

Mémoire

Auteur : Gashi Vandenhove, Elfie

Promoteur(s) : Carnol, Monique

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en biologie des organismes et écologie, à finalité approfondie

Année académique : 2024-2025

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/23853>

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.



Influence du couvert forestier sur la biodiversité dans les forêts anciennes de l'Ardenne belge

Mémoire réalisé par
Elfie GASHI VANDENHOVE

en vue de l'obtention du grade de Master en
Biologie des Organismes et Ecologie,
à finalité approfondie

Promotrice : CARNOL Monique

Année académique 2024-2025

Septembre 2024

Remerciements

La réalisation d'un travail aussi long et rigoureux n'étant pas chose aisée, je tenais à remercier dans cette rubrique les personnes sans qui je n'aurais probablement pas été aussi satisfaite de mon travail.

La première personne à bénéficier de ces remerciements est bien entendu ma promotrice, Monique Carnol, sans qui je n'aurais pas pu travailler de manière aussi assidue et agréable. Merci pour les innombrables relectures, conseils, réunions, et chouettes moments passés au laboratoire, au sein duquel j'ai été accueillie à bras ouverts durant les sept derniers mois.

Merci à Bernard Bosman et Caroline Ransquin, également pour les incalculables conseils fournis et les accompagnements sur le terrain, mais aussi pour m'avoir écouté raconter toutes mes aventures de la veille chaque matin (et chaque temps de midi si ce n'était pas déjà fait).

Merci à Anne-Sophie Zulewski d'avoir été ma co-mémorante, avec qui j'ai pu avoir nombre de conversations intéressantes et qui a partagé avec moi le périple qu'est le mémoire durant ces derniers mois.

Globalement, merci à tous les membres du laboratoire de m'avoir permis de m'épanouir d'afficher ma vraie personnalité tous les jours, et d'avoir rendu ce quadrimestre inoubliable. Je doute de trouver un cadre de travail qui me corresponde autant dans les années à venir.

Un énorme merci à ma maman de toujours me soutenir dans mes choix d'avenir et dans la vie de tous les jours. Je serais morte de faim depuis des lustres sans son soutien alimentaire (et émotionnel) (et financier) indéfectible toutes les semaines durant ce quadrimestre. Merci pour la relecture salvatrice de dernière minute du mémoire la veille et le jour même de sa remise.

Egalement un énorme merci à Léopold Guyot, mon super bioinformaticien sans qui la partie statistique de ce mémoire aurait débuté de manière bien plus floue, et qui est aussi mon soutien émotionnel avec qui je peux absolument tout partager à chaque instant.

Je remercie le Service public de Wallonie de nous avoir accordé l'autorisation pour échantillonner, ainsi que les agents forestiers de nous avoir agréablement accueilli, guidé et parfois aidé lors de nos venues sur les parcelles forestières.

Finalement, merci à Romain Bruffaerts et Clément Schneider (ainsi que tout son laboratoire), le premier pour m'avoir indiqué la démarche à suivre afin d'analyser en tant que débutante des sonogrammes de chiroptères, et le second pour m'avoir accompagnée dans l'identification de la pédofaune et la compréhension de l'application BIIGLE 2.0.

Influence du couvert forestier sur la biodiversité dans les forêts anciennes de l'Ardenne belge

Mémoire de Gashi Vandenhove Elfie, promotrice : Carnol Monique. Département de Biologie, Ecologie et Evolution, Uliège. Année 2024-2025.

Résumé

La biodiversité forestière joue un rôle central dans le fonctionnement des écosystèmes et la fourniture des services écosystémiques qui en découlent. Les forêts anciennes, boisées de manière continue depuis plusieurs siècles, sont des habitats supposés particulièrement riches en biodiversité, ce qui pourrait leur conférer une plus grande résilience et une meilleure résistance face aux stress environnementaux. Pourtant, elles restent peu étudiées, alors qu'elles représentent en Wallonie plus de la moitié de la surface forestière. Au sein de ces forêts anciennes de Wallonie, on distingue les forêts anciennes subnaturelles, composées de feuillus (chêne, hêtre), et celles composées de conifères (pin, épicéa). Les monocultures de conifères sont généralement considérées comme défavorables pour la biodiversité par rapport aux forêts de feuillus.

Dans les forêts anciennes de l'Ardenne belge, cinq massifs forestiers ont ainsi été étudiés afin de déterminer l'effet du couvert forestier (monocultures de chêne (*Quercus robur/petraea*), épicéa (*Picea abies*) ou hêtre (*Fagus sylvatica*)) sur la biodiversité en oiseaux, chauves-souris, végétation de sous-bois et en pédofaune dans des forêts anciennes. Les échantillonnages se sont déroulés du 29 avril au 5 juin 2025. Afin d'identifier les espèces d'oiseaux et de chauves-souris présentes, des enregistreurs acoustiques ont été utilisés, couplés aux applications d'analyse biométrique BirdNET Analyser et Kaleidoscope Pro. Des écoutes actives ont également été réalisées pour les oiseaux. Pour la végétation de sous-bois, un inventaire floristique a été effectué, et la pédofaune a été extraite au moyen d'appareils de Berlese-Tullgren. La richesse spécifique/taxonomique en fonction de l'essence d'arbre a été testée pour chacun de ces groupes grâce à des modèles linéaires mixtes, et la différence en composition spécifique/taxonomique a été visualisée grâce à des NMDS (Non-metric MultiDimensionnal Scaling).

La richesse taxonomique des chauves-souris était significativement plus élevée sous épicéa, alors que pour les plantes de sous-bois, elle était significativement plus élevée sous chêne. La richesse taxonomique n'était pas différente entre essences pour les oiseaux et la

pédofaune. Les acariens oribatides représentaient le taxon le plus abondant au sein de la pédofaune pour les trois essences d'arbre, constituant environ 65% du total des individus tous taxons confondus par essence. La composition taxonomique était significativement différente entre essences d'arbre pour tous les groupes étudiés, sauf pour la pédofaune. L'épicéa comptait plus d'espèces indicatrices pour les oiseaux et les chauves-souris, et le chêne en comptait plus pour les plantes de sous-bois.

Ce mémoire a permis de mettre en évidence que les monocultures d'épicéa ne recèlent pas une biodiversité moindre par rapport aux deux autres essences d'arbre au sein de parcelles de forêts anciennes, mais contiennent par contre des espèces bien distinctes de celles des forêts de feuillus. Les avantages et inconvénients des méthodes acoustiques passives ont également été discutés, mettant en avant l'importance de ce nouvel outil pour l'étude de la biodiversité. Ajouter et comparer des parcelles de forêts non anciennes, des forêts anciennes gérées ou non et plusieurs sites sous chaque essence par massif permettrait d'évaluer l'effet de l'ancienneté, de la gestion et du massif sur la biodiversité.

Table des matières

Remerciements

Résumé

1.	Contexte général et objectifs	1
2.	Introduction	2
2.1.	Rôle écologique des forêts	2
2.2.	Forêts anciennes et biodiversité	3
2.3.	Gestion forestière et biodiversité	5
2.4.	Relations entre les groupes étudiés et la forêt	7
2.4.1.	Oiseaux	7
2.4.2.	Chiroptères	8
2.4.3.	La végétation forestière	9
2.4.4.	Pédofaune	10
2.5.	Espèces indicatrices au sein des groupes étudiés	11
2.6.	Evolution des populations d’oiseaux et de chiroptères en Belgique	12
2.7.	Méthodes d’étude de la diversité des oiseaux et chiroptères	13
3.	Matériel et méthodes	14
3.1.	Choix des sites	14
3.2.	Echantillonnage	15
3.2.1.	Ecoute passive	16
3.2.2.	Ecoutes actives d’oiseaux	22
3.2.3.	Comparaison BirdNET et écoute des enregistrements	23
3.2.4.	Végétation de sous-bois	23
3.2.5.	Pédofaune	24
3.3.	Analyses statistiques	27
4.	Résultats	29
4.1.	Comparaison de l’analyse des enregistrements acoustiques par BirdNET et un auditeur expérimenté, et écoutes actives	29
4.1.1.	Comparaison BirdNET et expert	29
4.1.2.	Ecoutes actives	29
4.2.	Richesse spécifique/taxonomique	30
4.2.1.	Oiseaux	30
4.2.2.	Chauves-souris	31
4.2.3.	Végétation au sol	33
4.2.4.	Richesse taxonomique de la pédofaune	35

4.2.5.	Richesse taxonomique globale :	37
4.3.	Composition en espèces selon l'essence	39
4.3.1.	Oiseaux	39
4.3.2.	Chauves-souris	40
4.3.3.	Végétation au sol	41
4.3.4.	Pédofaune	42
4.3.5.	Composition taxonomique globale	43
4.4.	Espèces indicatrices	44
4.4.1.	Oiseaux	44
4.4.2.	Chauves-souris	44
4.4.3.	Végétation de sous-bois	45
4.4.4.	Pédofaune	45
4.5.	Représentation des sites en fonction des strates végétatives	45
5.	Discussion	46
5.1.	Effet des essences sur la richesse spécifique/taxonomique	46
5.2.	Composition en espèces	48
5.3.	Efficacité des méthodes d'écoute passive	51
6.	Conclusion et perspectives	51

Bibliographie

Annexes

Liste des Figures

Figure 3.1 : Appareil AudioMoth éteint	16
Figure 3.2 : Fenêtre "Batch" de l'application Kaleidoscope. La fenêtre "Auto ID for Bats" devrait être cochée en vert, mais ici se trouve une capture d'écran de la version Lite de l'application, car la version Pro n'est accessible que pendant 14 jours.	21
Figure 3.3 : Appareils de Berlese-Tullgren (Burkard).	25
Figure 3.4 : Boîte de Pétri scannée. Chaque annotation correspond à un point coloré, et chaque couleur représente le label associé à l'annotation. Une image zoomée montre plusieurs individus labellés.	26
Figure 4.1 : Richesse spécifique en oiseaux pour chacun des 15 sites de forêts anciennes sous chêne, hêtre et épicéa, localisées dans cinq massifs forestiers (Hertogenwald, Wellin, Semois, La-Roche-en-Ardenne, Nassogne) en Ardenne belge.	30
Figure 4.2 : A) Effets estimés du modèle linéaire mixte avec comme effet aléatoire le massif et comme effet fixe l'essence d'arbres, pour expliquer la richesse spécifique des oiseaux (niveau de référence = chêne). B) Effets aléatoires estimés par massif du modèle linéaire mixte avec comme effet aléatoire le massif et comme effet fixe l'essence d'arbres, pour expliquer la richesse spécifique en espèces d'oiseaux.	31
Figure 4.3 : Boxplots représentant la richesse spécifique en oiseaux selon l'essence d'arbre (chêne, épicéa, hêtre). Il n'y a pas de différence significative de richesse spécifique entre essences. La ligne horizontale en gras au sein de chaque boîte indique la médiane (n=5), les limites inférieures et supérieures des boîtes représentent respectivement le premier et le troisième quartile. Les moustaches illustrent les valeurs minimales et maximales. Les points représentent la richesse spécifique de chaque site. La différence en richesse spécifique a été évaluée entre essences avec un modèle linéaire mixte, et une ANOVA a été faite sur le résultat de ce modèle). Des lettres différentes indiquent une différence significative ($p < 0,05$, post-hoc Tukey).	31
Figure 4.4 : Richesse taxonomique des chauves-souris pour chacun des 15 sites de forêts anciennes sous chêne, hêtre et épicéa, localisées dans cinq massifs forestiers (Hertogenwald, Wellin, Semois, La-Roche-en-Ardenne, Nassogne) en Ardenne belge.	32
Figure 4.5 : A) Effets estimés du modèle linéaire mixte avec comme effet aléatoire le massif et comme effet fixe l'essence d'arbres, pour expliquer la richesse spécifique des chauves-souris (niveau de référence = hêtre). Le coefficient pour l'épicéa ne traverse pas la barre du zéro, indiquant une différence significative. B) Effets aléatoires estimés par massif du modèle linéaire mixte avec comme effet aléatoire le massif et comme effet fixe l'essence d'arbres, pour expliquer la richesse taxonomique en espèces/genres de chauves-souris.	32
Figure 4.6 : Boxplots représentant la richesse taxonomique en chauves-souris selon l'essence d'arbre (chêne, épicéa, hêtre). Les lettres différentes indiquent des différences significatives entre essences ($p < 0,1$). La ligne horizontale en gras au sein de chaque boîte indique la médiane (n=5), les limites inférieures et supérieures des boîtes représentent respectivement le premier et le troisième quartile. Les moustaches illustrent les valeurs minimales et maximales. Les points représentent la richesse taxonomique de chaque site. La différence en richesse taxonomique a été évaluée entre essences avec un modèle linéaire mixte, et une ANOVA a été faite sur le résultat de ce modèle. Des lettres différentes indiquent une différence significative ($p < 0,05$, post-hoc Tukey).	33
Figure 4.7 : Richesse spécifique des plantes de sous-bois pour chacun des 15 sites de forêts anciennes sous chêne, hêtre et épicéa, localisées dans cinq massifs forestiers (Hertogenwald, Wellin, Semois, La-Roche-en-Ardenne, Nassogne) en Ardenne belge.	33

Figure 4.8 : Effets estimés du modèle linéaire mixte avec comme effet aléatoire le massif et comme effet fixe l'essence d'arbres, pour expliquer la richesse spécifique pour la végétation de sous-bois (niveau de référence = chêne). Les coefficients pour l'épicéa et le hêtre ne traversent pas la barre du zéro, indiquant une différence significative.	34
Figure 4.9 : Boxplots représentant la richesse spécifique en végétation de sous-bois selon l'essence d'arbre (chêne, épicéa, hêtre). Les lettres différentes indiquent des différences significatives entre essences ($p < 0.05$). La ligne horizontale en gras au sein de chaque boîte indique la médiane ($n=5$), les limites inférieures et supérieures des boîtes représentent respectivement le premier et le troisième quartile. Les moustaches illustrent les valeurs minimales et maximales. Les points représentent la richesse spécifique de chaque site. La différence en richesse spécifique a été évaluée entre essences avec un modèle linéaire mixte, et une ANOVA a été faite sur le résultat de ce modèle. Des lettres différentes indiquent une différence significative ($p < 0,05$, post-hoc Tukey).....	34
Figure 4.10 : Richesse taxonomique de la pédofaune pour chacun des 15 sites de forêts anciennes sous chêne, hêtre et épicéa, localisées dans cinq massifs forestiers (Hertogenwald, Wellin, Semois, La-Roche-en-Ardenne, Nassogne) en Ardenne belge.	35
Figure 4.11 : Effets estimés du modèle linéaire mixte avec comme effet aléatoire le massif et comme effet fixe l'essence d'arbres, pour expliquer la richesse taxonomique de la pédofaune (niveau de référence = chêne).	35
Figure 4.12 : Boxplots représentant la richesse taxonomique (somme taxons classes, ordres, familles) selon l'essence d'arbre (chêne, épicéa, hêtre) pour la pédofaune. Il n'y a pas de différence significative entre essences pour la richesse taxonomique ($p < 0.1$). La ligne horizontale en gras au sein de chaque boîte indique la médiane ($n=5$), les limites inférieures et supérieures des boîtes représentent respectivement le premier et le troisième quartile. Les moustaches illustrent les valeurs minimales et maximales. Les points représentent la richesse taxonomique de chaque site. La différence en richesse taxonomique a été évaluée entre essences avec un modèle linéaire mixte, et une ANOVA a été faite sur le résultat de ce modèle. Des lettres différentes indiquent une différence significative ($p < 0,05$, post-hoc Tukey).....	36
Figure 4.13 : Abondance relative (%) des différents taxons de pédofaune en fonction de l'essence d'arbre (épicéa, chêne, hêtre), calculée par rapport au nombre total d'individus de pédofaune par essence.	37
Figure 4.14 : Richesse taxonomique globale (tous taxons additionnés) pour les oiseaux, chauves-souris, plantes de sous-bois et la pédofaune, pour chacun des 15 sites de forêts anciennes sous chêne, hêtre et épicéa, localisées dans cinq massifs forestiers (Hertogenwald, Wellin, Semois, La-Roche-en-Ardenne, Nassogne) en Ardenne belge.	37
Figure 4.15 : A) Effets estimés du modèle linéaire mixte avec comme effet aléatoire le massif et comme effet fixe l'essence d'arbres, pour expliquer la richesse taxonomique des oiseaux, chauves-souris, plantes au sol et de la pédofaune (niveau de référence = chêne). B) Effets aléatoires estimés par massif du modèle linéaire mixte avec comme effet aléatoire le massif et comme effet fixe l'essence d'arbres, pour expliquer la richesse taxonomique des oiseaux, chauves-souris, de la végétation de sous-bois et de la pédofaune.	38
Figure 4.16 : Boxplots représentant la richesse taxonomique selon l'essence d'arbre (chêne, épicéa, hêtre) pour les oiseaux, les chauves-souris, les plantes de sous-bois et la pédofaune. Il n'y a pas de différence significative entre les essences pour la richesse taxonomique ($p < 0.1$). La ligne horizontale en gras au sein de chaque boîte indique la médiane ($n=5$), les limites inférieures et supérieures des boîtes représentent respectivement le premier et le troisième quartile. Les moustaches illustrent les valeurs minimales et maximales. Les points représentent la richesse taxonomique de chaque site. La différence en richesse spécifique a été évaluée	

entre essences avec un modèle linéaire mixte, et une ANOVA a été faite sur le résultat de ce modèle. Des lettres différentes indiquent une différence significative ($p < 0,05$, post-hoc Tukey).

.....38

Figure 4.17 : NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) basée sur l'indice de dissimilarité de Jaccard, calculé à partir d'une matrice de présence/absence des espèces d'oiseaux. Les sites sont représentés par des points colorés selon l'essence d'arbre. Plus ceux-ci sont proches, plus les sites sont similaires en composition en espèces. Les ellipses correspondent à l'intervalle de confiance de 95% autour du centre des groupes d'essence. Les vecteurs affichent quelles espèces sont les plus indicatrices des gradients de la NMDS.39

Figure 4.18 : A) NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) basée sur l'indice de dissimilarité de Jaccard, calculé à partir d'une matrice de présence/absence des espèces/genres de chauves-souris. Les sites sont représentés par des points, colorés en fonction des trois essences d'arbres de l'étude (chêne, épicéa, hêtre). Plus ceux-ci sont proches, plus les sites sont similaires en composition taxonomique. Les ellipses correspondent à l'intervalle de confiance de 95% autour du centre des groupes d'essence. L'ellipse pour le groupe « hêtre » n'a pas pu être calculée par manque de données. B) NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) basée sur l'indice de dissimilarité de Jaccard, calculé à partir d'une matrice de présence/absence des espèces/genres de chauves-souris. Seules les essences chêne et épicéa ont été gardées pour faire cette analyse-ci. Les sites sont représentés par des points colorés selon l'essence d'arbre. Plus ceux-ci sont proches, plus les sites sont similaires en composition taxonomique. Les ellipses correspondent à l'intervalle de confiance de 95% autour du centre des groupes d'essence.41

Figure 4.19 : NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) basée sur l'indice de dissimilarité de Jaccard, calculé à partir d'une matrice de présence/absence des espèces de plantes de sous-bois. Les sites sont représentés par des points, colorés en fonction des trois essences d'arbres de l'étude (chêne, épicéa, hêtre). Plus ceux-ci sont proches, plus les sites sont similaires en composition en espèces. Les ellipses correspondent à l'intervalle de confiance de 95% autour du centre des groupes d'essence. Les vecteurs affichent quelles espèces sont les plus indicatrices des gradients de la NMDS.42

Figure 4.20 : NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) basée sur l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis, calculé à partir d'une matrice d'abondance relative des taxons de pédofaune en fonction du poids sec du sol. Les sites sont représentés par des points, colorés en fonction des trois essences d'arbres de l'étude (chêne, épicéa, hêtre). Plus ceux-ci sont proches, plus les sites sont similaires en composition en espèces. Les ellipses correspondent à l'intervalle de confiance de 95% autour du centre des groupes d'essence.....43

Figure 4.21 : NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) basée sur l'indice de dissimilarité de Jaccard, calculé à partir d'une matrice de présence/absence des taxons d'oiseaux, de chauves-souris, de plantes de sous-bois et de pédofaune. Les sites sont représentés par des points, colorés en fonction des trois essences d'arbres de l'étude (chêne, épicéa, hêtre). Plus ceux-ci sont proches, plus les sites sont similaires en composition taxonomique. Les ellipses correspondent à l'intervalle de confiance de 95% autour du centre des groupes d'essence. Les vecteurs affichent quelles espèces sont les plus indicatrices des gradients de la NMDS.44

Liste des Tableaux

Tableau 3.1 Précipitations moyennes annuelles et températures moyennes annuelles dans les 5 massifs sélectionnés, avec la ville de référence entre parenthèses si le nom du massif n'est pas une ville (valeurs calculées à partir de moyennes mensuelles de l'année 2024 grâce au site Weather Spark).	14
Tableau 3.2 Paramètres avancés dans l'application AudioMoth Configuration App.....	17
Tableau 3.3 Echelle des coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet ((Braun-Blanquet, 2013) cité dans Delassus, 2015) et échelle de conversion de l'indice de Braun-Blanquet (Vittoz and Guisan, 2007).	24

1. Contexte général et objectifs

La forêt est un des biomes les plus présents sur la surface terrestre (Ritchie, 2021). Certaines parcelles forestières, dont la couverture boisée est maintenue depuis longtemps, sont qualifiées de forêts anciennes et semblent se démarquer des autres forêts par une structure et une biodiversité particulières (Kervyn et al., 2018). En effet, ces forêts anciennes, normalement constituées de feuillus en Belgique, sont supposées plus résilientes face aux perturbations grâce à leur haute diversité génétique, et attirent des espèces qu'on n'observe pas dans les autres forêts. Au cours du 20^e siècle, beaucoup de monocultures d'épicéa (*Picea abies* L. Karst) ont été plantées dans des forêts anciennes, qui deviennent alors des forêts anciennes résineuses. De nombreuses études indiquent que ces plantations seraient détrimentaires pour la biodiversité (Russo and Jones, 2003; Augusto et al., 2015; Ampoorter et al., 2020).

L'étude de la biodiversité dans des forêts anciennes nous permet de vérifier l'impact de l'épicéa sur la biodiversité, et de globalement caractériser la biodiversité en forêt ancienne. Plusieurs études indiquent que le type de couvert forestier a une influence sur les groupes d'animaux présents dans les forêts (Vlaschenko et al., 2022; Jennings et al., 1999 ; Wesółowski et al., 2006 ; Andreetta et al., 2018). Cependant, il existe très peu de documentation sur la biodiversité au sein des forêts anciennes, et encore moins sur la variation de la biodiversité de plusieurs groupes d'animaux et de la végétation entre plusieurs types de couverts forestiers anciens.

Dans ce travail, nous quantifions la richesse spécifique, la composition en espèces des oiseaux, chauves-souris, plantes de sous-bois et de la pédofaune dans les forêts anciennes sous chêne (*Quercus petraea/robur*), épicéa et hêtre (*Fagus sylvatica*), localisées dans cinq massifs forestiers de l'Ardenne belge. L'objectif principal de ce mémoire est de déterminer l'influence du couvert forestier (épicéa, hêtre ou chêne) sur la richesse et la composition spécifique des oiseaux, chiroptères, plantes et de la faune du sol dans des forêts anciennes en Ardenne belge. Plus précisément, **les objectifs de ce travail sont:**

- Déterminer la richesse spécifique en oiseaux, chiroptères, plantes de sous-bois et en faune du sol selon le couvert forestier, pour des forêts anciennes réparties dans cinq massifs forestiers de l'Ardenne belge.
- Déterminer l'influence de l'essence d'arbre présentes sur la composition spécifique des groupes cités ci-dessus dans cinq massifs forestiers de l'Ardenne belge.

- Définir des espèces indicatrices de la présence des différentes essences d'arbres (chêne, épicéa et hêtre).

Nous émettons les hypothèses que 1) la biodiversité sera globalement moindre dans les forêts d'épicéa, car les monocultures d'épicéa sont considérées comme des environnements écologiquement pauvres, 2) la composition spécifique de tous les groupes d'animaux sera différente entre les différentes essences d'arbre, car l'essence d'arbre présente dans une forêt a un grand impact sur les facteurs biotiques et abiotiques de l'environnement et 3) les forêts d'épicéas présenteront plus d'espèces indicatrices que les forêts des deux autres essences d'arbre, en raison de la différence de structure des conifères par rapport aux feuillus, et de leur contenu en niches écologiques particulières.

2. Introduction

2.1. Rôle écologique des forêts

Actuellement, dans les 71% des surfaces habitables de la Terre, un tiers est recouvert par les forêts, ce qui revient à approximativement un quart de la surface terrestre (Ritchie, 2021). Celles-ci sont importantes pour le stockage du carbone (elles stockent actuellement 296 gigatonnes de carbone) et elles abritent la plus grande partie des animaux terrestres sur terre (FAO, 2020). En effet, elles fournissent leur habitat à 80% des espèces d'amphibiens, à 75% des espèces d'oiseaux et à 68% des espèces de mammifères (FAO, n.d.). La diversité en espèces d'arbres est d'ailleurs un aspect important pour la richesse spécifique au sein d'une forêt, autant que l'est la diversité en types d'habitats (Hekkala et al., 2023). En Wallonie, la forêt est un des biomes les plus présents, à hauteur de 33% du territoire, soit 554 000 hectares (Alderweireld et al., 2015).

Les forêts fournissent tout un panel de services écosystémiques nécessaires au bien-être humain (nourriture, eau, construction...) (Foley et al., 2005; Schaberg et al., 2008). Un de ces services est le cycle des nutriments : les arbres puisent des nutriments dans le sol pour croître, puis ceux-ci reviennent à la litière du sol lors de la sénescence des feuilles ou lorsque l'arbre meurt (Bidwell et al., 2006). La protection du sol contre l'érosion est un autre service fourni par les forêts : les feuilles et branches des arbres interceptent la pluie et le vent, puis une fois au sol forment une couverture protectrice diminuant l'érosion. Cette dernière est problématique car elle mène les sédiments vers les cours d'eau, provoque la perte d'habitat pour la faune et des inondations (Pimentel and Kounang, 1998). Les forêts permettent aussi la production de

biomasse, encouragée lorsque la richesse en espèces d'arbres est plus élevée (Brockhoff et al., 2017). La régulation du climat et du cycle de l'eau (rôle de la couverture terrestre dans la régulation du ruissellement et du débit des rivières (De Groot et al., 2002)) constitue également un service écosystémique apporté par les forêts (Reed et al., 2017). Celles-ci constituent aussi un habitat pour d'autres espèces apportant du carburant ou des fibres nécessaires aux populations humaines (Rojstaczer et al., 2001). De plus, les forêts permettent la régulation des nuisibles par contrôle biologique naturel (Bale et al., 2007) et encouragent les services de pollinisation (Brockhoff et al., 2017).

Les forêts sont particulièrement sensibles aux changements climatiques car les arbres ont une grande longévité qui ne permet pas une adaptation rapide aux changements environnementaux. L'augmentation des températures et de la limitation en eau pourrait mener à des épisodes prolongés de sécheresse (Lindner et al., 2010). La biodiversité est à la base des services écosystémiques, et une biodiversité élevée est souvent associée à la résilience et à la résistance au stress d'une forêt (Mori et al., 2017).

2.2. Forêts anciennes et biodiversité

Une forêt ancienne se définit par « le maintien de la couverture boisée depuis une date ou une période de référence » (Assmann, 1999). La notion de forêt ancienne n'est pas à confondre avec les termes « forêt primaire » ou « forêt en réserve intégrale » : une parcelle de forêt peut effectivement être exploitée ou gérée, et toujours être considérée comme ancienne. La date à partir de laquelle une forêt est considérée comme ancienne varie en fonction des pays, selon les cartes et informations disponibles. En Wallonie, une forêt ancienne est « une forêt qui occupe une parcelle depuis au moins 250 ans, de façon continue » ("Il était une fois la forêt wallonne | Géoportail de la Wallonie," n.d.). C'est la carte de Ferraris (1770) qui est utilisée pour déterminer si une forêt est ancienne ou non.

Dans la littérature scientifique, de nombreux articles traitent des différents groupes d'animaux/plantes discutés dans ce mémoire en relation avec le couvert forestier. Cependant, peu se concentrent sur les forêts anciennes. Plusieurs indices convergent pourtant vers le fait que ces forêts recèleraient une biodiversité particulière (Jacquemin et al., 2014; Kervyn et al., 2018) qu'il faut étudier et protéger. Mener des études sur ces forêts permettrait de renforcer les arguments en faveur de leur protection face à l'urbanisation croissante et à la fragmentation des habitats en Belgique. Les forêts anciennes, représentant 53% de la surface des forêts en Wallonie (Kervyn et al., 2018), peuvent être composées de feuillus tels que les hêtres et chênes naturellement présents en Belgique (on parlera alors de forêt subnaturelle), ou bien de résineux

si la récolte de bois a été privilégiée par les propriétaires (“Il était une fois la forêt wallonne | Géoportail de la Wallonie,” n.d.). Les forêts anciennes subnaturelles représentent 33% des forêts wallonnes, et les forêts anciennes résineuses 20% (Kervyn et al., 2018). A partir du 19^e siècle, la forêt ancienne subnaturelle belge a perdu beaucoup de sa superficie, premièrement à cause du déboisement de celle-ci pour transformer le bois en charbon, et de sa conversion en zones agricoles, puis plus tard en raison du remplacement des feuillus par des résineux. Il ne reste actuellement plus que 44% des forêts subnaturelles datant au moins du 18^e siècle en Belgique (Kervyn et al., 2018).

Les forêts anciennes sont un biotope particulier accueillant des êtres vivants différents de ceux des autres types de forêt. En effet, les plantes de forêts anciennes partagent plusieurs caractéristiques distinctes de celles des autres espèces forestières : elles sont plus ombrophiles, évitent les endroits trop mouillés ou trop secs, et poussent dans les forêts avec des niveaux moyens de pH et de disponibilité en azote dans le sol. Les géophytes, les plantes vernales et à feuilles persistantes sont fortement représentées dans les plantes de forêts anciennes (Hermy et al., 1999). Ces plantes ont des difficultés à coloniser de nouveaux espaces, attribuées à leur faible capacité de dispersion et à leur production limitée de graines ou de spores (Whitney and Foster, 1988; Honnay et al., 1998). La plupart des plantes de forêts anciennes ne créent pas de banques de graines dans le sol (Brown and Oosterhuist, 1981), et ce, en plus de leur capacité de dispersion très limitée, rend la restauration des forêts anciennes dégradées très difficile à mettre en place (Hermy et al., 1999). Quelques exemples de plantes caractéristiques de forêts anciennes en Wallonie sont la parisette à quatre feuilles (*Paris quadrifolia*), le muguet (*Convallaria majalis*), la jonquille (*Narcissus pseudonarcissus*), le gouet tacheté (*Arum maculatum*) ou encore l’anémone sylvie (*Anemone nemorosa*) (Jacquemin et al., 2014). Certaines plantes peuvent être indicatrices des forêts anciennes dans certaines régions, mais peuvent ne pas l’être dans d’autres. Notamment, la primevère acaule (*Primula vulgaris*) est indicatrice des forêts anciennes dans l’est de l’Angleterre, mais est retrouvée dans les prairies en Irlande (Hermy et al., 1999). Ceci suggère que les listes de plantes de forêts anciennes doivent être différentes selon les sites étudiés.

Les arbres en décomposition ou morts étant présents principalement en forêts anciennes subnaturelles, on retrouve plus de chauves-souris au sein de celles-ci. Par exemple, deux espèces de noctules (*Nyctalus noctula* et *Nyctalus leisleri*) présentent une claire préférence pour les forêts anciennes en comparaison avec les forêts contenant des arbres de moins de 100 ans (Ruczyński et al., 2010). En été, le murin de Bechstein (*Myotis Bechsteinii*) est clairement un spécialiste des forêts, et préfère également les forêts anciennes subnaturelles (Dietz and Pir,

2009). Le grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) chasse dans les forêts anciennes subnaturelles au printemps (Gareth et al., 1995).

La conversion en exploitation de résineux, le plus souvent des monocultures d'épicéas, représente une menace pour les forêts anciennes subnaturelles. Les conifères modifient défavorablement la fertilité du sol et diminuent le pH de celui-ci, amoindrissant la diversité en plantes de sous-bois (Augusto et al., 2015). De plus, les forêts composées d'une seule espèce d'arbre sont beaucoup plus vulnérables aux dommages causés par des facteurs biotiques. Les épicéas, en particulier, sont sensibles à des nuisibles très répandus comme la bostryche typographe (scolyte) (Huuskonen et al., 2021). Aussi, les sols des forêts de gymnospermes ont tendance à être plus secs que sous les feuillus : en effet, il y a une plus grande surface foliaire totale dans les forêts de conifères, et l'interception de la pluie par les feuilles est plus grande. Moins d'eau atteint donc les eaux de surfaces et les nappes phréatiques (30% en moins que chez les feuillus) (Augusto et al., 2015). Moins d'humidité et de vers de terre (Chapman et al., 1988) sous les conifères mène à une vitesse de décomposition de la litière habituellement inférieure de 25 à 55% par rapport aux feuillus (Augusto et al., 2015). On a donc des cycles de l'eau et des nutriments moins efficaces dans les monocultures d'épicéas, et on y observe globalement une diversité en espèces bien moindre (Felton et al., 2011).

Définir la biodiversité dans les forêts anciennes d'épicéa, chêne et hêtre est donc important pour définir si effectivement, les monocultures d'épicéa, même si anciennes, ont un impact négatif sur la richesse spécifique et la composition en espèces. Ce mémoire permet ainsi d'obtenir des pistes sur ce sujet.

2.3. Gestion forestière et biodiversité

La foresterie en Europe s'est considérablement développée durant le 19^e siècle. Afin de maximiser le rendement économique de l'exploitation du bois, le paysage européen a vu une partie de ses forêts de feuillus mixtes remplacée par des monocultures d'épicéas, menant à l'appauvrissement des sols et à des rendements moindres dans les plantations suivantes sur une même terre. Vers le milieu du 20^e siècle, certains forestiers retournèrent à l'exploitation de forêts de feuillus mixtes, dites « silvicultures naturelles » (Agnoletti, 2006).

La perte des forêts est une des premières causes du déclin de la biodiversité (Betts et al., 2017), alors que la demande en bois par les populations humaines ne cesse de grandir (Betts et al., 2021). Aujourd'hui, allier biodiversité et production de bois est capital pour une gestion durable des forêts et une sécurisation des ressources forestières dans le futur (Barbier et al.,

2008). Traditionnellement, la plantation de monocultures d'arbres est favorisée pour augmenter l'efficacité d'exploitation. Or, la diversité d'espèces d'arbres peut directement ou indirectement impacter la biodiversité, via l'abondance en lumière, la disponibilité en nutriments ou en eau dans le sol, le pH et les caractéristiques de la litière au sol (Ampoorter et al., 2020). Plus d'espèces d'arbres signifie une plus grande complexité du paysage et donc également plus de niches écologiques disponibles pour la végétation de sous-bois (Ampoorter et al., 2016) et les vers de terre (Chamagne et al., 2016). La composition fonctionnelle des arbres joue également sur la biodiversité des taxons associés aux forêts : les feuilles des arbres contiennent des quantités de nutriments différentes selon leur vitesse de croissance et l'espèce (les feuilles de caducifoliés en contiennent plus)(Rowe et al., 2006). L'hétérogénéité horizontale et verticale des arbres est également un facteur de biodiversité, créant une multitude de niches écologiques permettant de mieux s'abriter, et à plus d'espèces différentes de cohabiter (Cavard et al., 2011).

Les techniques de gestion peuvent grandement influencer la végétation de sous-bois (Barbier et al., 2007). La mise en place de plantations requiert la préparation du terrain de manière mécanique, ce qui perturbe le sol forestier, faisant remonter les sols minéraux à la surface et altérant les substrats normalement bénéfiques aux plantes de sous-bois (Battles et al., 2001). Ces plantations ont souvent une structure homogène et une canopée ouverte (dans le cas des feuillus), ce qui favorise les plantes pionnières et généralistes au détriment des espèces spécialistes des forêts. Mais il semblerait que certaines forêts plantées et/ou présentant des espèces d'arbres exotiques auraient une diversité en plantes de sous-bois similaire à celle des forêts natives. Les forêts natives ou extensivement gérées sont, quant à elles, en général structurellement diverses et ont une plus grande variété de microhabitats comme le bois mort ou les souches d'arbres (Randriamananjara et al., 2024).

La gestion des forêts peut impacter la biodiversité des oiseaux : dans plusieurs pays, les forêts gérées de manière privée sont liées à une moindre diversité en oiseaux forestiers, sans doute parce que les arbres matures y sont moins présents, et que la densité en bois mort y est plus faible, ce qui diminue les habitats exploitables par les oiseaux pour fourrager ou nicher (Reise et al., 2019). Aussi, une plus grande variété d'essences favorise la disponibilité de plus de niches écologiques pour les oiseaux. Certains genres d'arbres, comme les érables et les hêtres, sont moins attractifs auprès des oiseaux car leur écorce lisse contient potentiellement moins de proies (Beason et al., 2023).

2.4. Relations entre les groupes étudiés et la forêt

2.4.1. Oiseaux

2.4.1.1. *Ecologie des oiseaux de forêt*

Les oiseaux de forêt se définissent comme des espèces qui se reproduisent ou se nourrissent dans des forêts ou autres types d'environnements qui remplissent les critères quantitatifs de la définition de la forêt de la FAO ("Définition de la forêt par la FAO | Mouvement Mondial pour les Forêts Tropicales," n.d.). Cette définition inclut les oiseaux se nourrissant dans des champs, prairies ou encore des rivières, mais se reproduisant dans les bois (héron cendré (*Ardea cinerea*), pigeon colombin (*Columba oenas*), étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*)...), ou qui se nourrissent ou se reproduisent au-dessus de coupes à blanc ou de jeunes forêts (bergeronnettes (*Motacilla sp.*), tarier pâtre (*Saxicola rubicola*), hirondelle rustique (*Hirundo rustica*)...)(Mikusiński et al., 2018). Certaines espèces sont également des spécialistes des forêts, comme le grimpereau des bois (*Certhia familiaris*), l'autour des palombes (*Accipiter gentilis*), le pouillot siffleur (*Phylloscopus sibilatrix*) ou la mésange huppée (*Lophophanes cristatus*). Les espèces de forêt « facultatives » sont toutes les autres espèces répondant à la définition d'oiseaux de forêt, mais qui ne sont pas spécialistes (Reise et al., 2019 ; Mikusinski et al., 2018). Beaucoup d'oiseaux de forêt sont cavernicoles et nichent dans des cavités contenues dans les arbres. Certains préfèrent les forêts de feuillus, d'autres celles de conifères (Reise et al., 2019). Par exemple, la sittelle torchepot (*Sitta europaea*) est un oiseau des forêts de feuillus qui crée son nid dans des cavités des arbres, et diminue leur diamètre avec de la boue lorsqu'elles sont trop grandes ("Sittelle torchepot (*Sitta europaea*) | La biodiversité en Wallonie," n.d.). La Nyctale de Tengmalm (*Aegolius funereus*) et la Chevêchette d'Europe (*Glaucidium passerinum*) sont de petites chouettes assez rares en Belgique, toutes deux uniquement présentes en Haute-Ardenne dans les grands massifs de conifères (*La chevêchette d'Europe*, n. d.; *Nyctale de Tengmalm* (*Aegolius funereus*) *La biodiversité en Wallonie*, n. d.).

2.4.1.2. *Influence du couvert forestier sur les oiseaux*

En Belgique, on retrouve certaines espèces dans les forêts de conifères plutôt que dans les forêts de feuillus, en raison de la différence en types de nourriture et en niches écologiques disponibles dans ces deux types d'habitat (Holmes and Schultz, 1988; Deceuninck and Baguette, 1991). Les lisières forestières présentent généralement une richesse spécifique en oiseaux plus élevée (Paquet et al., 2006). Aussi, une forêt avec une grande hétérogénéité verticale ainsi que des arbres de différents âges augmente le nombre de niches écologiques et permet d'attirer plus d'espèces d'oiseaux (Müller et al., 2010). L'espèce d'arbre composant le couvert forestier a un

impact sur les espèces d'oiseaux présentes. Par exemple, dans la forêt primaire de Białowieża, on peut trouver différentes espèces dominantes selon le type de couvert forestier : le gros-bec casse-noyaux (*Coccothraustes coccothraustes*) est dominant dans les forêts de charmes et de chênes, alors que dans les forêts de conifères, le pouillot siffleur, le roitelet huppé (*Regulus regulus*) et la mésange noire (*Periparus ater*) sont plus présents. Le rougegorge familier (*Erithacus rubecula*), le pinson des arbres (*Fringilla coelebs*) et la grive musicienne (*Turdus philomelos*) sont globalement dominants partout (Wesołowski et al., 2006).

2.4.2. Chiroptères

2.4.2.1. *Ecologie des chauves-souris forestières*

Les chauves-souris ont un cycle de vie bien particulier, rythmé par deux phases principales avec des gîtes bien spécifiques : la phase d'hiver, située dans un gîte calme, frais et humide, est une période d'hibernation où les chauves-souris économisent le plus d'énergie possible. Au printemps, elles se réveillent et reprennent des forces afin de se diriger vers le gîte qu'elles utiliseront durant la phase d'été, pendant laquelle les femelles se réunissent en « maternités » pour élever leurs petits. En automne, les chauves-souris constituent leurs réserves de graisse pour passer l'hiver, saison où les accouplements prennent place (Plecotus, n.d.). Plusieurs espèces de chauves-souris ont une certaine affinité avec les forêts : les barbastelles d'Europe (*Barbastella barbastellus*) chassent au-dessus des canopées des forêts et sont spécialisées dans la chasse de petits lépidoptères tympanés (Sierro and Arlettaz, 1997). Le murin de Brandt (*Myotis brandtii*) est une espèce de forêt qui évite les espaces ouverts. L'oreillard roux (*Plecotus auritus*) ne fourrage que dans les forêts, en tout cas en Suède, en Ecosse, aux Pays-Bas et en Allemagne (Vaughan et al., 1997). La pipistrelle pygmée (*Pipistrellus pygmaeus*) est également une chauve-souris spécialiste des forêts, bien qu'elle se perche également dans des bâtiments (Vlaschenko et al., 2022).

2.4.2.2. *Influence du couvert forestier sur les chauve-souris*

Les chauve-souris arboricoles dépendent beaucoup de la présence de vieux arbres morts ou mourants, car ceux-ci contiennent des perchoirs tels que des trous de pics, écorces décrochées et fissures (Racey and Entwistle, 2003). Les forêts assez vieilles (plus de 91 ans (Vlaschenko et al., 2022)) contiennent davantage ce type d'éléments. Au vu de l'exploitation du bois et de l'enlèvement des arbres morts ou en décomposition, les sites avec des perchoirs sont le facteur limitant pour la présence de chauve-souris en forêt gérée (Dietz et al., 2018). C'est pourquoi l'élimination des arbres et du bois mort est une des plus grandes menaces responsables du déclin des populations de chauves-souris (Racey et Entwistle, 2003; Lacki et al., 2007). Le

Code forestier de 2008 conseille de garder deux arbres morts par hectare (“Dead wood for forests,” n.d.). Globalement, en forêt, les sites avec des canopées trouées tels que les clairières, les lacs ou les lisières ont plus de succès auprès des chauves-souris (Kusch et al., 2004; Morris et al., 2010), grâce à l’effet de lisière et au plus grand espace disponible pour voler. Pour chasser, les chauves-souris ont tendance à privilégier les arbres feuillus par rapport aux conifères, car ils recèleraient plus de proies (Charbonnier et al., 2016b).

2.4.3. La végétation forestière

2.4.3.1. *Végétation de sous-bois*

Les plantes de sous-bois sont très importantes dans les écosystèmes forestiers. Ce sont elles qui représentent le plus grand nombre d’espèces végétales dans une forêt, et elles constituent une source de nourriture et un abri indispensables aux animaux (surtout ceux du sol) (Owens and Lund, 2002). Elles peuvent favoriser l’altération des minéraux du sol, ainsi qu’influencer les flux en nutriments après des perturbations comme la coupe à blanc ou les pluies torrentielles (Augusto et al., 2003). Les plantes de sous-bois ont généralement un mode de dispersion lent qui les rendent dépendantes de la stabilité des conditions environnementales de leur habitat (Vanneste et al., 2019). Elles ont une héliophilie variable : elles peuvent avoir besoin de beaucoup de lumière ou être tolérantes à l’ombre. Les plantes de sous-bois présentent également des préférences différentes en termes de disponibilité en eau, variant de xérophiles à hygrophiles (Rameau et al., 2008).

2.4.3.2. *Influence du couvert forestier*

La végétation de sous-bois dépend essentiellement de la transmission de la lumière à travers la canopée, ainsi que de l’humidité, des nutriments disponibles et de l’acidité du sol. Ces facteurs sont influencés par les espèces d’arbres présentes. La transmission de la lumière à travers la canopée dépend des propriétés morphologiques des espèces d’arbres, comme la taille des feuilles, l’arrangement spatial et les propriétés optiques de ces dernières (Barkman, 1992; Planchais and Sinoquet, 1998; Barbier et al., 2008). Les essences d’arbre peuvent impacter l’humidité du sol en modifiant la quantité d’eau absorbée ou non par leur racines (Barbier et al., 2008). Les conifères produisent un sol de surface plus acide que les feuillus (France et al., 1989), et la luminosité au sein des forêts de résineux est faible, principalement en raison de la densité de plantation. La plupart des éricacées se trouvent dans des forêts de conifères, car elles préfèrent les sols acides et riches en fer (Whitney et Foster, 1988). Les plantes des sous-bois sont d’ailleurs utilisées comme indicateurs de l’acidité du sol (Brêthes, 1989).

2.4.4. Pédofaune

2.4.4.1. *Rôle écologique de la pédofaune*

La pédofaune, ou faune endogée, comprend toute la vie animale au sein du sol (Larousse, n.d.). Celle-ci se distingue principalement en trois catégories selon sa taille (Lavelle, 2003) : la macrofaune, de 4 à 80 mm (larves, lombrics, cloportes, myriapodes...) ; la mésofaune, de 0.2 à 4 mm (protoures, acariens, collemboles, diptères, grands nématodes) ; la microfaune, de < 0.2 mm (rotifères, tardigrades, nématodes), vivant dans les liquides interstitiels du sol et présentant une certaine résistance à la sécheresse. La diversité de la faune du sol est soumise à différentes contraintes telles que la disponibilité en matière organique, le déplacement dans une matrice solide, ainsi que l'hygrométrie et la disponibilité en oxygène (Deprince, 2003). Les animaux du sol sont principalement détritivores, subsistant grâce à la matière organique provenant des plantes, ou grâce aux micro-organismes qui s'en nourrissent, ou les deux. Mais certains sont herbivores, se nourrissant des racines des plantes, ou encore carnivores ou parasites (Coleman et al., 2004).

L'étude de la biodiversité des sols a été traditionnellement délaissée : en effet, au début des années 2000, pas plus de 10% des populations de microarthropodes du sol avaient été explorées, et 10% des espèces étaient peut-être décrits. La richesse en espèces ainsi que l'abondance seraient souvent sous-estimées (André et al., 2002; Coleman et al., 2004). La faune du sol bénéficie cependant d'un intérêt nouveau en raison de son importance dans l'apport de services et de biens écosystémiques à la société humaine. Elle joue plusieurs rôles dans le cycle du carbone et des nutriments, la dynamique des communautés de plantes et dans les réponses des écosystèmes aux changements climatiques (Bardgett and van der Putten, 2014). Les animaux endogés, tels que les vers de terre (tout particulièrement anéciques) et les mammifères fouisseurs ou creusant des terriers ont une forte action sur la structure physique du sol (Deprince, 2003). Le biote du sol accélère également le processus de décomposition des résidus organiques (Noor-ul-Ain et al., 2022), et permet la dégradation des composés organiques de synthèse, ainsi que des déchets (Stenberg et al., 1998; Odlare et al., 2008).

2.4.4.2. *Influence du couvert forestier sur la pédofaune*

Dans les sols acides (typiquement dans les forêts de résineux), la pédofaune est réduite et les lombrics peu présents : pas de galerie ou de labour du sol, de remontée ou d'incorporation de nutriments (Deprince, 2003). La conversion des écosystèmes forestiers naturels en exploitations forestières ou agricoles est un des plus grands dangers pour la faune du sol (Chiappero et al., 2024). Ceci s'explique par la diminution en biomasse et en diversité de plantes qu'occasionne ce changement d'utilisation des terres, qui entraîne une raréfaction des sources

de nourriture et des habitats convenant aux animaux endogés (Krashevskaya et al., 2015). Les sols associés à des plantes formatrices de mull (avec un fort apport en matière organique à la litière et peu d'acidification) montrent une haute biomasse et diversité de la pédofaune. Ces plantes sont souvent des espèces de feuillus (comme le chêne pubescent (*Quercus pubescens*))(Andreotta et al., 2018).

2.5. Espèces indicatrices au sein des groupes étudiés

Selon Burger (2006), une espèce bioindicatrice est un « biote développé comme indicateur de la qualité de l'environnement et de la composante biotique ou humaine au sein d'un écosystème ». Plusieurs oiseaux sont des espèces indicatrices : le pic cendré (*Picus canus*), le pic mar (*Dendrocoptes medius*), le pic épeichette (*Dryobates minor*) et la sittelle torchepot sont des oiseaux qu'on trouve généralement dans des forêts de hêtre (Reise et al., 2019). Les pics en général sont des indicateurs de la diversité en oiseaux en un endroit, car les cavités qu'ils créent sont réutilisées par d'autres oiseaux (et même par des animaux comme les chauves-souris) (Roberge and Angelstam, 2006; Summers, 2007). Ils sont donc qualifiés d'espèces parapluie, c'est-à-dire « une espèce dont le domaine vital est assez large pour que sa protection assure celle des autres espèces végétales et animales peuplant le même territoire » ("Protégeons les espèces parapluies | WWF France," n.d.). Un plus grand nombre d'espèces de pics dans une zone serait corrélé à une plus grande richesse spécifique (Mikusiński et al., 2001). Il existe également des indicateurs d'espaces ouverts en forêt d'Ardenne belge : la tourterelle des bois (*Streptopelia turtur*), le pipit des arbres (*Anthus trivialis*), le tarier pâtre (*Saxicola rubicola*), l'hypolaïs polyglotte (*Hypolais polyglotta*), la fauvette des jardins (*Sylvia borin*), le pouillot fitis (*Phylloscopus trochilus*) et la pie-grièche grise (*Lanius excubitor*) (Paquet et al., 2006).

Les chauves-souris sont reconnues comme un groupe bioindicateur clef pour la qualité de l'habitat (Jones et al., 2009; Russo and Jones, 2015; Vlaschenko et al., 2022). Le haut niveau trophique des chauve-souris insectivores dans les chaînes alimentaires ou leur implication avec les plantes en tant que pollinisatrices ou disperseuses de graines les rendent sensibles aux changements de l'habitat, plus particulièrement à la fragmentation de l'habitat et aux changements d'utilisation des terres (Russo and Jones, 2015).

La végétation de sous-bois peut être indicatrice de différents types de zones forestières. Par exemple, dans la forêt de Soignes à Bruxelles, le Galeopsis (*Galeopsis tetrahit*), le cerfeuil sauvage (*Anthriscus sylvestris*) et le séneçon de Fuchs (*Senecio ovatus*) ont été associés à des sites forestiers sensibles aux invasions d'espèces de plantes exotiques, donc de moindre qualité. Au contraire, la jacinthe des bois (*Hyacinthoides non-scripta*), la primevère élevée (*Primula elatior*)

et la violette de Reichenbach (*Viola reichenbachiana*) sont des indicateurs de biotopes plus rares et de meilleure qualité, avec un mull mésotrophique et une bonne disponibilité en eau dans un sol profond (Godefroid and Koedam, 2003).

La pédofaune est un bon indicateur de la qualité du sol (« la capacité d'un type de sol à fonctionner, au sein d'un écosystème naturel ou non, en satisfaisant la production animale et végétale, en maintenant ou améliorant la qualité de l'eau et de l'air, et en supportant la santé humaine et l'habitat humain » (Ministère de la transition écologique et de la cohésion des territoires, n.d.)), car elle est sensible aux changements dans la gestion du sol et est impliquée dans plusieurs de ses fonctions (Yeates, 2003). En effet, une étude réalisée en Sicile (Dazzi et al., 2002) montre que l'activité de la mésofaune est plus abondante dans les sols situés sous des pins, en comparaison avec des sols situés sous des cèdres, et que ce constat doit être dû à un plus grand apport en matière organique morte par les pins. La faible abondance de la pédofaune dans le sol peut également servir de bio-indicateur pour la présence de pesticides ou de métaux lourds (Marko-Wortowska et al., 2011).

2.6. Evolution des populations d'oiseaux et de chiroptères en Belgique

La Belgique compte actuellement plus de 200 espèces d'oiseaux naturellement présentes sur son territoire. Parmi celles-ci, 160 espèces indigènes nichent en Wallonie, dont 80 espèces communes, les autres étant considérées comme plus rares (Jacob, 2010; Paquet and Jacob, 2011). Quinze des espèces d'oiseaux nicheurs en Belgique ne sont présentes qu'en Wallonie, la plupart étant des espèces de forêt (exemple : le torcol fourmilier (*Jynx torquilla*)) ou liées à un contexte continental (le merle à plastron (*Turdus torquatus*)). Il existe également 13 espèces exotiques se reproduisant en Wallonie, mais elles ne constituent ensemble que 1.2% des oiseaux nicheurs. Sur 30 ans, deux espèces ont disparu (le cochevis huppé (*Galerida cristata*) et le traquet motteux (*Oenanthe oenanthe*)), mais 18 autres sont arrivées, soit grâce à l'expansion de leur répartition en Europe, soit en revenant après une période d'extinction (Jacob, 2010; Paquet et Jacob, 2011). La moitié des espèces d'oiseaux wallonnes est sur le déclin, un quart est stable et un autre quart est en augmentation (Derouaux et Paquet, 2018). Dans les milieux forestiers, le pic mar, le grimpeur des bois et le roitelet à triple bandeau (*Regulus ignicapilla*) sont en augmentation. Certaines espèces liées aux conifères, comme la mésange noire ou la mésange huppée, sont plutôt sur le déclin (Derouaux et Paquet, 2018). Cependant, la situation est meilleure pour les oiseaux forestiers comparé aux oiseaux agricoles. Le vieillissement des futaies ainsi que l'augmentation de la surface occupée par des forêts matures expliquent l'augmentation

de populations d'oiseaux typiquement forestiers (Jacob, 2010), comme le pic mar et le grimpereau des bois, dont les effectifs augmentent de 3% par an en moyenne et dont l'aire de répartition s'est étendue vers le sud des Ardennes (Derouaux et Paquet, 2018).

Les chauve-souris de Belgique sont au nombre de 24 espèces. Bien que les populations soient actuellement en augmentation, elles ne représentent que 10 à 20% des populations d'autrefois ("Découvrez les chauves-souris - Plecotus," n.d.). En Wallonie, 21 espèces ont été recensées, et au moins 10 d'entre elles sont menacées. Les effectifs faibles et la taille réduite de leurs aires de répartition peuvent s'expliquer par la fragmentation de l'habitat ainsi que par l'emploi de vermifuges sur le bétail, perturbant le développement d'insectes coprophages dont les chauves-souris se nourrissent beaucoup (Libois et Lamotte, 2006). Les nuisances dues à l'éclairage nocturne ainsi que la diminution des éléments structurants du paysage sont également des raisons du déclin des populations de chauves-souris durant la seconde moitié du 20^e siècle (SPW, 2018). Cependant, entre 1995 et 2016, les populations de 15 taxons de chiroptères suivis en Belgique ont quasi triplé, avec les populations de grands murins, de grands rhinolophes et de murins à oreilles échancrées ayant montré les accroissements les plus marquants. Ce résultat reste à nuancer car l'effort d'échantillonnage a également augmenté au cours des années (SPW, 2018).

2.7. Méthodes d'étude de la diversité des oiseaux et chiroptères

Les oiseaux et chauves-souris émettent différents bruits qui permettent de reconnaître leur espèce, et même l'activité qu'ils sont en train de faire. Classiquement, ces sons sont étudiés au moyen d'écoutes actives (point-counts). Plus récemment, la capture de ces sons grâce à des enregistreurs acoustiques a permis de décupler la durée d'échantillonnage pour effectuer des recherches, comparé à un auditeur humain (Abrahams, 2018). Les méthodes traditionnelles (piégeage, comptage manuel, ...) sont effectivement limitées par la subjectivité de l'expert qui analyse les sons ainsi que par leur grande demande en ressources humaines et logistiques (Gibb et al., 2019). Historiquement, l'écoute passive de la faune sauvage était contrainte par des raisons technologiques et financières, mais la situation s'est fort améliorée notamment grâce à la mise sur le marché de l'appareil d'enregistrement acoustique AudioMoth (utilisé dans ce mémoire) (Hill et al., 2019; Lapp et al., 2023), apprécié pour sa facilité d'utilisation et son prix abordable. Les principaux avantages de la surveillance acoustique passive sont la possibilité d'enregistrer la nuit ou dans des zones à végétation très dense, l'augmentation de la durée et de la portée d'échantillonnage, la diminution de l'intervention humaine sur le terrain ou encore la réduction du temps nécessaire pour analyser les données (Heinicke et al., 2015; Knight et al., 2017).

L'utilisation d'outils de reconnaissance de données biométriques (tels que les sons émis par les animaux) permet une approche objective et standardisée de détection des animaux, car les faux négatifs et faux positifs peuvent être quantifiés, alors que ce n'est pas possible pour le biais humain (Kühl and Burghardt, 2013; Heinicke et al., 2015). Cependant, cette méthode d'identification par des programmes informatiques est encore nouvelle et en développement, et des recherches pour comprendre comment optimiser l'utilisation de ces programmes sont encore nécessaires (Knight et al., 2017, ; Abrahams, 2018).

3. Matériel et méthodes

3.1. Choix des sites

Nous avons sélectionné cinq massifs forestiers de l'Ardenne belge contenant des forêts anciennes : la forêt de l'Hertogenwald, la vallée de la Semois, Nassogne, la Roche-en-Ardenne et Wellin (Tableau 3.1).

	Hertogenwald (Baelen)	Semois (Martelange)	Nassogne	La Roche- en-ardenne	Wellin
Précipitations moyennes annuelles (mm)	53	53.35	54.2	55.13	54.24
Température moyenne annuelle (°C)	9.5	8.75	9.25	9.16	9.58

Tableau 3.1 Précipitations moyennes annuelles et températures moyennes annuelles dans les 5 massifs sélectionnés, avec la ville de référence entre parenthèses si le nom du massif n'est pas une ville (valeurs calculées à partir de moyennes mensuelles de l'année 2024 grâce au site Weather Spark).

En utilisant une carte de Wallonie recensant toutes ces forêts anciennes (Service public de Wallonie, réalisée par Kervyn, 2020). Ces massifs devaient également contenir 3 sites chacun avec de l'épicéa, du hêtre ou du chêne comme arbre prédominant. Le choix des sites s'est fait en respectant également les quatre critères suivants :

- La forêt devait se situer dans la région bioclimatique des Ardennes
- Les conditions du sol devaient être semblables
- Le site devait être géré par le DNF (Département Nature et Forêts)
- Le maximum de la pente médiane devait être en dessous de 20 degrés

Le logiciel QGIS Prizren 3.34.11 a été utilisé pour réaliser une cartographie incluant plusieurs couches d'information et ainsi filtrer les sites répondant positivement aux différents

critères. Ceci est expliqué plus en détail dans le mémoire d'Anne-Sophie Zulewski (2025), dans le chapitre « 2.1. Site selection – Cartography ».

3.2. Echantillonnage

Les expéditions sur le terrain se sont déroulées du 29 avril au 5 juin 2025, dans les cinq massifs forestiers situés dans l'Ardenne belge. Chaque massif contenait 3 sites, lesquels étaient visités en une journée, à raison de cinq journées par semaine. Au milieu de chaque site se situait un arbre central servant de repère pour conduire les échantillonnages. Plusieurs échantillons ont été récoltés pendant ces 5 semaines. En bref :

- Enregistrement acoustique des oiseaux : ceux-ci ont eu lieu du 29 avril au 10 mai (premier enregistreur placé du 29 avril au 5 mai, second du 30 avril au 6 mai, et ainsi de suite jusqu'au dernier placé du 3 au 10 mai) et du 13 mai au 05 juin (les enregistreurs ont été placés avec la même logique à partir du 13 mai, et ont tous été récoltés le 5 juin), pour une durée totale variant entre 29 et 33 jours par massif. Les enregistreurs étaient accrochés sur l'arbre central (ou au plus proche) à approximativement 2 mètres de haut.
- Enregistrement acoustique des chauves-souris : conduits du 06 mai au 17 mai, avec la même logique que pour les oiseaux. Les chauves-souris ont été enregistrées une semaine en tout pour chaque site. Les enregistreurs étaient placés aux mêmes endroits que pour les oiseaux, il s'agissait des mêmes appareils configurés différemment.
- Ecoutes actives : celles-ci se sont effectuées du 29 au 17 mai, avec une durée de 10 minutes par site, à raison de trois sites par jour. Quarante-cinq sessions ont ainsi été effectuées, totalisant 7 heures et demi d'écoute active (30 minutes par site). Ces écoutes se déroulaient avec l'auditeur en dessous de l'AudioMoth, et avec l'application mobile Merlin (Cornell Labs) comme « assistante ».
- Echantillons pédofaune : ils ont été récoltés du 29 avril au 03 mai. Quatre carottes de sol ont été récupérées par site, sur une ligne droite de 20 mètres ayant pour centre l'arbre central, et avec 5 mètres entre chaque échantillon.
- Végétation au sol : les estimations de recouvrement de chaque espèce de plante dans chaque strate ainsi que l'identification de ces espèces se sont déroulées du 13 au 17 mai, encore à raison de trois sites d'un même massif par jour. Un cercle de rayon de 20 mètres autour de l'arbre central a été défini, et toutes les opérations liées à la végétation ont été effectuées au sein de ce périmètre.

3.2.1. Ecoute passive

3.2.1.1. Description des enregistreurs acoustiques et de leur fonctionnement

Les enregistrements acoustiques ont été réalisés à l'aide d'AudioMoth (Open Acoustic Devices), un appareil de monitoring acoustique qui peut enregistrer les fréquences audibles pour l'humain et ultrasoniques (Fig 3.1). Il s'agit d'un outil électronique compact tenant dans la main et accrochable au moyen d'un boîtier à scratch afin d'enregistrer les sons environnants sur une carte microSD. L'appareil contient également un port USB afin d'être connecté à un ordinateur, ainsi que des LEDs renseignant son statut actuel. Un interrupteur permet de passer d'un mode « DEFAULT » à un mode « CUSTOM » ou d'éteindre l'appareil, qui fonctionne au moyen de trois piles AA ("AudioMoth | Open Acoustic Devices," n.d.).



Figure 3.1 : Appareil AudioMoth éteint

3.2.1.2. Paramétrages

L'AudioMoth possède trois modes, nommés « USB/OFF », « DEFAULT » et « CUSTOM ». Le premier permet d'éteindre l'appareil, et de le connecter à un ordinateur afin de le paramétrer ou d'y installer un nouveau logiciel. Sur le mode DEFAULT, l'appareil enregistre en continu et utilise les paramètres de la configuration actuelle de l'appareil pour le niveau de gain et le taux d'échantillonnage. Le mode CUSTOM permet d'effectuer des enregistrements selon des paramètres de veille et d'activité encodés via ordinateur grâce à l'application Audiomoth Configuration App. Pour utiliser ce mode, il faut impérativement que l'heure soit encodée dans l'appareil.

AudioMoth Configuration App permet de paramétrer plusieurs éléments :

- Gain de l'enregistrement : il s'agit de l'amplification appliquée à la bande son lors de son enregistrement. Pour la plupart des endroits, celui-ci peut être mis sur medium, mais des tests permettent de trouver le meilleur paramétrage possible. Si le gain est trop bas, on pourrait ne pas enregistrer notre objectif, et s'il est trop haut, le son peut s'en retrouver déformé.
- Fréquence d'enregistrement : il s'agit du nombre d'échantillons acoustiques pris par seconde. Une fréquence d'échantillonnage plus haute produit des enregistrements avec une bande passante plus large, mais également un fichier plus lourd. La fréquence

minimum requise (fréquence Nyquist ; Fischer (2004)) doit être deux fois supérieure à la plus haute fréquence que l'on souhaite enregistrer.

- Périodes d'enregistrement : des périodes de veille et d'activité peuvent être programmées afin de cibler les moments de la journée qui nous intéressent, ou d'augmenter l'autonomie de l'appareil. Il est possible de configurer le programme d'enregistrement pour que l'appareil soit actif jusqu'à quatre périodes dans une journée. Il peut enregistrer en continu et peut également encoder une « First recording date » avant laquelle l'appareil n'enregistrera pas si mis sur CUSTOM.
- Filtres : Trois filtres optionnels peuvent être appliqués aux enregistrements. Le filtre pour passages bas réduit l'amplitude des fréquences en dessous d'une fréquence donnée, le filtre pour passages hauts fait de même mais avec les hautes fréquences. Le filtre de bande passante réduit l'amplitude de toutes les fréquences en dehors d'un intervalle choisi.

Paramètres avancés : plusieurs paramètres supplémentaires peuvent être cochés ou décochés dans l'onglet paramètres avancés (Tableau 3.2).

Always require acoustic chime on switching to CUSTOM:	<input type="checkbox"/>
Use device ID as prefix in WAV file name:	<input type="checkbox"/>
Use daily folder for generated WAV files:	<input type="checkbox"/>
Disable 48Hz DC blocking filter:	<input type="checkbox"/>
Enable energy saver mode:	<input type="checkbox"/>
Enable low gain range:	<input type="checkbox"/>

Tableau 3.2 Paramètres avancés dans l'application AudioMoth Configuration App

3.2.1.3. Phase test

Afin de comprendre le fonctionnement de l'Audiomoth, trois essais ont été conduits dans trois jardins. Deux des appareils ont été mis sur DEFAULT et l'un d'eux a été configuré sur CUSTOM pour n'enregistrer qu'autour des levers et couchers de soleil. Les enregistrements ont été analysés par « BirdNET – Analyzer » afin de déterminer une liste des oiseaux présents dans ces jardins et de se familiariser avec les paramètres de cette application.

3.2.1.4. Enregistrements

Les enregistrements pour les chauves-souris et les oiseaux n'ont pas été effectués en même temps car les hautes fréquences nécessaires pour l'enregistrement des cris de chauves-souris rendent les enregistrements d'oiseaux difficilement lisibles. Le nombre d'appareils AudioMoth étant limité à 18 (impossibilité d'en mettre deux différents pour les 15 sites),

enregistrer en alternance était la solution la plus adéquate. Quinze AudioMoths ont donc été déployés sur les quinze sites. Les appareils étaient protégés par des boîtes AudioMoth IPX7 et ont été accrochés à des troncs ou des branches de diamètre convenable pour l'attache de la boîte (c'est-à-dire entre 3 et 5 centimètres de diamètre) ou à l'aide de ficelles entourant le tronc de l'arbre central de la parcelle dans les cas où aucune branche environnante ne convenait.

3.2.1.4.1. Paramètres pour l'enregistrement des oiseaux

- Gain : Medium-High
- Périodes d'enregistrement : de 4h30 à 9h30 et de 19h45 à 22h45, pendant une minute toutes les dix minutes
- Filtre : filtre en bande entre 1 kHz et 10 kHz
- Fréquence d'enregistrement : 48 kHz

Ces paramètres ont été appliqués sur base de la littérature décrivant une méthodologie à suivre pour effectuer des écoutes passives via un AudioMoth. Etant donné que l'audition humaine est située vers 22 kHz, la fréquence Nyquist est de 44 kHz (Rempel et al., 2005). Le chiffre de 48 était l'option la plus proche de ce résultat dans les options proposées par l'application de configuration de l'AudioMoth. Le gain Medium-High a été conseillé par Bota 2023). Selon Abrahams (2018), les enregistrements devraient s'effectuer deux heures avant et trois heures après le lever de soleil, ainsi qu'une heure avant et deux heures après le coucher du soleil, le soleil se levant en moyenne vers 6h30 et se couchant vers 20h45 au moment des enregistrements. Aussi, il est souligné qu'une écoute alternant une minute d'enregistrement et neuf minutes de pause peut capturer des données comparables à une écoute continue, tout en sauvant de la batterie, du temps d'écoute et du stockage (La and Nudds, 2016). Le filtre appliqué est justifié par le fait que la plupart des chants d'oiseaux ont des plages de fréquences situées entre 1 kHz et 8 kHz, avec certains oiseaux atteignant même les 10 kHz (Cornell Labs, 2009; Li et al., 2019).

3.2.1.4.2. Paramètres pour l'enregistrement des chauves-souris

- Gain : Medium (par défaut)
- Périodes d'enregistrement : de 21h00 à 5h00 du matin, également une minute toutes les dix minutes
- Filtre : pas de filtre appliqué
- Fréquence d'enregistrement : 250 kHz

La période d'enregistrement correspond à toute la nuit, car l'activité des chauves-souris, bien que plus élevée pendant les 3 heures suivant le coucher du soleil, peut s'étaler jusqu'avant le lever du soleil ("Protocole Point Fixe," s.d.). Le gain et le filtre n'ont pas été modifiés/appliqués

pour éviter toute perte de sons provenant des chiroptères. La fréquence d'enregistrement a été établie à 250 kHz, les ultrasons produits par les chauves-souris pouvant atteindre 125 kHz (voire plus, mais enregistrer en 384 kHz prend beaucoup plus d'espace sur la carte SD alors que peu d'espèces peuvent atteindre de telles fréquences, et qu'elles émettent également des cris à fréquence moindre (Zoogdiervereniging VZZ, s.d. ;Baron et al., 2023).

3.2.1.5. Analyse des enregistrements : oiseaux

Les paramètres encodés dans BirdNET ont été choisis selon Fairbairn et al(2024). Afin de restreindre les espèces d'oiseaux à détecter aux espèces normalement présentes en Belgique, les données géographiques approximatives des sites ont été encodées dans l'onglet « Species selection », soit 50 degrés Nord et 6 degrés Est. La case « Year-round » a été décochée afin d'encoder la semaine pendant laquelle les enregistrements ont été effectués. Le seuil de confiance minimum a été placé à 0.54, recommandé pour les enregistrements de moins de 30 minutes. Ceci signifie cependant qu'il y a 46% de chances que l'identification soit erronée, mais avec des seuils de confiance supérieurs, l'analyseur ne détectait quasi plus aucun des oiseaux présents sur l'enregistrement. Aussi, le paramètre « Overlap », qui permet de superposer des morceaux de l'enregistrement analysés par BirdNET (l'application analyse les enregistrements par morceaux de 3 secondes), a été réglé sur une seconde. Ce paramètre était recommandé pour des enregistrements de une à 5 minutes. Le paramètre « Sensitivity » (qui affecte la sensibilité de BirdNET aux bruits de fond ou très légers) a été laissé sur 1, valeur par défaut de l'application. Une fois ces paramètres encodés, les enregistrements ont été analysés par batch, et des fichiers csv ont été produits par BirdNET.

3.2.1.5.1. Tri des données

Une fois les données extraites et rassemblées, les espèces normalement absentes en forêt wallonne ont été retirées : le bécasseau variable, le martin-pêcheur d'Europe, l'huîtrier pie, les chevaliers cul-blanc et sylvain, le courlis cendré, le courlis corlieu et le canard siffleur ont été retirés sans vérification. Ces espèces pourraient avoir été mal identifiées par BirdNET ou pourraient être passées en migration ou en déplacement.

Plusieurs autres espèces qui n'avaient pas été entendues pendant les écoutes actives, mais qui ont été détectées par BirdNET, ont été sélectionnées et les enregistrements dans lesquels elles apparaissaient ont été écoutés. Cette vérification a mené à l'élimination des espèces suivantes (les noms latins ne seront pas spécifiés dans une optique de gain de place) : bruant jaune (confondu avec début de chant de pinson des arbres), busard des roseaux, rougequeue à front blanc (8/8 identifications fausses), rossignol philomèle (7 refusés, tous

étaient en fait des fauvettes à tête noire), pie-grièche écorcheur, fauvette grisette (il s'agissait d'un rougegorge), fauvette babillarde (aussi un rougegorge), faucon crécerelle, milan royal (une fois merle, une fois grive musicienne), milan noir (6 refusés), fauvette des jardins (toutes refusées, c'étaient des fauvettes à tête noire), grue cendrée (4 refusées, une sirène de voiture et 3 tambourinages de pic épeiche), épervier d'Europe, martinet noir, mésange boréale (toutes les observations étaient des confusions avec le chant du pouillot siffleur), verdier d'Europe (c'était un rougegorge), pie bavarde (il s'agissait d'un geai), grive litorne, corneille noire.

Les espèces suivantes ont été approuvées : bergeronnette des ruisseaux, serin cini, loriot d'europe (4/9 acceptés), alouette lulu (toutes le matin, au site d'épicéa de La-Roche-en-Ardenne (1 refusé, au site de chêne de La-Roche-en-Ardenne)), héron cendré, autour des palombes (4/34 acceptés), bec-croisé des sapins, accenteur mouchet, orite à longue queue.

Les espèces de passage telles que la buse variable et le héron cendré ont été retirées du tableau de données.

3.2.1.6. *Analyse des enregistrements : chauves-souris*

L'application Kaleidoscope Pro (Wildlife Acoustics) a été utilisée afin d'analyser les enregistrements de chauves-souris. Elle contient plusieurs outils destinés à analyser des données bioacoustiques : un « Viewer » permettant d'analyser visuellement les sonogrammes des enregistrements, une fonction de « batch processing » pour analyser plusieurs fichiers et détecter des segments contenant les signaux acoustiques visés de manière automatique, une identification automatique jusqu'à l'espèce pour les enregistrements de chauves-souris, et ce parmi d'autres fonctionnalités.

Le protocole de Clark et al(2020) a été utilisé afin de mener à bien l'analyse des données bioacoustiques de chauves-souris. Le mode « Bat analysis mode » a été sélectionné en haut à gauche de la fenêtre de l'application (Figure 3.2). Plusieurs fenêtres au sein de l'application ont été modifiées :

- « Signal Params » : l'option « Minimum number of pulses » a été défini sur « 3 », signifiant qu'il faut au minimum 3 détections de pulsation de chauve-souris sur un fichier pour que Kaleidoscope détermine de quelle espèce il s'agit.
- « Auto ID for Bats » : la liste « Bats of Europe » a été sélectionnée, avec comme région la Belgique. Quelques espèces ont dû être rajoutées, car présentes (même très rarement) en Belgique, mais pas sélectionnées par la liste régionale de l'application (Barbastelle d'Europe notamment). L'option « +1 More Accurate (conservative) » a été sélectionnée

dans ce même onglet afin de diminuer le nombre de mauvaises identifications faites par l'application.

- « Batch » : celle-ci a été paramétrée telle que décrite par Clark (figure 3.2). Dans la fenêtre « Outputs », le paramètre « Split to max duration » permet de sélectionner le nombre de secondes que doivent faire les morceaux d'enregistrements extraits par l'application. Le paramètre « Time expansion factor » a été défini sur « 1 » car les AudioMoths n'utilisent pas de « time expansion factors ». L'option « Delete noise files » a également été sélectionnée, afin de supprimer les extraits de 8 secondes dans lesquels Kaleidoscope a déterminé qu'il n'y avait que du bruit qui ne correspond pas à celui d'une chauve-souris.

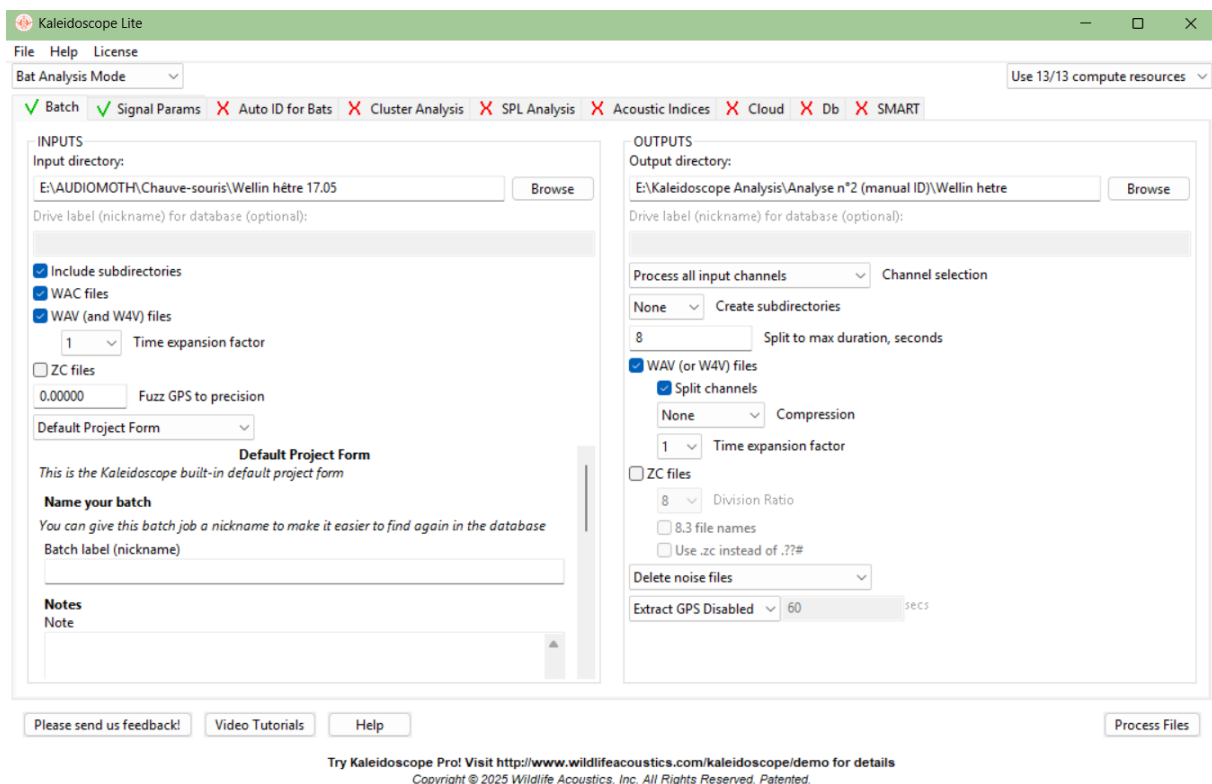


Figure 3.2 : Fenêtre "Batch" de l'application Kaleidoscope. La fenêtre "Auto ID for Bats" devrait être cochée en vert, mais ici se trouve une capture d'écran de la version Lite de l'application, car la version Pro n'est accessible que pendant 14 jours.

Suite à la paramétrisation de toutes les fenêtres de l'application, le bouton « Process files » en bas à droite a servi à analyser les batchs d'enregistrements, triés par site et par semaine d'enregistrement. Les morceaux d'enregistrements dans lesquels Kaleidoscope identifiait une chauve-souris ont été découpés en morceaux de 8 secondes et les pulsations contenues dedans ont été identifiées par l'application. La fenêtre de visualisation permettait d'observer le sonogramme et d'ajouter une identification manuelle à celle automatiquement faite. Tout ceci était retranscrit dans un fichier csv.

3.2.1.6.1. Identification manuelle des chauves-souris

Les chauves-souris ont également été identifiées manuellement grâce à la visualisation de tous les sonogrammes des enregistrements découpés et à l'aide de deux référentiels visuels (Plecotus (Natagora), 2014 ; Haquart, 2009). Les identifications effectuées automatiquement par Kaleidoscope ont également aidé à aiguiller mon jugement. Etant inexpérimentée dans ce domaine difficilement maîtrisable dans le temps imparti du mémoire, j'ai simplifié les identifications de la manière qui suit :

- Pipistrelles (*Pipistrellus* sp.) : Fréquence Modulée (FM) aplanie : lorsque la fréquence minimale dépasse les 50 kHz, j'ai déterminé qu'il s'agissait d'une pipistrelle pygmée. Lorsque la fréquence minimale se situait en dessous de 39-40 kHz et que le rythme des pulsations était plus lent, j'ai déterminé qu'il s'agissait d'une pipistrelle de Nathusius. Toutes les pulsations avec une FM aplanie situées entre 40 kHz et 50 kHz et avec un rythme rapide ont été déterminées comme produites par des pipistrelles communes.
- Murins (*Myotis* sp.) : la différenciation de ceux-ci à partir de sonogrammes n'est possible que par des experts. Les FM abruptes aux fréquences terminales avoisinant les 25-50 kHz ont été classées comme faisant partie du genre *Myotis*.
- Oreillards (*Plecotus* sp.) : Les FM abruptes avec une fréquence terminale avoisinant les 10-20 kHz ont été associées à des chauves-souris du genre *Plecotus*. Il est impossible d'aller plus loin sur seule base d'un enregistrement.
- Noctules (*Nyctalus* sp.) : FM aplanie comprise entre 17 et 26 kHz, noctule commune entre 17 et 24 kHz et Noctule de Leisler entre 21 et 26 kHz : fort recouvrement, mais les individus émettant de manière particulièrement plus aigüe ont été classés dans les Noctules de Leisler.
- Sérotines (*Eptesicus* sp.) : FM aplanies comprises entre 25 et 30 kHz globalement, rythme plus rapide que les *Nyctalus* (mais également recouvrement important entre les noctules et sérotines au niveau des sonars).

Au final, les identifications manuelles ont été utilisées pour constituer la base de données et réaliser les analyses statistiques plutôt que les identifications automatiques.

3.2.2. Ecoutes actives d'oiseaux

Chaque écoute en point fixe a été conduite pendant 10 minutes, avec l'observateur situé au pied de l'arbre où se trouve l'AudioMoth. Au total, 3 écoutes ont été réalisées pour chaque site, soit sept heures et demi d'écoute active entre le 29 avril et le 17 mai. Les oiseaux entendus étaient notés dans un carnet, sans répétition. L'application Merlin pour smartphone a été employée

comme assistant afin d'enregistrer toutes les sessions d'écoute et d'avoir une aide sur l'identification de cris ou de chants plus particuliers (espèces moins fréquentes par exemple). Ces écoutes ont toutes été faites entre 9h30 et 13h00, et ne correspondent donc pas à des moments pendant lesquels l'AudioMoth enregistrerait. Ces données ont été ajoutées au tableau final de données utilisé pour les analyses statistiques relatives aux oiseaux.

3.2.3. Comparaison BirdNET et écoute des enregistrements

Afin de déterminer l'efficacité de BirdNET à détecter des oiseaux sur des enregistrements, 120 enregistrements d'une minute ont été aléatoirement sélectionnés et ont été analysés par BirdNET et par moi-même. Chaque oiseau entendu dans un enregistrement d'une minute a été listé, et les deux listes d'observations générées ont été comparées afin de déterminer le nombre de vrais positifs (détection par BirdNET et moi-même), de faux négatifs (détection par moi-même, pas par BirdNET) et de faux positifs (Détection par BirdNET, pas par moi-même), et de convertir cela en pourcentages (Godinez, 2024).

Au final, le tableau de données complet pour les oiseaux est constitué des données extraites par BirdNET puis triées, des données acquises lors des écoutes actives ainsi que de l'espèce supplémentaire découverte lors de la comparaison des 120 minutes d'enregistrement entre un auditeur expérimenté et BirdNET.

3.2.4. Végétation de sous-bois

3.2.4.1. Inventaire floristique

Les espèces de plantes présentes dans un carré de 20 mètres de côté (Augusto et al., 2003) avec pour milieu l'arbre central ont été inventoriées une fois par site entre le 12 et le 17 mai 2025, à raison des trois sites d'un même massif par jour. Les plantes ont été identifiées sur base de connaissances personnelles fiables et de l'application Obsidentify pour celles avec des caractéristiques morphologiques très diagnostiques.

3.2.4.2. Recouvrement des différentes strates végétatives et coefficients d'abondance-dominance

Les pourcentages de recouvrement de chaque espèce de plante ont été estimés pour les quatre strates végétatives : arborescente, arbustive, herbacée et muscinale. Les espèces de bryophytes n'ont pas été précisément identifiées, mais le pourcentage de recouvrement des mousses dans leur ensemble a été noté. Les pourcentages obtenus ont été convertis en coefficients d'abondance-dominance selon l'échelle de Braun-Blanquet, eux-mêmes ensuite convertis en pourcentages grâce à l'échelle de conversion (Delassus, 2015) (Tableau 2) :

Coefficients d'abondance-dominance	Explications	Conversion en « Mid-point Counts » (%)
5	Nombre d'individus quelconque, recouvrant plus de 75% de surface	87.5
4	Nombre d'individus quelconque, recouvrant de 50 à 75% de surface	62.5
3	Nombre d'individus quelconque, recouvrant de 25 à 50% de surface	37.5
2	Individus (très) abondants, recouvrant de 5 à 25% de la surface	6-15% = 10
		16-25% = 20
1	Individus assez abondants, recouvrement inférieur à 5% de la surface	1.1-3% = 2
		3.1-5% = 4
+	Individus peu abondants, recouvrement inférieur à 1% de la surface	0.1-0.5% = 0.8
		0.6-1% = 0.3
r	Individus très rares, recouvrant moins de 1% de la surface	0.05
i	Individu unique	0.05

Tableau 3.3 Echelle des coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet ((Braun-Blanquet, 2013) cité dans Delassus, 2015) et échelle de conversion de l'indice de Braun-Blanquet (Vittoz and Guisan, 2007).

3.2.5. Pédofaune

3.2.5.1. Echantillonnage

Pour échantillonner la mésofaune du sol, quatre carottes de sol de 10 centimètres de profondeur et de cinq centimètres de diamètre ont été prélevées sur chaque site, résultant en soixante échantillons au total. Ces carottages ont été effectués sur une ligne droite avec pour milieu l'arbre central de la parcelle. Un échantillon était prélevé tous les 5 mètres en partant de l'arbre, soit deux échantillons de chaque côté, un à cinq mètres et l'autre à dix mètres de l'arbre. Après extraction, les carottes étaient stockées dans des ziplock bags annotés et ramenés au laboratoire dans une glacière, puis stockés dans une pièce réfrigérée à 4 degrés Celsius.

3.2.5.2. Extraction de la mésofaune

Les protocoles de Soil BON Foodweb (Potapov et al., 2022) ont été suivis pour tout ce qui est relatif aux analyses de la pédofaune. Les échantillons ont été placés séparément dans des appareils de Berlese-Tullgren (Burkard Manufacturing Company Limited) : il s'agit d'un dispositif constitué d'une lampe chauffante, d'un tamis avec des mailles de 2mm surmonté de deux couches de moustiquaire de mailles 2mm également, et d'un entonnoir relié hermétiquement grâce à un joint en caoutchouc à une fiole en verre dans laquelle se trouve de l'éthanol. La terre est chauffée par la lampe, devenant de plus en plus sèche et chaude, induisant la migration de la mésofaune vers le fond de l'échantillon. Une fois le tamis et les couches de moustiquaire passés,

les invertébrés tombent dans l'entonnoir qui les mène à la fiole d'éthanol, où ils sont tués et conservés (Figure 3.3).

Les deux feuillets de moustiquaire servent à empêcher la terre de tomber dans la fiole d'éthanol, car les morceaux de terre rendent le tri de la mésofaune beaucoup plus difficile. Il faut également veiller à perdre le moins de terre possible lors de l'installation des échantillons dans le dispositif, pour ne pas perdre de microinvertébrés.



Figure 3.3 : Appareils de Berlese-Tullgren (Burkard).

La terre est laissée dans les appareils de Berlese-Tullgren six jours, pendant lesquels il faut vérifier l'état de sécheresse de la terre de temps à autre, en veillant de ne pas faire tomber de terre dans la fiole d'extraction. Au bout des cinq premiers jours d'extraction, les fioles ont été vidées dans des pots à couvercle et ont été remplies à nouveau d'éthanol (Robertson, 1999). Un jour plus tard, soit au bout de six jours, après un examen visuel (tous les échantillons) et au microscope (cinq échantillons) sans observation d'un seul animal, il a été déterminé que laisser les échantillons 6 jours dans l'appareil était une durée correcte pour faire un compromis entre le temps passé à extraire et le nombre de microarthropodes capturés. Les échantillons suivants ont été extraits suivant ce constat.

Après les six jours d'extraction, les tamis et la terre sèche toujours en leur sein sont pesés. La terre est ensuite stockée dans le ziplockbag dans lequel elle avait été stockée préalablement. Les ronds de moustiquaire sont récupérés et époussetés, et les tamis sont lavés à l'eau.

3.2.5.3. Identification

Dans le cadre de ce mémoire, l'identification a été réalisée sur un échantillon par site, soit 15 échantillons au total. Les 15 échantillons ont été scannés à une résolution de 2400 DPI sur fond blanc (Epson Perfection V850 Pro) selon le protocole de Soil BON Foodweb (Potapov et al., 2022). Les échantillons présentant beaucoup de morceaux de terre ont été dilués sur 2 à 4 boîtes de Pétri, et chaque scan individuel pouvait comporter un maximum de deux boîtes de Pétri (certains échantillons ont donc été scannés en deux fois).

Les scans ont ensuite été annotés sur BIIGLE (Langenkämper et al., 2017). Cette application permet d'annoter des images et ensuite d'associer un label correspondant à une classe, ordre, sous-ordre ou encore une famille aux annotations effectuées. Les animaux ont donc été détournés un à un grâce à un programme automatisé permettant de détecter sur un scan les différentes formes de vies présentes dans le sol. Cette étape a été effectuée par le laboratoire d'Anton Potapov. Une vérification manuelle des annotations a ensuite été réalisée pour ajouter les animaux qui n'avaient pas été détectés, et ce sur les 15 échantillons. Chaque annotation a ensuite été labellée (Figure 3.4). Boîte de Pétri scannée. Chaque annotation correspond à un point coloré, et chaque couleur représente le label associé à l'annotation. Une image zoomée montre plusieurs individus labellés.

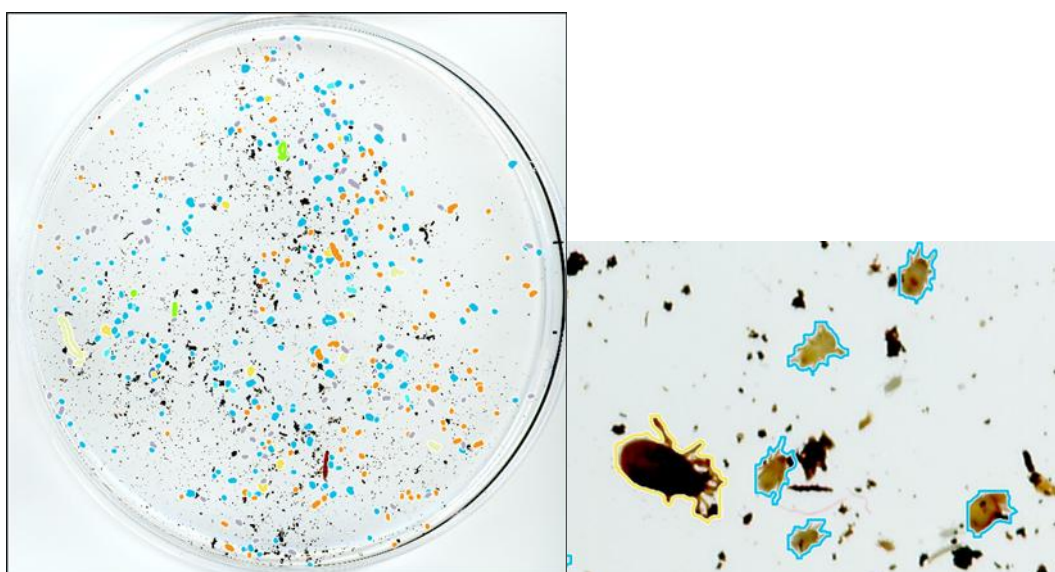


Figure 3.4 : Boîte de Pétri scannée. Chaque annotation correspond à un point coloré, et chaque couleur représente le label associé à l'annotation. Une image zoomée montre plusieurs individus labellés.

Pour l'identification, une clé simplifiée des groupes communs de la faune du sol nous a été fournie (Potapov, n.d.), et plusieurs sites ont été utilisés pour trouver des informations complémentaires pour l'identification, telles qu'une clé pour distinguer les grands groupes de collemboles (Janssens and Lebeaux, 2024), un manuel pour identifier les acariens (André et N'Dri, 2012), ou encore un guide pour reconnaître les différents types larvaires des insectes (Townsend, n.d.). Les individus n'ont pas été identifiés jusqu'à l'espèce, car cela requiert beaucoup de temps, insuffisant dans le cadre de ce mémoire. Les collemboles ont été identifiés jusqu'à l'ordre pour les *Poduromorpha* et les *Symphyleona*, et jusqu'à la famille pour les *Entomobryomorpha*. Pour les acariens, toutes les annotations ont été triées dans les *Mesostigmata* et les *Oribatida*. Pour les myriapodes, les individus ont été classés jusqu'à la classe (*Paupoda*, *Chiripoda* ou *Symphyla*). Les insectes ont été classés jusqu'à l'ordre, chez les *Coleoptera*, les *Lepidoptera*, les *Thysanoptera* ou encore les *Diptera*. Les protoures et diploures ont été identifiés selon leur classe

respective (*Diplura* ou *Protura*) (Annexe 4). En raison de l'identification partielle de la pédofaune à différents niveaux taxonomiques, la richesse taxonomique a été calculée comme le nombre total de taxons distincts identifiés, quel que soit leur rang taxonomique (classes, ordres, familles).

3.3. Analyses statistiques

Lors de l'interprétation des résultats, le seuil de confiance pour établir qu'il existe une différence significative a été fixé à 0.05, mais comme l'étude se base sur peu de données, les p-valeurs en dessous de 0.1 ont également été relevées. Toutes les analyses ont été réalisées grâce au logiciel R Studio, version 4.4.1.

La richesse spécifique/taxonomique pour les oiseaux, chauves-souris, plantes de sous-bois et la pédofaune a été calculée pour chacun des 15 sites. L'effet de l'essence (effet fixe) sur la richesse taxonomique a été analysé au moyen d'un modèle linéaire mixte avec pour effet aléatoire le massif (packages lmerTest et lme4).

Forme du modèle linéaire :

$$\text{Richesse Taxonomique} \sim \text{Essence} + (1 | \text{Massif})$$

Ce modèle a été défini ainsi en raison du design expérimental des données récoltées. Les effets estimés pour les différents niveaux d'essence ont été illustrés grâce à la fonction coefplot sur R. Une ANOVA a été effectuée sur le modèle linéaire mixte afin de déterminer l'effet global de l'essence sur la richesse taxonomique. Lorsque l'effet global était significatif, un test post-hoc (Tukey HSD) a permis de comparer l'effet des essences deux à deux (package emmeans). Le R^2 marginal (effets fixes) et le R^2 conditionnel (effets totaux) du modèle linéaire mixte ont été calculés (package MuMIn) et les effets aléatoires estimés (package ranef) ont été illustrés au moyen d'un graphique lorsque le R^2 conditionnel était bien plus élevé que le R^2 marginal (package ggplot2).

Pour la pédofaune, les indices de Shannon, Simpson et Piélou ont été calculés (package vegan), car les données permettaient de fournir une matrice d'abondance standardisée, calculée en divisant l'abondance des différents taxons de pédofaune par site par le poids de sol sec pesé pour chaque carotte de terre (en kilogrammes). La pédofaune a été comparée en fonction de l'essence au moyen du même modèle que précédemment, mais en remplaçant la richesse taxonomique dans l'équation par « Shannon », « Simpson » ou « Piélou ». Trois modèles linéaires ont donc été ajustés pour cette étape. Pour les analyses préliminaires sur le premier ensemble d'échantillons (15 sur 60) de sol analysé, nous avons calculé le nombre total d'individus par essence d'arbre et par massif, tous taxons confondus (avec moyenne et écart-type par essence),

et les abondances relatives (%) des taxons pour chaque essence, par rapport au total d'individus pour une essence donnée.

Une NMDS (Ordination multidimensionnelle non-métrique, package vegan) a été effectuée sur une matrice de distance de Jaccard (la distance de Jaccard permet de voir à quel point deux objets (les sites) sont dissimilaires) pour les oiseaux, les chauves-souris et les plantes de sous-bois. Cette matrice de distance a elle-même été calculée selon une matrice de présence/absence des espèces selon le site (package vegan). Pour la pédofaune, la matrice de dissimilarité a été calculée à partir d'indices de Bray-Curtis, plus adaptés pour les matrices d'abondance (package vegan).

$$\text{Indice de Jaccard} : b+c/a+b+c$$

Où :

- a = nombre d'espèces présentes dans les deux sites
- b = nombre d'espèces présentes dans le site 1 mais pas dans le site 2
- c = nombre d'espèces présentes dans le site 2 mais pas dans le site 1

$$\text{Distance de Jaccard} = 1 - \text{Indice de Jaccard}$$

La NMDS vise à représenter des sites dans un espace en deux dimensions pour que les distances entre les points reflètent le plus fidèlement possible les dissimilarités entre ces sites. Ceci permet d'observer s'il y a des regroupements entre les sites selon l'espèce d'arbre. La NMDS ne cherche pas à représenter les distances exactes, mais plutôt l'ordre des distances, ce qui est plus adapté pour des données écologiques. Le stress de la NMDS a été calculé pour évaluer la fiabilité de la représentation spatiale des distances. Une PERMANOVA (Permutational analysis of variance, package vegan) permet ensuite de tester si la composition en espèces diffère significativement entre les essences, selon les distances de Jaccard. Dans le cas où la composition en espèces a été déterminée comme significativement différente, une comparaison post-hoc pairée a permis ensuite de comparer les essences deux à deux, et la fonction envfit du package vegan a été utilisée pour représenter les espèces significativement indicatrices des gradients de la NMDS au moyen de vecteurs.

Ces analyses ont été appliquées aux données de chauves-souris, d'oiseaux, de végétation au sol et de pédofaune séparément, et ensuite à toutes les données fusionnées ensemble pour tous les taxons, quel que soit leur rang (tableaux de richesse par site et matrices de présence-absence). Pour la NMDS globale, la matrice d'abondance relative pour la pédofaune a été

remplacée par une matrice de présence/absence afin de pouvoir être couplée aux matrices des autres groupes.

Un indice IndVal (Dufrene and Legendre, 1997) a été calculé pour déterminer la spécificité et la fidélité d'une espèce à une certaine essence (package indicpecies). Cet indice est de 100% lorsqu'une espèce est présente sur tous les sites d'un certain groupe et est absente de tous les autres.

Les indices d'abondance-dominance de Braun-Blanquet ont servi à établir une description de la végétation des différentes forêts étudiées, selon l'essence d'arbre présente dans la strate arborescente. La description a été réalisée par strate. Cependant, il n'a pas été possible de mener d'analyses statistiques sur l'abondance par strate, car les mousses de la strate muscinale n'ont pas été identifiées, et de nombreux sites ne présentaient aucune donnée dans la strate arbustive.

4. Résultats

4.1. Comparaison de l'analyse des enregistrements acoustiques par BirdNET et un auditeur expérimenté, et écoutes actives

4.1.1. Comparaison BirdNET et expert

La comparaison des analyses des 120 minutes d'enregistrements effectuées par moi-même et par BirdNET a mis en avant que 14,95% des observations faites par BirdNET étaient de vrais positifs (l'oiseau est bien présent), 83,37% des espèces d'oiseaux détectées sur une minute par l'auditeur expérimenté n'ont pas été détectées par BirdNET (et sont donc des faux négatifs), et 1,66% des observations de BirdNET sont des faux positifs (l'oiseau a été détecté par BirdNET mais l'expert a confirmé qu'il n'était pas présent sur l'enregistrement). Huit observations faites par BirdNET et non par moi se sont avérées vraies, ce qui fait que mon propre taux de faux négatifs est de 2,21%. Lors de l'écoute des deux heures d'enregistrements, la Chouette hulotte (*Strix aluco*) a été rajoutée à la liste totale des observations d'oiseaux.

4.1.2. Écoutes actives

Les trois sessions de dix minutes d'écoute active par site ont permis de rajouter entre 0 (hêtre, Semois) et 6 (épicéa, Wellin) espèces d'oiseaux par site, qui n'avaient pas été détectées par BirdNET. Le roitelet à triple-bandeau est notamment un exemple d'oiseau qui a souvent été

rajouté aux listes d'espèces d'oiseaux par site grâce aux écoutes actives, et non par BirdNET (Annexe 5).

4.2. Richesse spécifique/taxonomique

4.2.1. Oiseaux

La richesse spécifique des oiseaux en fonction des sites varie entre 32 (chêne, La-Roche-en-Ardenne) et 23 espèces (hêtre, Nassogne) (Figure 4.1). Les listes complètes des espèces, pour l'ensemble de l'étude et par site, sont consultables en annexe (Annexes 1 et 5).

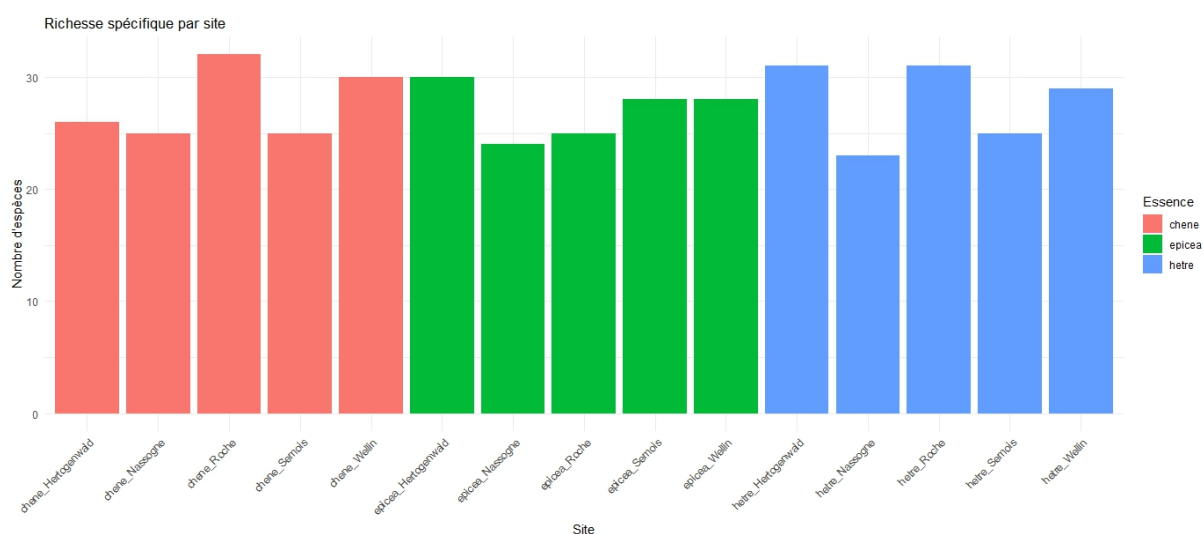


Figure 4.1 : Richesse spécifique en oiseaux pour chacun des 15 sites de forêts anciennes sous chêne, hêtre et épicéa, localisés dans cinq massifs forestiers (Hertogenwald, Wellin, Semois, La-Roche-en-Ardenne, Nassogne) en Ardenne belge.

Il n'y a pas de différence significative en richesse spécifique des oiseaux selon les différentes essences d'arbre (niveau de référence = chêne, p-valeurs : $\text{Essence}_{\text{épicéa}} = 0.717$, $\text{Essence}_{\text{hêtre}} = 0.903$, (Figure 4.2A)). L'effet global de l'essence d'arbre sur la richesse spécifique n'est pas significatif (Figure 4.3). Le modèle explique 36% de la variabilité des données (R^2 conditionnel = 0.36), l'essence d'arbre 1% (R^2 marginal = 0.012) et le massif 35%. Les effets aléatoires estimés indiquent que les massifs de la vallée de la Semois et de Nassogne auraient une richesse spécifique plus faible et les trois autres massifs une richesse spécifique plus élevée que la moyenne globale (Figure 4.2B). Avec seulement 5 niveaux de massif et 3 données par massif, cette interprétation est à prendre avec précaution.

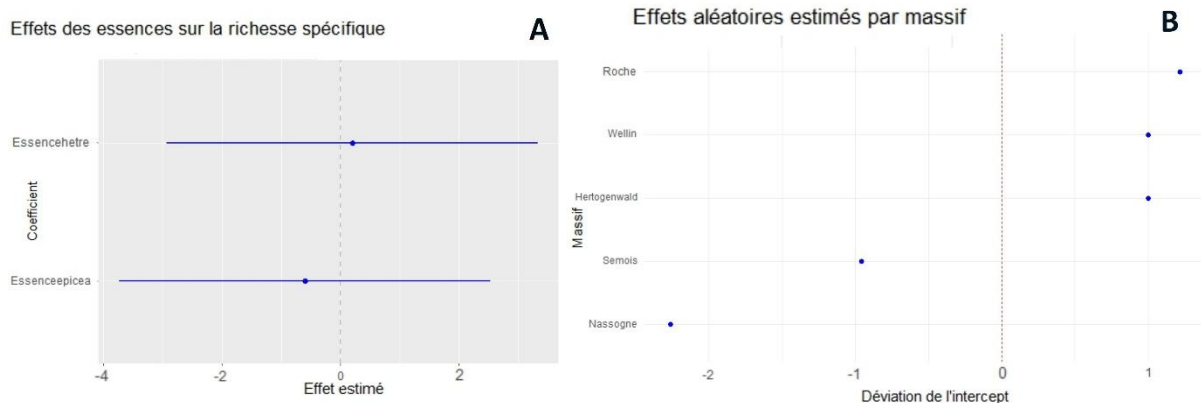


Figure 4.2 : A) Effets estimés du modèle linéaire mixte avec comme effet aléatoire le massif et comme effet fixe l'essence d'arbres, pour expliquer la richesse spécifique des oiseaux (niveau de référence = chêne). B) Effets aléatoires estimés par massif du modèle linéaire mixte avec comme effet aléatoire le massif et comme effet fixe l'essence d'arbres, pour expliquer la richesse spécifique en espèces d'oiseaux.



Figure 4.3 : Boxplots représentant la richesse spécifique en oiseaux selon l'essence d'arbre (chêne, épicéa, hêtre). Il n'y a pas de différence significative de richesse spécifique entre essences. La ligne horizontale en gras au sein de chaque boîte indique la médiane ($n=5$), les limites inférieures et supérieures des boîtes représentent respectivement le premier et le troisième quartile. Les moustaches illustrent les valeurs minimales et maximales. Les points représentent la richesse spécifique de chaque site. La différence en richesse spécifique a été évaluée entre essences avec un modèle linéaire mixte, et une ANOVA a été faite sur le résultat de ce modèle. Des lettres différentes indiquent une différence significative ($p < 0,05$, post-hoc Tukey).

4.2.2. Chauves-souris

La richesse taxonomique par site pour les chauves-souris varie entre 0 (hêtre, Hertogenwald et Semois) et 5 (épicéa, Nassogne) (Figure 4.4). La liste des espèces et genres identifiés se trouve en annexe (Annexe 2).

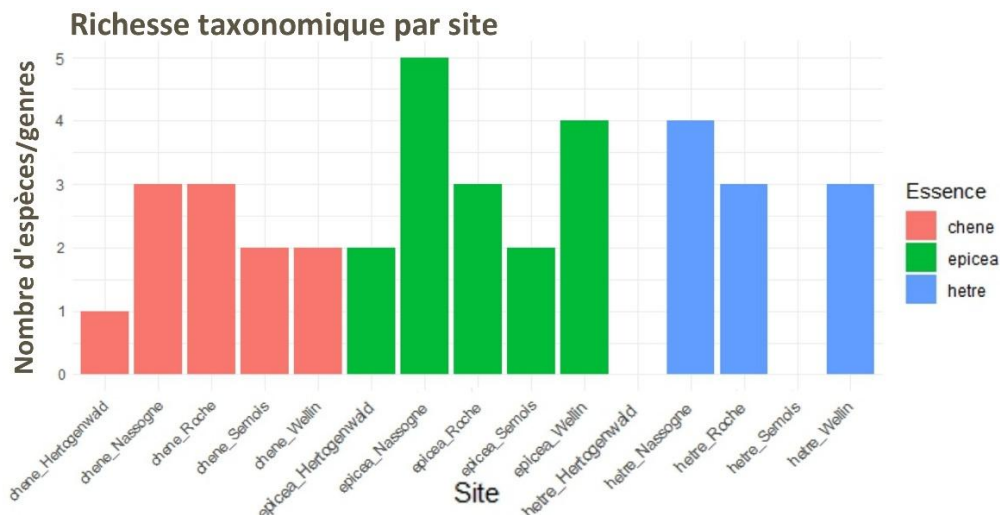


Figure 4.4 : Richesse taxonomique des chauves-souris pour chacun des 15 sites de forêts anciennes sous chêne, hêtre et épicéa, localisés dans cinq massifs forestiers (Hertogenwald, Wellin, Semois, La-Roche-en-Ardenne, Nassogne) en Ardenne belge.

La richesse taxonomique des chauves-souris est significativement plus élevée sous épicéa (niveau de référence = hêtre, p-valeurs : $\text{Essenceepicea} = 0.0358$, $\text{Essencechene} = 0.6855$) (Figure 4.5A). L'effet global de l'essence d'arbre sur la richesse taxonomique est significatif (p-valeur = 0.0749) avec un seuil de confiance de 0.1 (Figure 4.6). Le modèle explique 75% de la variabilité des données (R^2 conditionnel = 0.7949), l'essence d'arbre 13% (R^2 marginal = 0.13) et le massif 62%. Les effets aléatoires estimés (fonction ranef sur R) indiquent que les massifs de la vallée de la Semois et de l'Hertogenwald auraient une richesse taxonomique plus faible et les trois autres massifs une richesse spécifique plus élevée que la moyenne globale (Figure 4.5B). Avec seulement 5 niveaux de massif et 3 sites par massif, cette interprétation est à prendre avec précaution.

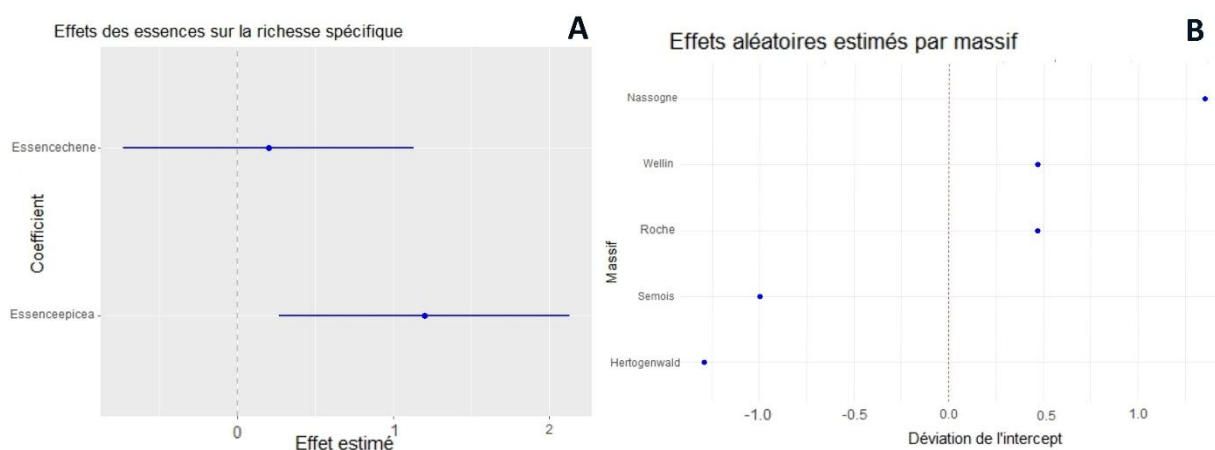


Figure 4.5 : A) Effets estimés du modèle linéaire mixte avec comme effet aléatoire le massif et comme effet fixe l'essence d'arbres, pour expliquer la richesse taxonomique des chauves-souris (niveau de référence = hêtre). Le coefficient pour l'épicéa ne traverse pas la barre du zéro, indiquant une différence significative. B) Effets aléatoires estimés par massif du modèle linéaire mixte avec comme effet aléatoire le massif et comme effet fixe l'essence d'arbres, pour expliquer la richesse taxonomique en espèces/genres de chauves-souris.

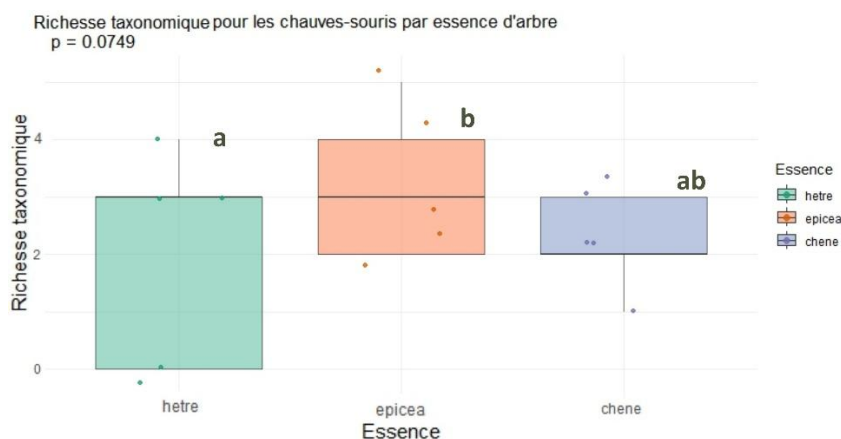


Figure 4.6 : Boxplots représentant la richesse taxonomique en chauves-souris selon l'essence d'arbre (chêne, épicéa, hêtre). Les lettres différentes indiquent des différences significatives entre essences ($p < 0.1$). La ligne horizontale en gras au sein de chaque boîte indique la médiane ($n=5$), les limites inférieures et supérieures des boîtes représentent respectivement le premier et le troisième quartile. Les moustaches illustrent les valeurs minimales et maximales. Les points représentent la richesse taxonomique de chaque site. La différence en richesse taxonomique a été évaluée entre essences avec un modèle linéaire mixte, et une ANOVA a été faite sur le résultat de ce modèle. Des lettres différentes indiquent une différence significative ($p < 0.05$, post-hoc Tukey).

Un test post-hoc (Tukey HSD) a été effectué afin de tester les différentes essences deux à deux, avec un ajustement de la p-valeur pour les comparaisons multiples (p-valeurs : hêtre-épicéa : 0.0821, hêtre-chêne : 0.9084, épicéa-chêne : 0.1511). On peut en conclure qu'avec un seuil de confiance de 0.1, la richesse taxonomique des chauves-souris est plus importante dans les forêts d'épicéa que dans celles de hêtre.

4.2.3. Végétation au sol

La richesse spécifique pour la végétation au sol varie entre 3 (hêtre, Hertogenwald et épicéa, La-Roche-en-Ardenne) et 17 (chêne, Wellin) espèces. (Figure 4.7). La liste des plantes identifiées dans les strates situées sous la strate arborescente se trouve en annexe (Annexe 3).

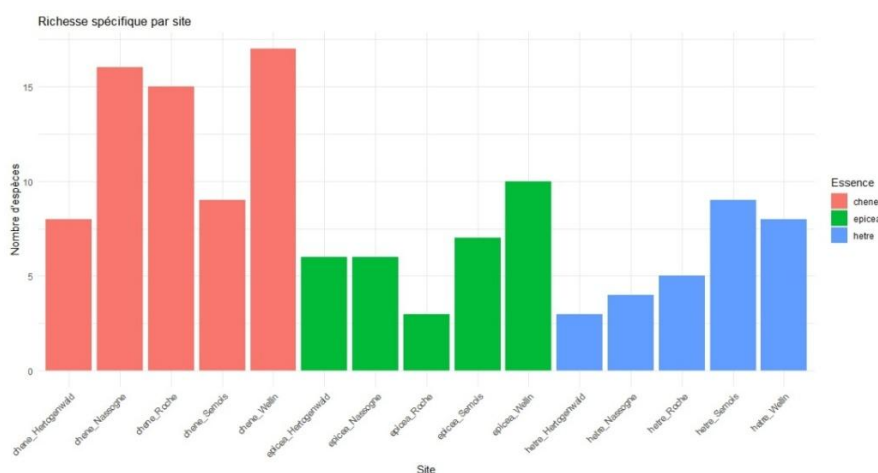


Figure 4.7 : Richesse spécifique des plantes de sous-bois pour chacun des 15 sites de forêts anciennes sous chêne, hêtre et épicéa, localisés dans cinq massifs forestiers (Hertogenwald, Wellin, Semois, La-Roche-en-Ardenne, Nassogne) en Ardenne belge.

La richesse spécifique est significativement plus faible sous épicéa ou hêtre (niveau de référence = chêne, p-valeurs : Essenceepicea = 0.00658, Essencehetre = 0.00411) (Figure 4.8). L'effet global de l'essence d'arbre sur la richesse spécifique est significatif (p-valeur = 0.00724)(Figure 4.9). Le modèle explique 62% de la variabilité des données (R^2 conditionnel = 0.6190), l'essence d'arbre 53% (R^2 marginal = 0.5285) et le massif 9%. Un test post-hoc (Tukey HSD) permet de comparer les essences deux à deux (p-valeurs : hêtre–épicéa : 0.9418, hêtre–chêne : 0.0102, épicéa–chêne : 0.0161). On peut en déduire que les forêts de chêne recèlent une plus grande richesse spécifique en végétation du sol que celles d'épicéa ou de hêtre.

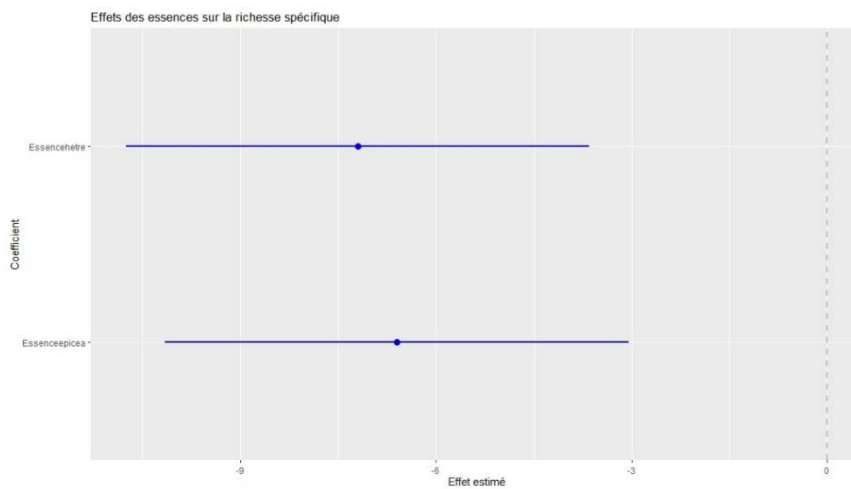


Figure 4.8 : Effets estimés du modèle linéaire mixte avec comme effet aléatoire le massif et comme effet fixe l'essence d'arbres, pour expliquer la richesse spécifique pour la végétation de sous-bois (niveau de référence = chêne). Les coefficients pour l'épicéa et le hêtre ne traversent pas la barre du zéro, indiquant une différence significative.

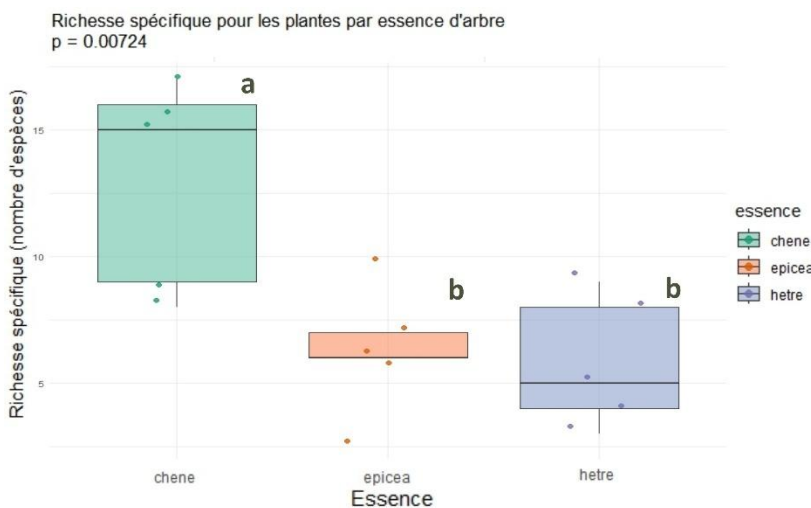


Figure 4.9 Boxplots représentant la richesse spécifique en végétation de sous-bois selon l'essence d'arbre (chêne, épicéa, hêtre). Les lettres différentes indiquent des différences significatives entre essences ($p < 0.05$). La ligne horizontale en gras au sein de chaque boîte indique la médiane ($n=5$), les limites inférieures et supérieures des boîtes représentent respectivement le premier et le troisième quartile. Les moustaches illustrent les valeurs minimales et maximales. Les points représentent la richesse spécifique de chaque site. La différence en richesse spécifique a été évaluée entre essences avec un modèle linéaire mixte, et une ANOVA a été faite sur le résultat de ce modèle. Des lettres différentes indiquent une différence significative ($p < 0,05$, post-hoc Tukey).

4.2.4. Richesse taxonomique de la pédofaune

La richesse taxonomique pour la faune du sol varie entre 4 (chêne, Nassogne) et 11 (hêtre, La-Roche-en-Ardenne) taxons (classes, ordres, familles)(Figure 4.10). La liste des taxons identifiés ainsi que des niveaux taxonomiques correspondant à ceux-ci se trouve en annexe (Annexe 4).

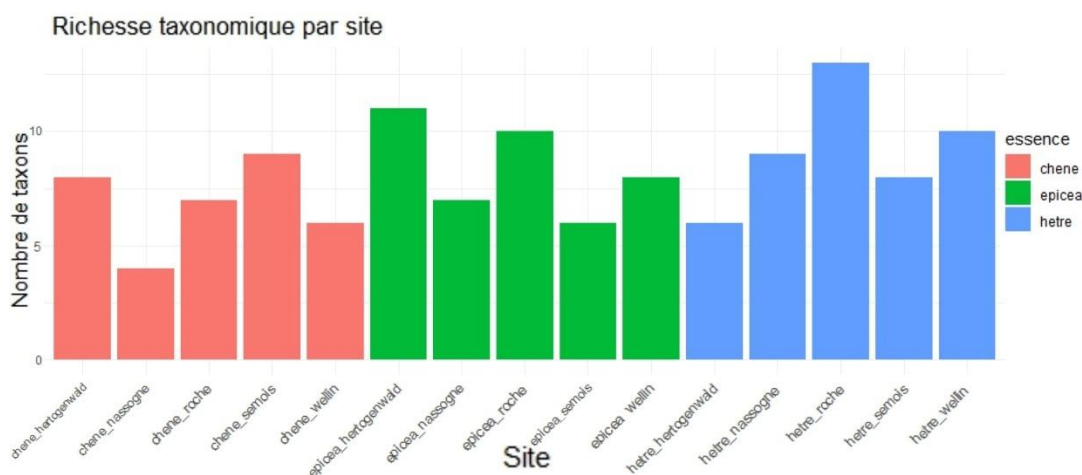


Figure 4.10 : Richesse taxonomique de la pédofaune pour chacun des 15 sites de forêts anciennes sous chêne, hêtre et épicea, localisés dans cinq massifs forestiers (Hertogenwald, Wellin, Semois, La-Roche-en-Ardenne, Nassogne) en Ardenne belge.

Il n'y a pas de différence significative en richesse taxonomique selon l'essence d'arbre pour la pédofaune (niveau de référence = chêne, p-valeurs : Essenceépicea = 0.275, Essencehêtre = 0.112, (Figure 4.11)). L'effet global de l'essence d'arbre sur la richesse spécifique n'est pas significatif (p-valeur = 0.257)(Figure 4.12). Le modèle explique 18% de la variabilité des données (R^2 conditionnel = 0.1787), l'essence d'arbre 17% (R^2 marginal = 0.1787) et le massif 0%.

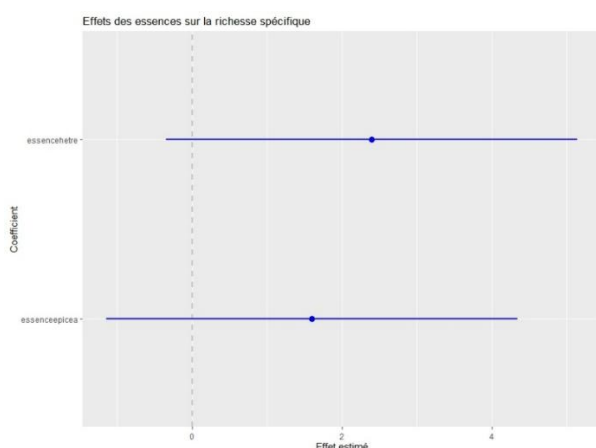


Figure 4.11 : Effets estimés du modèle linéaire mixte avec comme effet aléatoire le massif et comme effet fixe l'essence d'arbres, pour expliquer la richesse taxonomique de la pédofaune (niveau de référence = chêne).

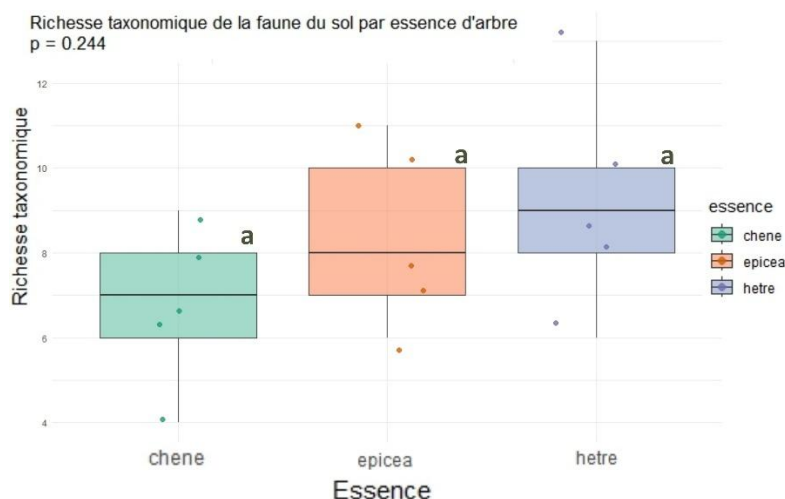


Figure 4.12 : Boxplots représentant la richesse taxonomique (somme taxons classes, ordres, familles) selon l'essence d'arbre (chêne, épicéa, hêtre) pour la pédofaune. Il n'y a pas de différence significative entre essences pour la richesse taxonomique ($p < 0.1$). La ligne horizontale en gras au sein de chaque boîte indique la médiane ($n=5$), les limites inférieures et supérieures des boîtes représentent respectivement le premier et le troisième quartile. Les moustaches illustrent les valeurs minimales et maximales. Les points représentent la richesse taxonomique de chaque site. La différence en richesse taxonomique a été évaluée entre essences avec un modèle linéaire mixte, et une ANOVA a été faite sur le résultat de ce modèle. Des lettres différentes indiquent une différence significative ($p < 0,05$, post-hoc Tukey).

L'analyse de la diversité alpha (indices de Shannon, Simpson et Piélu) n'a montré aucune différence significative entre essences d'arbre (p -valeurs > 0.1). La diversité de la pédofaune n'est donc pas influencée par l'essence d'arbre, que ce soit par la diversité pondérée par l'abondance (Shannon), par la dominance (Simpson), ou par l'équitabilité des taxons (Piélu), en tout cas avec ce niveau d'identification des individus.

Le nombre total d'individus de pédofaune par kilogramme de sol sec, tous taxons confondus, variait entre 29.8 (Nassogne) et 657 (Semois) individus, sous couvert de chêne (moyenne = 344, écart-type = 262). Pour le hêtre, il variait entre 155 (Hertogenwald) et 3465 (La-Roche-en-Ardenne) (moyenne = 1085, écart-type = 1357), et pour l'épicéa, entre 269 (Wellin) et 1511 (Hertogenwald) (moyenne = 853, écart-type = 542). Les acariens oribatides étaient clairement dominants en abondance relative sous les trois essences d'arbres (chêne = 66%, hêtre = 66.7% et épicéa = 64.7%), suivis par les collemboles isotomidés (chêne = 11.8%, hêtre = 9% et épicéa = 15.5%) et les acariens mésostigmatés (chêne = 8.1%, hêtre = 8.1% et épicéa = 5.6%) (Figure 4.13).

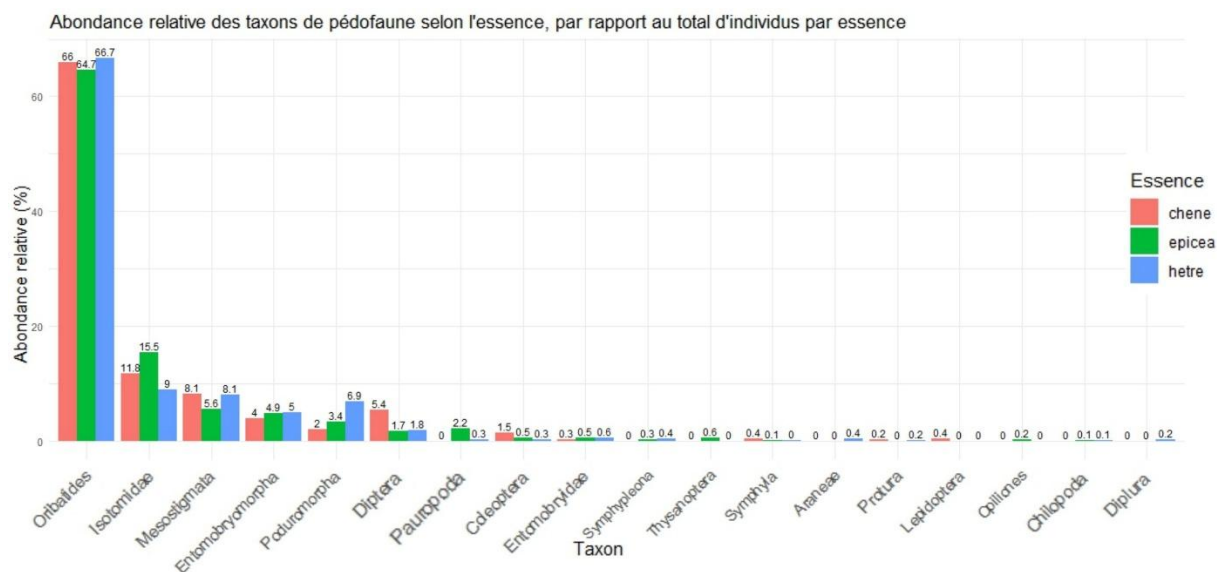


Figure 4.13 : Abondance relative (%) des différents taxons de pédofaune en fonction de l'essence d'arbre (épicea, chêne, hêtre), calculée par rapport au nombre total d'individus de pédofaune par essence.

4.2.5. Richesse taxonomique globale :

La richesse taxonomique pour la totalité des taxons (espèces, familles, sous-ordres, ordres, classes) des oiseaux, chauves-souris, végétation au sol et pédofaune varie entre 40 (hêtre, Hertogenwald) et 58 (chêne, La-Roche-en-Ardenne) (Figure 4.14).

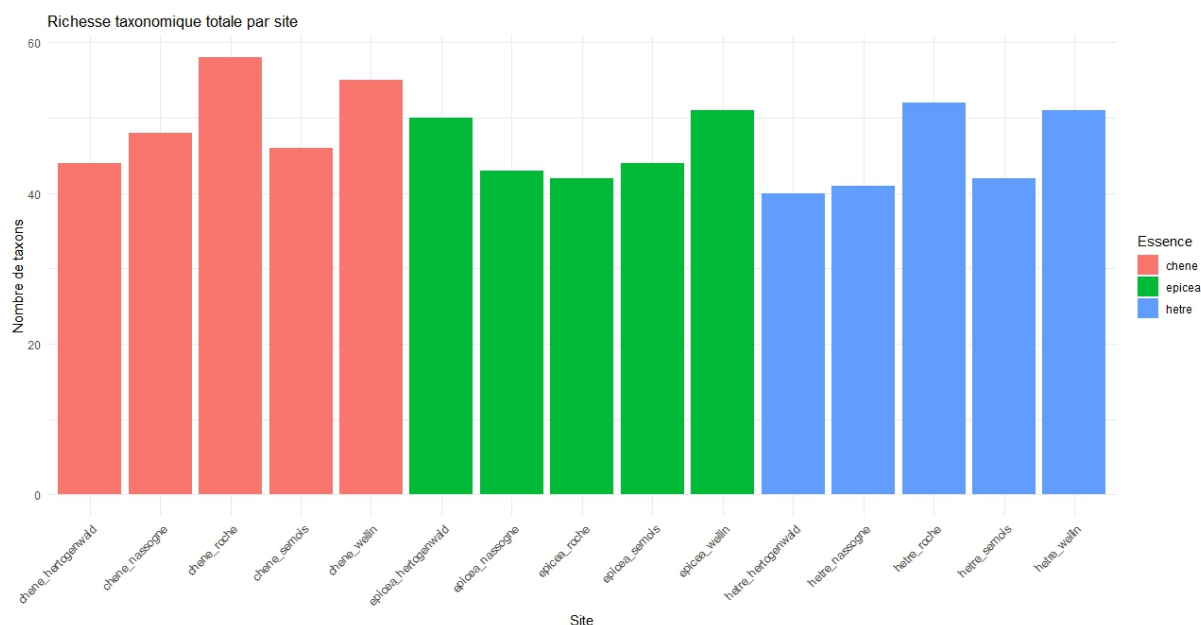


Figure 4.14 : Richesse taxonomique globale (tous taxons additionnés) pour les oiseaux, chauves-souris, plantes de sous-bois et la pédofaune, pour chacun des 15 sites de forêts anciennes sous chêne, hêtre et épicea, localisés dans cinq massifs forestiers (Hertogenwald, Wellin, Semois, La-Roche-en-Ardenne, Nassogne) en Ardenne belge.

Il n'y a pas de différence significative en richesse taxonomique globale selon les différentes essences d'arbre (niveau de référence = chêne, p-valeurs : Essenceépicea = 0.168,

Essencehetre = 0.109) (Figure 4.15A). L'effet global de l'essence d'arbre sur la richesse taxonomique n'est pas significatif (p -valeur = 0.215)(Figure 4.16). Le modèle explique 44% de la variabilité des données (R^2 conditionnel = 0.437), l'essence d'arbre 14% (R^2 marginal = 0.135) et le massif 30%. Les effets aléatoires estimés (fonction ranef sur R) indiquent que les massifs de la vallée de la Semois, de Nassogne et de l'Hertogenwald auraient une richesse spécifique plus faible et les deux autres massifs une richesse spécifique plus élevée que la moyenne globale (Figure 4.15B). Avec seulement 5 niveaux de massif, cette interprétation est à prendre avec précaution.

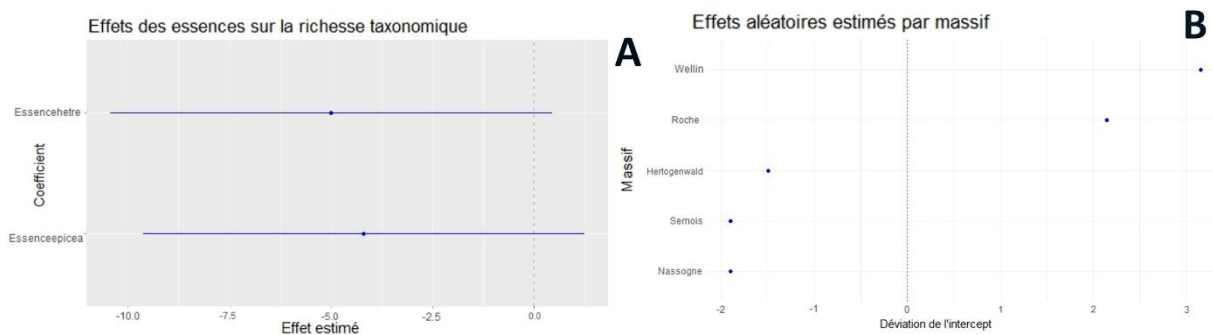


Figure 4.15 : A) Effets estimés du modèle linéaire mixte avec comme effet aléatoire le massif et comme effet fixe l'essence d'arbres, pour expliquer la richesse taxonomique des oiseaux, chauves-souris, plantes au sol et de la pédofaune (niveau de référence = chêne). B) Effets aléatoires estimés par massif du modèle linéaire mixte avec comme effet aléatoire le massif et comme effet fixe l'essence d'arbres, pour expliquer la richesse taxonomique des oiseaux, chauves-souris, de la végétation de sous-bois et de la pédofaune.

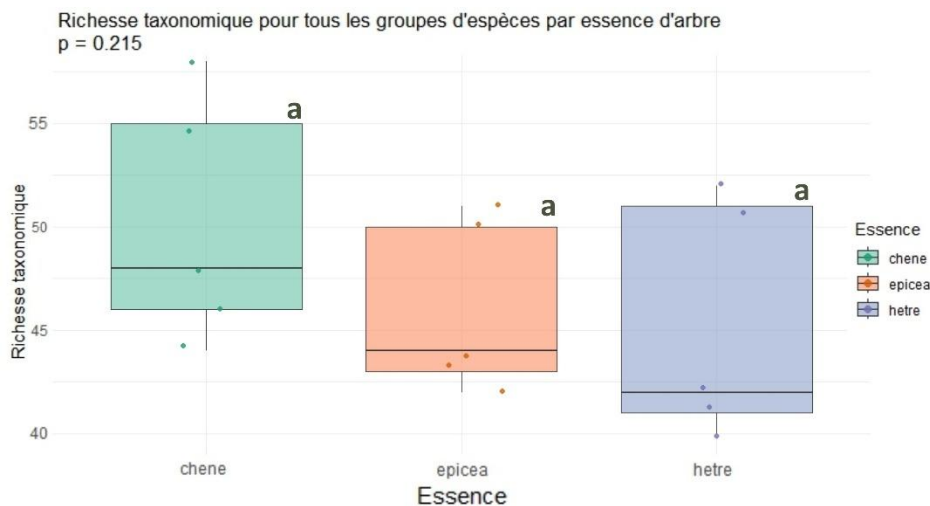


Figure 4.16 Boxplots représentant la richesse taxonomique selon l'essence d'arbre (chêne, épicéa, hêtre) pour les oiseaux, les chauves-souris, les plantes de sous-bois et la pédofaune. Il n'y a pas de différence significative entre les essences pour la richesse taxonomique ($p < 0.1$). La ligne horizontale en gras au sein de chaque boîte indique la médiane ($n=5$), les limites inférieures et supérieures des boîtes représentent respectivement le premier et le troisième quartile. Les moustaches illustrent les valeurs minimales et maximales. Les points représentent la richesse taxonomique de chaque site. La différence en richesse spécifique a été évaluée entre essences avec un modèle linéaire mixte, et une ANOVA a été faite sur le résultat de ce modèle. Des lettres différentes indiquent une différence significative ($p < 0,05$, post-hoc Tukey).

4.3. Composition en espèces selon l'essence

4.3.1. Oiseaux

L'analyse en ordination non métrique (NMDS) a été effectuée en deux dimensions ($k=2$), avec un stress final de 0.15, indiquant une qualité moyenne (selon les critères habituels (Clarke, 1993)) de représentation des distances originales (distances de Jaccard). Le graphique présente une certaine structuration en fonction des différentes essences d'arbre, avec une séparation partielle bien visible entre le hêtre et l'épicéa, mais aussi un recouvrement assez conséquent entre les trois essences (et même total pour le chêne)(Figure 4.17). La PERMANOVA effectuée sur la matrice des distances de Jaccard permet de confirmer que la composition en espèces d'oiseaux est significativement différente dans les forêts de chêne, hêtre et épicéa à travers différents massifs forestiers de l'Ardenne belge (p -valeur = 0.001). Un test post-hoc pairé conclut qu'il y a une différence significative en composition d'espèces (avec un seuil de confiance de 0.05) entre l'épicéa et le chêne ainsi qu'entre le hêtre et l'épicéa, ainsi qu'entre le chêne et le hêtre avec un seuil de confiance de 0.1 (p -valeurs : épicéa vs chêne = 0.004, épicéa vs hêtre = 0.023, chêne vs hêtre = 0.06).

Les vecteurs affichés permettent d'illustrer les meilleures espèces indicatrices des gradients représentés sur la NMDS (Figure 4.17).

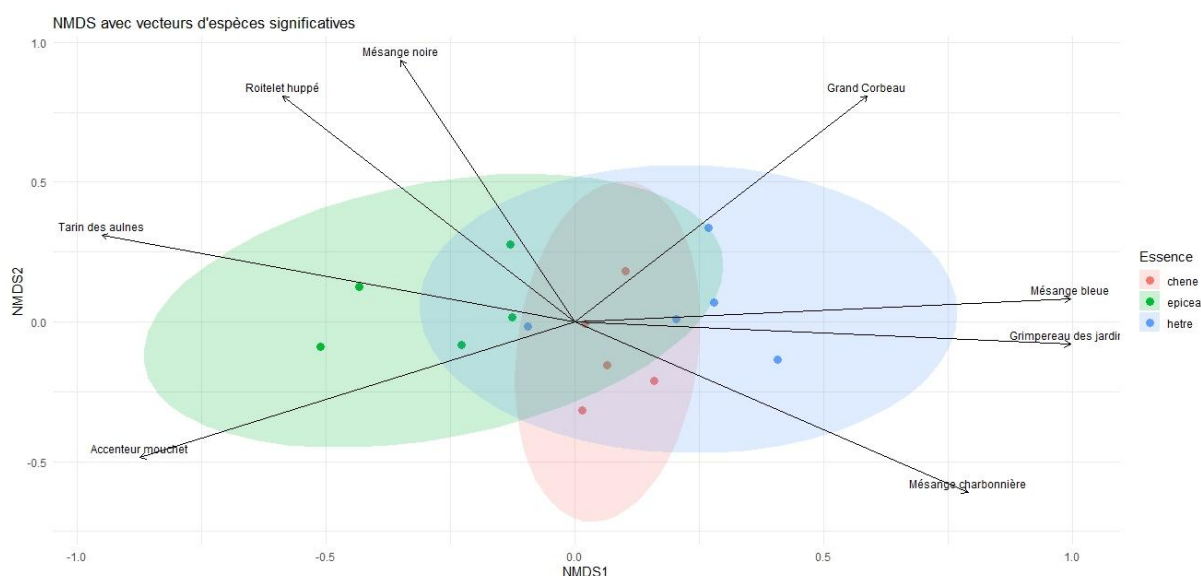


Figure 4.17 : NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) basée sur l'indice de dissimilarité de Jaccard, calculé à partir d'une matrice de présence/absence des espèces d'oiseaux. Les sites sont représentés par des points colorés selon l'essence d'arbre. Plus ceux-ci sont proches, plus les sites sont similaires en composition en espèces. Les ellipses correspondent à l'intervalle de confiance de 95% autour du centre des groupes d'essence. Les vecteurs affichent quelles espèces sont les plus indicatrices des gradients de la NMDS.

4.3.2. Chauves-souris

L'analyse en ordination non métrique (NMDS) a été effectuée en deux dimensions ($k=2$), avec un stress final de 0.10, indiquant une bonne qualité (selon les critères habituels (Clarke, 1993)) de représentation des distances originales (distances de Jaccard). Le graphique présente une séparation partielle entre le chêne et l'épicéa, mais les sites correspondant au hêtre sont en superposition avec les deux autres groupes. Deux sites pour l'essence hêtre ne sont pas représentés car ils ne contiennent aucune espèce, menant également à l'absence d'ellipse pour cette essence. Plusieurs sites avaient des compositions taxonomiques identiques et se superposaient, cela a été réglé en ajoutant un effet « jitter » aux points sur le graphique (Figure 4.18A). La PERMANOVA effectuée sur la matrice des distances de Jaccard permet de confirmer que la composition taxonomique des chauves-souris est significativement différente dans les forêts de chêne, hêtre et épicéa à travers différents massifs forestiers de l'Ardenne belge, avec un seuil de confiance de 0.1 (p -valeur = entre 0.047 et 0.7). Un test post-hoc pairé conclut qu'il y a une différence significative en composition taxonomique entre le chêne et l'épicéa avec un seuil de confiance de 0.1 (p -valeurs : épicéa vs chêne = 0.067, épicéa vs hêtre = 0.179, chêne vs hêtre = 0.103).

Le déséquilibre créé par l'absence d'espèces pour deux des sites de hêtre a mené à effectuer une NMDS avec uniquement le chêne et l'épicéa comme niveaux pour l'essence d'arbres. Celle-ci avait un stress final de 0.21, indiquant une mauvaise qualité de représentation des distances originales. Le graphique présente deux groupes distinguables correspondant au hêtre et à l'épicéa, bien qu'avec de la superposition (Figure 4.18B). On peut noter que la disposition des points des sites ressemble à celle de la première NMDS sur les données des chauves-souris. La PERMANOVA confirme que la composition taxonomique est différente entre le chêne et l'épicéa, avec un seuil de confiance de 0.1 (p -valeur = 0.095).

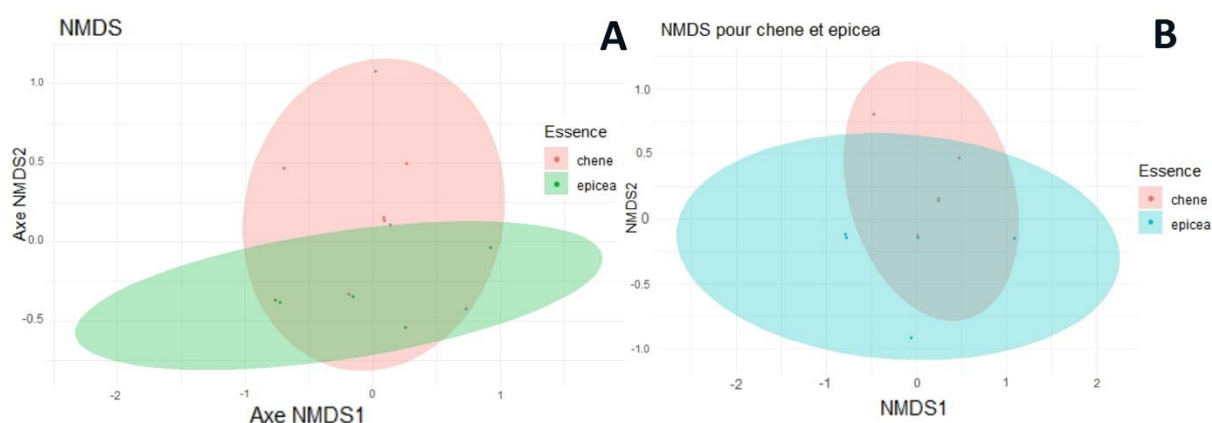


Figure 4.18 : A) NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) basée sur l'indice de dissimilarité de Jaccard, calculé à partir d'une matrice de présence/absence des espèces/genres de chauves-souris. Les sites sont représentés par des points, colorés en fonction des trois essences d'arbres de l'étude (chêne, épicea, hêtre). Plus ceux-ci sont proches, plus les sites sont similaires en composition taxonomique. Les ellipses correspondent à l'intervalle de confiance de 95% autour du centre des groupes d'essence. L'ellipse pour le groupe « hêtre » n'a pas pu être calculée par manque de données. B) NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) basée sur l'indice de dissimilarité de Jaccard, calculé à partir d'une matrice de présence/absence des espèces/genres de chauves-souris. Seules les essences chêne et épicea ont été gardées pour faire cette analyse-ci. Les sites sont représentés par des points colorés selon l'essence d'arbre. Plus ceux-ci sont proches, plus les sites sont similaires en composition taxonomique. Les ellipses correspondent à l'intervalle de confiance de 95% autour du centre des groupes d'essence.

4.3.3. Végétation au sol

L'analyse en ordination non métrique (NMDS) a été effectuée en deux dimensions ($k=2$), avec un stress final de 0.11, indiquant une qualité moyenne (selon les critères habituels (Clarke, 1993)) de représentation des distances originales (distances de Jaccard). Le graphique présente une structuration claire en trois groupes distincts correspondant aux trois essences d'arbre différentes, bien qu'avec une certaine superposition entre les trois (Figure 4.19). La PERMANOVA effectuée sur la matrice des distances de Jaccard confirme que la composition en espèces de plantes de sous-bois est significativement différente dans les forêts de chêne, hêtre et épicea à travers différents massifs forestiers de l'Ardenne belge (p -valeur = 0.001). Un test post-hoc pairé conclut qu'il y a une différence significative en composition d'espèces entre toutes les essences d'arbres (p -valeurs : épicea vs chêne = 0.008, épicea vs hêtre = 0.009, chêne vs hêtre = 0.009).

Les vecteurs affichés permettent d'illustrer quelles espèces sont les meilleures indicatrices des gradients représentés sur la NMDS (Figure 4.19).

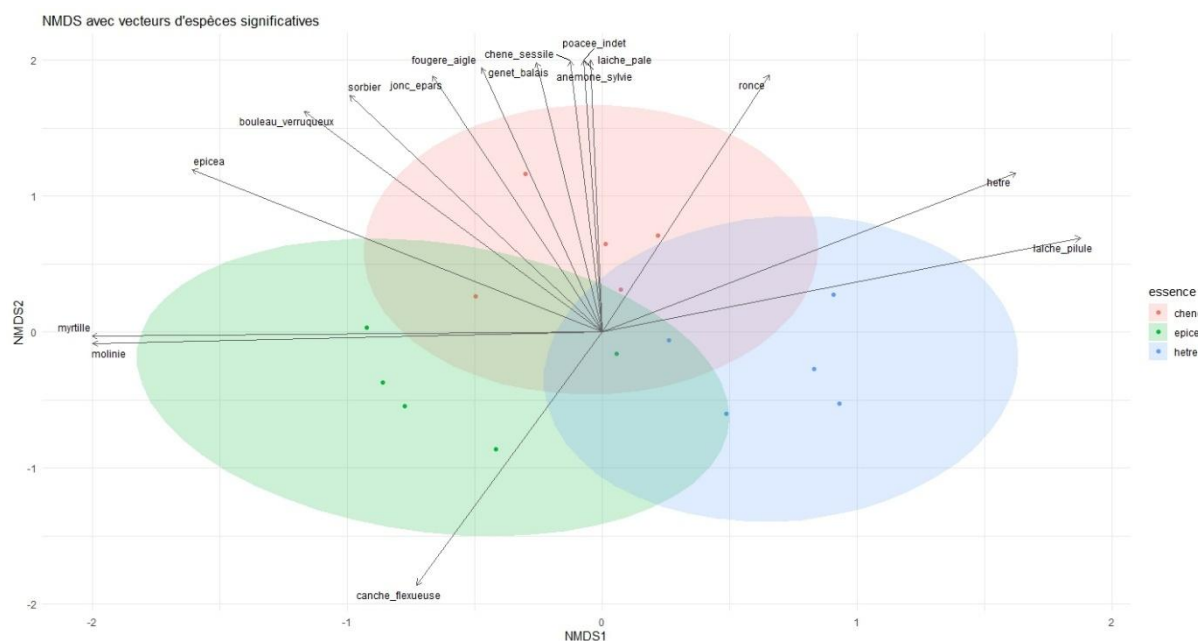


Figure 4.19 : NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) basée sur l'indice de dissimilarité de Jaccard, calculé à partir d'une matrice de présence/absence des espèces de plantes de sous-bois. Les sites sont représentés par des points, colorés en fonction des trois essences d'arbres de l'étude (chêne, épicéa, hêtre). Plus ceux-ci sont proches, plus les sites sont similaires en composition en espèces. Les ellipses correspondent à l'intervalle de confiance de 95% autour du centre des groupes d'essence. Les vecteurs affichent quelles espèces sont les plus indicatrices des gradients de la NMDS.

4.3.4. Pédofaune

L'analyse en ordination non métrique (NMDS) a été effectuée en deux dimensions ($k=2$), avec un stress final de 0.049, indiquant une excellente qualité (selon les critères de Clarke (1993)) de représentation des distances originales (distances calculées grâce à l'indice de Bray-Curtis, plus adapté aux matrices d'abondance). Le graphique ne présente pas particulièrement de structuration en fonction des essences d'arbres, les sites sont mélangés entre eux sans pouvoir extraire de tendance exacte (Figure 4.20). La PERMANOVA effectuée sur la matrice de distances confirme qu'il n'y a pas de différence en composition taxonomique pour la pédofaune entre les forêts de chêne, hêtre et épicéa à travers différents massifs forestiers de l'Ardenne belge (p -valeur = 0.572).

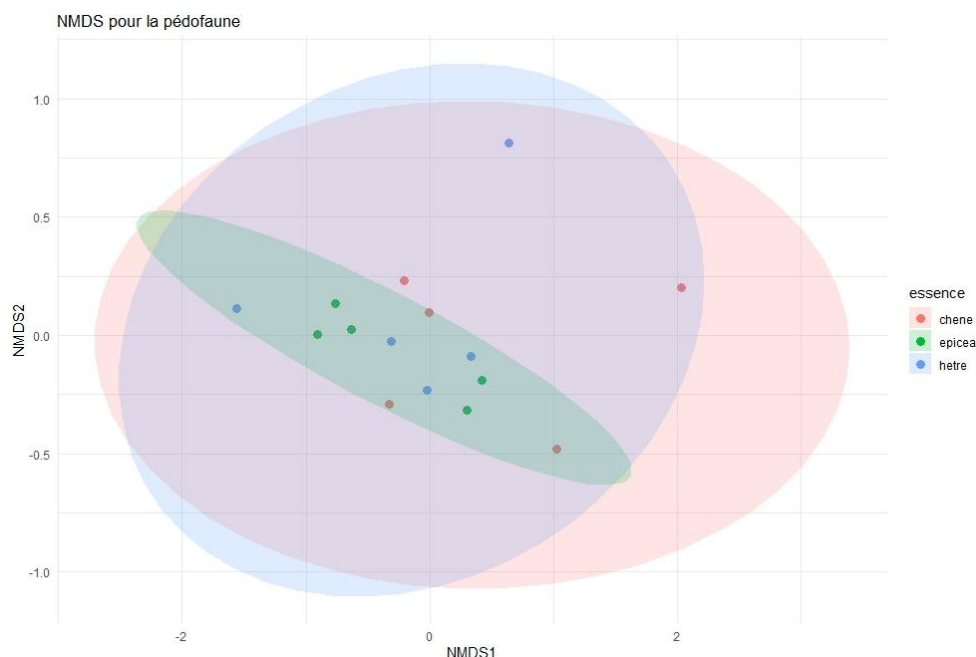


Figure 4.20 : NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) basée sur l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis, calculé à partir d'une matrice d'abondance relative des taxons de pédofaune en fonction du poids sec du sol. Les sites sont représentés par des points, colorés en fonction des trois essences d'arbres de l'étude (chêne, épicea, hêtre). Plus ceux-ci sont proches, plus les sites sont similaires en composition en espèces. Les ellipses correspondent à l'intervalle de confiance de 95% autour du centre des groupes d'essence.

4.3.5. Composition taxonomique globale

L'analyse en ordination non métrique (NMDS) effectuée en deux dimensions ($k=2$), avec un stress final de 0.15, indique une qualité moyenne (selon les critères habituels (Clarke, 1993)) de représentation des distances originales (distances de Jaccard). Le graphique présente une structuration en trois groupes distincts correspondant aux trois essences d'arbre différentes, bien qu'avec une certaine superposition entre les trois (Figure 4.25). La PERMANOVA effectuée sur la matrice des distances de Jaccard confirme que la composition taxonomique globale est significativement différente entre les forêts de chêne, hêtre et épicea à travers différents massifs forestiers de l'Ardenne belge (p -valeur = 0.001). Un test post-hoc païré conclut qu'il y a une différence significative en composition taxonomique entre toutes les essences d'arbres (p -valeurs : épicea vs chêne = 0.008, épicea vs hêtre = 0.017, chêne vs hêtre = 0.007).

Les vecteurs affichés permettent d'illustrer quelles espèces sont les meilleures indicatrices des gradients représentés sur la NMDS (Figure 4.21).

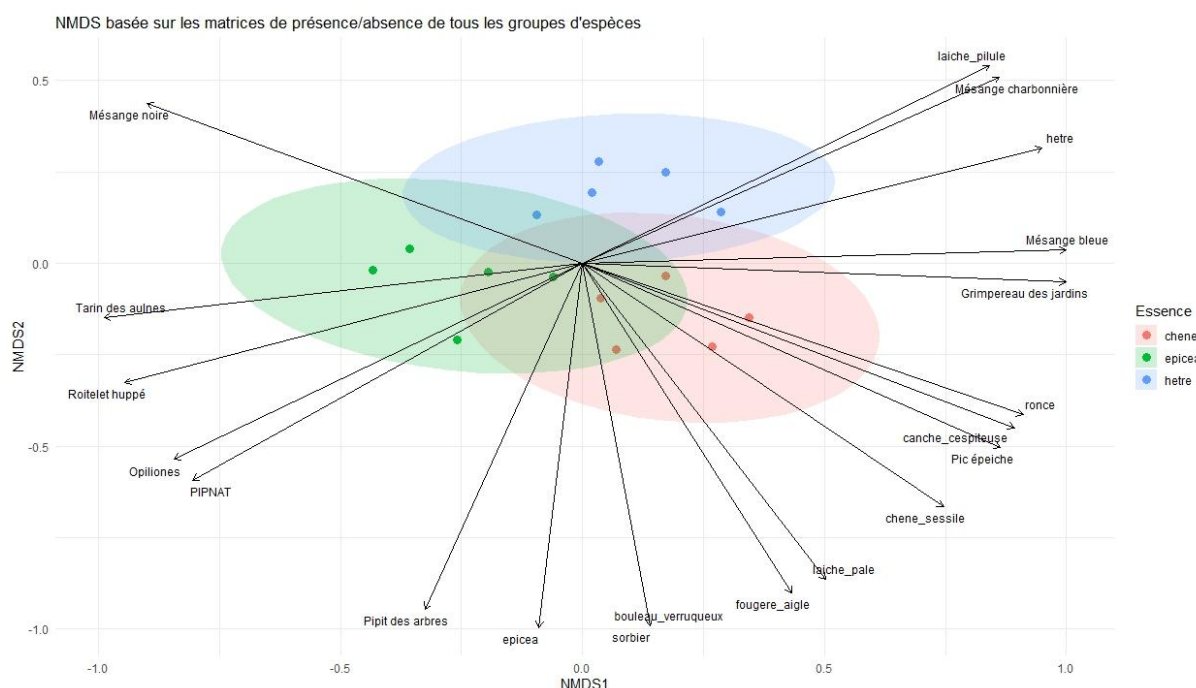


Figure 4.21 : NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) basée sur l'indice de dissimilarité de Jaccard, calculé à partir d'une matrice de présence/absence des taxons d'oiseaux, de chauves-souris, de plantes de sous-bois et de pédofaune. Les sites sont représentés par des points, colorés en fonction des trois essences d'arbres de l'étude (chêne, épicéa, hêtre). Plus ceux-ci sont proches, plus les sites sont similaires en composition taxonomique. Les ellipses correspondent à l'intervalle de confiance de 95% autour du centre des groupes d'essence. Les vecteurs affichent quelles espèces sont les plus indicatrices des gradients de la NMDS.

4.4. Espèces indicatrices

4.4.1. Oiseaux

Le tarin des aulnes (*Spinus spinus*) a été mis en évidence comme espèce indicatrice des forêts anciennes d'épicéa (IndVal = 0.8, $p = 0.048$). Aucune espèce n'a été déterminée comme indicatrice des forêts anciennes de chêne ou de hêtre. Les oiseaux qui ont été déterminés comme indicateurs des gradients de la NMDS globale ont, dans l'analyse IndVal, des p -valeurs qui se rapprochent plus de 0.1 comparé aux autres espèces (par exemple : roitelet huppé, $p = 0.1261$; accenteur mouchet (*Prunella modularis*), $p = 0.1440$; pic épeiche (*Dendrocopos major*), $p = 0.255$).

4.4.2. Chauves-souris

La pipistrelle de Nathusius (*Pipistrellus nathusii*) a été déterminée comme indicatrice des forêts anciennes d'épicéa (IndVal = 0.8, $p = 0.067$). Aucune espèce n'a été déterminée comme indicatrice des forêts anciennes de chêne ou de hêtre.

4.4.3. Végétation de sous-bois

Plusieurs espèces de plantes ont été identifiées comme étant indicatrices de certaines essences d'arbres. Le chêne sessile (*Quercus petraea*) et la fougère aigle (*Pteridium aquilinum*) ont été associés aux forêts de chêne (IndVal = 0.913, $p = 0.009$ et IndVal = 0.894, $p = 0.009$, respectivement) ainsi que le sorbier des oiseleurs (*Sorbus aucuparia*) et l'épicéa (IndVal = 0.730, $p = 0.071$ et IndVal = 0.676, $p = 0.073$, respectivement), avec un seuil de confiance de 0.1. Aucune espèce n'a été déterminée comme indicatrice des forêts de hêtre et d'épicéa.

4.4.4. Pédofaune

Aucun taxon n'a été identifié comme indicateur de certaines essences d'arbres par l'analyse IndVal.

4.5. Représentation des sites en fonction des strates végétatives

Les coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet permettent de réaliser une représentation des différents sites en fonction des strates végétatives et de l'abondance des plantes dans celles-ci.

Globalement, les forêts d'épicéa ont la strate muscinale totalement recouverte avec des sphagnum sp., du polytric élégant (*Polytrichum formosum*), et d'autres espèces non identifiées. La strate herbacée est couverte de manière plus ou moins éparse, avec principalement de la myrtille (*Vaccinium myrtillus*), de l'épicéa (*Picea abies*), de la molinie et de la canche flexueuse. La couverture de la strate herbacée peut varier de 5% à 60%. La strate arbustive est quasiment absente, sauf dans le site d'épicéa de Nassogne où les épicéas recouvraient 5% de cette strate. La strate arborescente est toujours vers les 90-100% de recouvrement et composée exclusivement d'épicéas, sauf dans le site de la vallée de la Semois où le recouvrement est de 60% avec deux mélèzes et un bouleau verruqueux présents. La taille des épicéas est également notablement inférieure dans ce site comparé aux autres sites d'épicéas.

Les forêts de chênes ont une strate muscinale peu dense, avec parfois aucune mousse présente. Le site avec la strate muscinale la plus dense ne compte que 10% de recouvrement par des bryophytes. La strate herbacée est très diversifiée, et compte de loin le plus d'espèces. Cette strate est parfois dominée par une plante en particulier, avec comme exemple une poacée indéterminée du site de La-Roche-en-Ardenne qui en recouvrait 90% de la surface. La strate arbustive est composée de hêtre, d'épicéa et de fougère aigle, et est souvent très peu densément couverte, sauf à La-Roche-en-Ardenne où la fougère aigle recouvrait près de 80% du site. Le

couvert arborescent est plus variable dans les sites de chênes (entre 30 et 100%), et les différentes espèces de chêne se mélangent parfois au hêtre. L'espèce de chêne la plus courante était le chêne sessile, et quelques chênes pédonculés étaient présents dans la strate arborescente de quelques sites.

Les forêts de hêtre ont une strate muscinale dont la densité en mousses ne dépasse jamais les 10%. La strate herbacée est très peu dense, constituée de quelques plants d'espèces herbacées comme la luzule blanche (*Luzula nivea*), la canche flexueuse (*Avenella flexuosa*) ou la laïche à pilule (*Carex pilulifera*) ainsi que des arbustes de hêtre. La strate arbustive est composée quasi uniquement de hêtre, avec une densité avoisinant les 30-50%. La strate arborescente est constituée exclusivement de hêtre, à une densité variant de 60 à 100% entre les sites.

5. Discussion

5.1. Effet des essences sur la richesse spécifique/taxonomique

Ce mémoire a montré que la richesse taxonomique dans les forêts anciennes de l'Ardenne belge est influencée par l'essence d'arbre pour les chauves-souris et les plantes de sous-bois. La richesse taxonomique était la plus élevée sous chêne pour les plantes et sous épicéa pour les chauves-souris. La pédofaune et les oiseaux n'ont pas montré de variation de la richesse taxonomique selon l'essence d'arbre présente. Nous avons émis comme hypothèse que la richesse taxonomique serait moins élevée dans les forêts d'épicéa par rapport aux autres essences d'arbre. Ceci ne s'est confirmé pour aucun des groupes d'animaux étudiés. Les plantations de conifères présenteraient pourtant une richesse spécifique faible par rapport aux feuillus pour les chauves-souris (Russo and Jones, 2003; Yoshikura et al., 2011), les plantes (Kirby, 1988; Augusto et al., 2015) et les oiseaux (Du Bus De Warnaffe and Deconchat, 2008; Ampoorter et al., 2020). Les espèces d'oiseaux spécialistes seraient plus négativement impactées par les plantations d'épicéa que les espèces généralistes (Gil-Tena et al., 2007). La richesse spécifique des oiseaux augmenterait avec la surface couverte par des feuillus dans les régions tempérées, et encore plus dans les régions boréales (Charbonnier et al., 2016a). Par contre, selon Baguette et al. (1994), à l'échelle régionale, les forêts d'épicéa modifient les communautés d'oiseaux mais ne les appauvrissent pas. Lors de notre étude, nous avons recensé 6 espèces de chauves-souris ainsi que deux genres (*Plecotus* et *Myotis*) (Annexe 2). Ceci est beaucoup moins que les 24 espèces présentes en Wallonie, mais les individus du genre *Myotis* détectés pourraient représenter plusieurs espèces différentes. Une analyse approfondie des sonogrammes des

murins recensés durant ce mémoire pourrait permettre d'affiner les espèces de chauves-souris détectées. L'activité et la richesse spécifique des chauves-souris seraient plus élevées dans les forêts de feuillus par rapport aux peuplements de conifères, notamment grâce à la disponibilité plus élevée en proies et en microhabitats utilisables pour la reproduction (Charbonnier et al., 2016a , 2016b). Ceci n'a pas été confirmé dans ce mémoire, vu que les forêts d'épicéa ont été déterminées comme contenant une plus grande richesse taxonomique pour les chauves-souris, mais ces résultats sont peut-être biaisés par le fait que toutes les espèces de murins n'ont pas été identifiées.

Pour les plantes, il semblerait que la diversité en mousses soit habituellement plus élevée sous épicéa (Saetre et al., 1997), ce qui a pu être observé lors de cette étude. Bien que les mousses n'aient pas été identifiées, elles étaient plus abondantes et diversifiées sous couvert d'épicéa, recouvrant souvent l'entièreté du sol, avec des patches de *sphaignes* (*Sphagnum* sp.), et de bryophytes de formes plus particulières comme le dicrane à balais (*Dicranum scoparium*) et le polytric élégant (*Polytrichum formosum*). Cependant, les feuillus abriteraient une plus grande richesse et diversité en plantes herbacées et en arbustes par rapport aux épicéas (Macdonald and Fenniak, 2007), comme vu sous chêne dans les résultats de ce mémoire. La distribution des plantes de forêt ancienne serait principalement limitée par leur faible capacité de dispersion (Honney et al., 1999; Jacquemyn et al., 2001). Dans ce mémoire, peu de plantes spécifiques aux forêts anciennes ont été trouvées, et notamment aucune plante géophyte, alors qu'elles avaient été soulignées comme fort présentes en forêt ancienne (Kervyn et al., 2018). Ceci peut s'expliquer par le fait que les sites étudiés étaient gérés, pouvant perturber le développement des plantes de forêt ancienne. Selon van Oijen et al. (2005), la présence des espèces de plantes de sous-bois serait corrélée au pH du sol et à la structure des strates forestières, caractéristiques dépendant de l'essence d'arbre présente. Corréler le type d'humus (dépendant également de l'espèce d'arbre présente (van Oijen et al., 2005)) et les plantes de sous-bois présentes pourrait donc être une analyse supplémentaire pertinente pour les données de ce mémoire.

La pédofaune est également habituellement influencée par les essences d'arbre présentes et la litière correspondante. Les taxons les plus abondants retrouvés lors de ce mémoire étaient de loin les acariens oribatides, suivis par les collembolles isotomidés, poduromorphes et entomobryomorphes, les acariens mésostigmatés et les larves de diptères. La diversité en espèces d'oribatides serait plus importante dans les forêts mixtes que dans les monocultures (Hansen and Coleman, 1998; Migge et al., 1998; Hansen, 2000). Globalement, l'abondance en microarthropodes du sol serait plus élevée dans les monocultures de conifères que dans les monocultures de caducifoliés (Arpin et al., 1986; Ponge & Prat, 1982, cités dans

Korboulewsky et al., 2016), ce qui n'a pas été confirmé dans cette étude, vu que le hêtre recelait l'abondance totale moyenne en individus la plus élevée, mais ce principalement grâce au site de La-Roche-en-Ardenne qui contenait le plus d'individus au total. Nous avons également pu observer que les acariens oribatides étaient de loin le taxon le plus abondant, avec environ 65% du total des individus par essence pour les trois essences d'arbre. Pour l'alpha-diversité et l'abondance en pédofaune, les résultats demeurent contradictoires à travers les différentes études investiguant l'effet de la diversité en espèces d'arbres sur les acariens oribatides et collemboles (Korboulewsky et al., 2016).

Cette étude s'est déroulée au sein de cinq massifs différents, et ceci semble avoir eu beaucoup d'effet sur la richesse spécifique/taxonomique de plusieurs groupes d'animaux. En effet, les espèces d'arbres contribuent majoritairement au modèle pour la pédofaune et les plantes de sous-bois, alors que pour les oiseaux et les chauves-souris, le massif est plus important. Selon Augusto et al. (2003), les caractéristiques des sites telles que la roche-mère ou les paramètres du sol peuvent avoir plus d'impact que les espèces d'arbre présentes pour expliquer la variabilité des résultats pour les plantes de sous-bois. Ce cas démontre comment des facteurs externes au couvert forestier peuvent influencer les résultats des analyses. Le climat, l'altitude ou le niveau de gestion au sein des cinq massifs forestiers sont des exemples de paramètres à prendre en compte pour mieux comprendre la variabilité de la richesse spécifique au sein des différentes forêts anciennes étudiées.

5.2. Composition en espèces

Nos résultats ont démontré que la composition taxonomique varie en fonction des essences d'arbres pour les oiseaux et les plantes, mais pas pour la pédofaune. Les résultats pour les chauves-souris doivent être interprétés avec précaution en raison du déséquilibre dans les données créé par l'absence de détection de chauves-souris dans deux sites de hêtre, mais la différence en composition des taxons entre essences d'arbre sera considérée comme significative pour cette discussion. Nous avons émis comme hypothèse que la composition taxonomique serait fort différente entre essences chez tous les groupes d'animaux. Ceci s'est avéré vrai pour tous les groupes taxonomiques, sauf pour les animaux du sol, dont les individus n'ont cependant été identifiés que jusqu'à un niveau taxonomique faible. Une seconde hypothèse liée à la composition en espèces statuait que les forêts d'épicéas recèleraient plus d'espèces indicatrices, ce qui a été confirmé dans cette étude pour les oiseaux et les chauves-souris. Généralement, les communautés d'oiseaux sont effectivement différentes entre les forêts de conifères et de feuillus : la mésange noire, par exemple, est fortement confinée aux forêts de

conifère (Kraus et Krumm, 2013). Le roitelet à triple-bandeau, le roitelet huppé, la mésange huppée ou encore le bouvreuil pivoine (*Pyrrhula pyrrhula*) ont déjà été positivement liés aux forêts de conifères, et sont également des oiseaux se nourrissant dans les canopées (Deceuninck and Baguette, 1991; Basile et al., 2021; Leidinger et al., 2021). Dans notre étude, le roitelet huppé et la mésange noire ont été mis en évidence comme indicateurs des gradients de la NMDS, dans le sens du cluster de l'épicéa. Le tarin des aulnes est la seule espèce d'oiseau ressortie comme significativement inféodée à une essence d'arbre selon l'analyse IndVal, en l'occurrence l'épicéa. En effet, selon Deceuninck et Baguette (1991), il s'agit d'une espèce inféodée au stade arborescent des pessières en Ardenne belge, tout comme le bec-croisé des sapins (*Loxia curvirostra*). D'un autre côté, le loriote d'Europe (*Oriolus oriolus*) est une espèce qu'on retrouve exclusivement dans les forêts de feuillus, et le pinson des arbres (*Fringilla coelebs*) ou le pic épeiche n'auraient pas de préférence particulière quant à l'essence d'arbre des forêts dans lesquelles ils se trouvent (Deceuninck and Baguette, 1991; Kraus and Krumm, 2013). Le gobemouche noir (*Ficedula hypoleuca*) ainsi que les pics mar, épeichette et cendré sont des espèces répandues sur le plateau ardennais, qu'on retrouve dans les forêts de hêtre et non dans les pessières. Plusieurs autres oiseaux tels que la mésange nonnette (*Poecile palustris*), la sittelle torchepot, la mésange charbonnière (*Parus major*) et la mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*) sont fréquents dans les hêtraies, et rares voire absents dans les monocultures d'épicéa en Belgique (Deceuninck et Baguette, 1991). Dans notre étude, la mésange bleue et la mésange charbonnière, ainsi que le grimpereau des jardins (*Certhia brachydactyla*) sont ressortis comme indicateurs des gradients de la NMDS pour le cluster du hêtre. Cette différence de composition en espèces d'oiseaux entre conifères et feuillus peut s'expliquer par la disponibilité en nourriture. En effet, le type et l'abondance d'insectes diffèrent en fonction de l'espèce d'arbre, dont la morphologie peut faire varier la détectabilité et l'accessibilité des proies. De plus, la morphologie et la phénologie des oiseaux peuvent les inciter à préférer un type d'essence par rapport à un autre (Holmes and Schultz, 1988).

La composition en espèces pour la végétation de sous-bois varie également habituellement selon l'essence d'arbre. Les monocultures d'épicéa favorisent les plantes acidophiles et tolérantes à l'ombre telles que les éricacées (Augusto et al., 2003; Huuskonen et al., 2021), comme la myrtille commune (*Vaccinium myrtillus*) observée très souvent en forêt d'épicéa pendant ce mémoire. Les mousses profitent de l'avantage qu'elles ont face aux plantes vasculaires dans des environnements peu illuminés pour se développer dans les pessières. Moins de lumière signifie également moins de dessiccation, ce qui pourrait également promouvoir la présence des mousses (Saetre et al., 1997). En outre, les bryophytes n'apprécient

pas les quantités importantes de litière de feuilles, ce qui les défavorise en forêts de feuillus (Tonteri et al., 2005 cité dans Huuskonen et al., 2021). Selon Macdonald et Fenniak (2007), la richesse spécifique, la diversité et la composition en espèces de plantes de sous-bois sont différentes entre les couverts résineux ou mixtes et les forêts de feuillus. En effet, les forêts de caducifoliés laissent passer plus de lumière, ce qui encourage la croissance des arbustes, en opposition avec les forêts d'épicéa où le passage de la lumière est plus atténué. Pour les forêts de chêne, quatre plantes indicatrices ont été trouvées, dont la fougère aigle, le chêne sessile, le sorbier des oiseleurs et plus particulièrement l'épicéa, ce qui peut s'expliquer par le fait que plus d'épicéas parviennent à se développer dans les strates herbacées et arbustives des forêts de chêne que dans celles d'épicéa, au sein desquelles ces strates sont beaucoup moins densément peuplées.

En Europe, beaucoup de chauves-souris se nourrissent au sein des forêts, mais encore peu d'études s'intéressent à l'impact de la composition forestière sur l'occurrence de celles-ci (Boughey et al., 2011; Charbonnier et al., 2016 b). Peu d'espèces indicatrices d'une certaine essence d'arbre existent chez les chauves-souris. Parmi celles trouvées dans la littérature, le murin de Bechstein est une espèce indicatrice des forêts anciennes subnaturelles, avec une distribution corrélée à la présence d'hêtraies à méliques couplées à une présence forte de vieux chênes (Dietz and Pir, 2009). L'oreillard roux chasse uniquement dans les forêts, et semble préférer les feuillus par rapport aux conifères, probablement parce que plus d'insectes se trouvent au sein des arbres caducifoliés (Entwistle et al., 1997). Les genres *Plecotus* et *Myotis*, recensés durant cette étude, contiennent ces deux espèces, mais rien ne confirme qu'elles aient été observées durant cette étude. La pipistrelle de Nathusius, seule chauve-souris relevée comme espèce indicatrice des forêts d'épicéa durant ce mémoire, n'est reprise nulle part comme telle dans la littérature.

Wenglein et al. (2025) ont montré que la composition spécifique des acariens mésostigmates et oribatides ainsi que les collemboles répondait plus fortement au type de forêt que la richesse spécifique ou la densité. Plus particulièrement, les communautés d'isotomidés (*Collembola*) seraient plus homogènes dans les monocultures de hêtre par rapport aux forêts mixtes de hêtre et de conifère. Des différences chez les acariens ont également été relevées, elles n'étaient cependant pas liées aux essences d'arbres mais plutôt à la structure du sol ou à la présence de proies (nématodes), cette dernière pouvant être liée au couvert forestier. Wenglein et al. (2025) ont identifié la mésofaune jusqu'à l'espèce dans les cas où c'était possible, ce qui pourrait être une bonne piste pour approfondir l'utilisation des données de ce mémoire.

5.3. Efficacité des méthodes d'écoute passive

Les évolutions technologiques ont permis un développement important dans l'analyse des enregistrements bioacoustiques (Lapp et al., 2023), permettant de pallier certaines limites des méthodes traditionnelles. Cependant, les méthodes d'écoute passive ont également des limites, posant la question de la validité et de la représentativité des résultats. Dans ce travail, nous avons montré que BirdNET a un haut taux de faux négatifs indiquant qu'il rate la plupart des oiseaux présents sur un enregistrement, mais que la liste totale des oiseaux identifiés par BirdNET tout au long des trois semaines d'enregistrement comporte plus d'espèces que la liste établie par les écoutes actives. Les écoutes actives ont permis d'ajouter plus de détail aux observations faites par site comparé aux listes extraites de BirdNET. Ceci, couplé au fait qu'il ait fallu retirer beaucoup d'observations erronées faites par BirdNET lors du tri des données, indique qu'il est toujours nécessaire d'avoir un expert en acoustique des oiseaux lors d'études utilisant les méthodes d'écoute passive. Pour les chauves-souris, avec l'application Kaleidoscope, il n'y avait pas de faux négatifs, mais il est cependant recommandé de vérifier les identifications automatiques faites par l'application (Clark et al., 2020). Selon Fairbairn et al. (2024), BirdNET pourrait être aussi efficace qu'un expert si on le paramètre correctement (ajouter la semaine d'enregistrement dans l'application, faire de longs enregistrements, adapter le seuil de confiance...), mais valider les résultats reste nécessaire et permet d'augmenter la concordance entre des résultats produits par BirdNET et ceux d'un auditeur expert. Le plus gros défi restant pour améliorer BirdNET serait le nombre de faux négatifs, qui avoisinait les 70% dans le mémoire d'Emilio Antonio Joachin Godinez (2024), ce qui s'approche des 80% rencontrés dans ce mémoire. La meilleure méthode pour utiliser des enregistreurs acoustiques couplés à des applications d'analyse biométrique serait un processus automatisé, mais supervisé par un expert, offrant le meilleur compromis entre le temps requis et la précision d'identification des observations (Abrahams, 2018). Bien choisir le seuil de confiance aurait aussi un grand impact sur l'efficacité de BirdNET (Bota et al., 2023; Knight et al., 2017). Il est également important de bien reporter toutes les étapes du processus d'analyse dans le matériel et méthodes, et de quantifier les erreurs faites lors de l'analyse des données (Knight et al., 2017).

6. Conclusion et perspectives

Nos résultats permettent de conclure qu'il existe bien une influence, au moins partielle, du type de couvert forestier sur la biodiversité au sein des forêts anciennes de l'Ardenne belge. En effet, cette étude a permis de mettre en avant plusieurs espèces indicatrices de différentes

essences d'arbre, et de montrer qu'une biodiversité particulière, et non moindre par rapport aux forêts de feuillus, se trouve au sein des monocultures d'épicéa situées sur des parcelles de forêt ancienne. Ceci démontre que promouvoir la diversité en couvert forestier est capital pour assurer une plus grande biodiversité au sein des forêts anciennes à l'échelle du paysage. Les méthodes d'écoute passive se sont révélées être très utiles afin d'établir un jeu de données basé sur plus d'une centaine d'heures d'enregistrement, ce qui n'aurait pas été possible sans enregistreurs et applications d'analyse bioacoustique. Leur utilisation reste sujette à certains défis liés à la précision de l'identification automatique des enregistrements acoustiques, rendant un complément d'écoutes actives toujours nécessaire. Cependant, les méthodes d'écoute passive sont un domaine nouveau et en plein développement, et il reste beaucoup de marge pour l'amélioration des logiciels actuels.

Toutefois, pour la pédofaune, aucune évidence n'a été trouvée concernant un effet du couvert forestier sur la richesse taxonomique ou la composition en taxons. Pour essayer de dégager une conclusion plus précise des données que nous avons récoltées, il pourrait être intéressant d'essayer de pousser l'identification des échantillons utilisés ici jusqu'à l'espèce, et de commencer l'identification des échantillons restants afin d'avoir des répétitions par site. Aller plus loin dans l'identification des murins (*Myotis sp.*) et des bryophytes pourrait également permettre d'approfondir l'analyse des données. Beaucoup d'articles comparant des monocultures et forêts mixtes, il pourrait donc également être pertinent d'ajouter des forêts mixtes dans l'échantillonnage et l'analyse des données, ainsi que des parcelles de forêts non anciennes afin de déterminer l'effet de l'ancienneté du couvert forestier sur la richesse spécifique et la composition en espèces. Définir l'effet de la gestion sur la biodiversité pourrait également être possible en choisissant des parcelles de forêt anciennes gérées ou non. Pour terminer, ajouter des répétitions par site permettrait de déterminer plus précisément l'effet du massif sur la biodiversité des différents groupes d'espèce étudiés durant ce mémoire.

Bibliographie

Abrahams, C., 2018. Bird bioacoustic surveys - developing a standard protocol. In Practice 20–23.

Agnoletti, M., 2006. Man, forestry, and forest landscapes. Trends and perspectives in the evolution of forestry and woodland history research. Schweizerische Zeitschrift Fur Forstwesen 157, 384–392. doi:[10.3188/szf.2006.0384](https://doi.org/10.3188/szf.2006.0384)

Alderweireld, M., Burnay, F., Pitchugin, M., Lecomte, H., 2015. Inventaire Forestier Wallon - Résultats 1994 - 2012. SPW, Jambes, Belgium.

Ampoorter, E., Barbaro, L., Jactel, H., Baeten, L., Boberg, J., Carnol, M., Castagneyrol, B., Charbonnier, Y., Dawud, S.M., Deconchat, M., Smedt, P.D., Wandeler, H.D., Guyot, V., Hättenschwiler, S., Joly, F.-X., Koricheva, J., Milligan, H., Muys, B., Nguyen, D., Ratcliffe, S., Raulund-Rasmussen, K., Scherer-Lorenzen, M., van der Plas, F., Keer, J.V., Verheyen, K., Vesterdal, L., Allan, E., 2020. Tree diversity is key for promoting the diversity and abundance of forest-associated taxa in Europe. Oikos 129, 133–146. doi:[10.1111/oik.06290](https://doi.org/10.1111/oik.06290)

Ampoorter, E., Selvi, F., Auge, H., Baeten, L., Berger, S., Carrari, E., Coppi, A., Fotelli, M., Radoglou, K., Setiawan Nuri, N., Vanhellemont, M., Verheyen, K., 2016. Driving mechanisms of overstorey–understorey diversity relationships in European forests. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 19, 21–29. doi:[10.1016/j.ppees.2016.02.001](https://doi.org/10.1016/j.ppees.2016.02.001)

André, H.M., Ducarme, X., Lebrun, P., 2002. Soil biodiversity: myth, reality or conning? Oikos 96, 3–24. doi:[10.1034/j.1600-0706.2002.11216.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.11216.x) (accessed 7.25.25)

André, H., & N'dri, K. J. (2012). *Bréviaire de taxonomie des acariens*. URL <https://dial.uclouvain.be/pr/boreal/object/boreal:157767>

Andreetta, A., Cecchini, G., Carnicelli, S., 2018. Forest humus forms in Italy: a research approach. Applied Soil Ecology, HUMUSICA 3 - Reviews, Applications, Tools 123, 384–390. doi:[10.1016/j.apsoil.2017.09.029](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.09.029)

Arpin, P., David, J.-F., Guittonneau, G.-G., Kilbertus, G., Ponge, J.-F., Vannier, G., 1986. Influence du peuplement forestier sur la faune et la microflore du sol et des humus. I. Description des stations et étude de la faune du sol. Revue d'Ecologie et de Biologie Du Sol 23, 89–118.

Assmann, T., 1999. The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in the lowlands of north-west Germany (Coleoptera, Carabidae). Biodiversity & Conservation 8, 1499–1517. doi:[10.1023/A:1008974413376](https://doi.org/10.1023/A:1008974413376)

AudioMoth | Open Acoustic Devices [WWW Document], n.d. Openacousticdevices. URL <https://www.openacousticdevices.info/audiomoth> (accessed 3.7.25).

Augusto, L., De Schrijver, A., Vesterdal, L., Smolander, A., Prescott, C., Ranger, J., 2015. Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. Biological Reviews 90, 444–466. doi:[10.1111/brv.12119](https://doi.org/10.1111/brv.12119)

Augusto, L., Dupouey, J.-L., Ranger, J., 2003. Effects of tree species on understory vegetation and environmental conditions in temperate forests. *Annals of Forest Science* 60, 823–831. doi:[10.1051/forest:2003077](https://doi.org/10.1051/forest:2003077)

Baguette, M., Deceuninck, B., Muller, Y., 1994. Effect of Spruce Afforestation On Bird Community Dynamics in a Native Broad-leaved Forest Area. *Acta Oecologica* 15, 275.

Bale, J. s., van Lenteren, J. c., Bigler, F., 2007. Biological control and sustainable food production. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363, 761–776. doi:[10.1098/rstb.2007.2182](https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2182)

Barbier, S., Gosselin, F., Balandier, P., 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved—A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 254, 1–15. doi:[10.1016/j.foreco.2007.09.038](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.038)

Bardgett, R.D., van der Putten, W.H., 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* 515, 505–511. doi:[10.1038/nature13855](https://doi.org/10.1038/nature13855)

Barkman, J.J., 1992. Canopies and microclimate of tree species mixtures. *The Ecology of Mixed-Species Stands of Trees* 181–188.

Baron, J., Cassandre, T., Anaïs, P., Antoine, C., Christian, K., 2023. MIGRATLANE - Caractérisation de l'utilisation de l'arc Atlantique Nord-Est par les migrateurs terrestres et l'avifaune marine à l'aide de méthodes complémentaires : synthèse bibliographique. Lot 3 – Suivis acoustiques oiseaux et chiroptères & suivis visuels oiseaux. Muséum National d'Histoire Naturelle, Biophonia (co-traitant) PP 67.

Basile, M., Storch, I., Mikusiński, G., 2021. Abundance, species richness and diversity of forest bird assemblages – The relative importance of habitat structures and landscape context. *Ecological Indicators* 133, 108402. doi:[10.1016/j.ecolind.2021.108402](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108402)

Battles, J.J., Shlisky, A.J., Barrett, R.H., Heald, R.C., Allen-Diaz, B.H., 2001. The effects of forest management on plant species diversity in a Sierran conifer forest. *Forest Ecology and Management* 146, 211–222. doi:[10.1016/S0378-1127\(00\)00463-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00463-1)

Betts, M.G., Phalan, B.T., Wolf, C., Baker, S.C., Messier, C., Puettmann, K.J., Green, R., Harris, S.H., Edwards, D.P., Lindenmayer, D.B., Balmford, A., 2021. Producing wood at least cost to biodiversity: integrating Triad and sharing–sparing approaches to inform forest landscape management. *Biological Reviews* 96, 1301–1317. doi:[10.1111/brv.12703](https://doi.org/10.1111/brv.12703)

Betts, M.G., Wolf, C., Ripple, W.J., Phalan, B., Millers, K.A., Duarte, A., Butchart, S.H.M., Levi, T., 2017. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature* 547, 441–444. doi:[10.1038/nature23285](https://doi.org/10.1038/nature23285)

Bidwell, S., Attiwill, P.M., Adams, M.A., 2006. Nitrogen availability and weed invasion in a remnant native woodland in urban Melbourne. *Austral Ecology* 31, 262–270. doi:[10.1111/j.1442-9993.2006.01575.x](https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01575.x)

Bota, G., Manzano-Rubio, R., Catalán, L., Gómez-Catasús, J., Pérez-Granados, C., 2023. Hearing to the Unseen: AudioMoth and BirdNET as a Cheap and Easy Method for Monitoring Cryptic Bird Species. *Sensors* 23, 7176. doi:[10.3390/s23167176](https://doi.org/10.3390/s23167176)

Boughey, K.L., Lake, I.R., Haysom, K.A., Dolman, P.M., 2011. Effects of landscape-scale broadleaved woodland configuration and extent on roost location for six bat species across the UK. *Biological Conservation* 144, 2300–2310. doi:[10.1016/j.biocon.2011.06.008](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.06.008)

Braun-Blanquet, J., 2013. *Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde*. Springer-Verlag.

Brêthes, A., 1989. La typologie des stations forestières. Recommandations méthodologiques. *Revue Forestière Française* 41, 7–27. doi:[10.4267/2042/25949](https://doi.org/10.4267/2042/25949)

Brockerhoff, E.G., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D.I., Gardiner, B., González-Olabarria, J.R., Lyver, P.O., Meurisse, N., Oxbrough, A., Taki, H., Thompson, I.D., van der Plas, F., Jactel, H., 2017. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation* 26, 3005–3035. doi:[10.1007/s10531-017-1453-2](https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2)

Brown, A.H.F., Oosterhuist, L., 1981. The role of buried seed in coppicewoods. *Biological Conservation* 21, 19–38. doi:[10.1016/0006-3207\(81\)90066-5](https://doi.org/10.1016/0006-3207(81)90066-5)

Burger, J., 2006. Bioindicators: Types, Development, and Use in Ecological Assessment and Research. *Environmental Bioindicators* 1, 22–39. doi:[10.1080/15555270590966483](https://doi.org/10.1080/15555270590966483)

Cavard, X., Macdonald, S.E., Bergeron, Y., Chen, H.Y.H., 2011. Importance of mixedwoods for biodiversity conservation: Evidence for understory plants, songbirds, soil fauna, and ectomycorrhizae in northern forests. *Environmental Reviews* 19, 142–161. doi:[10.1139/a11-004](https://doi.org/10.1139/a11-004)

Chamagne, J., Paine, C.E.T., Schoolmaster, D.R., Stejskal, R., Volarřík, D., Šebesta, J., Trnka, F., Koutecký, T., Švarc, P., Svátek, M., Hector, A., Matula, R., 2016. Do the rich get richer? Varying effects of tree species identity and diversity on the richness of understory taxa. *Ecology* 97, 2364–2373. doi:[10.1002/ecy.1479](https://doi.org/10.1002/ecy.1479)

Chapman, K., Whittaker, J.B., Heal, O.W., 1988. Metabolic and faunal activity in litters of tree mixtures compared with pure stands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 24, 33–40. doi:[10.1016/0167-8809\(88\)90054-0](https://doi.org/10.1016/0167-8809(88)90054-0)

Charbonnier, Y., Barbaro, L., Barnagaud, J.-Y., Ampoorter, E., Nezan, J., Verheyen, K., Jactel, H., 2016a. Bat and bird diversity along independent gradients of latitude and tree composition in European forests. *Oecologia* 182, 529–537. doi:[10.1007/s00442-016-3671-9](https://doi.org/10.1007/s00442-016-3671-9)

Charbonnier, Y., Gaüzère, P., van Halder, I., Nezan, J., Barnagaud, J.-Y., Jactel, H., Barbaro, L., 2016b. Deciduous trees increase bat diversity at stand and landscape scales in mosaic pine plantations. *Landscape Ecology* 31, 291–300. doi:[10.1007/s10980-015-0242-0](https://doi.org/10.1007/s10980-015-0242-0)

Chiappero, M.F., Rossetti, M.R., Moreno, M.L., Pérez-Harguindeguy, N., 2024. A global meta-analysis reveals a consistent reduction of soil fauna abundance and richness as a consequence of land use conversion. *Science of The Total Environment* 946, 173822. doi:[10.1016/j.scitotenv.2024.173822](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173822)

Clark, J.A., Siller, S.J., Macey, S.K., 2020. Bats in the City? An Exploration of Acoustic Monitoring of Bats. *Lessons in Conservation* 10, 66–95. doi:[10.5531/cbc.linc.10.1.6](https://doi.org/10.5531/cbc.linc.10.1.6)

Coleman, D.C., Crossley, D.A., Hendrix, P.F., 2004. *Fundamentals of soil ecology*, 2nd ed. Elsevier Academic Press, Amsterdam Boston.

Cornell Labs, 2009. All About Birds [WWW Document]. Do Bird Songs Have Frequencies Higher than Humans Can Hear? URL <https://www.allaboutbirds.org/news/do-bird-songs-have-frequencies-higher-than-humans-can-hear/> (accessed 3.11.25).

Dazzi, C., Massa, B., Vacante, G., la M. Veca, D., 2002. Pede-mesofauna activity as soil quality indicator in a forest Mollisol. Man and soil at the Third Millennium. Proceedings International Congress of the European Society for Soil Conservation, Valencia, Spain, 28 March-1 April, 2000. Volume 1, 871–885 ref. 25.

De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics 41, 393–408. doi:[10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)

Deceuninck, B., Baguette, M., 1991. Avifaune nicheuse de la séquence de l'Épicéa (*Picea abies*) dans la région du Plateau des Tailles (Prov. du Luxembourg). Aves 189–207.

Découvrez les chauves-souris - Plecotus [WWW Document], n.d. URL <https://plecotus.natagora.be/decouvrez-les-chauves-souris> (accessed 2.20.25).

Définition de la forêt par la FAO | Mouvement Mondial pour les Forêts Tropicales [WWW Document], n.d. URL <https://www.wrm.org.uy/fr/themes/definition-de-la-foret-par-la-fao> (accessed 8.18.25).

Delassus, L., 2015. Guide de terrain pour la réalisation des relevés phytosociologiques. Brest : Conservatoire botanique national de Brest, 25 p.

Deprince, A., 2003. La faune du sol. Diversité, méthodes d'étude, fonctions et perspectives. Le Courrier de l'environnement de l'INRA 49, 123–138.

Derouaux, A., Paquet, J.-Y., 2018. L'évolution préoccupante des populations d'oiseaux nicheurs en Wallonie : 28 ans de surveillance de l'avifaune commune. Aves 55/1, 31.

Dietz, M., Brombacher, M., Erasmy, M., Fenchuk, V., Simon, O., 2018. Bat Community and Roost Site Selection of Tree-Dwelling Bats in a Well-Preserved European Lowland Forest. Acta Chiropterologica 20, 117–127. doi:[10.3161/15081109ACC2018.20.1.008](https://doi.org/10.3161/15081109ACC2018.20.1.008)

Dietz, M., Pir, J.B., 2009. Distribution and habitat selection of *Myotis bechsteinii* in Luxembourg: implications for forest management and conservation.

Du Bus De Warnaffe, G., Deconchat, M., 2008. Impact of four silvicultural systems on birds in the Belgian Ardenne: implications for biodiversity in plantation forests. Biodiversity and Conservation 17, 1041–1055. doi:[10.1007/s10531-008-9364-x](https://doi.org/10.1007/s10531-008-9364-x)

Dufrene, M., Legendre, P., 1997. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. Ecological Monographs 67, 345–366. doi:[10.2307/2963459](https://doi.org/10.2307/2963459)

Entwistle, A.C., Racey, P.A., Speakman, J.R., 1997. Habitat exploitation by a gleaner bat, *Plecotus auritus*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences 351, 921–931. doi:[10.1098/rstb.1996.0085](https://doi.org/10.1098/rstb.1996.0085)

Fairbairn, A.J., Burmeister, J.-S., Weisser, W.W., Meyer, S.T., 2024. BirdNET can be as good as experts for acoustic bird monitoring in a European city. doi:[10.1101/2024.09.17.613451](https://doi.org/10.1101/2024.09.17.613451)

FAO (Ed.), 2020. Forest, biodiversity and people, State of the world's forests. FAO, Rome.

FAO, n.d. Forêts [WWW Document]. Forests. URL <https://www.fao.org/forests/fr> (accessed 2.21.25).

Felton, A., Andersson, E., Ventorp, D., Lindbladh, M., 2011. A comparison of avian diversity in spruce monocultures and spruce-birch polycultures in southern Sweden. *Silva Fennica* 45. doi:[10.14214/sf.92](https://doi.org/10.14214/sf.92)

Fischer, S., 2004. Développement d'une instrumentation ultrasonore pour la mesure des vitesses des liquides au-delà de la limite de Nyquist par une approche spectrale. *Sciences de l'ingénieur [physics]*. [Thèse de doctorat]. Université Louis Pasteur - Strasbourg I.

Fleishman, E., Thomson, J.R., Mac Nally, R., Murphy, D.D., Fay, J.P., 2005. Using Indicator Species to Predict Species Richness of Multiple Taxonomic Groups. *Conservation Biology* 19, 1125–1137. doi:[10.1111/j.1523-1739.2005.00168.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00168.x)

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570–574. doi:[10.1126/science.1111772](https://doi.org/10.1126/science.1111772)

France, E.A., Binkley, D., Valentine, D., 1989. Soil chemistry changes after 27 years under four tree species in southern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 19, 1648–1650. doi:[10.1139/x89-251](https://doi.org/10.1139/x89-251)

Gareth, J., Duverge, P.L., Ransome, R.D., 1995. Conservation biology of an endangered species: field studies of greater horseshoe bats. *Ecology, Evolution and Behaviour of Bats* 309–324. doi:[10.1093/oso/9780198549451.003.0020](https://doi.org/10.1093/oso/9780198549451.003.0020)

Gil-Tena, A., Saura, S., Brotons, L., 2007. Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context: Implications for forest ecosystem management. *Forest Ecology and Management* 242, 470–476. doi:[10.1016/j.foreco.2007.01.080](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.080)

Godefroid, S., Koedam, N., 2003. Identifying indicator plant species of habitat quality and invasibility as a guide for peri-urban forest management. *Biodiversity & Conservation* 12, 1699–1713. doi:[10.1023/A:1023606300039](https://doi.org/10.1023/A:1023606300039)

Godinez, J., 2024. A comparative analysis of Merlin and BirdNet applications for accurate bird species identification through passive acoustic monitoring (Master thesis). University of South-Eastern Norway.

Hansen, R.A., 2000. Effects of Habitat Complexity and Composition on a Diverse Litter Microarthropod Assemblage. *Ecology* 81, 1120–1132. doi:[10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1120:EOHCAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1120:EOHCAC]2.0.CO;2)

Hansen, R.A., Coleman, D.C., 1998. Litter complexity and composition are determinants of the diversity and species composition of oribatid mites (Acari: Oribatida) in litterbags. *Applied Soil Ecology* 9, 17–23. doi:[10.1016/S0929-1393\(98\)00048-1](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00048-1)

Haquart, A. (2009), *Fiches acoustiques de chiroptères de France et du Var*. URL http://lascalaphe.free.fr/IMG/pdf/Fiches_acoustiques_chiropteres_A_Haquart_2009.pdf (accessed 6.24.2025).

Heinicke, S., Kalan, A.K., Wagner, O.J.J., Mundry, R., Lukashevich, H., Kühl, H.S., 2015. Assessing the performance of a semi-automated acoustic monitoring system for primates. *Methods in Ecology and Evolution* 6, 753–763. doi:[10.1111/2041-210X.12384](https://doi.org/10.1111/2041-210X.12384)

Hekkala, A.-M., Jönsson, M., Kärvelo, S., Strengbom, J., Sjögren, J., 2023. Habitat heterogeneity is a good predictor of boreal forest biodiversity. *Ecological Indicators* 148, 110069. doi:[10.1016/j.ecolind.2023.110069](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110069)

Hermý, M., Honnay, O., Firbank, L., Grashof-Bokdam, C., Lawesson, J.E., 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation* 91, 9–22. doi:[10.1016/S0006-3207\(99\)00045-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00045-2)

Hill, A.P., Prince, P., Snaddon, J.L., Doncaster, C.P., Rogers, A., 2019. AudioMoth: A low-cost acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. *HardwareX* 6, e00073. doi:[10.1016/j.ohx.2019.e00073](https://doi.org/10.1016/j.ohx.2019.e00073)

Holmes, R.T., Schultz, J.C., 1988. Food availability for forest birds: effects of prey distribution and abundance on bird foraging. *Canadian Journal of Zoology* 66, 720–728. doi:[10.1139/z88-107](https://doi.org/10.1139/z88-107)

Honnay, O., Hermý, M., Coppin, P., 1999. Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation* 87, 73–84. doi:[10.1016/S0006-3207\(98\)00038-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00038-X)

Honnay, Olivier, Hermý, M., Coppin, P., 1999. Impact of habitat quality on forest plant species colonization. *Forest Ecology and Management* 115, 157–170. doi:[10.1016/S0378-1127\(98\)00396-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00396-X)

Huuskonen, S., Domisch, T., Finér, L., Hantula, J., Hynynen, J., Matala, J., Miina, J., Neuvonen, S., Nevalainen, S., Niemistö, P., Nikula, A., Piri, T., Siitonen, J., Smolander, A., Tonteri, T., Uotila, K., Viiri, H., 2021. What is the potential for replacing monocultures with mixed-species stands to enhance ecosystem services in boreal forests in Fennoscandia? *Forest Ecology and Management* 479, 118558. doi:[10.1016/j.foreco.2020.118558](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118558)

Il était une fois la forêt wallonne | Géoportail de la Wallonie [WWW Document], n.d. URL <https://geoportail.wallonie.be/home/ressources/autour-du-geoportail/foret-wallonne-anciennete-histoire.html> (accessed 12.29.24).

Jacob, J.-P., 2010. Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007. Direction générale de l'agriculture des ressources naturelles et de l'environnement.

Jacquemin, F., Kervyn, T., Branquart, E., Delahaye, L., Dufrêne, M., Claessens, H., 2014. Les forêts anciennes en Wallonie. 1ère partie : Concepts généraux.

Jacquemyn, H., Butaye, J., Hermý, M., 2001. Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. *Journal of Biogeography* 28, 801–812. doi:[10.1046/j.1365-2699.2001.00590.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2001.00590.x)

Janssens, F., Lebeaux, P., 2024. Checklist of the Collembola: Pictorial key to common surface dwelling families of Collembola from France [WWW Document]. URL https://www.collembola.org/key/fkfr.htm?fbclid=IwY2xjawLt0utleHRuA2FlbQlxMQABHsVVOkpeRrzwq0bmyTpQB6uL4tNIY9Q9TUUp7RqJJb_Mmna4S5VVi8fs3lEY_aem_Vqasa09rMvPR6xVl3rPRGA#3 (accessed 7.31.25).

Jelinski, D.E., 1993. Associations between Environmental Heterogeneity, Heterozygosity, and Growth Rates of *Populus tremuloides* in a Cordilleran Landscape. *Arctic and Alpine Research* 25, 183–188. doi:[10.1080/00040851.1993.12003002](https://doi.org/10.1080/00040851.1993.12003002)

Jennings, S., Brown, N., Sheil, D., 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 72, 59–74. doi:[10.1093/forestry/72.1.59](https://doi.org/10.1093/forestry/72.1.59)

Jones, G., Jacobs, D., Kunz, T., Willig, M., Racey, P., 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research* 8, 93–115. doi:[10.3354/esr00182](https://doi.org/10.3354/esr00182)

Kervyn, T., Jean-Pierre, S., Collette, O., Hardy, B., Laurence, D., Lionel, W., Floriane, J., Marc, D., Hugues, C., 2018. La gestion patrimoniale des forêts anciennes de Wallonie. *Forêt nature* 31.

Kirby, K.J., 1988. Changes in the Ground Flora under Plantations on Ancient Woodland Sites. *Forestry* 61, 317–338. doi:[10.1093/forestry/61.4.317](https://doi.org/10.1093/forestry/61.4.317)

Knight, E.C., Hannah, K.C., Foley, G.J., Scott, C.D., Brigham, R.M., Bayne, E., 2017. Recommendations for acoustic recognizer performance assessment with application to five common automated signal recognition programs. *Avian Conservation and Ecology* 12, art14. doi:[10.5751/ACE-01114-120214](https://doi.org/10.5751/ACE-01114-120214)

Knowles, P., Grant, M.C., 1981. Genetic Patterns Associated with Growth Variability in Ponderosa Pine. *American Journal of Botany* 68, 942–946. doi:[10.1002/j.1537-2197.1981.tb07810.x](https://doi.org/10.1002/j.1537-2197.1981.tb07810.x)

Kooch, Y., Haghverdi, K., 2014. Earthworms - good indicators for forest disturbance.

Korboulewsky, N., Perez, G., Chauvat, M., 2016. How tree diversity affects soil fauna diversity: A review. *Soil Biology and Biochemistry* 94, 94–106. doi:[10.1016/j.soilbio.2015.11.024](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.024)

Krashevskaya, V., Klarner, B., Widayastuti, R., Maraun, M., Scheu, S., 2015. Impact of tropical lowland rainforest conversion into rubber and oil palm plantations on soil microbial communities. *Biology and Fertility of Soils* 51, 697–705. doi:[10.1007/s00374-015-1021-4](https://doi.org/10.1007/s00374-015-1021-4)

Kraus, D., Krumm, F., 2013. Les approches intégratives en tant qu'opportunités de conservation de la biodiversité forestière Institut européen des forêts 308.

Kühl, H.S., Burghardt, T., 2013. Animal biometrics: quantifying and detecting phenotypic appearance. *Trends in Ecology & Evolution* 28, 432–441. doi:[10.1016/j.tree.2013.02.013](https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.02.013)

Kusch, J., Weber, C., Idelberger, S., Koob, T., 2004. Foraging habitat preferences of bats in relation to food supply and spatial vegetation structures in a western European low mountain range forest 53, 113–128.

La chevêchette d'Europe [WWW Document], n.d. Natagora. URL <https://www.natagora.be/la-chevechette-deurope> (accessed 2.21.25).

La, V.T., Nudds, T.D., 2016. Estimation of avian species richness: biases in morning surveys and efficient sampling from acoustic recordings. *Ecosphere* 7, e01294. doi:[10.1002/ecs2.1294](https://doi.org/10.1002/ecs2.1294)

Lacki, M.J., Hayes, J.P., Kurta, A. (Eds.), 2007. Bats in forests: conservation and management. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Md.

Langenkämper, D., Zurowietz, M., Schoening, T., Nattkemper, T.W., 2017. BIIGLE 2.0 - Browsing and Annotating Large Marine Image Collections. *Frontiers in Marine Science* 4. doi:[10.3389/fmars.2017.00083](https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00083)

Lapp, S., Stahlman, N., Kitzes, J., 2023. A Quantitative Evaluation of the Performance of the Low-Cost AudioMoth Acoustic Recording Unit. *Sensors* 23, 5254. doi:[10.3390/s23115254](https://doi.org/10.3390/s23115254)

Larousse, É., n.d. Définitions : endogé - Dictionnaire de français Larousse [WWW Document]. URL <https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/endog%C3%A9/29339> (accessed 2.14.25).

Lavelle, P., 2003. *Soil Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. doi:[10.1007/0-306-48162-6](https://doi.org/10.1007/0-306-48162-6)

Leidinger, J., Blaschke, M., Ehrhardt, M., Fischer, A., Gossner, M.M., Jung, K., Kienlein, S., Kózak, J., Michler, B., Mosandl, R., Seibold, S., Wehner, K., Weisser, W.W., 2021. Shifting tree species composition affects biodiversity of multiple taxa in Central European forests. *Forest Ecology and Management* 498, 119552. doi:[10.1016/j.foreco.2021.119552](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119552)

Li, R., Garg, S., Brown, A., 2019. Identifying Patterns of Human and Bird Activities Using Bioacoustic Data. *Forests* 10, 917. doi:[10.3390/f10100917](https://doi.org/10.3390/f10100917)

Libois, R., Lamotte, S., 2006. Les mammifères, Partim Chauves-souris. URL https://etat.environnement.wallonie.be/files/live/sites/eew/files/Publications/Rapport%20analytique%202006-2007/Chap12/08_Mammiferes/FFH_07.pdf (accessed 3.15.25)

Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolström, M., Lexer, M.J., Marchetti, M., 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management, Adaptation of Forests and Forest Management to Changing Climate* 259, 698–709. doi:[10.1016/j.foreco.2009.09.023](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023)

Macdonald, S.E., Fenniak, T.E., 2007. Understory plant communities of boreal mixedwood forests in western Canada: Natural patterns and response to variable-retention harvesting. *Forest Ecology and Management, Understory and epiphytic vegetation as indicators of the ecological integrity of managed forests: a synthesis of the special issue* 242, 34–48. doi:[10.1016/j.foreco.2007.01.029](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.029)

Marko-Wortowska, M., Chrzan, A., Łaciak, T., 2011. Scots pine bark, topsoil and pedofauna as indicators of transport pollutions in terrestrial ecosystems. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 46, 138–148. doi:[10.1080/10934529.2010.500896](https://doi.org/10.1080/10934529.2010.500896)

Migge, S., Maraun, M., Scheu, S., Schaefer, M., 1998. The oribatid mite community (Acarina) of pure and mixed stands of beech (*Fagus sylvatica*) and spruce (*Picea abies*) of different age. *Applied Soil Ecology* 9, 115–121. doi:[10.1016/S0929-1393\(98\)00065-1](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00065-1)

Mikusiński, G., Gromadzki, M., Chylarecki, P., 2001. Woodpeckers as Indicators of Forest Bird Diversity. *Conservation Biology* 15, 208–217. doi:[10.1111/j.1523-1739.2001.99236.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2001.99236.x)

Mikusiński, G., Roberge, J.-M., Fuller, R.J., 2018. *Ecology and Conservation of Forest Birds*. Cambridge University Press.

Ministère de la transition écologique et de la cohésion des territoires, n.d. Qualité des sols [WWW Document]. Centre de ressources pour l'adaptation au changement climatique. URL

<https://www.adaptation-changement-climatique.gouv.fr/glossaire/qualite-des-sols> (accessed 8.18.25).

Mori, A.S., Lertzman, K.P., Gustafsson, L., 2017. Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *Journal of Applied Ecology* 54, 12–27. doi:[10.1111/1365-2664.12669](https://doi.org/10.1111/1365-2664.12669)

Mori, A.S., Ota, A.T., Fujii, S., Seino, T., Kabeya, D., Okamoto, T., Ito, M.T., Kaneko, N., Hasegawa, M., 2015. Biotic homogenization and differentiation of soil faunal communities in the production forest landscape: taxonomic and functional perspectives. *Oecologia* 177, 533–544. doi:[10.1007/s00442-014-3111-7](https://doi.org/10.1007/s00442-014-3111-7)

Morris, A.D., Miller, D.A., Kalcounis-Rueppell, M.C., 2010. Use of Forest Edges by Bats in a Managed Pine Forest Landscape 74, 26–34.

Mosseler, A., Major, J.E., Rajora, O.P., 2003. Old-growth red spruce forests as reservoirs of genetic diversity and reproductive fitness. *Theoretical and Applied Genetics* 106, 931–937. doi:[10.1007/s00122-002-1156-1](https://doi.org/10.1007/s00122-002-1156-1)

Müller, J., Stadler, J., Brandl, R., 2010. Composition versus physiognomy of vegetation as predictors of bird assemblages: The role of lidar. *Remote Sensing of Environment* 114, 490–495. doi:[10.1016/j.rse.2009.10.006](https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.10.006)

Noor-ul-Ain, Aslam, A., Haider, F.U., 2022. Effects of Mulching on Soil Biota and Biological Indicators of Soil Quality, in: Akhtar, K., Arif, M., Riaz, M., Wang, H. (Eds.), *Mulching in Agroecosystems: Plants, Soil & Environment*. Springer Nature, Singapore, pp. 15–40. doi:[10.1007/978-981-19-6410-7_2](https://doi.org/10.1007/978-981-19-6410-7_2)

Nyctale de Tengmalm (*Aegolius funereus*) | Oiseaux | Vertébrés | La biodiversité en Wallonie [WWW Document], n.d. URL <https://biodiversite.wallonie.be/fr/aegolius-funereus.html?IDD=50334177&highlighttext=nyctale+de+tengmalm+&IDC=307> (accessed 2.21.25).

Odlare, M., Pell, M., Svensson, K., 2008. Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. *Waste Management* 28, 1246–1253. doi:[10.1016/j.wasman.2007.06.005](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.06.005)

Owens, J.N., Lund, H.G., 2002. Forest and forest plants, in: UNESCO (Ed.), *Knowledge for Sustainable Development: An Insight into the Encyclopedia of Life Support Systems*. EOLSS [u.a.], Oxford, pp. 1001–1017.

Paquet, J.-Y., Jacob, J.-P., 2011. Breeding avifauna in the heart of Europe: the Breeding Bird Atlas of Wallonia (Belgium) 2001-2007. *Bird Census News* 24(1), 19–36.

Paquet, J.-Y., Vandevyvre, X., Delahaye, L., Rondeux, J., 2006. Bird assemblages in a mixed woodland–farmland landscape: The conservation value of silviculture-dependant open areas in plantation forest. *Forest Ecology and Management, Perspectives on Site Productivity of Loblolly Pine Plantations in the Southern United States* 227, 59–70. doi:[10.1016/j.foreco.2006.02.009](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.02.009)

Pimentel, D., Kounang, N., 1998. Ecology of Soil Erosion in Ecosystems. *Ecosystems* 1, 416–426. doi:[10.1007/s100219900035](https://doi.org/10.1007/s100219900035)

Planchais, I., Sinoquet, H., 1998. Foliage determinants of light interception in sunny and shaded branches of *Fagus sylvatica* (L.). *Agricultural and Forest Meteorology* 89, 241–253. doi:[10.1016/S0168-1923\(97\)00079-8](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(97)00079-8)

Plecotus, n.d. Biologie des Chauves-souris [WWW Document]. URL <https://plecotus.natagora.be/decouvrez-les-chauves-souris/biologie> (accessed 8.11.25).

Plecotus (Natagora) (2014), *Manuel d'utilisation du détecteur d'ultrasons hétérodyne pour débutants*, [WWW Document]. URL https://plecotus.natagora.be/fileadmin/Pole_Plecotus/biblio/Manuel_heterodyne_versionMars2014_1_.pdf (accessed 5.20.25).

Ponge, J.-F., Prat, B., 1982. Les Collemboles, indicateurs du mode d'humification dans les peuplements résineux, feuillus et mélangés: résultats obtenus en forêt d'Orléans. *Revue d'Ecologie et de Biologie Du Sol* 19, 237–250.

Potapov, A., n.d. Identification of Soil Fauna - Georg-August-Universität Göttingen [WWW Document]. URL <https://www.uni-goettingen.de/de/561645.html> (accessed 8.4.25).

Potapov, A.M., Sun, X., Barnes, A.D., Briones, M.J., Brown, G.G., Cameron, E.K., Chang, C.-H., Cortet, J., Eisenhauer, N., Franco, A.L.C., Fujii, S., Geisen, S., Guerra, C., Gongalsky, K., Haimi, J., Handa, I.T., Janion-Sheepers, C., Karaban, K., Lindo, Z., Mathieu, J., Moreno, M.L., Murvanidze, M., Nielsen, U., Scheu, S., Schmidt, O., Schneider, C., Seeber, J., Tsiafouli, M., Tuma, J., Tiunov, A., Zaytsev, A.S., Ashwood, F., Callaham, M., Wall, D., 2022. Global monitoring of soil animal communities using a common methodology. *Soil Organisms* 94, 55–68. doi:[10.25674/so94iss1id178](https://doi.org/10.25674/so94iss1id178)

Protégeons les espèces parapluies | WWF France [WWW Document], n.d. URL <https://www.wwf.fr/protegeons-les-especes-parapluies> (accessed 2.19.25).

Protocole Point Fixe [WWW Document], n.d. . Vigie-Nature. URL <https://www.vigienature.fr/fr/page/protocole-point-fixe> (accessed 3.13.25).

Racey, P.A., Entwistle, A.C., 2003. Conservation Ecology, in: *Bat Ecology* (Eds. Kunz, T. H.; Fenton, M. B.), Plenum, New York. pp. 680–743.

Rameau, J.-C., Institut pour le Développement Forestier, P. fre, Mansion, D., Dume, G., Gauberville, C., Bardat, J., Bruno, E., Keller, R., Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, P. fre, 2008. *Flore forestière française: guide écologique illustré*.

Randriamananjara, M.A., Fenton, N.J., DesRochers, A., 2024. Understory vegetation diversity and composition in intensively managed plantations compared to extensively managed forests. *New Forests* 56, 5. doi:[10.1007/s11056-024-10071-9](https://doi.org/10.1007/s11056-024-10071-9)

Reed, J., van Vianen, J., Folli, S., Clendenning, J., Yang, K., MacDonald, M., Petrokofsky, G., Padoch, C., Sunderland, T., 2017. Trees for life: The ecosystem service contribution of trees to food production and livelihoods in the tropics. *Forest Policy and Economics, Forest, Food, and Livelihoods* 84, 62–71. doi:[10.1016/j.forpol.2017.01.012](https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.01.012)

Reise, J., Kukulka, F., Flade, M., Winter, S., 2019. Characterising the richness and diversity of forest bird species using National Forest Inventory data in Germany. *Forest Ecology and Management* 432, 799–811. doi:[10.1016/j.foreco.2018.10.012](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.012)

Rempel, R.S., Hobson, K.A., Holborn, G., Wilgenburg, S.L.V., Elliott, J., 2005. Bioacoustic monitoring of forest songbirds: interpreter variability and effects of configuration and digital processing methods in the laboratory. *Journal of Field Ornithology* 76, 1–11. doi:[10.1648/0273-8570-76.1.1](https://doi.org/10.1648/0273-8570-76.1.1)

Ritchie, H., 2021. Forest area [WWW Document]. Our World in Data. URL <https://ourworldindata.org/forest-area> (accessed 2.4.25).

Roberge, J.-M., Angelstam, P., 2006. Indicator species among resident forest birds – A cross-regional evaluation in northern Europe. *Biological Conservation* 130, 134–147. doi:[10.1016/j.biocon.2005.12.008](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.12.008)

Robertson, G.P., 1999. *Standard Soil Methods for Long-term Ecological Research*. Oxford University Press.

Rojstaczer, S., Sterling, S.M., Moore, N.J., 2001. Human Appropriation of Photosynthesis Products. *Science* 294, 2549–2552. doi:[10.1126/science.1064375](https://doi.org/10.1126/science.1064375)

Rowe, E.C., Healey, J.R., Edwards-Jones, G., Hills, J., Howells, M., Jones, D.L., 2006. Fertilizer application during primary succession changes the structure of plant and herbivore communities. *Biological Conservation* 131, 510–522. doi:[10.1016/j.biocon.2006.02.023](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.023)

Ruczyński, I., Nicholls, B., MacLeod, C.D., Racey, P.A., 2010. Selection of roosting habitats by *Nyctalus noctula* and *Nyctalus leisleri* in Białowieża Forest—Adaptive response to forest management? *Forest Ecology and Management* 259, 1633–1641. doi:[10.1016/j.foreco.2010.01.041](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.041)

Russo, D., Jones, G., 2015. Bats as bioindicators: an introduction. *Mammalian Biology* 80, 157–158. doi:[10.1016/j.mambio.2015.03.005](https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.03.005)

Russo, D., Jones, G., 2003. Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. *Ecography* 26, 197–209. doi:[10.1034/j.1600-0587.2003.03422.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03422.x)

Saetre, P., Saetre, L.S., Brandtberg, P.-O., Lundkvist, H., Bengtsson, J., 1997. Ground vegetation composition and heterogeneity in pure Norway spruce and mixed Norway spruce - birch stands. *Canadian Journal of Forest Research* 27, 2034–2042. doi:[10.1139/x97-177](https://doi.org/10.1139/x97-177)

Schaberg, P.G., DeHayes, D.H., Hawley, G.J., Nijensohn, S.E., 2008. Anthropogenic alterations of genetic diversity within tree populations: Implications for forest ecosystem resilience. *Forest Ecology and Management* 256, 855–862. doi:[10.1016/j.foreco.2008.06.038](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.038)

Scheu, S., Albers, D., Alphei, J., Buryr, R., Klages, U., Migge, S., Platner, C., Salamon, J.-A., 2003. The soil fauna community in pure and mixed stands of beech and spruce of different age: trophic structure and structuring forces. *Oikos* 101, 225–238. doi:[10.1034/j.1600-0706.2003.12131.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12131.x)

Service public de Wallonie, 2020. Les forêts anciennes de Wallonie - Série | Géoportail de la Wallonie [WWW Document]. URL <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/6ff283ae-8d33-48c6-9af9-b620939095b3.html> (accessed 8.5.25).

Sierro, A., Arlettaz, R., 1997. Barbastelle bats (*Barbastella* spp.) specialize in the predation of moths: implications for foraging tactics and conservation. *Acta Oecologica* 18, 91–106. doi:[10.1016/S1146-609X\(97\)80067-7](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(97)80067-7)

Sittelle torchepot (*Sitta europaea*) | Oiseaux | Vertébrés | La biodiversité en Wallonie [WWW Document], n.d. URL <https://biodiversite.wallonie.be/fr/sitta-europaea.html?IDD=50334255&IDC=305> (accessed 2.21.25).

SPW, 2018. Évolution des populations de chauves-souris - État de l'environnement wallon [WWW Document]. Etat de l'environnement wallon. URL https://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/FFH_9.html (accessed 8.12.25).

Stenberg, B., Johansson, M., Pell, M., Sjödaahl-Svensson, K., Stenström, J., Torstensson, L., 1998. Microbial biomass and activities in soil as affected by frozen and cold storage. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 393–402. doi:[10.1016/S0038-0717\(97\)00125-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00125-9)

Summers, R.W., 2007. Stand selection by birds in Scots pinewoods in Scotland: the need for more old-growth pinewood. *Ibis* 149, 175–182. doi:[10.1111/j.1474-919X.2007.00730.x](https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00730.x)

Tonteri, T., Hotanen, J.-P., Mäkipää, R., Nousiainen, H., Reinikainen, A., Tamminen, M., 2005. Metsäkasvit kasvupaikoillaan - kasvupaikkatyypin, kasvillisuusvyöhykkeen, puuston kehitysluokan ja puulajin yhteys kasvilajien runsaussuhteisiin. *Metsäntutkimuslaitos*.

Townsend, L., n.d. Recognizing Insect Larval Types | Entomology [WWW Document]. URL <https://entomology.ca.uky.edu/ef017> (accessed 7.25.25).

van Oijen, D., Feijen, M., Hommel, P., den Ouden, J., de Waal, R., 2005. Effects of tree species composition on within-forest distribution of understorey species. *Applied Vegetation Science* 8, 155–166. doi:[10.1111/j.1654-109X.2005.tb00641.x](https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2005.tb00641.x)

Vanneste, T., Valdés, A., Verheyen, K., Perring, M.P., Bernhardt-Römermann, M., Andrieu, E., Brunet, J., Cousins, S.A.O., Deconchat, M., De Smedt, P., Diekmann, M., Ehrmann, S., Heinken, T., Hermý, M., Kolb, A., Lenoir, J., Liira, J., Naaf, T., Paal, T., Wulf, M., Decocq, G., De Frenne, P., 2019. Functional trait variation of forest understorey plant communities across Europe. *Basic and Applied Ecology* 34, 1–14. doi:[10.1016/j.baae.2018.09.004](https://doi.org/10.1016/j.baae.2018.09.004)

Vaughan, N., Jones, G., Harris, S., 1997. Habitat Use by Bats (Chiroptera) Assessed by Means of a Broad-Band Acoustic Method. *Journal of Applied Ecology* 34, 716–730. doi:[10.2307/2404918](https://doi.org/10.2307/2404918)

Vittoz, P., Guisan, A., 2007. How reliable is the monitoring of permanent vegetation plots? A test with multiple observers. *Journal of Vegetation Science* 18, 413–422. doi:[10.1111/j.1654-1103.2007.tb02553.x](https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02553.x)

Vlaschenko, A., Kravchenko, K., Yatsiuk, Y., Hukov, V., Kramer-Schadt, S., Radchuk, V., 2022. Bat Assemblages Are Shaped by Land Cover Types and Forest Age: A Case Study from Eastern Ukraine. *Forests* 13, 1732. doi:[10.3390/f13101732](https://doi.org/10.3390/f13101732)

Wardle, D.A., Yeates, G.W., Barker, G.M., Bonner, K.I., 2006. The influence of plant litter diversity on decomposer abundance and diversity. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 1052–1062. doi:[10.1016/j.soilbio.2005.09.003](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.09.003)

Wenglein, R., Lanzrein, I., Graf, M., Salamon, J.-A., Klarner, B., Weisser, W.W., Annighöfer, P., Scheu, S., 2025. Changes in soil mesofauna communities with increasing proportions of Douglas-fir and silver fir in European beech forests. *Applied Soil Ecology* 213, 106328. doi:[10.1016/j.apsoil.2025.106328](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2025.106328)

Wesołowski, T., Rowiński, P., Mitrus, C., Czeszczewik, D., 2006. Breeding bird community of a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland) at the beginning of the 21st century. *Acta Ornithologica* 41, 55–70. doi:[10.3161/000164506777834714](https://doi.org/10.3161/000164506777834714)

Whitney, G.G., Foster, D.R., 1988. Overstorey Composition and Age as Determinants of the Understorey Flora of Woods of Central New England. *Journal of Ecology* 76, 867–876. doi:[10.2307/2260578](https://doi.org/10.2307/2260578)

Yeates, G.W., 2003. Nematodes as soil indicators: functional and biodiversity aspects. *Biology and Fertility of Soils* 37, 199–210. doi:[10.1007/s00374-003-0586-5](https://doi.org/10.1007/s00374-003-0586-5)

Yoshikura, S., Yasui, S., Kamijo, T., 2011. Comparative Study of Forest-Dwelling Bats' Abundances and Species Richness between Old-Growth Forests and Conifer Plantations in Nikko National Park, Central Japan. *Mammal Study* 36, 189–198. doi:[10.3106/041.036.0402](https://doi.org/10.3106/041.036.0402)

Zoogdierverseniging VZZ (s. d.) [WWW Document]. URL https://www.zoogdierverseniging.nl/sites/default/files/imce/nieuwesite/Zoogdiersoorten/Gewone%20dwergvleermuis/downloads/geluidentable_EN_1_0.pdf (accessed 5.22.25).

Annexes

Nom commun	Nom latin
Accenteur mouchet	<i>Prunella modularis</i>
Alouette lulu	<i>Lullula arborea</i>
Autour des palombes	<i>Accipiter gentilis</i>
Bec-croisé des sapins	<i>Loxia curvirostra</i>
Bergeronnette des ruisseaux	<i>Motacilla cinerea</i>
Bouvreuil pivoine	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>
Coucou gris	<i>Cuculus canorus</i>
Fauvette à tête noire	<i>Sylvia atricapilla</i>
Geai des chênes	<i>Garrulus glandarius</i>
Gobemouche gris	<i>Muscicapa striata</i>
Gobemouche noir	<i>Ficedula hypoleuca</i>
Grand corbeau	<i>Corvus corax</i>
Grimpereau des bois	<i>Certhia familiaris</i>
Grimpereau des jardins	<i>Certhia brachydactyla</i>
Grive draine	<i>Turdus viscivorus</i>
Grive musicienne	<i>Turdus philomelos</i>
Gros-bec casse-noyaux	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>
Loriot d'Europe	<i>Oriolus oriolus</i>
Merle noir	<i>Turdus merula</i>
Mésange bleue	<i>Cyanistes caeruleus</i>
Mésange charbonnière	<i>Parus major</i>
Mésange huppée	<i>Lophophanes cristatus</i>
Mésange noire	<i>Periparus ater</i>
Mésange nonnette	<i>Poecile palustris</i>
Orite à longue queue	<i>Aegithalos caudatus</i>
Pic épeiche	<i>Dendrocopos major</i>
Pic mar	<i>Dendrocoptes medius</i>
Pic noir	<i>Dryocopus martius</i>
Pic vert	<i>Picus viridis</i>
Pigeon colombin	<i>Columba oenas</i>
Pigeon ramier	<i>Columba palumbus</i>
Pinson des arbres	<i>Fringilla coelebs</i>
Pipit des arbres	<i>Anthus trivialis</i>
Pouillot fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>
Pouillot siffleur	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>
Pouillot véloce	<i>Phylloscopus collybita</i>
Roitelet à triple-bandeau	<i>Regulus ignicapilla</i>
Roitelet huppé	<i>Regulus regulus</i>
Rougegorge familier	<i>Erithacus rubecula</i>
Rougequeue noir	<i>Phoenicurus ochruros</i>
Serin cini	<i>Serinus serinus</i>
Sittelle torchepot	<i>Sitta europaea</i>
Tarin des aulnes	<i>Spinus spinus</i>

Troglodyte mignon	<i>Troglodytes troglodytes</i>
-------------------	--------------------------------

Annexe 1 : Liste totale des espèces d'oiseaux recensées durant ce mémoire et utilisée pour l'analyse des données.

Nom commun	Nom latin
Pipistrelle commune	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>
Pipistrelle pygmée	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>
Pipistrelle de Nathusius	<i>Pipistrellus nathusii</i>
Murins	<i>Myotis sp.</i>
Oreillards	<i>Plecotus sp.</i>
Sérotine commune	<i>Eptesicus serotinus</i>
Noctule commune	<i>Nyctalus noctula</i>
Sérotine de Nilsson	<i>Eptesicus nilsonii</i>

Annexe 2 : Espèces ou genres de chauves-souris identifiés durant ce mémoire et utilisés pour l'analyse des données.

Nom commun	Nom latin
Myrtille commune	<i>Vaccinium myrtillus</i>
Epicéa	<i>Picea abies</i>
Sorbier des oiseleurs	<i>Sorbus aucuparia</i>
Molinie	<i>Molinia sp.</i>
Bouleau verruqueux	<i>Betula pendula</i>
Hêtre	<i>Fagus sylvatica</i>
Luzule blanche	<i>Luzula nivea</i>
Fougère aigle	<i>Pteridium aquilinum</i>
Chêne sessile	<i>Quercus petraea</i>
Ronce	<i>Rubus sp.</i>
Erable sycomore	<i>Acer pseudoplatanus</i>
Laîche à pilules	<i>Carex pilulifera</i>
Dryopteris	<i>Dryopteris sp.</i>
Canche flexueuse	<i>Avenella flexuosa</i>
Callune	<i>Calluna vulgaris</i>
Chêne pédonculé	<i>Quercus robur</i>
Houx	<i>Ilex aquifolium</i>
Jonc épars	<i>Juncus effusus</i>
Poacée indéterminée	<i>Poacea sp.</i>
Genêt à balais	<i>Cytisus scoparius</i>
Laîche pâle	<i>Carex pallescens</i>
Millepertuis élégant	<i>Hypericum mutilum</i>
Anémone sylvie	<i>Anemone nemorosa</i>
Framboisier	<i>Rubus idaeus</i>
Sceau-de-Salomon verticillé	<i>Polygoanatum verticillatum</i>
Canche cespiteuse	<i>Deschampsia cespitosa</i>
Laîche espacée	<i>Carex remota</i>
Ortie dioïque	<i>Urtica dioica</i>
Charme	<i>Carpinus betulus</i>
Mousses	Non identifiées

Annexe 3 : Liste des espèces de plantes de sous-bois ou familles/genres identifiés lors de ce mémoire et utilisés pour l'analyse des données. Il s'agit des plantes trouvées dans les strates arbustives et herbacées. Les mousses de la strate muscinale n'ont pas été identifiées.

Taxon	Niveau taxonomique
<i>Aranea</i>	Ordre
<i>Chilopoda</i>	Classe
<i>Coleoptera</i>	Ordre
<i>Diplura</i>	Classe
<i>Diptera</i>	Ordre
<i>Entomobryidae</i>	Famille
<i>Entomobryomorpha</i>	Ordre
<i>Isotomidae</i>	Famille
<i>Lepidoptera</i>	Ordre
<i>Mesostigmata</i>	Ordre
<i>Opiliones</i>	Ordre
<i>Oribatida</i>	Sous-ordre
<i>Pauropoda</i>	Classe
<i>Poduromorpha</i>	Ordre
<i>Protura</i>	Classe
<i>Symphyla</i>	Classe
<i>Symphyleona</i>	Ordre
<i>Thysanoptera</i>	Ordre

Annexe 4 : Liste des taxons de faune du sol identifiés lors de ce mémoire et utilisés pour les analyses statistiques. Le niveau taxonomique de chaque taxon est précisé.

Hertogenwald Chêne	Nassogne Chêne	La-Roche Chêne	Semois Chêne	Wellin Chêne	Hertogenwald Epicéa	Nassogne Epicéa	La-Roche Epicéa	Semois Epicéa	Wellin Epicéa	Hertogenwald Hêtre	Nassogne Hêtre	La-Roche Hêtre	Semois Hêtre	Wellin Hêtre
Bergeronnette des ruisseaux	Bergeronnette des ruisseaux	Bergeronnette des ruisseaux	Accenteur mouchet	Bergeronnette des ruisseaux	Bec-croisé des sapins	Accenteur mouchet	Accenteur mouchet	Accenteur mouchet	Accenteur mouchet	Accenteur mouchet	Bergeronnette des ruisseaux	Autour des palombes	Bouvreuil pivoine	Bouvreuil pivoine
Gobemouche gris	Bouvreuil pivoine	Bouvreuil pivoine	Bergeronnette des ruisseaux	Bouvreuil pivoine	Bouvreuil pivoine	Bergeronnette des ruisseaux	Alouette lulu	Bergeronnette des ruisseaux	Bergeronnette des ruisseaux	Bergeronnette des ruisseaux	Bouvreuil pivoine	Bergeronnette des ruisseaux	Fauvette à tête noire	Coucou gris
Grand Corbeau	Fauvette à tête noire	Coucou gris	Bouvreuil pivoine	Fauvette à tête noire	Geai des chênes	Bouvreuil pivoine	Bec-croisé des sapins	Bouvreuil pivoine	Coucou gris	Bouvreuil pivoine	Gobemouche gris	Bouvreuil pivoine	Geai des chênes	Fauvette à tête noire
Grimpereau des bois	Geai des chênes	Fauvette à tête noire	Geai des chênes	Geai des chênes	Gobemouche gris	Fauvette à tête noire	Bergeronnette des ruisseaux	Fauvette à tête noire	Fauvette à tête noire	Fauvette à tête noire	Grand Corbeau	Fauvette à tête noire	Gobemouche gris	Grand Corbeau
Grimpereau des jardins	Gobemouche gris	Geai des chênes	Gobemouche gris	Gobemouche gris	Grand Corbeau	Gobemouche gris	Bouvreuil pivoine	Geai des chênes	Gobemouche gris	Geai des chênes	Grimpereau des bois	Geai des chênes	Grand Corbeau	Grimpereau des bois
Grive draine	Grimpereau des bois	Gobemouche gris	Grimpereau des bois	Grimpereau des bois	Grimpereau des bois	Grimpereau des bois	Gobemouche gris	Gobemouche gris	Grimpereau des bois	Gobemouche gris	Grimpereau des jardins	Gobemouche gris	Grimpereau des bois	Grimpereau des jardins
Gros-bec casse-noyaux	Grimpereau des jardins	Grimpereau des bois	Grimpereau des jardins	Grimpereau des jardins	Grimpereau des jardins	Grive draine	Grimpereau des bois	Grimpereau des bois	Grimpereau des jardins	Grimpereau des bois	Grive draine	Grimpereau des bois	Grimpereau des jardins	Grive draine
Merle noir	Grive draine	Grimpereau des jardins	Grive musicienne	Grive draine	Grive draine	Grive musicienne	Grive draine	Grimpereau des jardins	Grive draine	Grimpereau des jardins	Grive musicienne	Grimpereau des jardins	Grive draine	Grive musicienne
Mésange charbonnière	Grive musicienne	Grive draine	Gros-bec casse-noyaux	Grive musicienne	Grive musicienne	Gros-bec casse-noyaux	Gros-bec casse-noyaux	Grive draine	Gros-bec casse-noyaux	Grive draine	Gros-bec casse-noyaux	Grive draine	Gros-bec casse- noyaux	Gros-bec casse- noyaux
Mésange nonnette	Gros-bec casse-noyaux	Grive musicienne	Merle noir	Gros-bec casse-noyaux	Gros-bec casse-noyaux	Loriot d'Europe	Merle noir	Grive musicienne	Mésange huppée	Grive musicienne	Merle noir	Gros-bec casse-noyaux	Loriot d'Europe	Loriot d'Europe
Pic mar	Merle noir	Gros-bec casse-noyaux	Mésange bleue	Merle noir	Mésange bleue	Merle noir	Mésange huppée	Gros-bec casse-noyaux	Mésange noire	Gros-bec casse-noyaux	Mésange huppée	Merle noir	Merle noir	Merle noir
Pic noir	Mésange huppée	Merle noir	Mésange charbonnière	Mésange charbonnière	Mésange huppée	Mésange huppée	Mésange noire	Merle noir	Mésange nonnette	Merle noir	Mésange noire	Mésange bleue	Mésange bleue	Mésange bleue
Pic épeiche	Mésange nonnette	Mésange bleue	Mésange huppée	Mésange nonnette	Mésange noire	Mésange noire	Mésange nonnette	Mésange bleue	Pic noir	Mésange bleue	Mésange nonnette	Mésange huppée	Mésange charbonnière	Mésange charbonnière
Pigeon colombin	Orite à longue queue	Mésange charbonnière	Mésange nonnette	Orite à longue queue	Mésange nonnette	Pic noir	Pic noir	Mésange huppée	Pigeon ramier	Mésange huppée	Pigeon colombin	Mésange noire	Mésange noire	Mésange huppée
Pinson des arbres	Pic noir	Mésange huppée	Pic noir	Pic mar	Pic noir	Pigeon colombin	Pinson des arbres	Mésange noire	Pinson des arbres	Mésange noire	Pigeon ramier	Mésange nonnette	Mésange nonnette	Mésange nonnette
Pipit des arbres	Pic épeiche	Mésange nonnette	Pic épeiche	Pic noir	Pic épeiche	Pinson des arbres	Pipit des arbres	Mésange nonnette	Pipit des arbres	Mésange nonnette	Pinson des arbres	Pic noir	Pic mar	Pic mar
Pouillot siffleur	Pinson des arbres	Pic mar	Pinson des arbres	Pic épeiche	Pigeon colombin	Pipit des arbres	Pouillot siffleur	Pic noir	Pouillot siffleur	Orite à longue queue	Pouillot siffleur	Pic vert	Pic épeiche	Pic noir
Roitelet huppé	Pouillot siffleur	Pic noir	Pipit des arbres	Pigeon colombin	Pigeon ramier	Pouillot siffleur	Roitelet huppé	Pinson des arbres	Pouillot véloce	Pic noir	Roitelet triple- bandeau	Pic épeiche	Pinson des arbres	Pic vert
Roitelet triple- bandeau	Pouillot véloce	Pic épeiche	Pouillot siffleur	Pigeon ramier	Pinson des arbres	Roitelet huppé	Roitelet triple- bandeau	Pouillot siffleur	Roitelet huppé	Pigeon colombin	Rougegorge familier	Pigeon colombin	Pouillot siffleur	Pic épeiche
Rougegorge familier	Roitelet triple- bandeau	Pigeon colombin	Roitelet triple- bandeau	Pinson des arbres	Pipit des arbres	Roitelet triple- bandeau	Rougegorge familier	Pouillot véloce	Roitelet triple- bandeau	Pigeon ramier	Sittelle torchepot	Pigeon ramier	Roitelet huppé	Pigeon colombin
Sittelle torchepot	Rougegorge familier	Pigeon ramier	Rougegorge familier	Pipit des arbres	Pouillot siffleur	Rougegorge familier	Tarin des aulnes	Roitelet huppé	Rougegorge familier	Pinson des arbres	Fauvette à tête noire	Pouillot siffleur	Roitelet triple- bandeau	Pigeon ramier
Troglodyte mignon	Sittelle torchepot	Pinson des arbres	Sittelle torchepot	Pouillot siffleur	Pouillot véloce	Sittelle torchepot	Troglodyte mignon	Roitelet triple- bandeau	Tarin des aulnes	Pouillot siffleur	Grand Corbeau	Roitelet triple- bandeau	Rougegorge familier	Pinson des arbres

Fauvette à tête noire	Troglodyte mignon	Pipit des arbres	Troglodyte mignon	Roitelet triple-bandeau	Roitelet huppé	Tarin des aulnes	Fauvette à tête noire	Rougegorge familier	Troglodyte mignon	Roitelet huppé	Mésange bleue	Rougegorge familier	Rougequeue noir	Pouillot siffleur
Grive musicienne	Mésange bleue	Pouillot fitis	Gobemouche noir	Rougegorge familier	Roitelet triple-bandeau	Troglodyte mignon	Mésange charbonnière	Rougequeue noir	Bouvreuil pivoine	Roitelet triple-bandeau	Mésange charbonnière	Rougequeue noir	Sittelle torchepot	Roitelet triple-bandeau
Mésange bleue	Mésange charbonnière	Pouillot siffleur	Pigeon ramier	Serin cini	Rougegorge familier	Roitelet à triple-bandeau	Pouillot véloce	Sittelle torchepot	Geai des chênes	Rougegorge familier	Roitelet à triple-bandeau	Sittelle torchepot	Troglodyte mignon	Rougegorge familier
Mésange noire		Pouillot véloce	Roitelet à triple-bandeau	Sittelle torchepot	Rougequeue noir		Roitelet à triple-bandeau	Pigeon ramier	Grive musicienne	Rougequeue noir		Troglodyte mignon		Sittelle torchepot
Roitelet à triple-bandeau		Roitelet huppé		Troglodyte mignon	Tarin des aulnes			Pouillot fitis	Merle noir	Sittelle torchepot		Gobemouche noir		Troglodyte mignon
		Roitelet triple-bandeau		Coucou gris	Troglodyte mignon			Roitelet à triple-bandeau	Pic épeiche	Tarin des aulnes		Grand corbeau		Gobemouche noir
		Rougegorge familier		Mésange bleue	Fauvette à tête noire			Troglodyte mignon	Roitelet à triple-bandeau	Troglodyte mignon		Grive musicienne		Grand corbeau
		Sittelle torchepot		Pouillot véloce	Pouillot fitis					Mésange charbonnière		Mésange charbonnière		Pouillot véloce
		Troglodyte mignon			Roitelet à triple-bandeau					Pouillot véloce		Pinson des arbres		Roitelet à triple-bandeau
		Mésange noire												
		Roitelet à triple-bandeau												

Annexe 5 : Liste des espèces d'oiseaux présentes par site, avec en rouge les identifications faites par l'application BirdNET, et en bleu les espèces ajoutées par site grâce aux écoutes actives.