de Gini-Simpson** (C) mesure la probabilité de rencontre de deux individus d'espèces distinctes pour mettre en avant les espèces abondantes (Mouillot & Leprêtre, 1999).

$$C = 1 - \sum_{i=1}^{i=S} p_i^2$$

S est le nombre total en espèces et p_i est l'abondance relative en espèces, identique à l'indice de Shannon (Mouillot & Leprêtre, 1999).

Par la suite, la totalité des enregistrements acoustiques a été analysée par Python (v3.11.6) pour calculer **l'indice de complexité acoustique** (*Acoustic Complexity Index*, ACI).

L'ACI est un indice écoacoustique conçu pour évaluer l'activité biotique de l'avifaune à partir des vocalisations, grâce aux variations d'intensité enregistrées (Pieretti et al., 2011; Verhelst et al., 2023). Cet indice, qui prend toujours une valeur positive, tend à augmenter avec la complexité de l'activité acoustique (Farina et al., 2011) .

$$ACI = \frac{\sum_{k=1}^n I_k - I_{k+1}}{\sum_{k=1}^n I_k}$$

$I_k - I_{k+1}$ représentant la différence absolue entre deux valeurs d'intensité adjacentes, k désigne une position temporelle au sein de la séquence et n indique le nombre total de ces positions (Farina et al., 2011).

En outre, **l'indice de différence normalisée du paysage sonore** (*Normalized Difference Soundscape Index*, NDSI) va permettre d'évaluer la perturbation anthropique sonore qui peut influencer les résultats. Ce traitement recourt également à Python. Cet indice varie entre -1 et 1, une faible valeur renseignant une activité anthropique élevée. (Verhelst et al., 2023)

$$NDSI = \frac{\beta - \alpha}{\beta + \alpha}$$

β indique l'énergie acoustique mesurée dans l'intervalle de fréquences de l'activité biophonique (2-8 kHz) et α désigne celle dans l'intervalle de fréquences anthropophoniques (1-2 kHz) (Kasten et al., 2012b).

Le *tableau 2* synthétise les variables de l'avifaune utilisées dans le cadre de ce travail.

Tableau 2 Récapitulatif des indices de l'avifaune utilisés dans la présente étude.

Types	Indices	Abréviations utilisées
Indices de diversité	Richesse spécifique	Richesse_alpha
	Indice de Shannon-Weiner	Shannon
	Indice de Gini-Simpson	Simpson
Indices écoacoustiques	Indice de complexité acoustique	ACI, <i>Acoustic complexity index</i>
	Perturbation anthropique sonore	NDSI, <i>Normalized Difference Soundscape index</i>

Traits fonctionnels

Une étude approfondie de l'avifaune a été dirigée à partir des traits fonctionnels caractérisant les espèces. Ils ont été divisés en trois catégories à savoir le trait migrateur, le trait cavernicole et la guilde trophique. Premièrement, le trait migrateur est représenté par les espèces migratrices et les espèces sédentaires. Deuxièmement, le caractère cavernicole est composé des espèces non cavernicoles, cavernicoles primaires et cavernicoles secondaires.

Troisièmement, les guildes trophiques reprennent les espèces granivores, insectivores strictes, insectivores et autres, omnivores, prédatrices et herbivores (*Annexe 4*).

Les tableaux récapitulatifs des espèces identifiées à la P1 et à la P2 ont été repris afin d'assigner à chaque espèce ses caractéristiques fonctionnelles (*Annexes 2 et 3*). Cette étape s'est basée sur la classification présente dans la thèse de Delahaye (2006) et sur les informations liées à l'écologie des espèces d'après Svensson et al. (2015).

5. Analyses statistiques

L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé à l'aide de RStudio sur base des fichiers finaux propres à chaque domaine (structure, microclimat et avifaune). Chacun de ces fichiers intègre les valeurs des indices calculés aux 18 points d'observation.

Représentation générale de l'ensemble des variables

Avant tout, un **corrélogramme** a été établi pour l'ensemble des variables pour obtenir une représentation générale avant de se pencher sur des analyses plus détaillées. Pour ce diagramme, seules les corrélations significatives avec un seuil fixé à 0,05 ont été conservées.

Influence de la structure verticale forestière sur le microclimat

Les premières analyses portent sur l'influence de la **structure** verticale forestière sur le **microclimat** thermique.

Dans un premier temps, une **analyse de redondance** (*Redundancy Analysis*, RDA) a été générée, les variables structurelles étant définies comme contraintes, tandis que les microclimatiques sont considérées comme variables à expliquer. À noter que les variables ont été centrées (moyenne égale à 0) et réduites (écart-type égal à 1) afin que leurs échelles soient comparables. La RDA est une ordination contrainte qui associe régression linéaire multivariée et analyse en composantes principales (ACP) (Borcard et al., 2011). Plusieurs tests statistiques ont permis de vérifier la validité des modèles (*Tableau 3*). Cette ordination recourt à la fonction *rda()* du package *vegan*, élaboré par Oksanen et al., accessible sur RStudio (Oksanen et al., 2001). En outre, l'ordination résulte d'une projection en corrélation grâce au paramètre *scaling=2*. Pour connaître la part de variance totale du modèle, le R^2 ajusté a été calculé. Il permet d'éviter les biais face à la complexité du modèle. Par ailleurs, la significativité de chaque variable contrainte a été évaluée à l'aide d'une analyse des variances basée sur permutations à l'aide de la fonction *anova()* avec un seuil α fixé à 0,05 (Borcard et al., 2011).

Dans un second temps, des **régressions linéaires** ont été élaborées pour obtenir une représentation plus détaillée des tendances. À nouveau, plusieurs tests statistiques ont permis de vérifier la validité des modèles et d'analyser les variances (*Tableau 3*).

Tableau 3 Tests statistiques utilisés pour vérifier les conditions d'application des modèles et pour analyser l'influence des variables explicatives sur les variables à expliquer.

Modèle	Test statistique	Utilité
Régression linéaire	Test de Durbin-Watson	Détection de l'autocorrélation des résidus
	Graphique résidus et valeurs ajustées	Vérification de l'homoscédasticité
	Histogramme des résidus et test de Shapiro-Wilk	Vérification de la normalité des résidus

	Levier (Leverage)	Détection des points d'influence potentielle
	Distance de Cook	Détection des points de forte influence
	Test t de Student	Analyse de l'influence de la variable explicative

Influence de la structure verticale forestière et du microclimat sur l'avifaune

La seconde partie des analyses porte sur l'influence de la **structure** verticale forestière et du **microclimat** sur l'**avifaune**.

Tout comme l'analyse de la structure et du microclimat, cette seconde partie a débuté par une **RDA**. Les variables contraintes sont définies par les variables structurelles et microclimatiques tandis que les variables à expliquer sont constituées des variables aviaires. La méthodologie détaillée précédemment, concernant la création de l'ordination et les tests statistiques, est également d'application pour cette analyse.

Des **régressions linéaires** ont ensuite été réalisées pour une explication plus détaillée. Ces régressions linéaires ont été vérifiées et analysées avec les tests du *tableau 3*.

Traits fonctionnels de l'avifaune

Des analyses complémentaires ont été menées pour étudier les relations entre la structure verticale forestière, le microclimat et les traits fonctionnels de l'avifaune.

Une **analyse en composante principale** (ACP) a été dirigée afin d'étudier les relations entre la structure verticale forestière, le microclimat et les traits fonctionnels. Cette ordination met en avant les variables les plus influentes et révèle les corrélations possibles. Cette analyse a été réalisée à l'aide de la fonction *PCA()* du package FactoMineR, conçu par Husson et al. (Lê et al., 2008) accessible sur RStudio. À noter que les variables ont été centrées (moyenne égale à 0) et réduites (écart-type égal à 1) afin que leurs échelles soient comparables.

III. Résultats

Il est important de signaler que deux ARUs (07 à Haugimont et 20 à Nassogne, localisés sur l'*annexe 1*) n'ont pas enregistré correctement lors de la première période. L'échantillonnage bioacoustique est ainsi composé de 34 échantillons au lieu de 36.

1. Représentation générale des variables

Le corrélogramme de la *figure 7* offre une vue générale des corrélations entre chaque variable utilisée dans cette étude que ce soit pour l'avifaune, la structure verticale forestière ou le microclimat. Il révèle plusieurs corrélations significatives dont certaines seront retenues pour la suite de ce travail.

D'un côté, plusieurs corrélations **intracatégories** sont identifiées.

Premièrement, au sein de la **catégorie aviaire**, la complexité acoustique (ACI) et la perturbation anthropique (NDSI) présentent une forte corrélation négative. De plus, la perturbation anthropique est aussi corrélée négativement à l'indice de Shannon.

Deuxièmement, pour les **variables structurelles**, l'écart interquartile de hauteurs (HIQR) et l'indice de relief de la canopée (CRR) évoluent de manière strictement opposée.

D'un autre côté, certaines corrélations **intercatégories** peuvent être mises en évidence.

Tout d'abord, entre les catégories **aviaire et structurelle**, la complexité acoustique (ACI) est fortement corrélée négativement à l'écart interquartile des hauteurs (HIQR) et positivement à l'indice de relief de la canopée (CRR). À l'inverse, la perturbation anthropique (NDSI) est fortement corrélée positivement à l'écart interquartile des hauteurs (HIQR) et négativement à l'indice de relief de la canopée (CRR).

Ensuite, entre les catégories **aviaires et microclimatiques**, la perturbation anthropique (NDSI) et l'effet tampon à partir des températures minimales (delta_Tmin) sont fortement corrélés positivement.

Finalement, entre les classes **structurelles et microclimatiques**, l'indice de rugosité de la canopée (Rumple) est fortement inversement corrélé à l'effet tampon à partir des températures minimales (delta_Tmin).

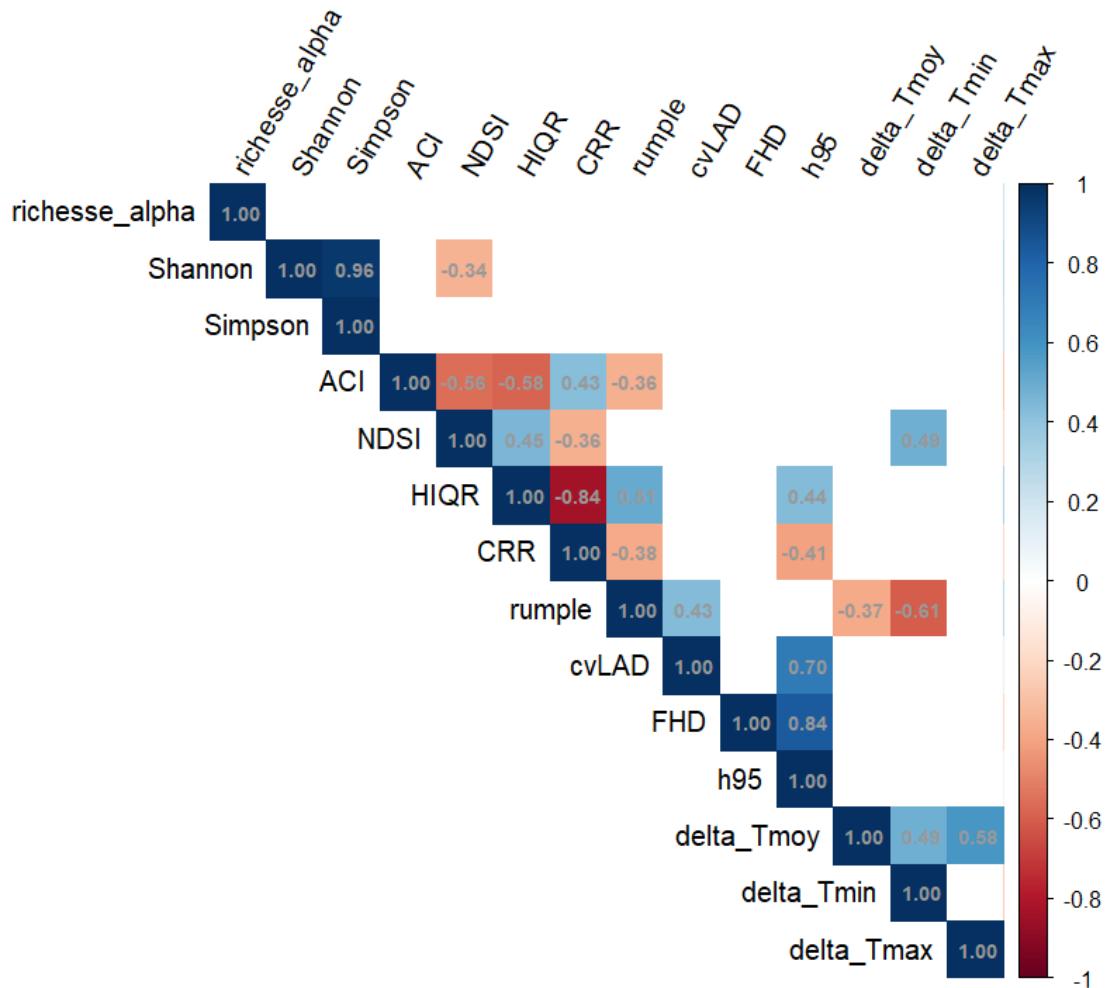


Figure 7 Corrélogramme reprenant les corrélations significatives de toutes les variables utilisées pour chacun des trois domaines

- (1) **avifaune** : richesse spécifique (richesse_alpha), indice de Shannon (Shannon), indice de Simpson (Simpson), indice de complexité acoustique (ACI) et perturbation anthropique sonore (NDSI) ;
- (2) **structure verticale forestière** : écart interquartile des hauteurs (HIQR), indice de relief de la canopée (CRR), indice de rugosité de la canopée (rumple), variation de densité de surface foliaire (cvLAD), diversité verticale du feuillage (FHD) et hauteur percentile 95 (h95) ;
- (3) **microclimat** : effet tampon des températures moyennes (delta_Tmoy), effet tampon des températures minimales (delta_Tmin) et effet tampon des températures maximales (delta_Tmax).

2. Influence de la structure forestière sur le microclimat

Analyse de redondance (RDA)

Une analyse de redondance (RDA) a été menée pour évaluer l'influence de la structure forestière sur le microclimat (Figure 8). Cette ordination explique 27,6% de la variance totale du microclimat à partir des variables contraintes de structure forestière. Le premier axe (RDA1) représente 30,8% de la variance expliquée par le modèle, soit 8,5% de la variance totale des données tandis que le second axe (RDA2) indique 9,1% de la variance expliquée, soit 2,5% de la variance totale.

Parmi les indices microclimatiques, l'effet tampon des températures minimales se distingue des autres au vu de la longueur de sa flèche définie principalement par RDA1. Une analyse de la part de variance a été menée à la suite de cette RDA pour connaître la contribution de chaque variable contrainte dans la variance de l'ensemble des variables à expliquer. En réponse à cette analyse, l'indice de rugosité de la canopée (Rumble) s'est distingué des autres avec une p-valeur de 0,001 et expliquant 22,87% de la variance du microclimat (Tableau 4). Bien que moins influente, la diversité verticale du feuillage joue aussi un rôle significatif dans la variance du microclimat avec une p-valeur de 0,012 et expliquant 9,93% de la variance (Tableau 4).

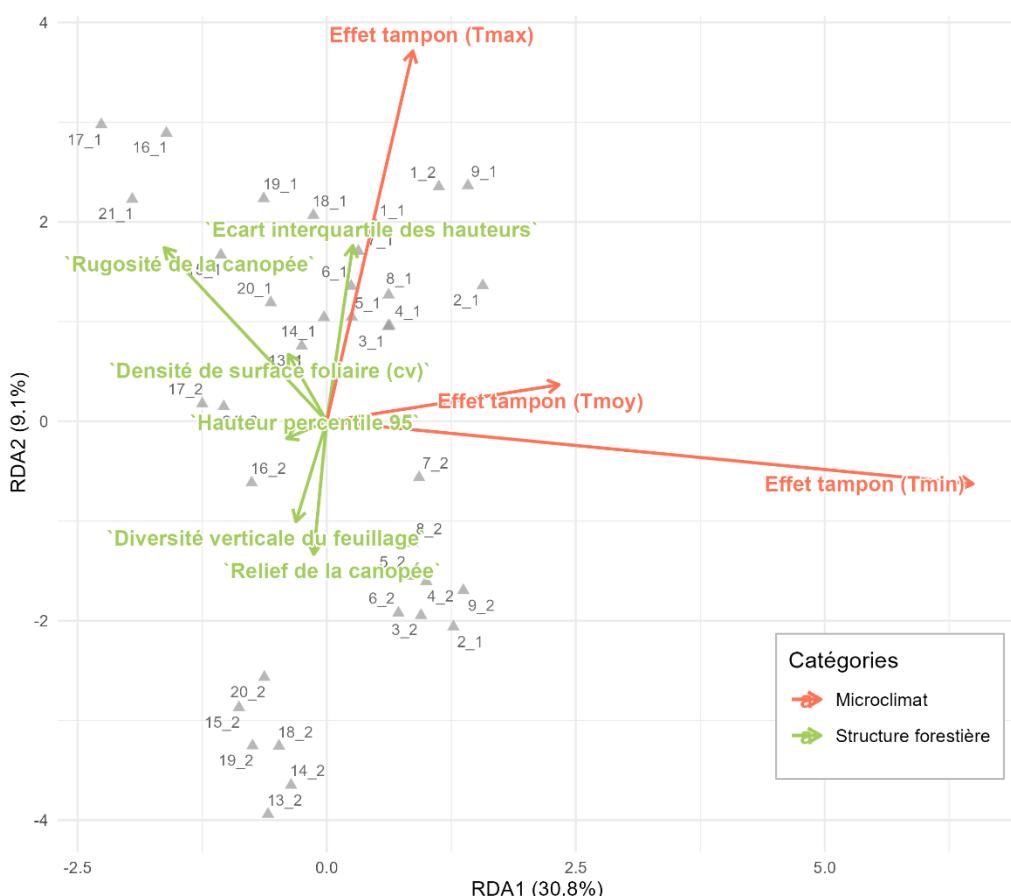


Figure 8 Analyse de redondance (RDA) de l'influence des variables de structure verticale forestière sur le microclimat.

(1) **Microclimat** : effet tampon des températures moyennes (*delta_Tmoy*), effet tampon des températures minimales (*delta_Tmin*) et effet tampon des températures maximales (*delta_Tmax*) ;

(2) **Structure verticale forestière** : écart interquartile des hauteurs (HIQR), indice de relief de la canopée (CRR), indice de rugosité de la canopée (rumple), variation de densité de surface foliaire (cvLAD), diversité verticale du feuillage (FHD) et hauteur percentile 95 (*h95*).

Tableau 4 Récapitulatif de la part de variance du microclimat expliquée par chaque variable contrainte de la structure forestière et leur p-valeur associées à la construction de la RDA.

Variables	Variance expliquée	p-valeur
Ecart interquartile des hauteurs (HIQR)	4,89%	0,085
Relief de la canopée (CRR)	0,13%	0,955
Rugosité de la canopée (Rumple)	22,87%	0,001 ***
Densité de surface foliaire (cvLAD)	1,16%	0,610
Diversité verticale du feuillage (FHD)	9,93%	0,012 *
Hauteur percentile 95 (h95)	1,00%	0,647

Régressions linéaires

Une étude approfondie sous forme de régression linéaire a été dirigée pour observer la tendance des variables du microclimat en fonction de l'indice de rugosité de la canopée (Rumple) et de la diversité verticale de la canopée (Figure 9).

L'unique relation significative identifiée est une relation négative entre le Rumple et l'effet tampon des températures minimales (delta_Tmin). De fait, delta_Tmin chute lorsque Rumple augmente. Néanmoins, bien que les valeurs extrêmes influençant le modèle ont été éliminées, deux valeurs (21_1 et 21_2) se trouvent à l'écart des autres et semblent peser sur la pente du modèle des températures minimales. De plus, un effet entre les deux zones bioclimatiques peut être observé. De fait, delta_Tmin est négatif voire proche de 0 en Ardenne tandis qu'il est positif dans le Condroz.

Il convient de préciser que les régressions linéaires de la diversité verticale de la canopée ne révèlent aucune relation significative.

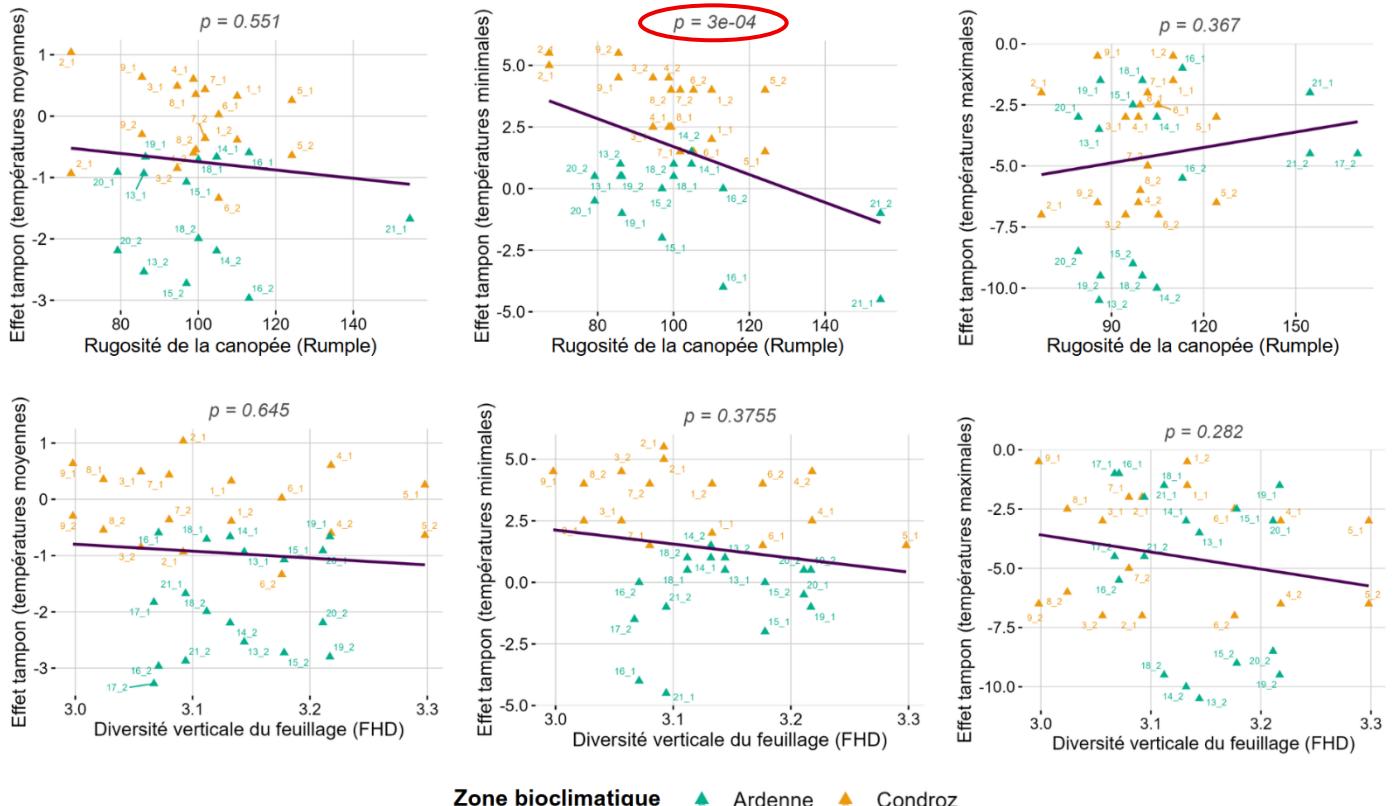


Figure 9 Régressions linéaires des variables microclimatiques en fonction de l'indice de rugosité de la canopée (Rumble) et de la diversité verticale du feuillage (FHD) avec une distinction des zones bioclimatiques, les valeurs significatives étant encerclées en rouge.

3. Influence de la structure forestière et du microclimat sur l'avifaune

Analyse de redondances (RDA)

Pour évaluer l'influence des variables de structure forestière et de microclimat sur les variables de l'avifaune, une RDA a, de nouveau, été générée (Figure 10).

Cette ordination explique 14,5% de la variance totale des indices d'avifaune à partir des variables contraintes de structures forestières et du microclimat. Le premier axe (RDA1) illustre 22,2% de la variance expliquée par le modèle, soit 3,22% de la variance totale, alors que le second axe représente 9,2% de la variance expliquée, soit 1,3% de la variance totale. Parmi les indices aviaires, la complexité acoustique et la perturbation anthropique se distinguent des autres grâce à la longueur de leur flèche.

Comme suggéré dans le corrélogramme (Figure 7), la RDA (Figure 10) montre que la perturbation anthropique est corrélée positivement à l'écart interquartile des hauteurs (HIQR) et à l'amplitude des températures minimales (delta_Tmin) tandis que la complexité acoustique est radicalement opposée à ces corrélations. Une analyse des variances associées à ce modèle permet de confirmer la corrélation significative du HIQR et du delta_Tmin sur l'avifaune, les autres variables ne présentant pas d'effet significatif (Tableau 5).

Résultats

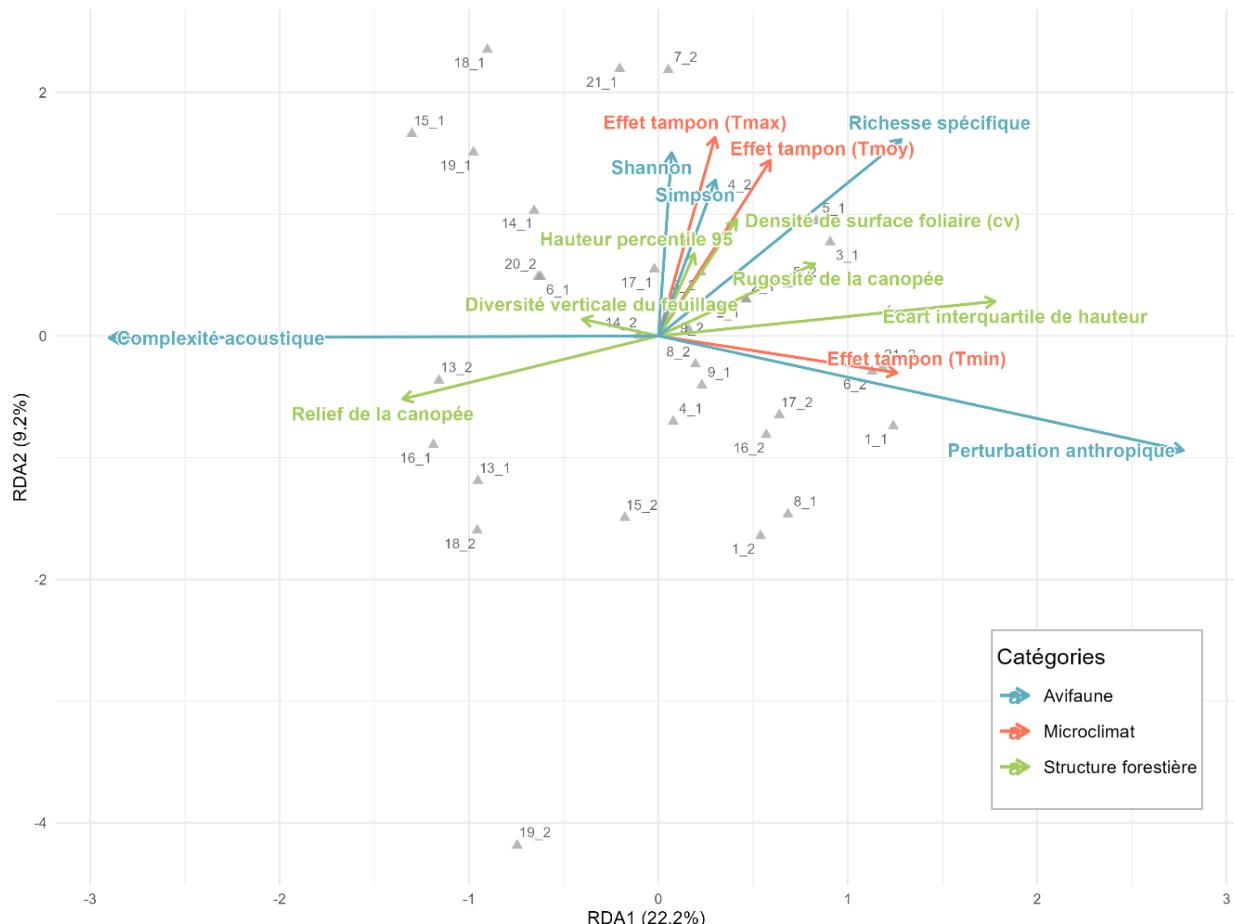


Figure 10 Analyse de redondance (RDA) de l'influence des variables microclimatiques (rouge) et de structure verticale forestière (vert) sur les indices liés à l'avifaune (bleu).

(1) **Avifaune** : richesse spécifique, indice de Shannon, indice de Simpson, indice de complexité acoustique et perturbation anthropique sonore ;

(2) **Structure verticale forestière** : écart interquartile des hauteurs (HIQR), indice de relief de la canopée (CRR), indice de rugosité de la canopée (Rumble), variation de densité de surface foliaire (cvLAD), diversité verticale du feuillage (FHD) et hauteur percentile 95 (h95) ;

(3) **Microclimat** : effet tampon des températures moyennes (delta_Tmoy), effet tampon des températures minimales (delta_Tmin) et effet tampon des températures maximales (delta_Tmax).

Tableau 5 Récapitulatif de la part de variance de l'avifaune expliquée par chaque variable contrainte de la structure forestière et du microclimat et leur p-valeur associées à la construction de la RDA.

Variables	Variance expliquée	p-valeur
Effet tampon températures moyennes (delta_Tmoy)	4,33%	0,162
Effet tampon températures maximales (delta_Tmax)	3,16%	0,297
Effet tampon températures minimales (delta_Tmin)	9,71%	0,014 *
Ecart interquartile des hauteurs (HIQR)	9,13%	0,017 *
Relief de la canopée (CRR)	1,49%	0,650
Rugosité de la canopée (Rumble)	5,18%	0,105
Densité de surface foliaire (cvLAD)	0,72%	0,866
Diversité verticale du feuillage (FHD)	2,88%	0,342
Hauteur percentile 95 (h95)	1,20%	0,727

Régressions linéaires

Une étude plus approfondie de ces effets significatifs entre les indices de structure forestière et de microclimat a été dirigée à l'aide de régressions linéaires.

Dans un premier temps, la *figure 11* montre la relation linéaire entre les cinq indices de l'avifaune et **l'écart interquartile des hauteurs** (HIQR) associé à la covariable de la biodiversité potentielle. D'un côté, la relation significative entre la complexité acoustique et le HIQR est confirmée ; plus le HIQR est élevé, plus la complexité acoustique chute. D'un autre côté, l'effet positif significatif du HIQR sur la perturbation anthropique est également observé. Il est à noter que les indices de Shannon et Simpson croissent aussi avec HIQR même si la relation est plus faible. Par ailleurs, bien que la plupart des valeurs de structure des zones bioclimatiques soient mélangées, les plus faibles HIQR se trouvent en Ardenne alors que les plus élevées sont celles du Condroz.

Dans un deuxième temps, une analyse par régression linéaire a également été menée pour **l'indice de relief de la canopée** (CRR) associé à la covariable de biodiversité potentielle au vu des corrélations significatives observées à la *figure 7*. La *figure 12* révèle une relation significative avec la complexité acoustique et la perturbation anthropique en fonction du CRR comme avec le HIQR mais aussi avec les indices de Shannon et Simpson. Ces deux indices de diversité et la perturbation anthropique chutent lorsque CRR croît tandis que la complexité acoustique augmente avec une élévation du CRR. Il faut préciser que les valeurs minimales de CRR restent proches de 0,5. Comme précédemment, les valeurs ne présentent pas une nette différence entre les zones bioclimatiques mais les plus faibles sont localisées dans le Condroz tandis que les plus élevées sont en Ardenne.

Dans un troisième temps, la *figure 13* illustre les régressions linéaires des cinq variables aviaires en fonction de **l'effet tampon des températures minimales** (delta_Tmin), unique variable microclimatique jouant un rôle significatif dans la variance de l'avifaune. Seule la perturbation anthropique est influencée significativement par le delta_Tmin et présente une relation positive. Bien que les relations soient plus légères, les indices de Shannon et Simpson et la complexité acoustique diminuent lorsque delta_Tmin augmente. À l'inverse, la richesse spécifique augmente légèrement avec une croissance de delta_Tmin. Par ailleurs, une distinction nette est observée entre les mesures condruisiennes et ardennaises. Effectivement, delta_Tmin est négatif voire proche de 0 en Ardenne tandis qu'il est positif dans le Condroz.

Résultats

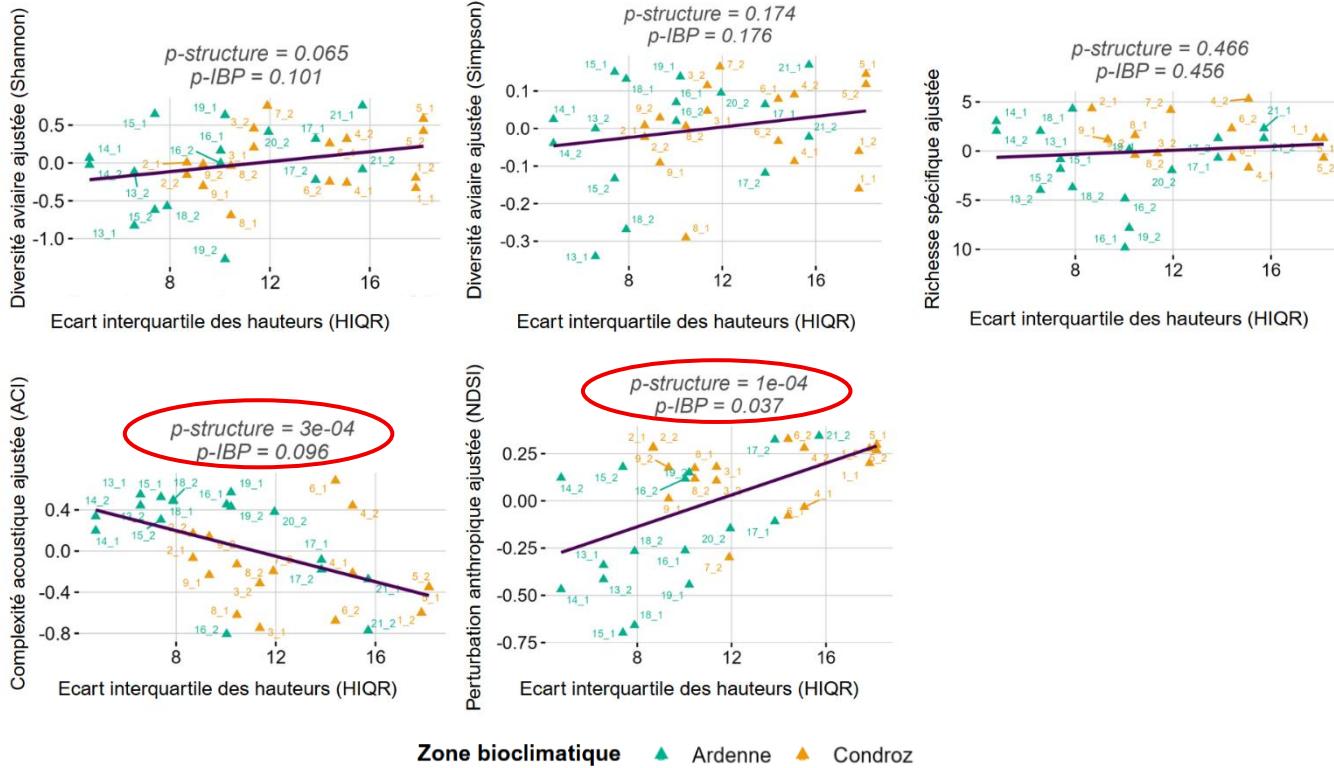


Figure 11 Régressions linéaires des variables de l'avifaune en fonction de l'écart interquartile des hauteurs (HIQR) avec une distinction des zones bioclimatiques, les valeurs significatives étant encerclées en rouge. Le score de biodiversité potentielle (IBP) a été sélectionné comme covariable du modèle.

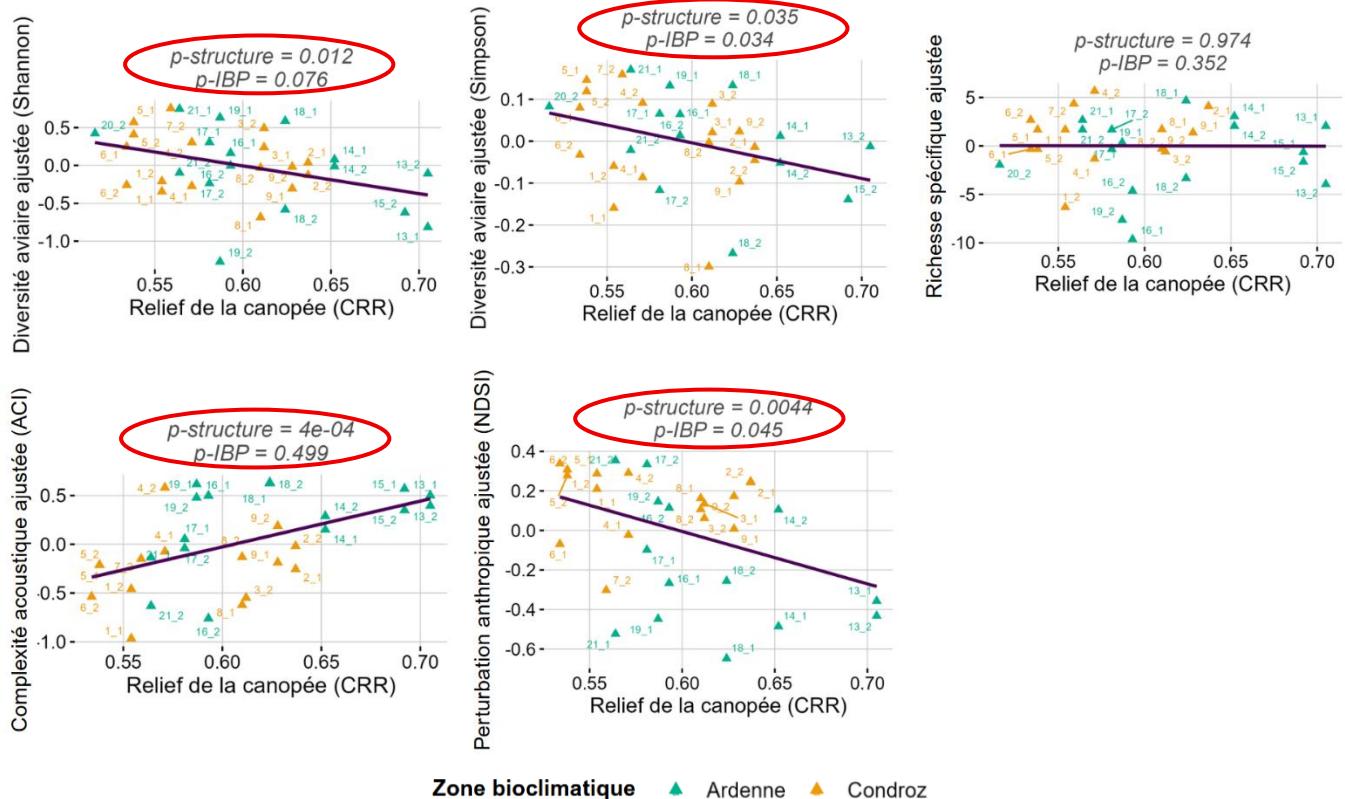


Figure 12 Régressions linéaires des variables de l'avifaune en fonction de l'indice de relief de la canopée (CRR) avec une distinction des zones bioclimatiques, les valeurs significatives étant encerclées en rouge. Le score de biodiversité potentielle (IBP) a été sélectionné comme covariable du modèle.

Résultats

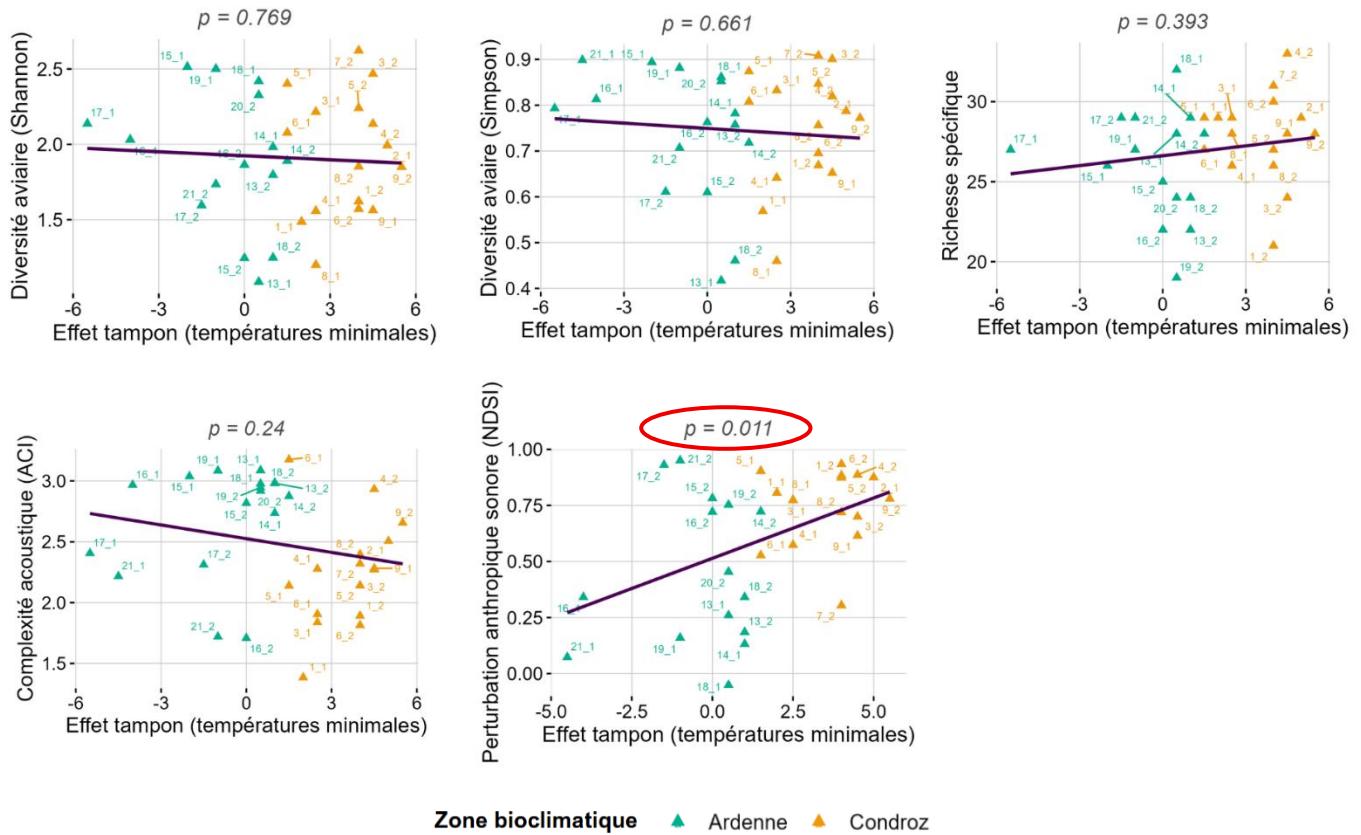


Figure 13 Régressions linéaires des variables de l'avifaune en fonction de l'effet tampon des températures minimales ($\delta_{T\min}$) avec une distinction des zones bioclimatiques, les valeurs significatives étant encerclées en rouge.

4. Traits fonctionnels de l'avifaune

Une analyse par composantes principales (ACP) a été générée pour observer la relation entre les variables microclimatiques, structurelles et les traits fonctionnels (Figure 14). Cette ordination représente 35,7% (21,5% pour le premier axe et 14,2% pour le second axe) de la variance au sein de l'ensemble des variables.

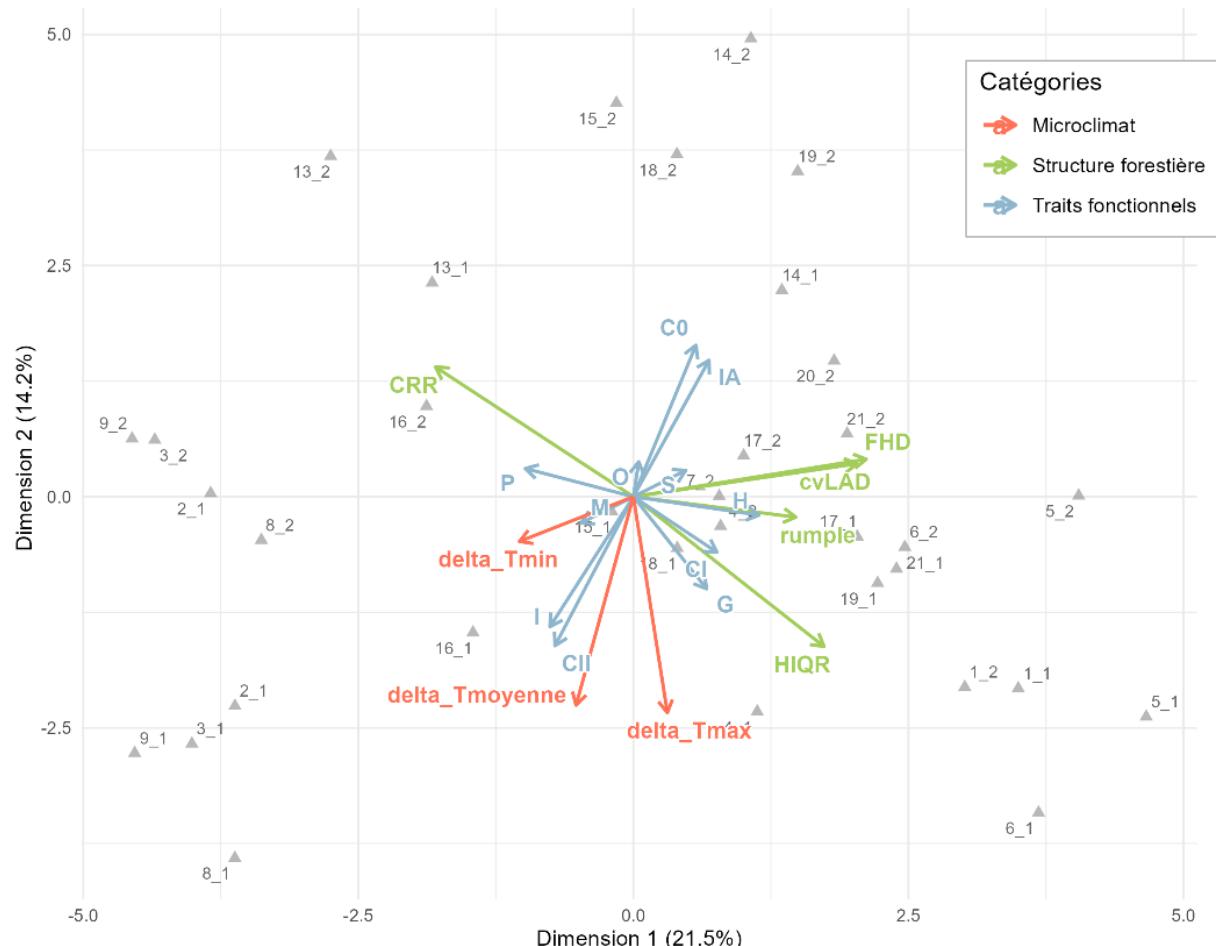


Figure 14 Analyse par composante principale (ACP) des variables microclimatiques (rouge), de structure forestière (vert) et des traits fonctionnels (bleu).

- (1) **Microclimat** : effet tampon des températures moyennes (*delta_Tmoyenne*), effet tampon des températures minimales (*delta_Tmin*) et effet tampon des températures maximales (*delta_Tmax*) ;
- (2) **Structure verticale forestière** : écart interquartile des hauteurs (*HIQR*), indice de relief de la canopée (*CRR*), indice de rugosité de la canopée (*rumple*), variation de densité de surface foliaire (*cvLAD*), diversité verticale du feuillage (*FHD*) et hauteur percentile 95 (*h95*) ;
- (3) **Traits fonctionnels** : migrants (*M*), sédentaires (*S*), non-cavernicoles (*C0*), cavernicoles primaires (*CI*), cavernicoles secondaires (*CII*), insectivores stricts (*I*), insectivores et autres (*IA*), granivores (*G*), herbivores (*H*), omnivores (*O*), prédateurs (*P*).

Tout d'abord, cette ACP montre des corrélations strictement opposées **au sein de chaque groupe fonctionnel**.

Concernant le trait migrant, les espèces migratrices sont opposées aux espèces sédentaires. A propos du trait cavernicole, les espèces non cavernicoles sont opposées aux cavernicoles secondaires. Quant aux guildes trophiques, les espèces insectivores sont opposées aux insectivores et autres.

Ensuite, plusieurs relations **entre les catégories fonctionnelles** peuvent être retenues. D'une part, les espèces insectivores et autres (IA) sont fortement corrélées positivement aux non cavernicoles. Bien que les variables du trait migrateur soient moins influentes dans l'ACP, les sédentaires sont corrélés positivement à IA et aux non cavernicoles. D'autre part, les insectivores et les cavernicoles secondaires présentent une corrélation fortement positive. De la même manière que les sédentaires sont corrélés à IA et aux non cavernicoles, les migrants sont corrélés aux insectivores et aux cavernicoles secondaires. Par ailleurs, les cavernicoles primaires sont corrélés positivement aux granivores.

Finalement, une analyse **intercatégories** peut être menée.

En termes de **variables structurelles**, l'indice de rugosité de la canopée (Rumble) est en étroite relation avec les espèces herbivores. De plus, l'écart interquartile des hauteurs (HIQR) est corrélé de manière considérable aux granivores et aux cavernicoles primaires tandis que l'indice de relief de la canopée (CRR) tend vers les espèces prédatrices.

Concernant les **variables microclimatiques**, l'effet tampon des températures moyennes (delta_Tmoyenne) semble avoir de l'influence sur les insectivores et les cavernicoles secondaires tandis que l'effet tampon des températures maximales (delta_Tmax) est en corrélation avec les granivores et, plus faiblement, aux cavernicoles primaires. Par ailleurs, l'effet tampon des températures minimales (delta_Tmin) et les migrants sont des variables moins influentes du modèle mais elles sont corrélées entre elles.

IV. Discussion

1. Influence de la structure forestière sur le microclimat

Le premier objectif était d'évaluer l'impact de la **structure** verticale forestière sur le **microclimat** thermique. Il a été posé comme hypothèse qu'une structure plus complexe avec un profil vertical hétérogène renforcerait l'effet tampon thermique entre le microclimat forestier et le macroclimat.

Suite à l'analyse des résultats, l'intensité de l'**effet tampon des températures minimales** est plus importante lorsque l'**indice de rugosité de la canopée** diminue (*Figures 8 et 9*). Autrement dit, une hétérogénéité tridimensionnelle prononcée de la canopée conduirait à des températures minimales microclimatiques similaires à celles du milieu ouvert. Cette observation s'oppose à l'hypothèse de départ. Comme l'a montré Ehbrecht et al. (2019), une structure verticale plus complexe révèle un meilleur effet tampon. De fait, l'hétérogénéité globale de la végétation, notamment la présence de nombreuses strates ou une densité importante, atténue le mélange de masses d'air par le vent et limite la hausse des températures en filtrant le rayonnement solaire (Díaz-Calafat et al., 2023; Ehbrecht et al., 2019). Grâce à ces processus, l'effet tampon est ainsi renforcé. Il convient de préciser que l'indice de rugosité évalue la surface de la canopée mais ne prend pas en compte les éléments sous le couvert ce qui pourrait expliquer ce résultat. Cependant, l'indice de diversité verticale foliaire mettant en évidence la présence de strates n'a pas montré de relation significative dans les régressions linéaires (*Figure 9*) même si une corrélation significative a été observée dans la RDA (*Tableau 4*). L'absence d'observation de relation significative entre ces variables pourrait être causée par la taille d'échantillon réduite de ce mémoire.

Il convient de souligner que la relation significative de l'effet tampon des températures minimales est à interpréter avec précaution. Même si les valeurs extrêmes influentes ont été éliminées, deux mesures se retrouvent à part et semblent peser sur la pente du modèle des températures minimales. Ces mesures sont situées au point 21 à Arville (*Annexe 1*). Sur le terrain, il a été observé que ce point est à la limite entre une chênaie et une pessière et présente une régénération haute d'épicéa. Ces caractéristiques pourraient expliquer la valeur extrême de structure tridimensionnelle, l'indice de rugosité reflétant la structure générale du peuplement.

De plus, un contraste **entre les zones bioclimatiques** par rapport à l'amplitude des températures minimales peut être observée (*Figure 9 et Annexe 5a*). Effectivement, les valeurs d'amplitude thermique sont plus élevées dans le Condroz tandis que celles de l'Ardenne fluctuent majoritairement autour de 0, ce qui informe que les températures micro- et macroclimatiques sont proches. Cette observation indiquerait un effet tampon plus marqué à Haugimont. Le placement des capteurs macroclimatiques pourrait influencer ces résultats. Pour rappel, ces capteurs ont été placés en zone ouverte à proximité des zones d'étude. A Nassogne, les deux capteurs macroclimatiques ont été placés dans une mise à blanc au sein de la forêt (*Annexe 1*). Par conséquent, bien qu'ils soient plus exposés que sous la canopée, les peuplements alentours ont pu atténuer l'exposition au soleil, le vent et le mélange des masses d'air (Díaz-Calafat et al., 2023; Van der Perre et al., 2015). Par ailleurs, un manque de précision pourrait aussi être observé en raison de l'absence de capteurs macroclimatiques à Arville. Il convient de rappeler que les données utilisées sont celles des capteurs de Nassogne car le modèle numérique de températures montrait des conditions similaires entre les deux sites.

En résumé, un effet tampon semblerait plus marqué lorsque la canopée est plus homogène ce qui contredit l'hypothèse de départ et les études existantes. La différence significative entre les zones bioclimatiques observée pourrait être induite notamment par la position des capteurs macroclimatiques.

La méthode du LiDAR a permis de quantifier précisément l'hétérogénéité structurelle au sein des peuplements forestiers, cruciale pour le microclimat qui nécessite une fine échelle. Par rapport aux estimations issues de relevés traditionnels sur le terrain, l'aspect tridimensionnel des nuages de points permet une analyse très fine de la structure afin de mieux comprendre son rôle dans le microclimat forestier (Camarretta et al., 2020; De Frenne et al., 2021). Toutefois, la taille réduite de l'échantillonnage pourrait limiter l'observation de relations significatives.

De plus, les capteurs thermiques enregistrant la température toutes les 30 minutes ont renforcé le jeu de données pour le calcul de l'amplitude thermique pour les températures moyennes, maximales et minimales. Cependant, la variation des données macroclimatiques en fonction du placement des capteurs macroclimatiques est à analyser.

Par ailleurs, choisir de multiples indices, de structure et microclimatiques, a permis de mettre l'accent sur les variables les plus influentes sur le microclimat.

2. Influence de la structure forestière sur l'avifaune

Le deuxième objectif était de déterminer l'influence de la **structure** verticale forestière sur la diversité de **l'avifaune** et sur son activité acoustique. A priori, une structure verticale plus complexe, créant un nombre plus élevé de microhabitats, favoriserait la diversité aviaire et son activité acoustique.

L'analyse des résultats (*Figures 10, 11 et 12*) met en évidence que la complexité acoustique diminue si l'écart interquartile des hauteurs (HIQR) augmente et si l'indice de relief de la canopée (CRR) décroît. Néanmoins, la sélection de la covariable pour la régression linéaire influence la significativité des modèles.

En d'autres termes, **l'activité acoustique aviaire** semblerait être plus complexe lorsque la dispersion des hauteurs de la végétation est plus homogène et que la masse foliaire est concentrée dans la partie supérieure du profil vertical. En revanche, la **perturbation anthropique sonore** serait associée à une distribution des hauteurs des arbres plus complexe et à une concentration de la masse foliaire vers le milieu, voire dans la partie inférieure, du profil vertical. Cette perturbation se manifeste plus fortement dans le Condroz qu'en Ardenne (*Annexe 5c*). Ce phénomène pourrait être expliqué par la présence d'un sentier public traversant la forêt d'Haugimont sur sa longueur (*Annexe 1*) et qui favorise le passage humain. Au contraire, les forêts sont moins perturbées par les visiteurs en Ardenne.

Par ailleurs, la complexité acoustique aviaire est opposée à la perturbation anthropique. Ce phénomène pourrait être causé par un effet d'évitement de la faune face à la présence humaine (Darras et al., 2018). A titre d'informations complémentaires, ces tendances influencées par les zones bioclimatiques sont illustrées à *l'annexe 5c*.

En outre, une gradation de la structure verticale forestière est retrouvée en fonction de la **zone bioclimatique** bien que la différence ne soit pas significative (*Annexe 5b*). De fait, l'Ardenne tend vers un relief aux sommets prononcés et un profil vertical plus simple (CRR élevé et faible HIQR) tandis que la tendance inverse est observée dans le Condroz (*Figures 11 et 12*). La *figure 15* illustre ces caractéristiques à l'aide de nuages de points. Cet effet est probablement causé par la gestion sylvicole contrastée d'une zone à l'autre. Effectivement, la forêt

d'Haugimont est gérée depuis 1992 en Pro Silva qui privilégie la régénération naturelle et le mélange des essences autochtones qui sont les plus adaptées aux stations (Bille et al., 2013; Debois et al., 2024). En revanche, la gestion Pro Silva des forêts ardennaises sélectionnées a été appliquée plus tard (2013 pour Nassogne) et la régénération est encore contrôlée dans certains sites pour maintenir une chênaie (Barvaux & De Roover, 2013). De plus, le gibier exerce une pression importante sur la régénération En raison d'une structure verticale plus diversifiée grâce à ce mode de gestion et de l'attrait de la forêt par le public dans le Condroz, la perturbation anthropique semblerait être associée à une structure plus complexe. Cependant, la présence de chemins publics joue un rôle important dans cette observation.

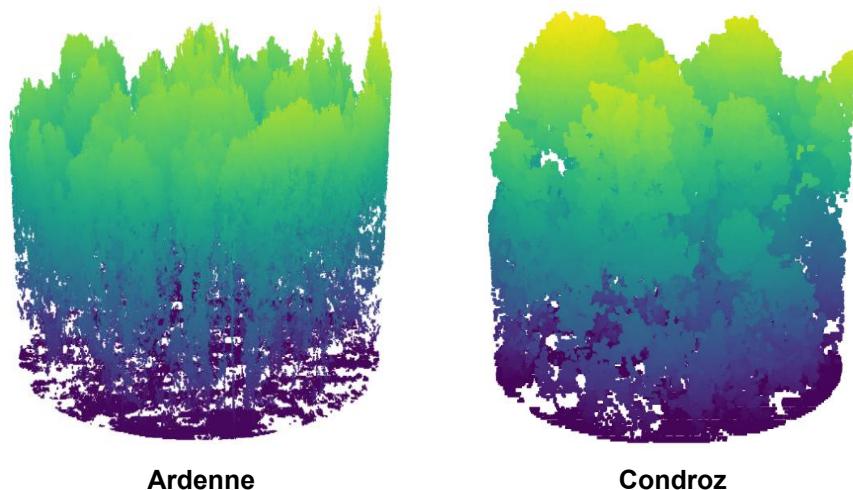


Figure 15 Nuages de points, couleurs selon un gradient de hauteur.

A gauche : point de mesure ardennais avec un relief aux sommets marqués et une masse foliaire concentrée dans la partie supérieure (CRR élevé) et une distribution des hauteurs homogène (HIQR faible).

A droite : point de mesure condruisien avec un relief présentant des creux et une masse foliaire concentrée vers le milieu du profil vertical (CRR proche de 0,5) et répartition des hauteurs plus complexe (HIQR élevé).

Bien que la RDA (Figure 10) ne les mette pas en évidence, il faut souligner que les **indices de diversité** (Shannon et Simpson) sont impactés significativement par le CRR (Figure 12). L'hétérogénéité de la communauté et la probabilité que deux individus d'espèces différentes se rencontrent augmentent lorsque la biomasse est concentrée vers le centre du profil vertical. Cette structure présenterait ainsi une distribution des hauteurs plus diversifiée et serait composée d'une plus grande diversité et abondance de microhabitats. Cette caractéristique permettrait d'accueillir une diversité plus importante de l'avifaune (Goodbody et al., 2021). Il convient de rappeler que le seuil de confiance de BirdNET avait été fixé à 0,85 ; ce paramètre fait varier la composition en espèces et le nombre de détections, ce qui impacte les résultats (Pérez-Granados, 2023).

Dans ce cas, l'influence de la **zone bioclimatique** sur les indices de diversité aviaire n'est pas significative (Annexe 5c). Par ailleurs, une corrélation négative a été observée entre les indices de diversité (Shannon et Simpson) et la complexité acoustique. A priori, une relation positive entre la complexité acoustique et la diversité était attendue comme l'a démontré McGrann et al.(2022) avec la richesse spécifique. Or, ce n'est pas toujours le cas. Effectivement, un chant, constitué de vocalisations très variées, comme celui de la grive musicienne (*Turdus philomelos*), va complexifier l'activité bioacoustique sans pour autant en augmenter la diversité spécifique (Verhelst et al., 2023).

Il convient de rappeler que la RDA (*Figure 10*) n'explique que 14,5% de la variance totale de l'avifaune, d'autres facteurs entrent donc probablement en jeu. Cependant, le nombre d'échantillons réduit a pu limiter la variabilité étudiée et la probabilité d'observer des relations significatives. Effectivement, la courbe d'accumulation de richesse spécifique n'atteint pas une asymptote (*Annexe 6*), ce qui indique que l'échantillon n'est pas encore optimal et que toutes les espèces présentes n'ont probablement pas été recensées. L'indice de Chao, permettant d'estimer la richesse spécifique cumulée minimale à atteindre pour avoir un échantillonnage suffisant (Chao, 1984), s'élève à 98 alors que la richesse cumulée est de 81 dans ce travail.

En somme, la diversité aviaire serait plus importante si le profil vertical est plus diversifié tandis que l'activité acoustique serait plus complexe lorsque le profil est plus homogène. Par conséquent, l'hypothèse n'est que partiellement validée. Il était attendu que l'activité acoustique croisse avec la diversité. Cependant, l'effet inverse a été observé.

La méthode du LiDAR offre la possibilité d'obtenir des données structurelles plus précises sur la végétation pour caractériser au mieux l'habitat de l'avifaune à chacun des points. En effet, la distribution des hauteurs du profil vertical et la forme de la canopée n'auraient pas été aussi détaillées avec des mesures sur le terrain. De plus, associer des variables écoacoustiques à des variables de diversité permet d'avoir une vue générale sur l'ensemble de la communauté et du paysage et de mieux comprendre les relations écologiques complexes. Par ailleurs, travailler sur plusieurs indices qu'ils soient liés au LiDAR, à l'écoacoustique ou à la diversité permet de cibler le plus judicieusement possible les variables influentes.

3. Influence du microclimat forestier sur l'avifaune

Le troisième objectif de cette étude porte sur l'influence du **microclimat** thermique forestier sur la diversité de **l'avifaune** et sur son activité acoustique. L'hypothèse convenue est qu'une intensité plus élevée de l'effet tampon favoriserait une diversité plus élevée et une activité acoustique plus complexe.

L'analyse de la variance de la RDA (*Tableau 5*) révèle que **l'amplitude thermique des températures minimales** (*delta_Tmin*) est la variable microclimatique la plus influente du modèle. Parmi les cinq variables aviaires, seule la **perturbation anthropique** présente une relation positive significative avec l'amplitude thermique (*Figure 13*). Pour rappel, la RDA n'explique que 14,5% de variance totale de l'avifaune, d'autres facteurs entrent donc en jeu. Toutefois, comme détaillé précédemment, la taille réduite de l'échantillonnage a pu masquer certaines relations.

Cette relation suggère que la perturbation anthropique sonore semblerait être accrue avec une intensité plus importante de l'effet tampon. Précédemment, lors de l'étude de l'influence de la structure forestière sur l'avifaune, la perturbation anthropique s'est révélée considérable dans cette même zone bioclimatique. Cette observation pourrait être expliquée par la présence du chemin public traversant la forêt sur sa longueur (*Annexe 1*) attirant ainsi plus de visiteurs. Par conséquent, il est possible que le microclimat ne soit pas lié directement à la variation de la perturbation anthropique.

À nouveau, l'amplitude thermique des températures minimales est plus élevée dans le Condroz. Comme détaillé dans la partie 1. *Influence de la structure forestière sur le microclimat*, cette différence entre les zones bioclimatiques pourrait être observée en raison du placement des capteurs macroclimatiques.

Par ailleurs, bien que les résultats n'aient pas été concluants dans le présent travail, des études antérieures ont montré que la richesse spécifique aviaire était plus importante si un effet tampon était plus marqué. À long terme, les populations d'oiseaux montreraient un déclin plus faible pour amplitude thermique considérable en raison de conditions climatiques extrêmes atténuées (Kim et al., 2022; Massimino et al., 2020). Une étude à plus long terme pourrait être menée pour approfondir les connaissances. En outre, le seuil de confiance de BirdNET pourrait aussi jouer un rôle dans les résultats en influençant la composition en espèces et le nombre de détections (Pérez-Granados, 2023).

4. Traits fonctionnels de l'avifaune

Une étude complémentaire a été menée pour observer les relations entre les traits fonctionnels des espèces aviaires, la structure verticale forestière et le microclimat via une ACP (*Figure 14*). À titre de rappel, les traits fonctionnels sont divisés en trait migrateur, trait cavernicole et guildes trophiques et sont attribués aux espèces identifiées aux *annexes 2 et 3*.

Variables des traits fonctionnels

Une première approche consiste à interpréter les relations des variables des traits fonctionnels (trait migrateur, trait cavernicole et guilde trophique).

L'opposition révélée entre les variables par l'ACP montre un attrait différent pour le choix de l'habitat selon que les espèces soient migratrices ou sédentaires, cavernicoles secondaires ou non cavernicoles et insectivores stricts ou insectivores et autres. Cette opposition entre les espèces migratrices et sédentaires résulte du caractère binaire du trait migrateur. Par ailleurs, les espèces étant définies par un seul critère pour chaque catégorie, il est normal d'observer ces distinctions.

Pour plus de détails, *l'annexe 7* illustre les histogrammes de fréquences à chaque point.

Relations entre la structure forestière et les traits fonctionnels

Une deuxième approche évalue la relation entre la **structure** forestière et les **traits fonctionnels**.

Les corrélations les plus étroites se manifestent, d'une part, entre Rumple² et les herbivores et, d'autre part, entre HIQR³, les cavernicoles primaires et les granivores. Bien que moins forte, une troisième corrélation peut être retenue entre CRR⁴ et les prédateurs.

Dans un premier temps, les oiseaux catégorisés comme **herbivores**, tels que le pigeon colombin (*Columba oenas*) ou le pigeon ramier (*Columba palumbus*), se trouveraient dans des zones avec une canopée plus hétérogène. Ces espèces favorisent des zones proches des milieux ouverts où ils trouvent leur principale source de nourriture ce qui contraste avec l'observation de l'ACP. Néanmoins, le pigeon colombin étant cavernicole secondaire, il a besoin d'une cavité existante pour nicher (Svensson et al., 2015).

Les cavités étant généralement conçues par les pics qui favorisent des milieux plus complexes, le pigeon colombin pourrait ainsi se trouver dans des zones plus hétérogènes lors de ses comportements de chants. En outre, les indices LiDAR ont été calculés à partir d'un rayon de 50 m autour du point de mesure. Par conséquent, une trouée pourrait être présente

² Rumple : indice de rugosité de la canopée

³ HIQR : écart interquartile des hauteurs

⁴ CRR : indice de relief de la canopée

au-delà de ce tampon circulaire tout en restant à proximité de l'habitat de cet oiseau même si le point est caractérisé comme plus hétérogène.

Dans un deuxième temps, les espèces **granivores** et les **cavernicoles primaires** sembleraient choisir des milieux où la distribution verticale de la végétation est plus complexe. Parmi les espèces granivores, sont retrouvés le gros-bec casse-noyau (*Coccothraustes Coccothraustes*) ou le bouvreuil pivoine (*Pyrrhula Pyrrhula*). En outre, les pics constituent le groupe des cavernicoles primaires comme le pic noir (*Dryocopus martius*), le pic épeiche (*Dendrocopos major*) ou le pic épeichette (*Dryobates minor*).

Plusieurs espèces cavernicoles primaires identifiées, telles que le pic épeiche ou le pic mar, ont un régime insectivore durant la haute saison mais se retournent vers un régime granivore lorsque les insectes se font plus rares (D'Inverno et al., 2022). Ce régime alimentaire pourrait justifier l'attrait des cavernicoles primaires et des granivores pour des habitats similaires. Les espèces cavernicoles primaires sembleraient favoriser des zones plus hétérogènes (Batisteli et al., 2018). Un peuplement au profil vertical complexe est composé d'arbres d'âges différents, certains plus matures que d'autres. Pour faciliter la conception de leur cavité, les pics recherchent des arbres malades ou âgés qui présentent des faiblesses ou des essences à bois tendre (Delahaye, 2006) comme le bouleau.

Précédemment, un gradient de zone bioclimatique a été identifié pour la répartition des milieux présentant une distribution des hauteurs. À Haugimont, non seulement les profils verticaux se complexifiaient mais la diversité en espèces de la végétation est aussi plus riche. Cette composition pourrait expliquer l'attrait de ces espèces en raison de la diversité et l'abondance de graines disponibles.

Dans un troisième temps, les **prédateurs** favoriseraient des habitats dont la canopée présenterait des sommets marqués et que la masse foliaire dominera dans la partie supérieure du profil. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les prédateurs à l'affût ont besoin d'un perchoir pour écouter ou observer leurs proies en contre-bas et ensuite plonger pour les attraper (Svensson et al., 2015). Plusieurs oiseaux ont été catégorisés en tant que prédateurs comme la buse variable (*Buteo buteo*), la chouette hulotte (*Strix aluco*) ou l'autour des palombes (*Accipiter gentilis*).

Relation entre le microclimat et les traits fonctionnels

Une troisième approche étudie la relation entre le **microclimat** et les **traits fonctionnels**.

La corrélation qui se distingue parmi les autres est la corrélation entre l'amplitude des **températures moyennes**, les **insectivores stricts** et les **cavernicoles secondaires**. Cette relation suggère que les espèces insectivores strictes et les cavernicoles secondaires ont tendance à choisir des habitats avec un effet tampon plus marqué. Le grimpereau des jardins (*Certhia brachydactyla*) est une espèce à la fois insectivore stricte et cavernicole secondaire. Par ailleurs, la fauvette des jardins (*Sylvia borin*) est aussi caractérisée d'insectivore strict tandis que la sittelle torchepot (*Sitta europaea*) est une espèce cavernicole secondaire.

Bien que l'étude précédente ait révélé un effet tampon plus marqué lorsque le profil vertical est plus homogène, de nombreuses études suggèrent que l'effet tampon serait plus marqué lorsque la structure forestière, verticale et horizontale, se complexifierait (De Frenne et al., 2021; Díaz-Calafat et al., 2023; Ehbrecht et al., 2019). Dans ce cas, la structure représenterait un facteur confondant. Selon Knuff et al. (2020), une stratification plus complexe du profil vertical favoriserait l'abondance et la richesse en insectes. Cette caractéristique pourrait expliquer l'attrait des oiseaux insectivores pour ce milieu. De plus, les cavernicoles secondaires nécessitent des cavités préexistantes conçues entre autres par des pics comme

détaillé précédemment. Ces cavernicoles primaires favorisent des zones plus hétérogènes composées d'arbres d'âges multiples et sont à la recherche d'arbres malades ou âgés pour faciliter la conception des cavités (Batisteli et al., 2018; Delahaye, 2006). Ce phénomène pourrait expliquer la présence d'espèces cavernicoles secondaires dans des peuplements plus complexes.

Des analyses supplémentaires sont nécessaires pour identifier si la présence d'insectivores stricts et de cavernicoles secondaires sont, de fait, reliées à l'effet tampon ou si cette relation est plutôt influencée par la structure forestière comme détaillée précédemment.

Eléments essentiels de l'analyse des traits fonctionnels

Cette analyse complémentaire a permis de cibler la préférence de certains milieux par différentes espèces selon leur guilde trophique ou leur trait cavernicole, le trait migratoire ayant peu d'influence sur le modèle.

D'une part, l'analyse de la relation avec la structure suggère que les herbivores sembleraient favoriser des zones avec une canopée hétérogène, les granivores et cavernicoles primaires choisiraient des milieux avec une structure verticale plus complexe tandis que les prédateurs privilégieraient des profils homogènes.

D'autre part, l'analyse de la relation avec le microclimat révèle que les milieux avec un effet tampon plus marqué seraient favorisés par les insectivores stricts et les cavernicoles secondaires.

Il serait intéressant de mener des analyses plus approfondies afin d'identifier les relations significatives avec les variables de structure et du microclimat ainsi que d'étudier l'impact de ces indices sur les traits fonctionnels.

V. Conclusion

Ce travail avait pour objectif d'étudier la relation entre la structure verticale forestière, le microclimat thermique forestier et l'avifaune nicheuse.

Les résultats révèlent qu'un effet tampon semblerait plus marqué lorsque la structure générale du peuplement est plus homogène ce qui contredit les études existantes. Cette observation observée pourrait être entraînée notamment par la position des capteurs macroclimatiques.

Par ailleurs, la diversité aviaire serait plus importante si le profil vertical est plus diversifié tandis que l'activité acoustique serait plus complexe lorsque le profil est plus homogène. A nouveau, une différence entre le Condroz et l'Ardenne a été observée ce qui pourrait être aussi entraîné par le mode de gestion sylvicole. Cependant, la perturbation anthropique considérable dans la zone condrusienne pourrait être due à un chemin public passant au travers de la forêt.

De plus, l'analyse entre le microclimat et l'avifaune n'a pas été concluante excepté pour la variable de perturbation anthropique qui serait liée à une intensité de l'effet tampon plus forte. Toutefois, la présence d'un chemin public à travers la forêt pourrait être la cause de cette observation.

En outre, l'analyse complémentaire des traits fonctionnels met l'accent sur la préférence de certains milieux par différentes espèces selon leur guilde trophique ou leur trait cavernicole. De fait, les prédateurs sembleraient préférer des profils verticaux homogènes tandis que les cavernicoles primaires, les insectivores et les granivores favoriseraient des peuplements plus hétérogènes. Néanmoins, le trait migrateur a eu très peu d'influence sur le modèle étudié.

Associer le LiDAR par drone avec des capteurs thermiques et des capteurs acoustiques a permis de caractériser l'habitat à fine échelle et un suivi détaillé des températures. De plus, l'utilisation de capteurs acoustiques a permis d'allier la diversité de la communauté présente et l'écoacoustique pour avoir une vision plus générale.

Cependant, la limite principale de ce travail est le nombre réduit d'échantillons qui pourrait masquer certaines relations significatives. Les modèles statistiques avec contraintes n'expliquent qu'une faible part de la variance totale de l'avifaune ce qui peut être entraîné par un échantillonnage restreint mais pourrait aussi signifier que d'autres facteurs entrent en jeu.

VI. Perspectives

La présente étude pourrait être améliorée de différentes manières. Cette partie va ainsi détailler des perspectives qui pourraient être appliquées pour des travaux futurs.

Premièrement, un échantillonnage plus robuste est nécessaire. Le nombre d'échantillons réduit a pu limiter la variabilité étudiée et la probabilité d'observer des relations significatives. En outre, le faible pourcentage de variance expliquée de la RDA pourrait être causé par une absence d'interaction entre les variables écologiques mais pourrait aussi être dû à un échantillonnage trop petit. Par ailleurs, d'autres modèles statistiques pourraient offrir des analyses plus approfondies. Avec un échantillonnage plus robuste, des modèles hiérarchisés avec une partition de la variance pourraient alors être envisagés.

Deuxièmement, une autre perspective serait d'élargir l'étude, entre autres, à la composition spécifique de la végétation. Inclure les résineux amènerait un contraste structurel plus important au sein de chaque zone d'étude. La composition en espèces végétales qui influence la présence de certaines espèces aviaires et l'architecture de certains arbres pourraient influencer l'effet tampon. De cette manière, une comparaison entre la contribution de la composition et de la structure verticale dans la variance des variables de l'avifaune et du microclimat pourrait avoir lieu.

Troisièmement, la relation entre le microclimat et la structure pourrait être étudiée à plus fine échelle et obtenir, notamment, des amplitudes thermiques journalières. La présente étude s'est concentrée sur des périodes de 72h afin de rester dans la continuité de l'échantillonnage de l'avifaune. En effet, une autocorrélation se manifestait lorsque des données journalières de l'avifaune étaient calculées. De plus, une analyse comparative pourrait être menée en fonction de la source des données macroclimatiques. Les variations d'amplitudes thermiques pourraient ainsi être étudiées selon que la température macroclimatique provienne d'un capteur en zone ouverte, de la station météorologique la plus proche ou d'un modèle numérique de prévision. De cette manière, l'impact de la provenance de la température macroclimatique sur les résultats pourrait être évalué. Par ailleurs, il serait judicieux d'ajouter des capteurs macroclimatiques à Arville pour gagner en précision.

Quatrièmement, il serait intéressant d'analyser d'autres seuils de confiance de BirdNET. Ce paramètre affecte la composition en espèce et leur abondance, ce qui modifie les résultats. De plus, une analyse plus approfondie des traits fonctionnels pourrait être menée afin d'identifier les relations significatives avec les variables structurelles et microclimatiques ainsi que l'influence de ces dernières sur les traits fonctionnels.

Contribution personnelle

Ce mémoire a été réalisé dans le cadre de la thèse d'Alexia Favaro. Par conséquent, j'ai choisi les points de mesure parmi l'échantillonnage de son projet. J'ai contribué au repérage de points sur le terrain avec Alexia, à la conception des protections des capteurs thermiques et à leur installation. Les vols drone ont été réalisés par Alexia qui en également a besoin. Par ailleurs, je me suis occupée de l'entièvre gestion des capteurs acoustiques.

J'ai choisi les indices en m'inspirant des études de Atkins et al. (2023) pour les variables structurelles, de Díaz-Calafat et al. (2023) pour les indices microclimatiques et de Verhelst et al. (2023) pour les variables aviaires ainsi que des conseils d'Alexia.

J'ai écrit tous les codes nécessaires au traitement et à l'analyse des données sur RStudio et Python en m'aidant notamment de l'intelligence artificielle. Toutefois, les indices LiDAR utiles pour la présélection des points de mesure ont été calculés à partir d'un code conçu par Hugo de Lame. J'ai réadapté et complété ce code pour la suite des analyses de ce mémoire.

En outre, j'ai mené l'entièreté de la rédaction de cette étude.

Bibliographie

Alderweireld, M., Burnay, F., Pitchugin, M., & Lecomte, H. (2015). *Inventaire Forestier Wallon : Résultats 1994-2012*.

Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F. P. L., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Chazdon, R. L., Meave, J. A., Norden, N., Santos, B. A., Leal, I. R., & Tabarelli, M. (2017). Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, 92(1), 326-340. <https://doi.org/10.1111/brv.12231>

Atkins, J. W., Costanza, J., Dahlin, K. M., Dannenberg, M. P., Elmore, A. J., Fitzpatrick, M. C., Hakkenberg, C. R., Hardiman, B. S., Kamoske, A., LaRue, E. A., Silva, C. A., Stovall, A. E. L., & Tielens, E. K. (2023). Scale dependency of lidar-derived forest structural diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 14(2), 708-723. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14040>

Ausprey, I. J., Newell, F. L., & Robinson, S. K. (2022). Functional response traits and altered ecological niches drive the disassembly of cloud forest bird communities in tropical montane countrysides. *Journal of Animal Ecology*, 91(11), 2314-2328. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13816>

Aves. (2022). *Le programme de Surveillance des Oiseaux Communs en Wallonie SOCWAL Notice à l'intention des collaborateurs*. https://aves.natagora.be/fileadmin/Aves/Documents/Notice_SOCWAL_2022.pdf

Bakx, T. R. M., Koma, Z., Seijmonsbergen, A. C., & Kissling, W. D. (2019). Use and categorization of Light Detection and Ranging vegetation metrics in avian diversity and species distribution research. *Diversity and Distributions*, 25(7), 1045-1059. <https://doi.org/10.1111/ddi.12915>

Balestra, M., Marselis, S., Sankey, T. T., Cabo, C., Liang, X., Mokroš, M., Peng, X., Singh, A., Stereńczak, K., Vega, C., Vincent, G., & Hollaus, M. (2024). LiDAR Data Fusion to Improve Forest Attribute Estimates: A Review. *Current Forestry Reports*, 10(4), 281-297. <https://doi.org/10.1007/s40725-024-00223-7>

Barr, J. R., Clay Green, M., DeMaso, S. J., & Hardy, T. B. (2020). *Drone Surveys Do Not Increase Colony-wide Flight Behaviour at Waterbird Nesting Sites, But Sensitivity Varies Among Species _ Enhanced Reader*.

Barvaux, C., & De Roover, B. (2013). *Aménagement de la forêt communale de Nassogne*.

Batisteli, A. F., Tanaka, M. O., & Souza, A. L. T. (2018). Bird Functional Traits Respond to Forest Structure in Riparian Areas Undergoing Active Restoration. *Diversity*, 10(3), 90. <https://doi.org/10.3390/d10030090>

Beugnon, R., Le Guyader, N., Milcu, A., Lenoir, J., Puissant, J., Morin, X., & Hättenschwiler, S. (2024). Microclimate modulation: An overlooked mechanism influencing the impact of plant diversity on ecosystem functioning. *Global Change Biology*, 30(3), e17214. <https://doi.org/10.1111/gcb.17214>

Bille, F., Claessens, H., & Debois, C. (2013). Deux décennies de sylviculture Pro Silva au domaine d'Haugimont: Bilan sur l'évolution de la forêt. *Forêt Wallonne*, 127, 15-27.

Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical Ecology with R*. Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6>

Bouvier, M., Durrieu, S., Fournier, R. A., & Renaud, J.-P. (2015). Generalizing predictive models of forest inventory attributes using an area-based approach with airborne LiDAR data. *Remote Sensing of Environment*, 156, 322-334. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.10.004>

Browning, E., Gibb, R., Glover-Kapfer, P., & Jones, K. E. (2017). Passive acoustic monitoring in ecology and conservation. *WWF Conservation Technology*.

Bruggisser, M., Wang, Z., Ginzler, C., Webster, C., & Waser, L. T. (2024). Characterization of forest edge structure from airborne laser scanning data. *Ecological Indicators*, 159, 111624. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111624>

Buchelt, A., Adrowitzer, A., Kieseberg, P., Gollob, C., Nothdurft, A., Eresheim, S., Tschiatschek, S., Stampfer, K., & Holzinger, A. (2024). Exploring artificial intelligence for applications of drones in forest ecology and management. *Forest Ecology and Management*, 551, 121530. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121530>

Camarretta, N., Harrison, P. A., Bailey, T., Potts, B., Lucieer, A., Davidson, N., & Hunt, M. (2020). Monitoring forest structure to guide adaptive management of forest restoration : A review of remote sensing approaches. *New Forests*, 51(4), 573-596. <https://doi.org/10.1007/s11056-019-09754-5>

Chao, A. (1984). *Nonparametric Estimation of the Number of Classes in a Population*.

Correa Ayram, C. A., Mendoza, M. E., Etter, A., & Salicrup, D. R. P. (2016). Habitat connectivity in biodiversity conservation : A review of recent studies and applications. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 40(1), 7-37. <https://doi.org/10.1177/0309133315598713>

Czeszczewik, D., Walankiewicz, W., Mitrus, C., Tumiel, T., Stański, T., Sahel, M., & Bednarczyk, G. (2013). Importance of dead wood resources for woodpeckers in coniferous stands of the Białowieża Forest. *Bird Conservation International*, 23(4), 414-425. <https://doi.org/10.1017/S0959270912000354>

Darras, K., Batáry, P., Furnas, B., Celis-Murillo, A., Van Wilgenburg, S. L., Mulyani, Y. A., & Tscharntke, T. (2018). Comparing the sampling performance of sound recorders versus point counts in bird surveys : A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55(6), 2575-2586. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13229>

Davies, A. B., & Asner, G. P. (2014). Advances in animal ecology from 3D-LiDAR ecosystem mapping. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(12), 681-691. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.10.005>

Davis, K. T., Dobrowski, S. Z., Holden, Z. A., Higuera, P. E., & Abatzoglou, J. T. (2019). Microclimatic buffering in forests of the future : The role of local water balance. *Ecography*, 42(1), 1-11. <https://doi.org/10.1111/ecog.03836>

De Frenne, P., Lenoir, J., Luoto, M., Scheffers, B. R., Zellweger, F., Aalto, J., Ashcroft, M. B., Christiansen, D. M., Decocq, G., De Pauw, K., Govaert, S., Greiser, C., Gril, E., Hampe, A., Jucker, T., Klinges, D. H., Koelemeijer, I. A., Lembrechts, J. J., Marrec, R., ... Hylander, K.

(2021). Forest microclimates and climate change : Importance, drivers and future research agenda. *Global Change Biology*, 27(11), 2279-2297. <https://doi.org/10.1111/gcb.15569>

Debois, C., Delahaye, L., Sanchez, C., Ligot, G., Hauser, S., & Schumacher, L. (2024). *30 années de sylviculture Pro Silva à Haugimont (UNamur) : Bilan écologique et économique—Leçons et perspectives pour des forêts résilientes en Wallonie (HAUGIMONT)*.

Delahaye, L. (2006). *Sélection de l'habitat par les oiseaux forestiers et modélisation de leur distribution potentielle en chênaie et hêtraie ardennaises : Impact de la composition et de la structure forestière*. Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux.

Díaz-Calafat, J., Uria-Diez, J., Brunet, J., De Frenne, P., Vangansbeke, P., Felton, A., Öckinger, E., Cousins, S. A. O., Bauhus, J., Ponette, Q., & Hedwall, P.-O. (2023). From broadleaves to conifers : The effect of tree composition and density on understory microclimate across latitudes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 341, 109684. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109684>

D'Inverno, M., Giriens, S., Horrenberger, N., Matos, S., Melbeck, D., Murisier, B., Perrot, J., Pittet, M., Poitrineau, K., Staehli, A., Tourrette, M., & Trim, N. (2022). *Le Guide Nature : Les oiseaux* (2^e éd.). Salamandre.

Dugan, P., Pourhomayoun, M., Shiu, Y., Paradis, R., Rice, A., & Clark, C. (2013). Using High Performance Computing to Explore Large Complex Bioacoustic Soundscapes : Case Study for Right Whale Acoustics. *Procedia Computer Science*, 20, 156-162. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2013.09.254>

Ehbrecht, M., Schall, P., Ammer, C., Fischer, M., & Seidel, D. (2019). Effects of structural heterogeneity on the diurnal temperature range in temperate forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 432, 860-867. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.008>

Ewers, R. M., & Banks-Leite, C. (2013). Fragmentation Impairs the Microclimate Buffering Effect of Tropical Forests. *PLoS ONE*, 8(3), e58093. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0058093>

Farina, A., James, P., Bobryk, C., Pieretti, N., Lattanzi, E., & McWilliam, J. (2014). Low cost (audio) recording (LCR) for advancing soundscape ecology towards the conservation of sonic complexity and biodiversity in natural and urban landscapes. *Urban Ecosystems*, 17(4), 923-944. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0365-0>

Farina, A., Pieretti, N., & Piccioli, L. (2011). The soundscape methodology for long-term bird monitoring : A Mediterranean Europe case-study. *Ecological Informatics*, 6(6), 354-363. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2011.07.004>

Fischer, R., Knapp, N., Bohn, F., Shugart, H. H., & Huth, A. (2019). The Relevance of Forest Structure for Biomass and Productivity in Temperate Forests : New Perspectives for Remote Sensing. *Surveys in Geophysics*, 40(4), 709-734. <https://doi.org/10.1007/s10712-019-09519-x>

Gao, M., Hugenholtz, C. H., Fox, T. A., Kucharczyk, M., Barchyn, T. E., & Nesbit, P. R. (2021). Weather constraints on global drone flyability. *Scientific Reports*, 11(1), 12092. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-91325-w>

Gestion des Ressources Forestières de Gembloux Agro-Bio Tech (Uliege) (2022), *Forestimator*, <https://forestimator.gembloux.ulg.ac.be>

Ghadiri Khanaposhtani, M., Kaboli, M., Karami, M., Etemad, V., & Baniasadi, S. (2013). Effects of Logged and Unlogged Forest Patches on Avifaunal Diversity. *Environmental Management*, 51(3), 750-758. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9979-2>

Goetz, S. J., Steinberg, D., Betts, M. G., Holmes, R. T., Doran, P. J., Dubayah, R., & Hofton, M. (2010). Lidar remote sensing variables predict breeding habitat of a Neotropical migrant bird. *Ecology*, 91(6), 1569-1576. <https://doi.org/10.1890/09-1670.1>

Goodbody, T. R. H., Coops, N. C., Luther, J. E., Tompalski, P., Mulverhill, C., Frizzle, C., Fournier, R., Furze, S., & Herniman, S. (2021). Airborne laser scanning for quantifying criteria and indicators of sustainable forest management in Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 51(7), 972-985. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0424>

Grace, J., Mitchard, E., & Gloor, E. (2014). Perturbations in the carbon budget of the tropics. *Global Change Biology*, 20(10), 3238-3255. <https://doi.org/10.1111/gcb.12600>

Gregory, R. D., Voříšek, P., Noble, D. G., Van Strien, A., Klvaňová, A., Eaton, M., Gmelig Meyling, A. W., Joys, A., Foppen, R. P. B., & Burfield, I. J. (2008). The generation and use of bird population indicators in Europe. *Bird Conservation International*, 18(S1), S223-S244. <https://doi.org/10.1017/S0959270908000312>

Holmes, R. T., & Robinson, S. K. (1981). Tree species preferences of foraging insectivorous birds in a northern hardwoods forest. *Oecologia*, 48(1), 31-35. <https://doi.org/10.1007/BF00346985>

Holvoet, J., Perin, J., Lejeune, P., & Autome, E. (2022). *AppliPRFW : La forêt wallonne en un click*. <https://appliprfw.shinyapps.io/Appliprfw/>

Jenness, J. S. (2004). Calculating landscape surface area from digital elevation models. *Wildlife Society Bulletin*, 32(3), 829-839. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2004\)032%255B0829:clsafd%255D2.0.co;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2004)032%255B0829:clsafd%255D2.0.co;2)

Kahl, S. (2020). *Identifying birds by sound : Large-scale acoustic event recognition for avian activity monitoring*. Universitätsverlag Chemnitz.

Kahl, S., Wood, C. M., Eibl, M., & Klinck, H. (2021). BirdNET : A deep learning solution for avian diversity monitoring. *Ecological Informatics*, 61, 101236. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101236>

Kasten, E. P., Gage, S. H., Fox, J., & Joo, W. (2012a). The remote environmental assessment laboratory's acoustic library : An archive for studying soundscape ecology. *Ecological Informatics*, 12, 50-67. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2012.08.001>

Kasten, E. P., Gage, S. H., Fox, J., & Joo, W. (2012b). The remote environmental assessment laboratory's acoustic library : An archive for studying soundscape ecology. *Ecological Informatics*, 12, 50-67. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2012.08.001>

Kautz, M., Schopf, R., & Ohser, J. (2013). The “sun-effect”: Microclimatic alterations predispose forest edges to bark beetle infestations. *European Journal of Forest Research*, 132(3), 453-465. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0685-2>

Kemppinen, J., Lembrechts, J. J., Van Meerbeek, K., Carnicer, J., Chardon, N. I., Kardol, P., Lenoir, J., Liu, D., Maclean, I., Pergl, J., Saccone, P., Senior, R. A., Shen, T., Słowińska, S., Vandvik, V., von Oppen, J., Aalto, J., Ayalew, B., Bates, O., ... De Frenne, P. (2024). Microclimate, an important part of ecology and biogeography. *Global Ecology and Biogeography*, 33(6), e13834. <https://doi.org/10.1111/geb.13834>

Kim, H., McComb, B. C., Frey, S. J. K., Bell, D. M., & Betts, M. G. (2022). Forest microclimate and composition mediate long-term trends of breeding bird populations. *Global Change Biology*, 28(21), 6180-6193. <https://doi.org/10.1111/gcb.16353>

Kissling, W. D., Seijmonsbergen, A., Foppen, R., & Bouteren, W. (2017). eEcoLiDAR, eScience infrastructure for ecological applications of LiDAR point clouds: Reconstructing the 3D ecosystem structure for animals at regional to continental scales. *Research Ideas and Outcomes*, 3, e14939. <https://doi.org/10.3897/rio.3.e14939>

Knuff, A. K., Staab, M., Frey, J., Dormann, C. F., Asbeck, T., & Klein, A.-M. (2020). Insect abundance in managed forests benefits from multi-layered vegetation. *Basic and Applied Ecology*, 48, 124-135. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.09.002>

Komlós, M., Botta-Dukát, Z., Bölöni, J., Aszalós, R., Veres, K., Winkler, D., & Ónodi, G. (2024). Tall, large-diameter trees and dense shrub layer as key determinants of the abundance and composition of bird communities in oak-dominated forests. *Journal of Forestry Research*, 35(1), 62. <https://doi.org/10.1007/s11676-024-01714-w>

Lê, S., Josse, J., & Husson, F. (2008). **FactoMineR**: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, 25(1). <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>

MacArthur, R. H., & Horn, H. S. (1969). Foliage Profile by Vertical Measurements. *Ecology*, 50(5), 802-804. <https://doi.org/10.2307/1933693>

MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W. (1961). On Bird Species Diversity. *Ecology*, 42(3), 594-598. <https://doi.org/10.2307/1932254>

Maclean, I. M. D., Duffy, J. P., Haesen, S., Govaert, S., De Frenne, P., Vanneste, T., Lenoir, J., Lembrechts, J. J., Rhodes, M. W., & Van Meerbeek, K. (2021). On the measurement of microclimate. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(8), 1397-1410. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13627>

Maltamo, M., Næsset, E., & Vauhkonen, J. (Éds.). (2014). *Forestry Applications of Airborne Laser Scanning: Concepts and Case Studies* (Vol. 27). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-8663-8>

Massimino, D., Beale, C. M., Suggitt, A. J., Crick, H. Q. P., Macgregor, N. A., Carroll, M. J., Maclean, I. M. D., & Pearce-Higgins, J. W. (2020). Can microclimate offer refuge to an upland bird species under climate change? *Landscape Ecology*, 35(9), 1907-1922. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01069-7>

McGrann, M. C., Wagner, B., Klauer, M., Kaphan, K., Meyer, E., & Furnas, B. J. (2022). Using an acoustic complexity index to help monitor climate change effects on avian diversity. *Ecological Indicators*, 142, 109271. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109271>

MEA (Éd.). (2005). *Ecosystems and human well-being : Synthesis*. Island Press.

Mennill, D. J. (2024). Field tests of small autonomous recording units : An evaluation of in-person versus automated point counts and a comparison of recording quality. *Bioacoustics*, 33(2), 157-177. <https://doi.org/10.1080/09524622.2024.2315054>

Mentil, L., Battisti, C., & Carpaneto, G. M. (2018). The older the richer : Significant increase in breeding bird diversity along an age gradient of different coppiced woods. *Web Ecology*, 18(2), 143-151. <https://doi.org/10.5194/we-18-143-2018>

Montgomery, K., Henry, J. B., Vann, M. C., Whipker, B. E., Huseth, A. S., & Mitasova, H. (2020). Measures of Canopy Structure from Low-Cost UAS for Monitoring Crop Nutrient Status. *Drones*, 4(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/drones4030036>

Mouillot, D., & Leprêtre, A. (1999). A comparison of species diversity estimators. *Population Ecology*, 41(2), 203-215. <https://doi.org/10.1007/s101440050024>

Mullet, T. C., Farina, A., & Gage, S. H. (2017). The Acoustic Habitat Hypothesis : An Ecoacoustics Perspective on Species Habitat Selection. *Biosemiotics*, 10(3), 319-336. <https://doi.org/10.1007/s12304-017-9288-5>

Nailis, B., Dandoy, J.-C., Colson, V., & Lacaille, B. (2024). *2024 PanoraBois Wallonie*.

Nakamura, A., Kitching, R. L., Cao, M., Creedy, T. J., Fayle, T. M., Freiberg, M., Hewitt, C. N., Itioka, T., Koh, L. P., Ma, K., Malhi, Y., Mitchell, A., Novotny, V., Ozanne, C. M. P., Song, L., Wang, H., & Ashton, L. A. (2017). Forests and Their Canopies : Achievements and Horizons in Canopy Science. *Trends in Ecology & Evolution*, 32(6), 438-451. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.02.020>

Nieto-Mora, D. A., Rodríguez-Buriticá, S., Rodríguez-Marín, P., Martínez-Vargaz, J. D., & Isaza-Narváez, C. (2023). Systematic review of machine learning methods applied to ecoacoustics and soundscape monitoring. *Heliyon*, 9(10). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e20275>

Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Borman, T., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., ... Weedon, J. (2001). *vegan : Community Ecology Package* (p. 2.7-1) [Jeu de données]. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.vegan>

Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Pacala, S. W., McGuire, A. D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., & Hayes, D. (2011). A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333(6045), 988-993. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>

Parmesan, C. (2006). Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37(1), 637-669. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100>

Pérez-Granados, C. (2023). BirdNET: applications, performance, pitfalls and future opportunities. *Ibis*, 165(3), 1068-1075. <https://doi.org/10.1111/ibi.13193>

Petit, S., Cordier, S., Claessens, H., Ponette, Q., Vincke, C., Marchal, D., & Weissen, F. (2017). *Fichier écologique des essences*.

Pieretti, N., Farina, A., & Morri, D. (2011). A new methodology to infer the singing activity of an avian community : The Acoustic Complexity Index (ACI). *Ecological Indicators*, 11(3), 868-873. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.11.005>

Polechova, & Storch. (1981). *Ecological niche*.

Pretzsch, H. (2009). *Forest Dynamics, Growth and Yield : From Measurement to Model*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-88307-4>

Ralph, C. J., Droege, S., & Sauer, J. R. (1995). *Monitoring Bird Populations by Point Counts* (Vol. 149). US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station.

Renner, S. S., & Zohner, C. M. (2018). Climate Change and Phenological Mismatch in Trophic Interactions Among Plants, Insects, and Vertebrates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 49(1), 165-182. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110617-062535>

RMI (2024), opendata.meteo.be, <https://opendata.meteo.be>

Roussel, J.-R., Auty, D., Coops, N. C., Tompalski, P., Goodbody, T. R. H., Meador, A. S., Bourdon, J.-F., de Boissieu, F., & Achim, A. (2020). lidR : An R package for analysis of Airborne Laser Scanning (ALS) data. *Remote Sensing of Environment*, 251, 112061. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112061>

Schall, P., Gossner, M. M., Heinrichs, S., Fischer, M., Boch, S., Prati, D., Jung, K., Baumgartner, V., Blaser, S., Böhm, S., Buscot, F., Daniel, R., Goldmann, K., Kaiser, K., Kahl, T., Lange, M., Müller, J., Overmann, J., Renner, S. C., ... Ammer, C. (2018a). The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), 267-278. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12950>

Schall, P., Schulze, E.-D., Fischer, M., Ayasse, M., & Ammer, C. (2018b). Relations between forest management, stand structure and productivity across different types of Central European forests. *Basic and Applied Ecology*, 32, 39-52. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2018.02.007>

Sethi, S. S., Fossøy, F., Cretois, B., & Rosten, C. M. (2021). Management relevant applications of acoustic monitoring for Norwegian nature – The Sound of Norway. *NINA Report*, 2064.

Shonfield, J., & Bayne, E. M. (2017). Autonomous recording units in avian ecological research : Current use and future applications. *Avian Conservation and Ecology*, 12(1), art14. <https://doi.org/10.5751/ACE-00974-120114>

Simonson, W. D., Allen, H. D., & Coomes, D. A. (2014). Applications of airborne lidar for the assessment of animal species diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(8), 719-729. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12219>

Spies, T. A. (1998). Forest Structure : A Key to the Ecosystem. *Northwest Science*, 72(2).

SPW (2021), *WalOnMap, Géoportal de la Wallonie*. <https://geoportail.wallonie.be/walonmap>

Sueur, J., & Farina, A. (2015). Ecoacoustics : The Ecological Investigation and Interpretation of Environmental Sound. *Biosemiotics*, 8(3), 493-502. <https://doi.org/10.1007/s12304-015-9248-x>

Svensson, L., Mullarney, K., & Zetterström, D. (2015). *Le guide ornitho : Le guide le plus complet des oiseaux d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen-Orient* (2^e éd.). Delachaux et Niestlé.

Thom, D., Ammer, C., Annighöfer, P., Aszalós, R., Dittrich, S., Hagge, J., Keeton, W. S., Kovacs, B., Krautkrämer, O., Müller, J., von Oheimb, G., & Seidl, R. (2023). Regeneration in European beech forests after drought : The effects of microclimate, deadwood and browsing. *European Journal of Forest Research*, 142(2), 259-273. <https://doi.org/10.1007/s10342-022-01520-1>

Toenies, M., & Rich, L. (2021). Advancing bird survey efforts through novel recorder technology and automated species identification. *California Fish and Wildlife Journal*, 107(2), 56-70. <https://doi.org/10.51492/cfwj.107.5>

Trumbore, S., Brando, P., & Hartmann, H. (2015). Forest health and global change. *Science*, 349(6250), 814-818. <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>

Vallejo, B., Aloya, A., Ong, P., Tamino, A., & Villasper, J. (2008). *Spatial Patterns of Bird Diversity and Abundance in an Urban Tropical Landscape : The University of the Philippines (UP) Diliman Campus*.

Van der Perre, R., Bythell, S., Bogaert, P., Classens, 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*.

Vaughan, I. P., & Gotelli, N. J. (2021). Using Climatic Credits to Pay the Climatic Debt. *Trends in Ecology & Evolution*, 36(2), 104-112. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.10.002>

Verhelst, T. E., Vangansbeke, P., De Frenne, P., D'hont, B., Ponette, Q., Willems, L., Verbeeck, H., & Calders, K. (2023). Forest edge structure from terrestrial laser scanning to explain bird biophony characteristics from acoustic indices. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 9(5), 615-627. <https://doi.org/10.1002/rse2.334>

Vittoz, P., Cherix, D., Gonseth, Y., Lubini, V., Maggini, R., Zbinden, N., & Zumbach, S. (2013). Climate change impacts on biodiversity in Switzerland : A review. *Journal for Nature Conservation*, 21(3), 154-162. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.12.002>

von Arx, G., Graf Pannatier, E., Thimonier, A., & Rebetez, M. (2013). Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture : Potential implications for seedling establishment

in a changing climate. *Journal of Ecology*, 101(5), 1201-1213. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12121>

Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., & Losos, E. (1998). Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. *BioScience*, 48(8), 607-615. <https://doi.org/10.2307/1313420>

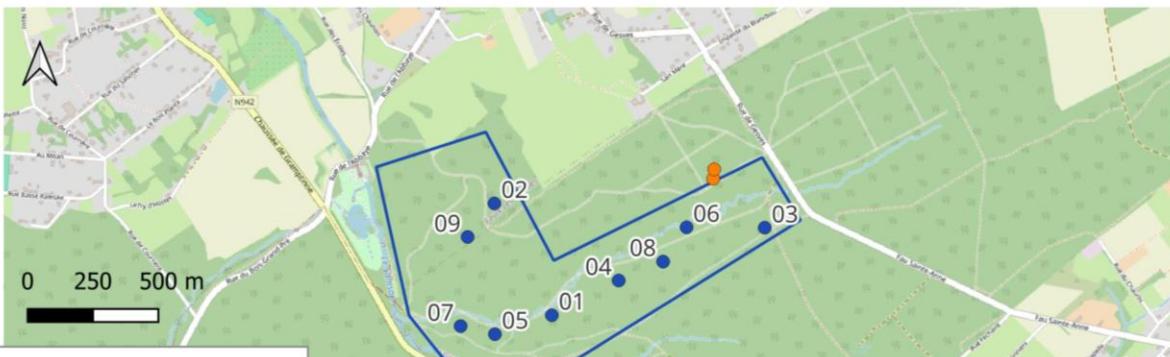
Wood, C. M., Kahl, S., Rahaman, A., & Klinck, H. (2022). The machine learning-powered BirdNET App reduces barriers to global bird research by enabling citizen science participation. *PLOS Biology*, 20(6), e3001670. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3001670>

Zellweger, F., De Frenne, P., Lenoir, J., Rocchini, D., & Coomes, D. (2019). Advances in Microclimate Ecology Arising from Remote Sensing. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(4), 327-341. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.12.012>

Zellweger, F., De Frenne, P., Lenoir, J., Vangansbeke, P., Verheyen, K., Bernhardt-Römermann, M., Baeten, L., Hédl, R., Berki, I., Brunet, J., Van Calster, H., Chudomelová, M., Decocq, G., Dirnböck, T., Durak, T., Heinken, T., Jaroszewicz, B., Kopecký, M., Máliš, F., ... Coomes, D. (2020). Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming. *Science*, 368(6492), 772-775. <https://doi.org/10.1126/science.aba6880>

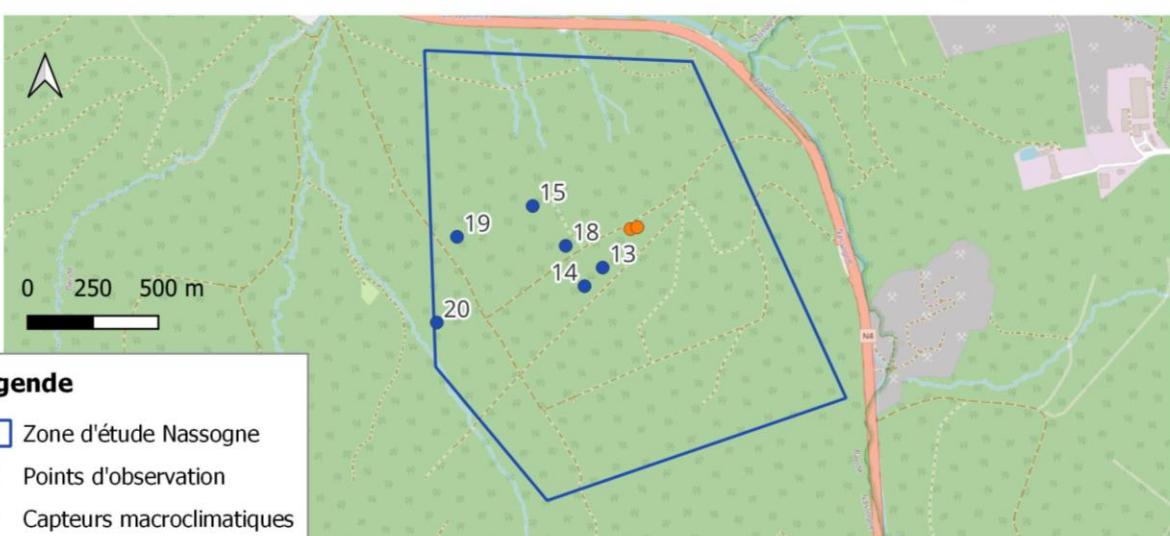
Annexes

Annexe 1 Localisation et numérotation des points d'observation à Haugimont (Condroz), Nassogne (Ardenne) et Arville (Ardenne) avec un fond de carte OpenStreetMap.



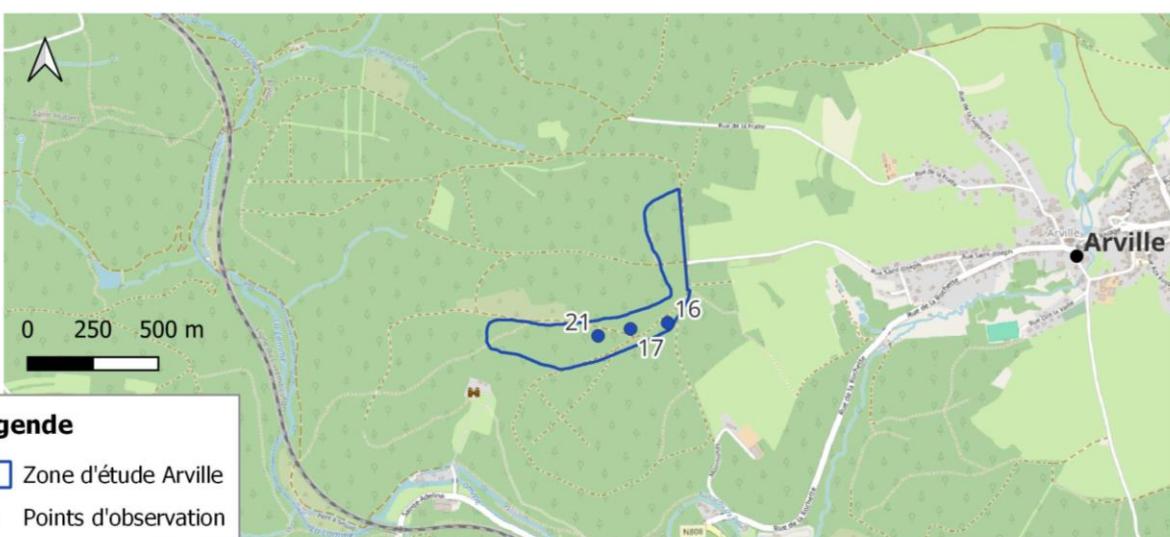
Légende

- Zone d'étude Haugimont
- Points d'observation
- Capteurs macroclimatiques



Légende

- Zone d'étude Nassogne
- Points d'observation
- Capteurs macroclimatiques



Annexe 2 Liste récapitulative des espèces identifiées lors de la première période associée à leur fréquence et à leurs traits fonctionnels (migrateur, cavernicole et guilde trophique). Les espèces dont les lignes sont grises n'ont pas été gardées pour l'analyse car elles proviennent d'identifications fausses ou ne sont pas des espèces forestières.

Nom commun	Nom scientifique	Fréquence	A garder	Migrateur	Cavernicole	Guilde troph.
Accenteur mouchet	<i>Prunella modularis</i>	224	oui	S	C0	IA
Autour des palombes	<i>Accipiter gentilis</i>	40	oui	S	C0	P
Bergeronnette des ruisseaux	<i>Motacilla cinerea</i>	59	oui	S	C0	IA
Bouvreuil pivoine	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	26	oui	S	C0	G
Buse variable	<i>Buteo buteo</i>	178	oui	S	C0	P
Corneille noire	<i>Corvus corone</i>	22	oui	S	C0	O
Fauvette à tête noire	<i>Sylvia atricapilla</i>	146	oui	M	C0	IA
Fauvette des jardins	<i>Sylvia borin</i>	3	oui	M	C0	I
Foulque macroule	<i>Fulica atra</i>	3	non, non-nicheuse			
Gallinule poule-d'eau	<i>Gallinula chloropus</i>	6	non, non-nicheuse			
Geai des chênes	<i>Garrulus glandarius</i>	163	oui	S	C0	O
Grand Corbeau	<i>Corvus corax</i>	36	oui	S	C0	O
Grimpereau des bois	<i>Certhia familiaris</i>	209	oui	S	CII	I
Grimpereau des jardins	<i>Certhia brachydactyla</i>	4690	oui	S	CII	I
Grive draine	<i>Turdus viscivorus</i>	6021	oui	S	C0	IA
Grive mauvis	<i>Turdus iliacus</i>	20	oui	M	C0	IA
Grive musicienne	<i>Turdus philomelos</i>	85	oui	M	C0	IA
Gros-bec casse-noyaux	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	962	oui	S	C0	G
Héron cendré	<i>Ardea cinerea</i>	3	non, non-nicheuse			
Locustelle tachetée	<i>Locustella naevia</i>	10	non, confusion sonore			
Martin-pêcheur d'Europe	<i>Alcedo atthis</i>	5	non, non-nicheuse			
Merle noir	<i>Turdus merula</i>	1156	oui	S	C0	IA
Mésange bleue	<i>Cyanistes caeruleus</i>	1311	oui	S	CII	IA
Mésange charbonnière	<i>Parus major</i>	878	oui	S	CII	IA
Mésange huppée	<i>Lophophanes cristatus</i>	285	oui	S	CII	IA
Mésange noire	<i>Periparus ater</i>	963	oui	S	CII	IA
Mésange nonnette	<i>Poecile palustris</i>	726	oui	S	CII	IA
Orite à longue queue	<i>Aegithalos caudatus</i>	17	oui	S	C0	I
Pic épeiche	<i>Dendrocopos major</i>	293	oui	S	CI	IA
Pic épeichette	<i>Dryobates minor</i>	56	oui	S	CI	IA
Pic mar	<i>Dendrocoptes medius</i>	3	oui	S	CI	IA
Pic noir	<i>Dryocopus martius</i>	292	oui	S	CI	IA
Pigeon colombin	<i>Columba oenas</i>	81	oui	S	CII	H
Pigeon ramier	<i>Columba palumbus</i>	83	oui	S	C0	H
Pinson des arbres	<i>Fringilla coelebs</i>	4195	oui	S	C0	O
Pipit des arbres	<i>Anthus trivialis</i>	16	oui	M	C0	IA
Pouillot véloce	<i>Phylloscopus collybita</i>	4872	oui	M	C0	I
Roitelet huppé	<i>Regulus regulus</i>	65	oui	S	C0	I
Roitelet triple-bandeau	<i>Regulus ignicapilla</i>	935	oui	M	C0	I
Rougegorge familier	<i>Erythacus rubecula</i>	925	oui	S	C0	IA
Sittelle torchepot	<i>Sitta europaea</i>	2436	oui	S	CII	IA
Tarin des aulnes	<i>Spinus spinus</i>	10	oui	M	C0	G
Troglodyte mignon	<i>Troglodytes troglodytes</i>	2639	oui	S	C0	I
Vanneau huppé	<i>Vanellus vanellus</i>	92	non, non-nicheuse			
Verdier d'Europe	<i>Chloris chloris</i>	5	oui	S	C0	G

Annexe 3 Liste récapitulative des espèces identifiées lors de la deuxième période associée à leur fréquence et à leurs traits fonctionnels (migrateur, cavernicole et guilde trophique). Les espèces dont les lignes sont grises n'ont pas été gardées pour l'analyse car elles proviennent d'identifications fausses ou ne sont pas des espèces forestières.

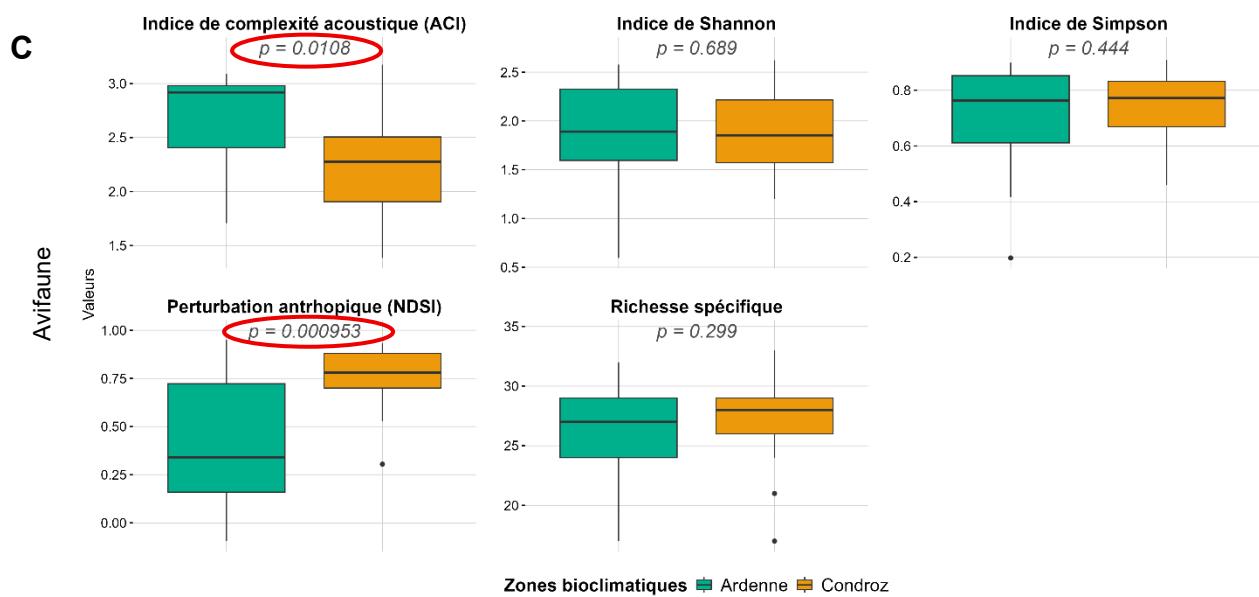
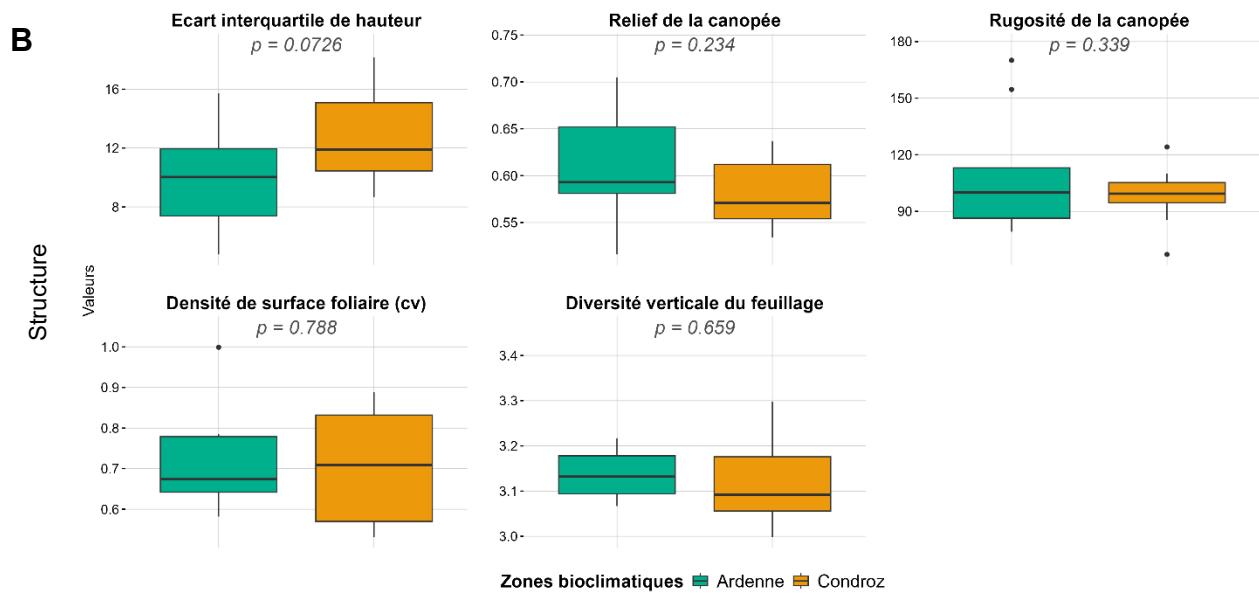
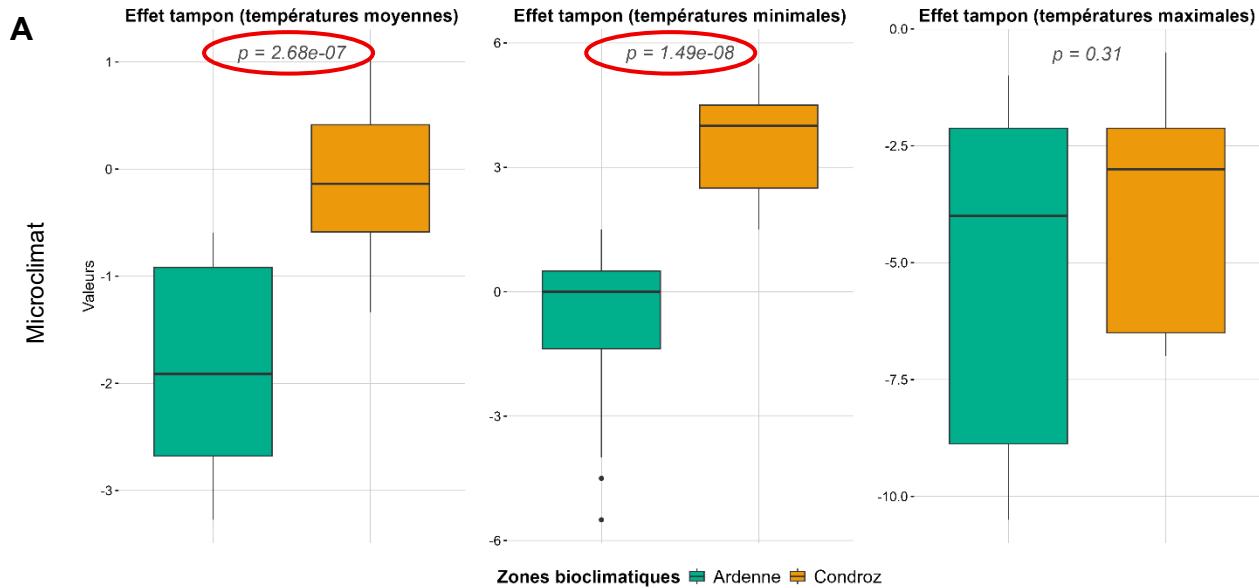
Nom commun	Nom scientifique	Fréquence	A garder	Migrateur	Cavernicole	Guilde troph.
Accenteur mouchet	<i>Prunella modularis</i>	145	oui	S	C0	IA
Bergeronnette des ruisseaux	<i>Motacilla cinerea</i>	5	oui	S	C0	I
Bouvreuil pivoine	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	19	oui	S	C0	G
Buse variable	<i>Buteo buteo</i>	101	oui	S	C0	P
Chouette hulotte	<i>Strix aluco</i>	248	oui	S	C0	P
Corneille noire	<i>Corvus corone</i>	3	oui	S	C0	O
Fauvette à tête noire	<i>Sylvia atricapilla</i>	972	oui	M	C0	IA
Fauvette des jardins	<i>Sylvia borin</i>	4	oui	M	C0	I
Gallinule poule-d'eau	<i>Gallinula chloropus</i>	8	non, non-nicheuse			
Geai des chênes	<i>Garrulus glandarius</i>	400	oui	S	C0	O
Gobemouche gris	<i>Muscicapa striata</i>	56	oui	M	C0	IA
Grand Corbeau	<i>Corvus corax</i>	87	oui	S	C0	O
Grimpereau des bois	<i>Certhia familiaris</i>	278	oui	S	CII	I
Grimpereau des jardins	<i>Certhia brachydactyla</i>	2734	oui	S	CII	I
Grive draine	<i>Turdus viscivorus</i>	1182	oui	S	C0	IA
Grive musicienne	<i>Turdus philomelos</i>	55	oui	M	C0	IA
Gros-bec casse-noyaux	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	8	oui	S	C0	G
Héron cendré	<i>Ardea cinerea</i>	33	non, non-nicheuse			
Loriot d'Europe	<i>Oriolus oriolus</i>	9	oui	M	C0	IA
Martinet noir	<i>Apus apus</i>	16	non, passage			
Merle noir	<i>Turdus merula</i>	898	oui	S	C0	IA
Mésange bleue	<i>Cyanistes caeruleus</i>	34	oui	S	CII	IA
Mésange charbonnière	<i>Parus major</i>	23	oui	S	CII	IA
Mésange huppée	<i>Lophophanes cristatus</i>	157	oui	S	CII	IA
Mésange nonnette	<i>Poecile palustris</i>	195	oui	S	CII	IA
Orite à longue queue	<i>Aegithalos caudatus</i>	45	oui	S	C0	I
Pic épeiche	<i>Dendrocopos major</i>	108	oui	S	CI	IA
Pic épeichette	<i>Dryobates minor</i>	8	oui	S	CI	IA
Pic mar	<i>Dendrocoptes medius</i>	167	oui	S	CI	IA
Pic noir	<i>Dryocopus martius</i>	202	oui	S	CI	IA
Pic vert	<i>Picus viridis</i>	15	oui	S	CI	IA
Pigeon colombin	<i>Columba oenas</i>	34	oui	S	CII	H
Pigeon ramier	<i>Columba palumbus</i>	51	oui	S	C0	H
Pinson des arbres	<i>Fringilla coelebs</i>	3206	oui	S	C0	O
Pipit des arbres	<i>Anthus trivialis</i>	124	oui	M	C0	IA
Pouillot véloce	<i>Phylloscopus collybita</i>	2226	oui	M	C0	I
Roitelet huppé	<i>Regulus regulus</i>	31	oui	S	C0	I
Roitelet triple-bandeau	<i>Regulus ignicapilla</i>	1759	oui	M	C0	I
Rougegorge familier	<i>Erithacus rubecula</i>	3578	oui	S	C0	IA
Rougequeue noir	<i>Phoenicurus ochruros</i>	8	oui	M	C0	IA
Sittelle torchepot	<i>Sitta europaea</i>	1354	oui	S	CII	IA
Troglodyte mignon	<i>Troglodytes troglodytes</i>	3343	oui	S	C0	I

Annexe 4 Récapitulatif des caractéristiques de chaque trait fonctionnel sélectionnées dans cette étude.

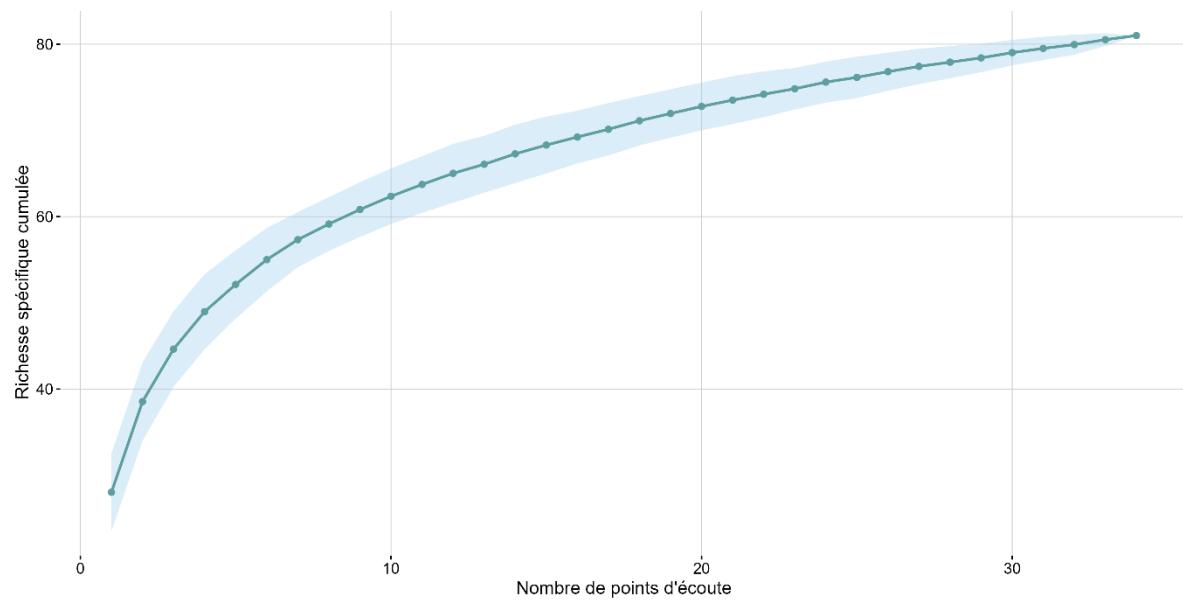
Trait fonctionnel	Caractéristique	Définition
Trait migrateur	Migrateur (M)	Qui se déplace d'un endroit à un autre en fonction des saisons.
	Sédentaire (S) ⁵	Qui s'établit à un endroit fixe.
Trait cavernicole	Non-cavernicole (C0)	Qui ne nécessite pas de cavité.
	Cavernicole primaire (C1)	Qui creuse ses propres cavités.
	Cavernicole secondaire (CII)	Qui utilise des cavités déjà existantes.
Guildes trophiques	Granivore (G)	Qui se nourrit de graines.
	Insectivore strict (I)	Qui se nourrit uniquement d'insectes.
	Insectivore et autre (IA)	Qui se nourrit d'insectes durant la haute saison et recourt à un autre régime durant l'hiver (graines, boules de graisse, etc.).
	Omnivore (O)	Qui se nourrit de graines, d'insectes, de fruits, petits vertébrés, etc.
	Prédateur (P)	Qui se nourrit de petits mammifères, de rongeurs, d'insectes et petits oiseaux.
	Herbivore (H)	Qui se nourrit d'éléments végétaux (feuilles, jeunes pousses, fruits, etc.).

⁵ Les espèces migratrices partielles ont été catégorisées en tant qu'espèces sédentaires.

Annexe 5 Comparaisons de l'influence des zones bioclimatiques de l'Ardenne et du Condroz sur (A) les variables microclimatiques, (B) les variables structurelles et (C) les variables de l'avifaune à l'aide de boxplots.



Annexe 6 Courbe d'accumulation de la richesse spécifique en fonction du nombre de points d'écoute.



Annexe 7 Histogrammes de distribution des traits fonctionnels (A : trait migrateur, B : trait cavernicole, C : guildes trophiques) à chaque point de mesure.

