



HAL
open science

Etude des peuplements avifaunistiques d'espèces protégées des haies de la région Grand Est

Théo Dokhelar, Arthur Keller, Florence Matutini, Sophie Morin, Sébastien Didier, Aurelien Besnard

► To cite this version:

Théo Dokhelar, Arthur Keller, Florence Matutini, Sophie Morin, Sébastien Didier, et al.. Etude des peuplements avifaunistiques d'espèces protégées des haies de la région Grand Est. CEFE (Centre d'écologie fonctionnelle évolutive), 1919 route de Mende, 34293 Montpellier; OFB, Office Français de la Biodiversité; LPO Alsace. 2023. hal-04602561

HAL Id: hal-04602561

<https://hal.science/hal-04602561>

Submitted on 5 Jun 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



AGENCE DE L'EAU
RHIN•MEUSE



CENTRE D'ÉCOLOGIE
FONCTIONNELLE
& ÉVOLUTIVE

Etude des peuplements avifaunistiques d'espèces protégées des haies de la région Grand Est

Théo Dokhelar (UMR5175 CEFE),

Arthur Keller (LPO Alsace),

Florence Matutini (OFB),

Sophie Morin (OFB),

Sébastien Didier (LPO Alsace),

Aurélien Besnard (UMR5175 CEFE)



SUD CHAMPAGNE



REGROUPEMENT DES
NATURALISTES
ARDENNAIS



Résumé

Les haies revêtent une importance écologique primordiale car elles jouent un rôle essentiel dans la protection des sols, de celle des eaux de surfaces et souterraines, dans le maintien de microclimats favorables à de nombreuses espèces, dans la dispersion de la faune et de la flore mais aussi en abritant de nombreuses espèces protégées. Dans le cadre de la crise climatique, elles participent au stockage du carbone et présentent un intérêt microclimatique sur les territoires. Vécues parfois comme une contrainte par le monde agricole, les haies constituent cependant des habitats privilégiés pour de nombreuses espèces d'oiseaux protégées, rendant leur préservation indispensable pour le maintien de la biodiversité. Nous avons, par cette étude, voulu évaluer empiriquement dans quelle mesure les haies accueillent des espèces d'oiseaux protégés et cela selon les types de haies et de paysages dans lesquelles elles s'insèrent au sein de la Région Grand Est. Pour répondre à cet objectif, 1219 points d'écoute et 1840 haies ont été échantillonnées en 2021 et 2022 dans les dix départements de la région de manière aléatoire et stratifiée selon la densité de haie présente dans le paysage. La position de tous les oiseaux détectés a été relevée. L'étude se déroulant en période de reproduction pour les oiseaux, les individus détectés sur ou à l'intérieur des haies échantillonnées étaient considérés comme utilisant la haie comme habitat de nidification ou de repos. Les caractéristiques des haies ont aussi été inventoriées. La composition paysagère entourant les haies a été extraite à posteriori à partir de bases de données spatiales nationales. Des analyses statistiques ont été réalisées pour étudier les cortèges d'oiseaux et caractériser les types de haies et de paysages. Ces analyses ont montré que les cortèges d'oiseaux présents dans les haies étaient relativement homogènes, car l'étude portait uniquement sur des oiseaux utilisant spécifiquement les haies comme habitat de reproduction, donc ayant des exigences écologiques proches. Des modèles linéaires à effets mixtes ont été utilisés afin d'étudier l'effet des variables des haies et du paysage sur trois indices liés aux espèces protégées : la probabilité de présence d'au moins une espèce protégée, l'abondance en espèces protégées et leur richesse spécifique. Des modèles d'occupation de site uni-saison ont aussi été utilisés afin d'estimer le pourcentage d'occupation des haies par au moins une espèce protégée en prenant en compte le fait que la détection des espèces n'est pas exhaustive sur le terrain. Ces modèles ont montré que quasiment toutes les haies étaient occupées par au moins une espèce protégée, à l'exception de quelques haies basses, abimées et entretenues trop intensément et cela dans les paysages de grandes cultures, démontrant ainsi l'importance écologique des haies pour les oiseaux protégés. La présence des espèces protégées dans les haies était davantage liée aux caractéristiques des haies qu'à celles du paysage, ce qui indique que les haies ont une importance écologique majeure quel que soit le contexte paysager. L'abondance en espèces protégées et la richesse spécifique étaient les plus élevées dans les haies hautes, larges, anciennes et présentant une bonne hétérogénéité d'habitats (présence d'arbres anciens, de cavités, de bois morts etc.). La continuité des haies était également un facteur engendrant une abondance et une richesse plus élevée en espèces d'oiseaux protégés. Les trois indices étudiés étaient fortement influencés négativement par les mesures d'entretien des haies et présentaient des valeurs plus faibles dans les haies de petite taille, endommagées et très entretenues. De plus, la richesse et l'abondance étaient négativement affectées par l'homogénéité du paysage. Au-delà de la question de l'utilisation des haies comme habitat par les oiseaux protégés, les résultats semblent plaider en faveur de la préservation et restauration de paysages ruraux hétérogènes ainsi que pour la préservation des ripisylves et des haies au sens large. Des propositions ont été faites pour améliorer le protocole d'échantillonnage des haies et réduire les biais de détection identifiés dans cette étude. Des perspectives pour généraliser davantage l'étude de l'utilisation des haies par les espèces protégées à d'autres taxons sont aussi présentées.

Mots clés : espèces protégées, avifaune, oiseaux, haies, Grand Est, modèles d'occupation de site, points d'écoute, cortèges, paysage

Citation recommandée : Dokhelar T., Keller A., Matutini F., Morin S., Didier S. et Besnard A. 2023 – Etude des peuplements avifaunistiques d'espèces protégées des haies de la région Grand Est. Rapport à la DREAL Grand Est, 75 pages.

Cette étude a été financée par la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) Grand Est et l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse (AERM).

Table des matières

1.	Contexte de l'étude	6
1.1.	Connaissances sur l'importance des haies pour les oiseaux	6
1.2.	Cadre législatif des haies	7
1.3.	Objectifs de l'étude	7
2.	Matériel et méthode	7
2.1.	Protocole	7
2.1.1.	Zone d'étude et sélection des mailles	7
2.1.2.	Relevés des données sur le terrain.....	11
2.1.3.	Opérateurs-trices des relevés	12
2.2.	Analyses des données	13
2.2.1.	Analyses descriptives.....	13
2.2.1.1.	Haies	13
2.2.1.2.	Paysage	14
2.2.1.3.	Cortèges d'espèces.....	15
2.2.2.	Modèles linéaires généralisés à effets mixtes sur les données brutes	16
2.2.2.1.	Probabilité d'occupation d'au moins une espèce protégée.....	16
2.2.2.2.	Abondance et richesse spécifique en espèces protégées	17
2.2.3.	Modèles d'occupation de sites.....	18
3.	Résultats	18
3.1.	Données récoltées.....	18
3.2.	Résultat des analyses des données	20
3.2.1.	Analyses descriptives des données brutes.....	20
3.2.1.1.	Haies	20
3.2.1.2.	Paysages	24
3.2.1.3.	Cortèges d'espèces.....	28
3.2.2.	Résultats des modèles linéaires généralisés à effets mixtes sur les données brutes ...	29
3.2.2.1.	Probabilité de présence d'au moins une espèce protégée	29
3.2.2.2.	Abondance en espèces protégées.....	34
3.2.2.3.	Richesse spécifique en espèces protégées.....	39
3.2.3.	Résultats modèles d'occupation de site corrigeant pour les problèmes de détection.	43
4.	Discussion	46
4.2.	Cortèges d'espèces.....	47
4.3.	Effet des caractéristiques des haies	47
4.4.	Effet des variables liés à la détection	50
4.5.	Effets des variables du paysage.....	51

4.6.	Effets des typologies de haies et paysages	51
4.7.	Modèles d'occupation de site	52
5.	Conclusion et perspectives.....	53
5.1.	Utilisation de modèles multi-espèces	53
5.2.	Analyses complémentaires.....	53
5.3.	Amélioration du protocole	54
	Références bibliographiques	56
	Annexes	64

1. Contexte de l'étude

1.1. Connaissances sur l'importance des haies pour les oiseaux

Les haies ont un rôle écologique majeur dans les socio-écosystèmes agricoles de par l'habitat qu'elles constituent pour la biodiversité et les nombreux services qu'elles rendent à l'Homme : maintien des sols en agissant contre l'érosion liée au vent et à l'eau, stockage de carbone, création de microclimat, infiltration de l'eau, limitation des coulées de boue, création de matière organique, etc. La conservation des haies est de ce fait un enjeu majeur non seulement pour la protection des sols (érosions, coulées de boue ; Lacoste et al., 2015 ; Rajbanshi et al., 2023) et celle des eaux de surfaces et souterraines (Merot et al., 1999 ; Thomas et Abbott, 2018) mais aussi pour le déplacement de la faune et la dispersion de la flore en jouant un rôle majeur dans la connectivité écologique (Bright, 1998 ; Bellamy et Hinsley, 2005 ; Davies et Pullin, 2007 ; Bergès et al., 2010) et pour la préservation de la biodiversité.

En effet, les haies constituent un habitat préférentiel pour de nombreuses espèces d'insectes, d'amphibiens, de reptiles, de micromammifères, d'oiseaux et de plantes, notamment des espèces protégées. De nombreux oiseaux par exemple dépendent spécifiquement des haies pour leur survie, en raison de leur besoin de certaines caractéristiques structurales telles que la présence de cavités pour la nidification ou d'une végétation dense pour se cacher et se nourrir. La Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* ou encore la Fauvette grisette *Curruca communis* en sont de bons exemples puisque qu'elles dépendent totalement de ces habitats pour s'y reproduire ou s'y nourrir.

Cependant, la typologie de la haie (sa forme, taille, composition, etc) est importante pour son potentiel d'accueil de l'avifaune. En effet, certaines espèces vont préférer une strate buissonnante (Rossignol philomèle *Luscinia megarhynchos*, Fauvette babillarde *Curruca curruca*, etc.) alors que d'autres privilégieront la strate arborée (Hibou moyen-duc *Asio otus*, Loriot d'Europe *Oriolus oriolus*, etc). Ainsi, des haies de grandes tailles présentant une plus grande diversité de strates permettent d'accueillir une grande diversité d'espèces dont les besoins écologiques diffèrent (Arnold, 1983 ; Best, 1983). Les haies constituent des refuges contre les prédateurs et permettent une nidification à l'abri de ceux-ci (Arnold, 1983 ; Chamberlain et al., 1995). Elles servent aussi de refuges face aux intempéries et permettent le maintien d'un microclimat stable favorable à l'avifaune (Osborne 1984 ; Forman et Baudry, 1984 ; O'Connor et Shrubbs, 1990). Elles sont aussi utilisées comme sites de repos, comme postes de chant ainsi que comme sites d'alimentations du fait qu'elles abritent une grande diversité d'invertébrés et diverses baies produites par de nombreux arbustes (Lewis, 1969 ; Maudsley, 2000 ; Jacobs, 2008).

En plus d'offrir des habitats variés, les haies sont également bénéfiques en tant que barrières naturelles contre les perturbations causées par les activités humaines telles que l'agriculture intensive, l'urbanisation et les changements climatiques (Dainese et al., 2016 ; Montgomery et al., 2020).

La présence de haies dans les paysages agricoles intensifs est particulièrement importante pour les oiseaux car elles fournissent des habitats et ressources dans des zones souvent pauvres en termes de diversité de niches écologiques (Benton et al., 2003 ; Batáry et al., 2010 ; Heath et al., 2017). En créant des îlots de biodiversité, les haies augmentent ainsi la résilience des populations d'oiseaux face aux pressions environnementales et contribuent à maintenir les équilibres écologiques des écosystèmes.

1.2. Cadre législatif des haies

Au-delà des espaces bénéficiant de subventions de la Politique Agricole Commune (PAC) et en dehors des arrêtés préfectoraux interdisant d'effectuer des travaux (destruction ou entretien) sur les haies en période sensible pour la reproduction des oiseaux pris dans certains départements (Bas-Rhin, Haut-Rhin, Vosges...), aucune mesure de protection forte des haies dans leur ensemble n'est en vigueur dans la Région Grand Est. Le statut des haies est d'ailleurs un sujet d'actualité avec une volonté de rationaliser les très nombreuses réglementations afférentes.

1.3. Objectifs de l'étude

Cette étude a pour objectif de déterminer (i) si toutes les haies sont utilisées par les espèces d'oiseaux protégées au sein de la région Grand Est et (ii) à déterminer quelles sont les caractéristiques des haies ou des paysages environnants qui favorisent l'accueil d'une plus grande diversité ou d'une plus grande abondance d'oiseaux d'espèces protégées.

Pour répondre à cet objectif, un total de 1219 points d'écoute répartis dans l'ensemble des dix départements de la région a été réalisé à proximité de 1840 haies afin d'y étudier la présence d'espèces protégées. L'échantillonnage se déroulant en période où les oiseaux sont en reproduction et sont territoriaux, les individus détectés sur ou dans les haies échantillonnées ont été considérés comme étant sur leur territoire. Ainsi, au sein de ces territoires, les haies sur lesquels les espèces ont été notées sont considérées comme soit leur site de nidification, soit un site de démonstration de leur territoire, soit un site d'alimentation, soit un site de repos ou encore comme un abri face aux intempéries ou prédateur.

Les caractéristiques de chacune des haies échantillonnées ont aussi été relevées. A noter que seules les haies de plus de 50 mètres et en milieu non urbains ont été considérées dans cette étude. Trois indicateurs liés aux espèces d'oiseaux protégées seront utilisés dans cette étude, à savoir la probabilité de présence d'au moins une espèce protégée par haie, l'abondance moyenne en espèces protégées et la richesse moyenne en espèces protégées. Des analyses statistiques ont été utilisées pour modéliser le lien entre les caractéristiques des haies, celles du paysage et les trois indicateurs liés aux espèces d'oiseaux protégées.

2. Matériel et méthode

2.1. Protocole

2.1.1. Zone d'étude et sélection des mailles

Zone d'étude

La zone d'étude concerne l'ensemble de la Région Grand Est, incluant dix départements : Ardennes, Aube, Bas-Rhin, Haut-Rhin, Haute-Marne, Marne, Meurthe-et-Moselle, Meuse, Moselle et Vosges.

Sélection des mailles sur lesquelles sont réalisés les relevés

La méthode d'échantillonnage spatiale retenue est basée sur l'échantillonnage de l'avifaune par points d'écoute de 10 minutes réalisés au sein de mailles de 2x2 km tirées aléatoirement sur l'ensemble de la région.

Afin d'obtenir un échantillonnage couvrant différentes typologies de haies mais aussi de paysage, une stratification des mailles selon leur densité de haies a été réalisée. En effet, l'étude voulait tester l'hypothèse selon laquelle tous les types de haies dans tous les contextes accueillent des espèces d'oiseaux protégées. Il était donc nécessaire d'échantillonner dans différents contextes et de ne pas se limiter aux localités présentant de fortes densités de haies ou des haies présentant des typologies très favorables à l'avifaune. Pour réaliser cette stratification, nous avons utilisé la couche SIG nationale des haies du Dispositif National de Suivi des Bocages (Morin S., 2022) afin de calculer la surface de haies présente dans chaque maille de 2x2 km sur l'ensemble de la région. Afin de prendre en compte au mieux les usages et caractéristiques paysagères de chacun des départements de la zone d'étude, quatre classes de densité de haies ont été définies dans chacun d'entre eux (Annexe 1).

Un tirage aléatoire de 36 mailles de 2x2km dans chaque département (soit 360 au total) a été réalisé avec un nombre de mailles égal pour chaque strate de surface de haies (Figure 1). A noter que les mailles avec plus de 80% de forêts ont été exclues de l'échantillonnage pour éviter d'échantillonner dans les grands massifs forestiers de la région.

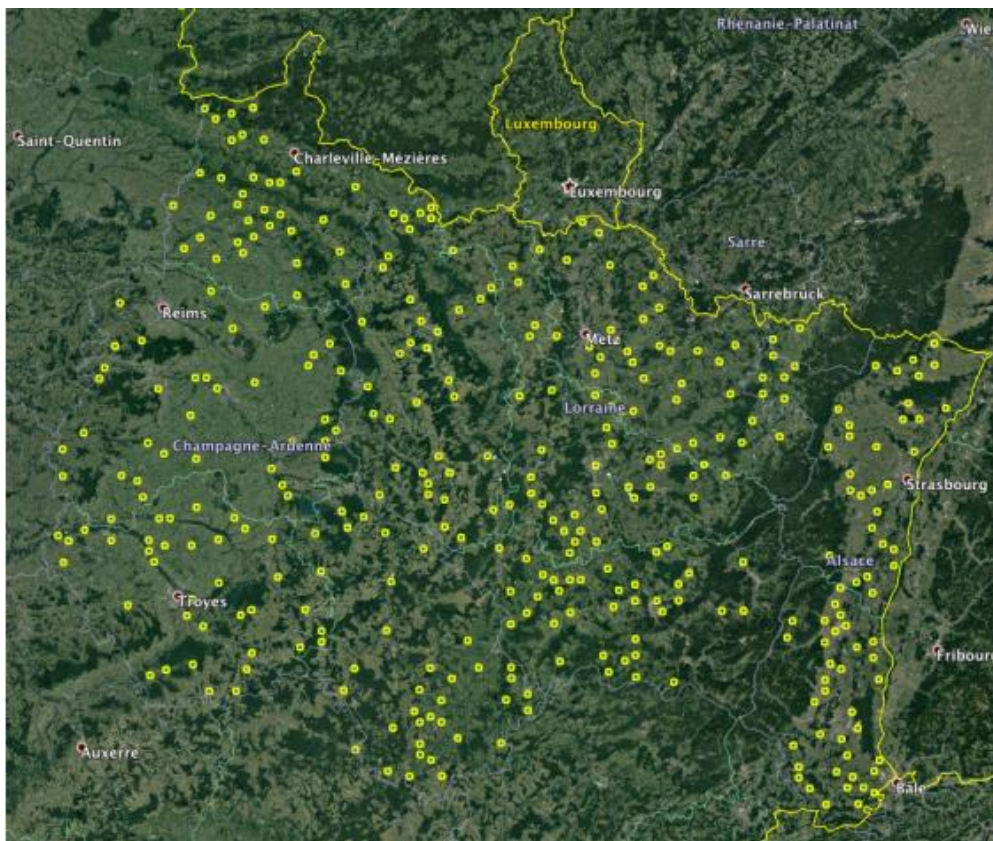


Figure 1 – Localisation des 360 mailles de 2x2km tirés de manière stratifiée aléatoirement à l'échelle de la région Grand Est.

Sélection des points d'écoute au sein des mailles

Au total, l'objectif en termes d'échantillonnage était de pouvoir réaliser 1200 points d'écoute avec un objectif de 120 points minimum par département. Un tel effort d'échantillonnage permet d'obtenir des résultats précis à l'échelle départementale tout en assurant un jeu de données très conséquent à l'échelle de la région.

Au sein de chaque maille, neuf points d'écoute potentiels ont été répartis de manière systématique (c'est-à-dire équidistants), avec une distance de 500m entre chaque point. Ce dispositif permet de définir 324 points d'écoute potentiels par département, et 3240 au total sur la région Grand Est. La distance de 500m retenue assure le fait que les mêmes oiseaux ne soient pas comptés deux fois sur des points différents et est suffisamment courte pour que les neuf points puissent être réalisés dans la même matinée de terrain (peu de temps de déplacement entre les points).

L'étude visant spécifiquement les oiseaux dans les haies et non les oiseaux en général, les points d'échantillonnage systématiques pouvaient ensuite être déplacés pour être placés au niveau de la haie la plus proche sans s'écarter de plus de 150m du point aléatoire initial (pour limiter le choix subjectif de haies par les observateurs). Dans la plupart des carrés, les neuf points théoriques ne pouvaient pas tous être rapprochés de haies, en particulier dans les zones peu denses en haies, résultant en une forte variation du nombre de points échantillonnés par maille (variant de zéro à neuf points d'écoute selon les mailles). Les 36 carrés tirés au sort par département ont permis d'avoir suffisamment de marge pour atteindre les 120 points souhaités.

Les points d'écoute devaient être placés entre 20 et 40m des haies retenues afin d'avoir une bonne visibilité sur la haie étudiée et de préférence sur des chemins ou prés (pour éviter de piétiner les cultures) et en essayant d'intégrer le maximum de haies dans le rayon des 100m autour de l'observateur (Figure 2).



Figure 2 - Exemple de maille avec un rayon de 150 mètres autour des neuf points d'écoute systématiques potentiels avec leur numérotation sur un carré de 2x2km. On voit par exemple ici que les points 5 et 6 ne pourront être réalisés car trop éloignés de haies.

Sélection des haies

Au niveau de chaque point d'écoute retenu, toutes les haies ont été étudiées. Les haies retenues devaient avoir une longueur minimale de 50m et une largeur inférieure à 20m (Figure 3). Seules les haies et ripisylves en contexte agricole ont été retenues. Ont donc été exclues les haies enclavées en milieu urbain (lotissements, centre village, zones industrielles, etc.), les haies ornementales composées essentiellement d'espèces exotiques en limite du tissu urbain (mais celles en plein champ sont conservées), et les alignements d'arbres.

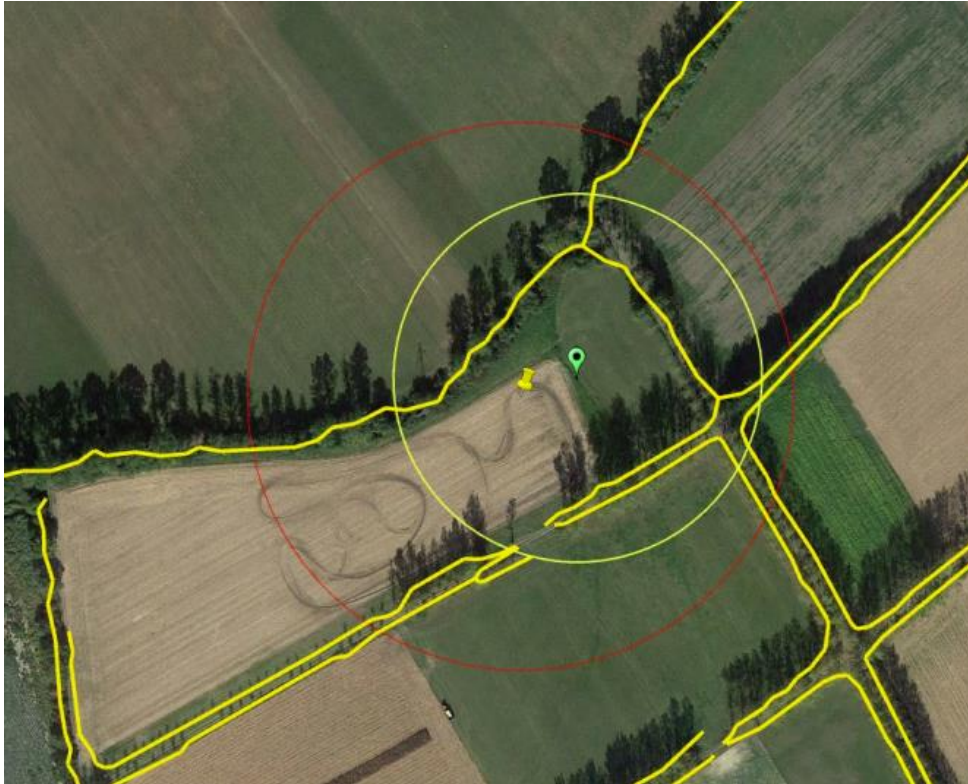


Figure 3 – Illustration d'un point d'écoute réalisé à proximité de plusieurs haies. Trois haies (en jaune) se trouvent dans ce rayon de 150 m (cercle rouge) et leur longueur est supérieure à 50 mètres. Ce point d'écoute est retenu. Le point d'écoute initial (punaise jaune) est légèrement déplacé pour être plus proche des trois haies et sur un chemin (point d'écoute final au niveau de la punaise verte). Le cercle jaune représente le rayon de 100 mètres autour du point d'écoute final sur lequel toutes les données d'oiseaux ont été relevées.

2.1.2. Relevés des données sur le terrain

Relevés des données « oiseaux »

L'observateur devait se placer sur le point d'écoute défini précédemment et relever ses coordonnées GPS. Les points d'écoute duraient 10 minutes pendant lesquels tous les oiseaux vus ou entendus ont été notés et localisés avec précision sur une carte papier puis saisis sur le système BioloVision (Faune Alsace, Lorraine ou Champagne-Ardenne) ou directement via l'application Naturalist. Les points ont été réalisés durant les quatre premières heures du jour, avec deux passages sur chaque point d'écoute, le premier entre le 1/4 et le 10/5, le second entre 10/5 et le 15/6. Un intervalle minimal de trois semaines était requis entre les deux passages.

Pour les oiseaux contactés dans un rayon de 100m autour de l'observateur, ceux présents sur ou dans une haie étaient rattachés à un identifiant de la haie (ex : « H » s'il n'y avait qu'une seule haie). S'il y avait plusieurs haies d'une longueur supérieure à 50m à échantillonner dans cette zone, elles étaient numérotées (H1, H2...). L'étude se déroulant en période de reproduction pour les oiseaux, la présence d'un individu à l'intérieur ou sur une des haies échantillonnées permettait ainsi de le définir comme utilisant la haie comme aire de repos, de reproduction et/ou comme habitat.

Pour les oiseaux contactés hors haie, aucune information n'était notée dans le champ remarque, ce qui permettait à posteriori de différencier les oiseaux présents dans les haies de ceux présents en dehors des haies.

Les relevés d'oiseaux ont été compilés et transmis sous forme de tableau Excel à partir d'une extraction des bases de données naturalistes en ligne (Faune Alsace, Faune Lorraine, Faune Champagne-Ardenne).

Les espèces définies comme protégées sont celles listées dans « l'Arrêté du 29 octobre 2009 fixant la liste des oiseaux protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection ».

Relevés des données sur les conditions des sessions d'observation

Plusieurs informations concernant les conditions lors des écoutes ont été notées : présence de pluie, force du vent, visibilité, couverture nuageuse (selon les critères utilisés dans la cadre du protocole STOC-EPS (Annexe 2). Les jours sans vent ni pluie ont été privilégiés.

Ces données ont été compilées et transmises sous forme de tableau Excel à partir des fiches papiers ou du formulaire Googleform créé pour l'étude.

Relevés des données sur les haies

Lors de la phase de reconnaissance des sites en amont des points d'écoute ou à la fin des points d'écoute, des éléments de typologie et de description (dimensions, gestion...) de la (ou des) haie(s) échantillonnée(s) ont été relevés selon une fiche spécifique conçue à l'OFB (Sophie Morin, Annexe 3), chaque fiche correspondant à une haie échantillonnée.

Les données sur les haies ont été compilées et transmises sous forme de tableau Excel à partir des fiches papiers ou du formulaire Googleform créé pour l'étude.

Les haies échantillonnées ont également été reportées sous SIG avec leur identifiant unique (identifiant du point et identifiant de la haie) et transmises sous forme de couche shape.

2.1.3. Opérateurs-trices de l'étude

Cette étude collaborative a été mise en œuvre pour sa partie terrain par les associations naturalistes régionales : Lorraine Association Nature (LOANA), Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) Alsace, Champagne-Ardenne, Grand Est, Regroupement des Naturalistes ARDennais (ReNARD), Association Nature du Nogentais (ANN) et Centre Permanent d'Initiatives pour l'Environnement (CPIE) Sud Champagne sous la coordination de la LPO Alsace (Arthur Keller et Sébastien Didier), et ce en partenariat avec le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE) et le Pôle bocage de l'Office Français de la Biodiversité (OFB, Sophie Morin).

Les opérateurs ayant effectué les relevés de terrain sont salariés des associations naturalistes citées plus haut (Table 1). L'analyse statistique des données a été réalisée par le CEFE (Théo Dokhelar et Aurélien Besnard).

Table 1 : Liste des observateurs-trices en 2021 et 2022

Nom de l'observateur-trice	Structure
Pierre Miguet	Association Nature du Nogentais
Lilian Encinas	CPIE Sud Champagne
Mathilde Colombat	LOANA
Arthur Keller	LPO Alsace
Eric Buchel	LPO Alsace
Jules Heckel	LPO Alsace
Marc Keller	LPO Alsace
Delphine Lacuisse	LPO Alsace
Oana Merle	LPO Alsace
Anne-Sophie Gadot	LPO Champagne-Ardenne
Charlotte Eple	LPO Champagne-Ardenne
Julia d'Orchymont	LPO Champagne-Ardenne
Julien Rougé	LPO Champagne-Ardenne
Nicolas Hoffmann	LPO Grand Est
Paul Mischler	LPO Grand Est
Pierrick Moreau	LPO Grand Est
Marie Deligny	LPO Grand Est
Nicolas Patier	LPO Grand Est
Jeremie Potaufoux	ReNArd
Nicolas Harter	ReNArd
Olivier Mabilie	ReNArd
Valentin Lequeuvre	ReNArd

2.2. Analyses des données

2.2.1. Analyses descriptives

2.2.1.1. Haies

Caractérisation des typologies des haies

A partir des données relevées sur les haies échantillonnées, nous avons cherché à caractériser différentes typologies de haie afin de faciliter l'interprétation des résultats de nos analyses. L'ensemble des caractéristiques utilisées pour les analyses suivantes sont présentées dans l'annexe 4.

Pour identifier différents types de haies, nous avons utilisé la méthode de *k-mean clustering* avec la fonction *HCPC* du package *FactoMineR* (Lê et al., 2008) sous R (R Core Team, 2022). Le *k-mean clustering* est une méthode de statistique multivariée visant le regroupement des observations (ici les haies) par l'identification de similarités dans leurs variables descriptives et ceci dans l'objectif de les regrouper en un nombre optimal de « k » groupes, aussi appelé clusters (Likas et al., 2003). Le nombre optimal de clusters « k » a été obtenu grâce à la fonction *NbClust* du package du même nom (Charrad et al., 2014). Les caractéristiques des groupes de haies ainsi définis ont été décrites via l'utilisation d'Analyses en Composantes Principales (ACP) avec le package *factoextra* (Kassambara, 2016).

Afin de vérifier que les différents types de haies avaient bien été échantillonnés de manière équilibrée, la distribution du nombre de haies par type a été étudiée à l'aide d'un test de χ^2 de Pearson sous R avec la fonction *chisq.test*.

Nous avons aussi examiné la distribution spatiale de ces différentes typologies de haies au sein des dix départements afin de vérifier la nature aléatoire dans l'espace de l'échantillonnage des types de haies. Un test de χ^2 de Pearson a aussi été utilisé afin de tester une distribution égale des types de haies entre chaque département avec la fonction *chisq.test* sous R.

Un indice de visibilité de chacune des haies au sein des points d'écoute suivis ainsi que la distance minimum entre l'observateur et les haies échantillonnées ont aussi été modélisés. La distance minimum observateur-haie a été calculée avec la fonction *st_distance* du package *sf* (Pebesma, 2018) en considérant le centre du point d'écoute comme position de l'observateur.

L'indice de visibilité de chacune des haies a été calculé en fonction du nombre d'objets présents entre la position de l'observateur (définie comme étant le centre du point d'écoute), et la haie à échantillonner. En partant du centre du point d'écoute, des rayons de 100 mètres (correspondant à la frontière du point d'écoute) ont été tracés sur 360 degrés. Chaque rayon a ensuite été caractérisé en fonction du nombre et de la nature des éléments rencontrés entre le centre du point d'écoute et la frontière du point d'écoute (ex : « a traversé une seule haie », « n'a traversé aucun obstacle visuel » ...). Ces valeurs ont ensuite été transformées en fichier raster sur la base duquel les classes de visibilité ont été définies. Deux classes ont été définies : une première classe pour laquelle la visibilité sur la haie considérée était peu ou pas obstruée, une deuxième pour laquelle la visibilité était partiellement obstruée par la présence d'au moins un obstacle visuel entre l'observateur et l'ensemble de la haie. Les haies basses (c.à.d. inférieures à 1m de hauteur) n'ont pas été considérées comme des obstacles potentiels à la visibilité. La présence de bois et forêt sur le point d'écoute a été extraite de la couche d'occupation de sol de THEIA « OSO 2020 » disponible en France à une résolution de 10 m. Les classes de visibilité ont été modélisée à l'aide du package *sf* (Pebesma, 2018).

2.2.1.2. Paysage

La composition ainsi que la structuration du paysage étant des facteurs déterminant pour la présence de l'avifaune (Dubs et Burel, 1997 ; Devictor et Jiguet, 2007 ; Winter et al., 2010 ; Besnard et Secondi, 2014), nous avons cherché à caractériser le contexte paysager dans lequel s'insèrent les haies échantillonnées. Deux échelles ont été choisies : (i) une échelle locale définie par un buffer de 200m de diamètre autour des haies ; (ii) une échelle paysagère plus large définie par un buffer de 2km de diamètre autour des haies.

Plusieurs variables paysagères ont été extraites aux deux échelles de ces buffers à partir de bases de données spatialisées en libre accès. Ces variables et leurs sources sont décrites dans la table ci-dessous (Table 2). Quatre catégories d'occupation du sol ont été retenues basées sur le regroupement des catégories de l'OSO principalement présentes dans la zone d'étude (Annexe 5) : les milieux urbains, les forêts, les cultures et les milieux prairiaux. Les données ont été extraites sous R à l'aide du package *sf* (Pebesma, 2018).

Table 2 – Tableau récapitulatif des variables paysagères extraites ainsi que leurs sources respectives pour l'étude de l'avifaune des haies de la région Grand Est.

Variables paysagères	Source
Pourcentage des classes d'occupation du sol	OSO 2020 THEIA
Altitude	BD ALTI® Géoservices (ign.fr)
Distance du centre de la haie à la route	OSO 2020 THEIA
Densité de haie	BD Haie Géoservices (ign.fr)
Pourcentage de parcelles agriculture biologique	Cartobio - Agence Bio
Distance du centre de la haie au cours d'eau et au point d'eau le plus proche	BD TOPO® Géoservices (ign.fr)

A partir de ces variables, nous avons défini plusieurs types de paysages de la même manière que précédemment pour les haies via une approche de *k-mean clustering*. La composition en caractéristiques des groupes de haies ainsi définies a été décrite via l'utilisation d'ACP avec le package *factoextra* (Kassambara, 2016).

La distribution spatiale des types de paysages a ensuite été étudiée, afin de tester si ces types étaient distribués de manière aléatoire dans l'espace (entre départements) à l'aide d'un test de χ^2 de Pearson avec la fonction *chisq.test* sous R.

2.2.1.3. Cortèges d'espèces

Les cortèges d'espèces d'oiseaux varient fortement avec les caractéristiques des milieux (Jokimäki et Huhta, 1996 ; Zakkak et al., 2014 ; Henckel et al., 2019) ainsi qu'en réponse à la composition et l'agencement du paysage (Jokimäki et Huhta, 1996 ; Bonthoux et al., 2013 ; Endenburg et al., 2019). Nous nous sommes penchés sur l'identification potentielle de cortèges d'espèces différant selon les caractéristiques des haies dans un premier temps, puis selon les compositions paysagères dans un second temps au travers d'analyses de co-inertie (Dolédec et Chessel, 1994).

Les analyses de co-inertie permettent de quantifier le pourcentage de corrélation entre deux jeux de données, en l'occurrence dans notre cas d'étude la composition en espèces protégées de chacune des haies échantillonnées avec les caractéristiques des haies puis celles des paysages. Un pourcentage de 100% signifie que la structuration en espèces des cortèges échantillonnés est complètement corrélée, et donc structurée, par les variables étudiées. A contrario, un pourcentage proche de 0% indique que la composition des cortèges d'espèces occupant les haies n'est pas corrélée, et donc non structurée, par les variables étudiées. Les analyses de co-inertie ont été réalisées avec la fonction *coinertia* du package *ade4* (Dray et Dufour, 2007) sous R. Afin de faciliter l'interprétation et la visibilité des analyses, seules les espèces d'oiseaux protégées ayant été rencontrées au moins à 15 reprises et localisées sur une haie ont été conservées pour ces analyses, correspondant à nombre total de 57 espèces. La fonction *imputePCA* du package *missMDA* (Josse et Husson, 2016) a été utilisé afin de combler les données manquantes des haies échantillonnées afin d'être prises en compte dans le calcul de co-inertie.

2.2.2. Modèles linéaires généralisés à effets mixtes sur les données brutes

Cette partie se focalise sur l'analyse statistique des données brutes sans tenir compte des biais de détection qui sont la règle lorsque l'on fait des suivis de biodiversité sur le terrain (MacKenzie et al., 2002 ; Royle, 2005 ; Kellner et Swihart, 2014). En effet, il existe des méthodes permettant de gérer les biais de détection, notamment lorsque l'on travaille en présence-absence d'espèces (Iknayan et al., 2013 ; Tingley et al., 2020), voire en abondance (Royle et al., 2005 ; Martin et al., 2011 ; Gomez et al., 2018). Ainsi, il est important de garder en tête que toutes les estimations renvoyées par ces modèles (probabilité d'occupation d'au moins une espèce protégée, abondance, richesse, voir ci-dessous) sont des sous-estimations des valeurs réelles. Une analyse corrigée pour les biais de détection de la probabilité de détecter au moins une espèce protégée a été réalisée dans cette étude (voir 2.2.3). Cependant, étant donné que cette analyse ne prend en considération que la présence ou l'absence d'au moins une espèce, sans tenir compte de la diversité spécifique détectée au sein de chaque haie, les évaluations fournies par ce modèle restent également en-deçà des valeurs réelles. Pour la suite des analyses, seuls les oiseaux d'espèces protégées localisés sur ou à l'intérieur d'une haie dans les données, et donc considérés comme utilisant la haie comme habitat, site de nidification et/ou aire de repos, ont été pris en compte.

2.2.2.1. Probabilité d'occupation d'au moins une espèce protégée

Afin d'identifier les variables pouvant influencer la présence d'au moins une espèce protégée d'oiseau sur une haie, nous avons testé l'effet des variables des haies et du paysage sur la probabilité de présence d'au moins une espèce protégée dans la haie. Ces analyses s'appuient sur des modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMM) permettant de gérer le fait que plusieurs haies sont échantillonnées au sein du même point d'écoute et/ou dans une même maille (mesures répétées). La probabilité de présence d'au moins une espèce protégée au cours des deux passages sur le terrain était considérée comme variable réponse. Le GLMM est ajusté avec une distribution binomiale des données et un lien *logit*. Les variables des haies et du paysages étaient considérées en effets fixes, tandis que le point d'écoute et le numéro de la maille en effets aléatoires.

Le jeu de données brut présentant très peu de haies n'abritant aucune espèce protégée (84/1840), il n'était, de ce fait, pas possible de tester toutes les variables explicatives potentielles de la probabilité de présence d'au moins une espèce protégée dans un même modèle. L'effet des variables sur la probabilité de présence d'au moins une espèce protégée a donc été testé variable par variable dans des modèles distincts. Seules les variables ayant un effet significatif ont été conservées dans la présentation des résultats ci-dessous pour faciliter la lecture du rapport.

Dans un second temps, la probabilité d'occupation des haies par au moins une espèce protégée a été comparée entre types de haies et de paysages aussi à l'aide de GLMM structurés de la même manière que l'étape précédente. Les typologies respectives ont été considérées en effets fixes et les points d'écoutes et numéro de maille en effets aléatoires.

La fonction *glmmTMB* du package portant le même nom (Brooks et al., 2023) a été utilisée pour ajuster l'ensemble des GLMM. Un test post-hoc de Tukey a été utilisé à posteriori afin d'identifier les différences de probabilités moyennes de présence selon les typologies étudiées avec la fonction *TukeyHSD*.

L'ensemble des représentations graphiques liées à la probabilité de présence d'au moins une espèce protégée sont présentées pour une échelle de 50 mètres de haie échantillonnés (taille minimum de ce qui est considéré comme une haie dans cette étude). Pour cela, un offset de la valeur logarithmique de la longueur de haie échantillonnée a été ajouté dans les GLMM, puis cet offset a été fixé à 50 mètres pour réaliser les graphiques des prédictions du modèle. Le package *ggplot2* (Wickham, 2011) a été utilisé sous R pour réaliser l'ensemble des graphiques présentés.

2.2.2.2. *Abondance et richesse spécifique en espèces protégées*

De la même manière que pour la probabilité d'occupation d'au moins une espèce protégée d'oiseau sur la haie, nous avons testé l'effet du même ensemble de variables des haies et du paysage sur l'abondance puis sur la richesse spécifique en espèces protégées. Une sélection des variables présentant un coefficient de corrélation supérieur à 0.70 a été réalisée. En effet, il est recommandé dans les modèles linéaires de ne pas inclure simultanément des variables corrélées pour éviter les erreurs de type I (détecter des effets qui n'existent pas ; Zuur et al., 2010). Quand deux variables étaient trop corrélées entre elles, une seule des deux a été conservée. Le choix de la variable conservée s'est porté sur celle pour laquelle nous avons l'hypothèse la plus forte en termes d'écologie et d'interprétation.

Après pré-sélection des variables, nous avons utilisé des GLMM en incluant cette fois-ci toutes les variables simultanément dans le modèle en effets fixes et le point d'écoute ainsi que la maille en effets aléatoires, à la fois pour l'abondance en espèces protégées et la richesse spécifique en espèces protégées sur les haies. Le GLMM était basé sur une distribution de Poisson (typiquement utilisée pour les mesures d'abondance) et un lien *log*. Toutes les variables ont été centrées réduites afin de garantir des résultats cohérents et interprétables entre les modèles. (Cade, 2015)

Une sélection de modèle descendante basée sur les valeurs de significativité des variables incluses en effets fixes a été réalisée avec une valeur seuil de significativité fixée à 0.05 (*p-value*). Les variables présentant les *p-values* les plus hautes étaient éliminées une à une jusqu'à obtenir un modèle dans lequel toutes les variables présentaient un effet significatif ($p\text{-value} < 0.05$) sur la variable réponse modélisée.

L'effet de la typologie de haie et de paysage sur l'abondance et la richesse en espèces protégées a aussi été testé séparément des autres variables, là encore à l'aide de GLMM. En effet, ces typologies sont construites sur la base des autres variables, ces informations ne peuvent donc pas être combinées dans un même modèle. Les différentes typologies ont été incluses en effets fixes dans le modèle tandis que le point d'écoute et le numéro de la maille ont été inclus en effets aléatoires. La fonction *glmmTMB* du package *glmmTMB* (Brooks et al., 2023) sous R a été utilisée avec une distribution de Poisson et un lien *log*. Un test post-hoc de Tukey a été utilisé à posteriori afin d'identifier les différences d'abondance et de richesse respectives selon les typologies étudiées avec la fonction *TukeyHSD* sous R.

L'ensemble des représentations graphiques représentant les abondances et richesses spécifiques en espèces protégées en fonction des différentes variables étudiées est présenté pour une échelle de 50 mètres de haie échantillonnés comme précédemment. Pour cela, un offset de la valeur logarithmique de la longueur de haie échantillonnée a été inclus dans les GLMM, puis sa valeur a été fixée à 50 mètres pour réaliser les prédictions des GLMM et les graphiques. Le package *ggplot2* (Wickham, 2017) a été utilisé sous R pour réaliser l'ensemble des graphiques présentés.

2.2.3. Modèles d'occupation de sites

La détection d'individus ou d'espèces sur le terrain étant soumise à de nombreux facteurs tels que les aléas météorologiques, le niveau d'expertise de l'observateur ou encore son état de fatigue (Alldredge et al., 2007 ; Conway et Gibbs, 2011), la probabilité de détection des espèces est considérée comme systématiquement imparfaite lorsque l'on réalise des suivis de la biodiversité sur le terrain (MacKenzie et al., 2002). Les modèles dits « d'occupation de sites » sont des modèles statistiques qui modélisent cette détection imparfaite des espèces pour estimer des probabilités d'occupation d'une ou plusieurs espèces sur un site corrigées pour ces difficultés de détection. La probabilité d'observation d'une espèce sur site résulte alors de deux processus emboîtés qui sont (i) l'occupation et (ii) la détection sachant l'occupation par l'espèce cible. La probabilité d'occupation correspond au fait que le site étudié soit occupé ou non, tandis que la probabilité de détection correspond au fait que l'espèce étudiée ait été détectée ou non sachant qu'elle était bien présente sur le site échantillonné. La séparation du processus d'occupation et de détection nécessite des répliques spatiales (ici les haies) et des répliques temporels sur la même unité spatiale (ici les deux passages au cours de la même année).

Dans notre cas, l'utilisation de ces modèles nous permet d'obtenir la probabilité qu'une haie soit occupée par au moins une espèce protégée corrigée en partie pour les biais potentiels de détection des espèces.

Pour obtenir cette estimation, nous avons utilisé un modèle dit « uni-saison » d'occupation de site, avec comme variable réponse la probabilité de présence d'au moins une espèce protégée sur la haie avec la fonction *occu* du package *unmarked* (Fiske et Chandler, 2011). L'intensité du vent, de la pluie et de la couverture nuageuse ainsi que le nombre de haies, la date du relevé, modélisée par le nombre de jour depuis le premier relevé de chaque année, et l'effet quadratique de la date (pour modéliser un éventuel optimum) ont été utilisés comme co-variables influençant potentiellement la probabilité de détection. Nous avons testé uniquement l'effet du type de haie et du type de paysage sur la probabilité d'occupation corrigée par les potentiels biais de détection.

3. Résultats

3.1. Données récoltées

Après tri et correction des données récoltées sur le terrain, un total de 1219 points d'écoute et 1840 haies a été conservé pour les analyses statistiques (Table 3). En moyenne 1.90 (Déviation Standard (SD) = ± 0.98) haies ont été échantillonnées par point d'écoute, avec un maximum de 6 haies sur un même point d'écoute. En moyenne 1.51 (± 0.77) points d'écoute ont été échantillonnés par maille (Figure 4).

Le jeu de données global comprend 30034 observations d'oiseaux de 134 espèces différentes, dont 16798 observations sur les haies pour 100 espèces différentes dont 74 protégées. La liste des espèces rencontrées ainsi que leur nombre de rencontre sont présentées dans l'annexe 6.

Table 3 – Tableau récapitulatif du nombre de points d’écoutes réalisés et de haies échantillonnées par département au cours des années 2021 et 2022 pour étudier l’avifaune des haies de la région Grand Est.

Département	Nombre de points d’écoute	Nombre de haies échantillonnées
Ardennes (8)	118	229
Aube (10)	113	142
Marne (51)	120	131
Haute-Marne (52)	120	188
Meurthe-et-Moselle (54)	131	250
Meuse (55)	127	211
Moselle (57)	129	205
Bas-Rhin (67)	122	155
Haut-Rhin (68)	119	137
Vosges (88)	120	192
TOTAL	1219	1840

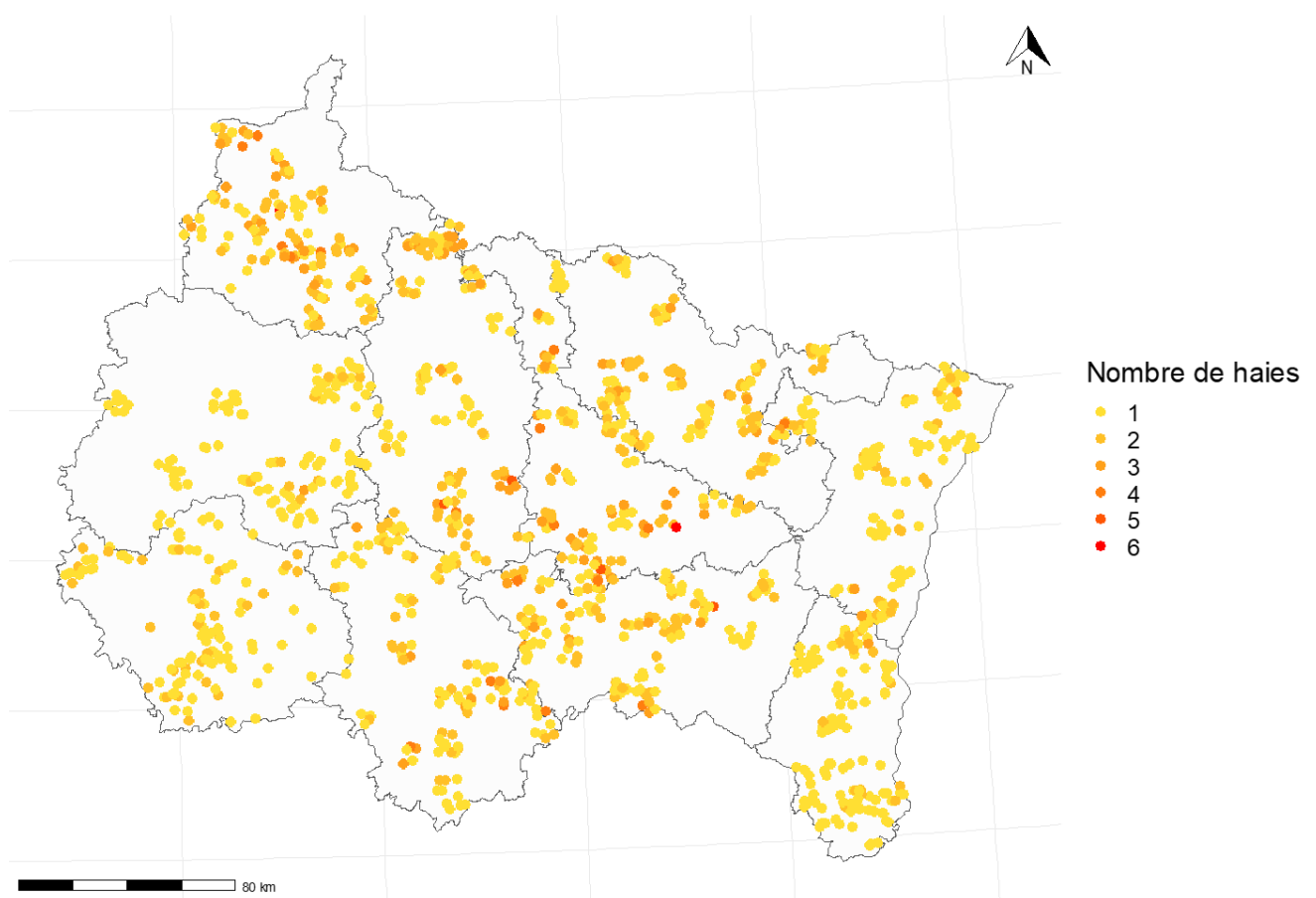


Figure 4 – Carte de la distribution du nombre de haies échantillonnées par point d’écoute réalisés dans la région Grand Est en 2021 et 2022.

3.2. Résultat des analyses des données

3.2.1. Analyses descriptives des données brutes

3.2.1.1. Haies

Résultats de l'échantillonnage

En moyenne 4.81 (\pm 2.79) espèces protégées et 6.41 (\pm 4.22) individus d'espèces protégées par haie ont été détectés sur les 1840 haies échantillonnées (Figure 5). Un maximum de 14 espèces protégées différentes et de 25 individus d'espèces protégées a été reporté sur une même haie.

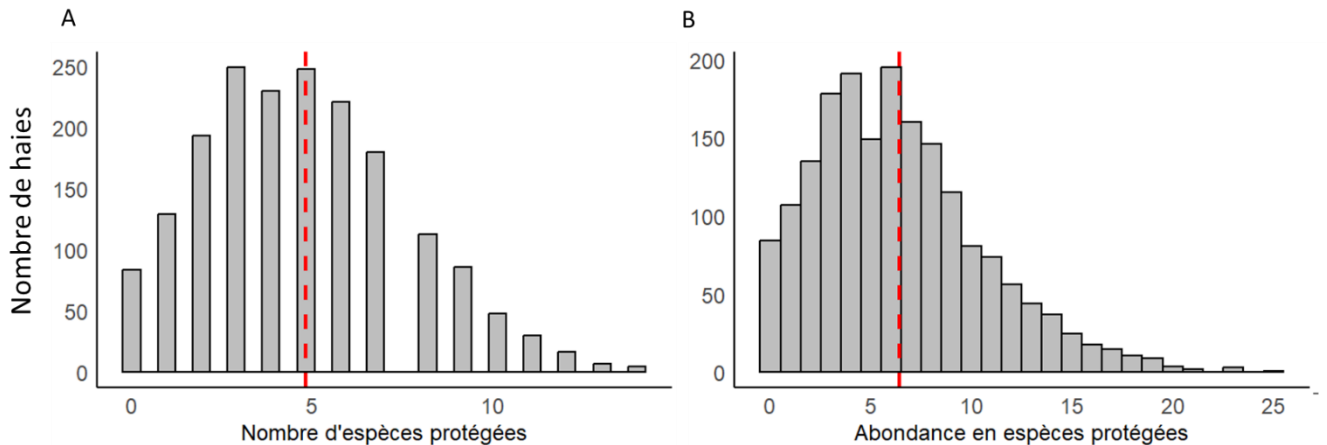


Figure 5 – Nombre (A) et abondance (B) d'espèces protégées brutes d'oiseaux par haies. Les lignes pointillées rouges représentent les valeurs moyennes.

Caractérisation des typologies des haies

A partir des relevés des caractéristiques des haies échantillonnées, la méthode du *k-mean* a identifié quatre types de haies (annexe 7).

L'étude de la composition des caractéristiques de ces groupes (Figure 6) a permis de les définir de la manière suivante :

- Type 1 : haies petites, abimées, entretenues, clôturées
- Type 2 : haies de hauteur et de largeur moyenne
- Type 3 : haies ornementales, avec espèces exotiques
- Type 4 : haies de grande taille, larges, continues, avec cavités et présence d'arbres morts

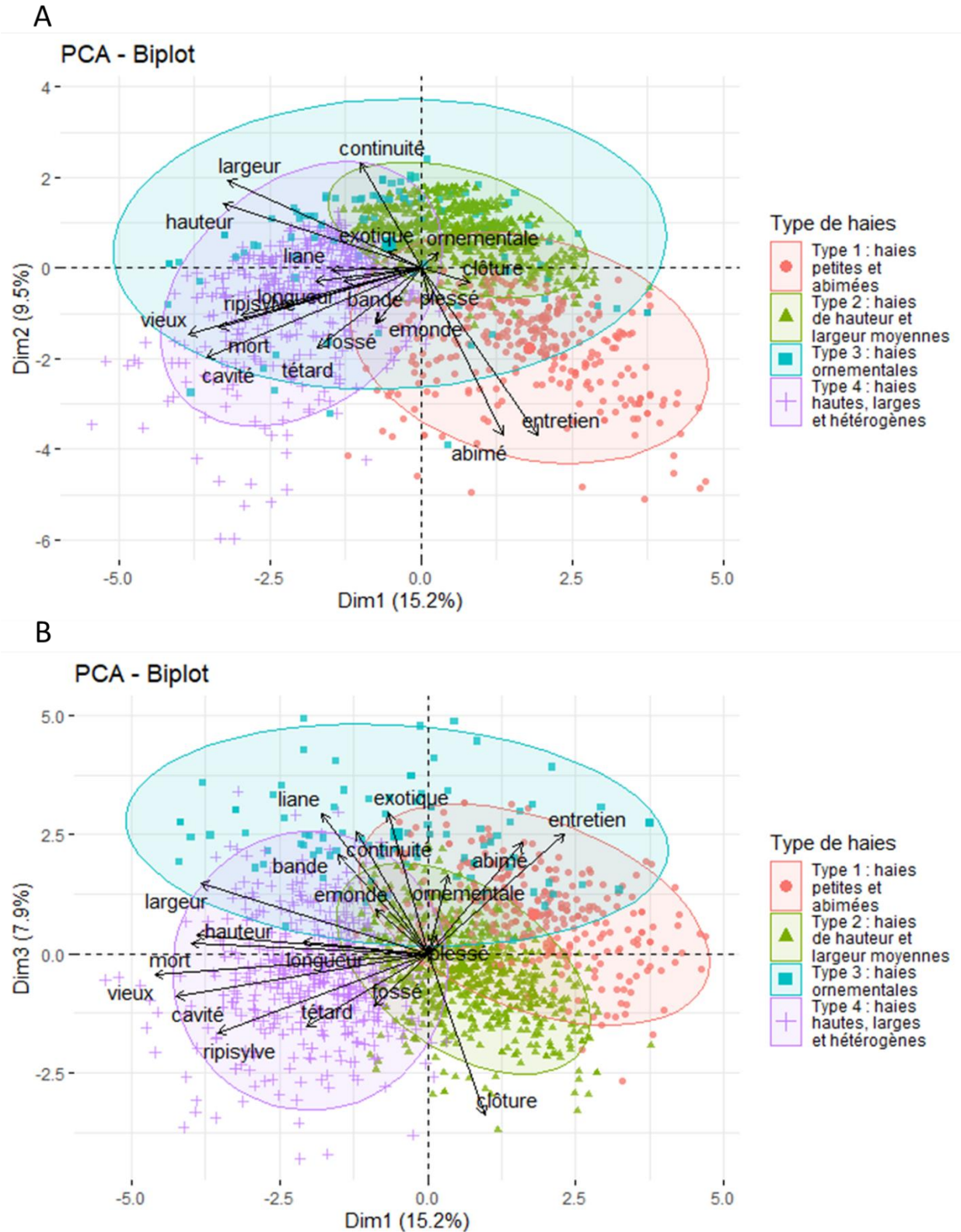


Figure 6 – Plan factoriel de la distribution des haies étudiées en 2021 et 2022 dans la région Grand Est en fonction de leurs caractéristiques selon les dimensions 1 et 2 (A) et 1 et 3 (B) respectivement. Les flèches noires correspondent à la distribution et à l'orientation des variables dans le plan factoriel. Le pourcentage d'inertie des variables composant les dimensions est présenté dans l'annexe 8.

Le nombre de haies par type identifié est fortement déséquilibré. Près de la moitié d'entre elles sont des haies de hauteur et de largeur moyennes (type 2, n= 917), 523 sont des haies de grande taille, larges et continues (type 4), 299 sont des haies petites, abimées et entretenues (type 1) et seulement 93 sont des haies ornementales, avec des espèces exotiques (type 3) (Figure 7).

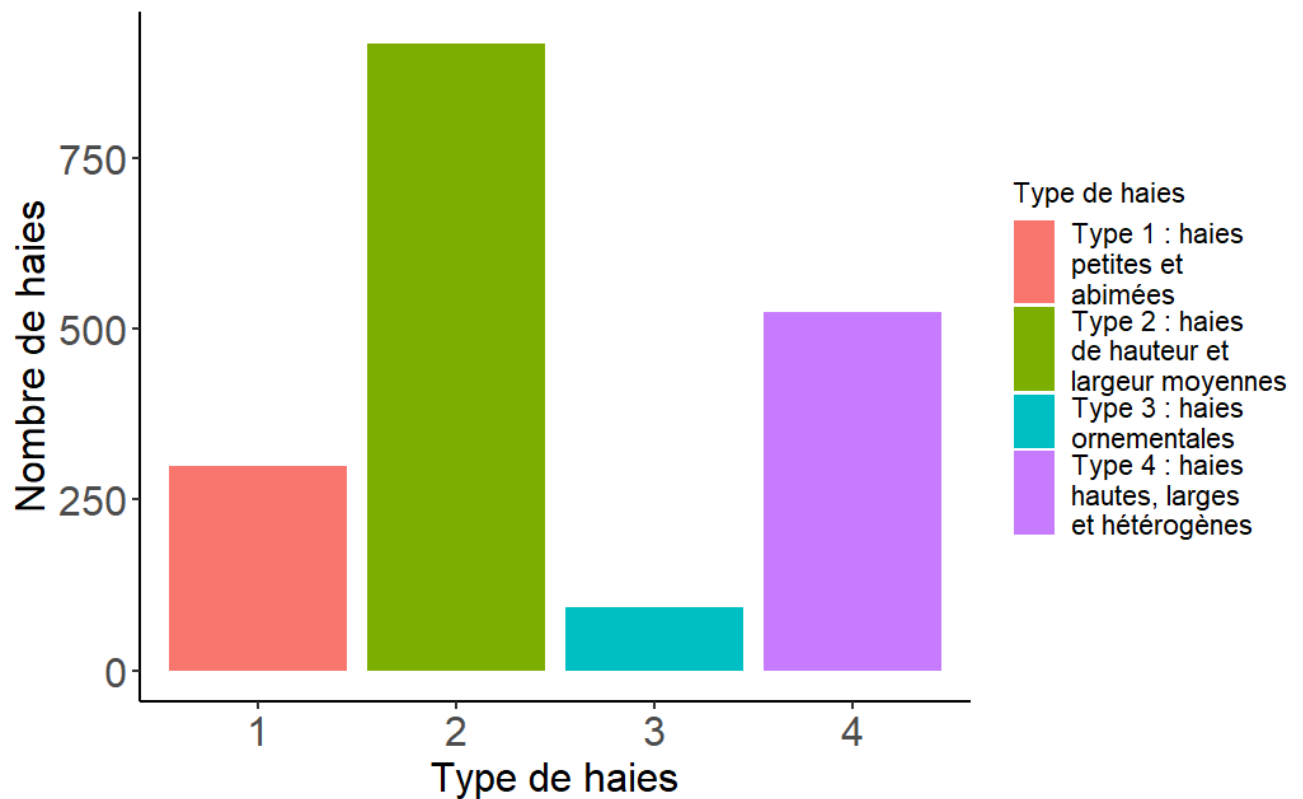


Figure 7 – Nombre de haies par types de haies étudiées dans la région Grand Est en 2021 et 2022.

Un déséquilibre dans la distribution des types de haies par département a été détecté (test de Chi² : X-squared = 383.56, p-value < 0.01), soulignant une répartition non aléatoire des types de haie dans les différents territoires étudiés (Figures 8 et 9). Par exemple, dans les départements de la Haute-Marne (52) et des Vosges (88) près de 75% des haies sont de taille et de largeur moyennes (type 2), contre seulement 25% dans le Haut-Rhin (68).

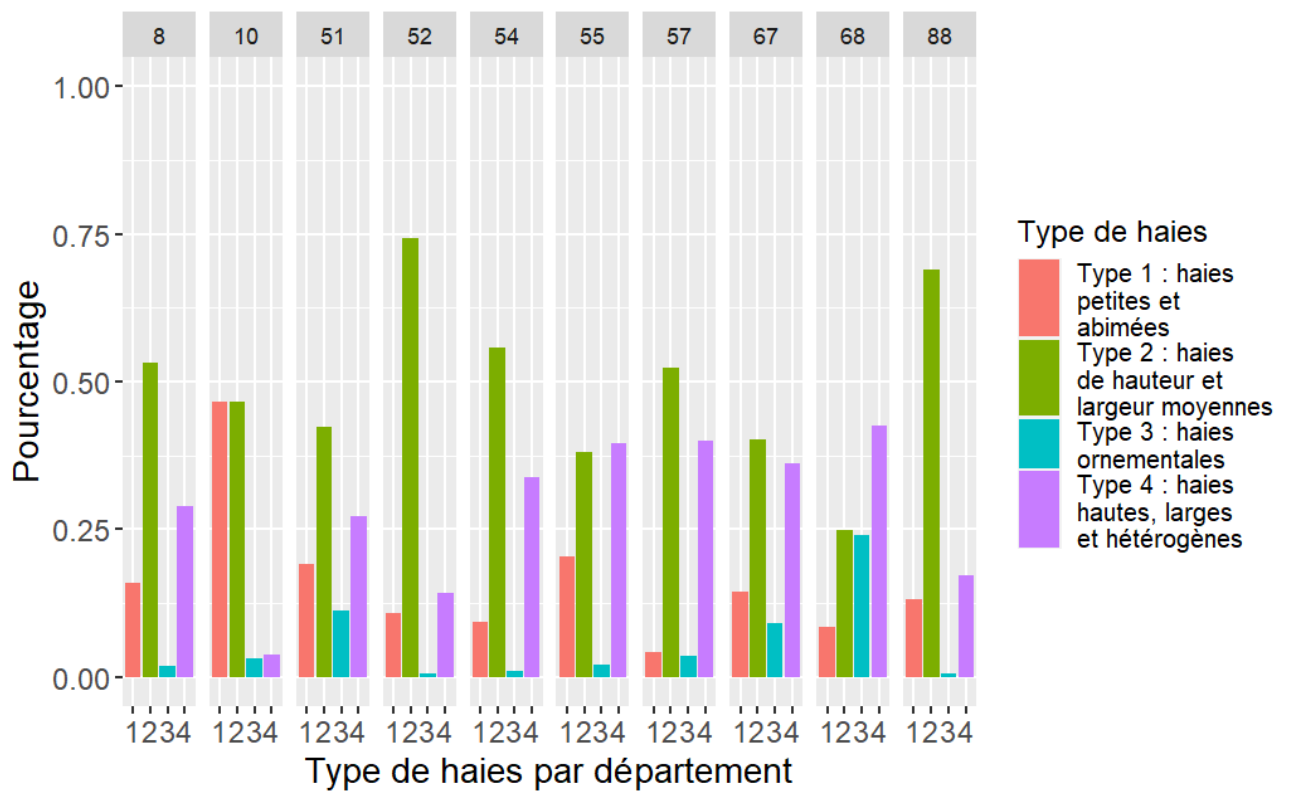


Figure 8 – Pourcentage des différents types de haies étudiées en 2021 et 2022 au sein de chaque département de la région Grand Est.

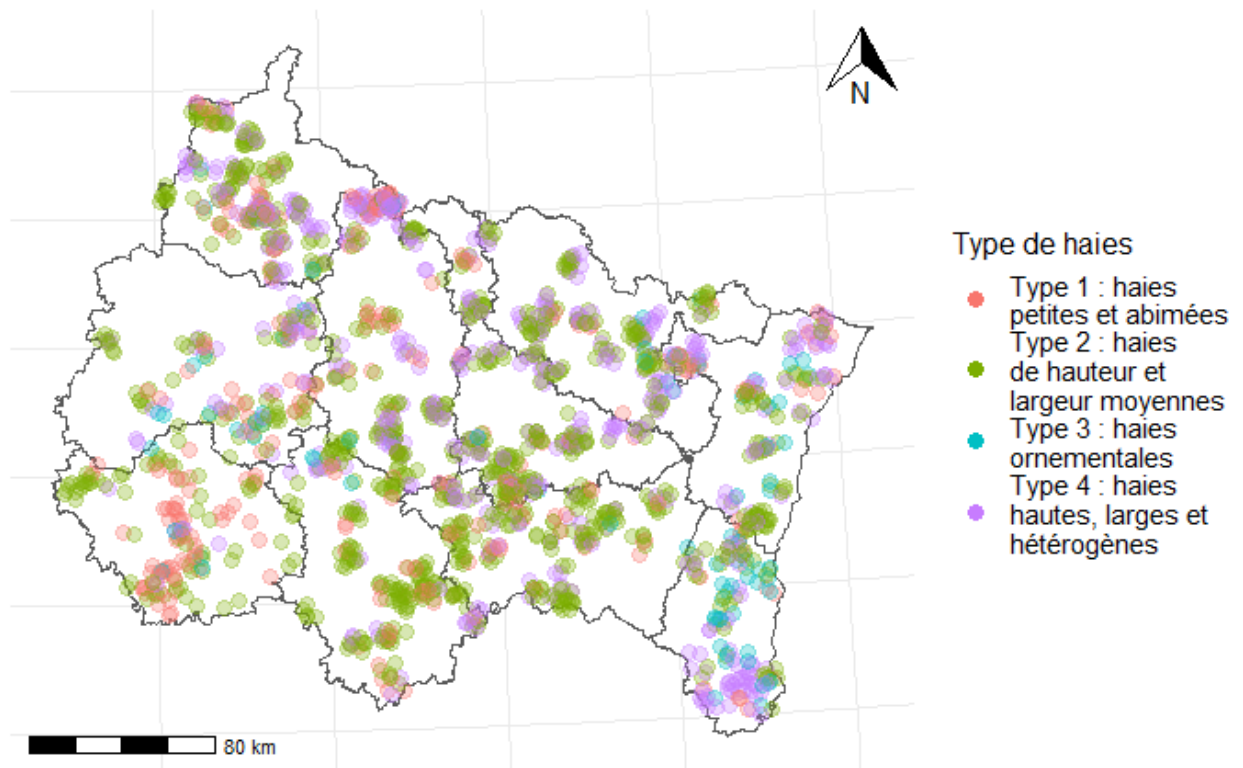


Figure 9 – Distribution spatiale des types de haies étudiées en 2021 et 2022 au sein de la région Grand Est.

Dans les données brutes, parmi les 1840 haies échantillonnées, 4.6% n'abritaient pas d'espèces protégées (n = 84) et 3.4% n'abritaient aucun oiseau (n = 63).

Aucune typologie particulière (test de Chi² : X-squared = 29.69, p-value = 0.09) ni de structuration spatiale (test de Chi² : X-squared = 20.03, p-value = 0.13) n'ont été mises en évidence en s'intéressant à ces 63 haies sans oiseaux. Une caractéristique commune liant ces haies sont leur présence sur des points d'écoute comportant plusieurs haies à échantillonner simultanément et notamment plus de deux haies (Figure 10).

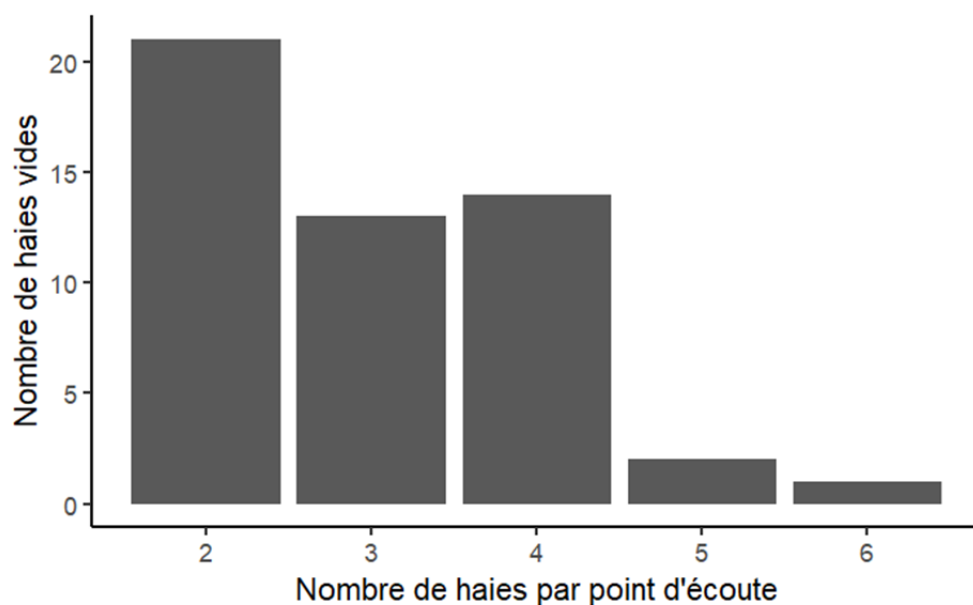


Figure 10 – Distribution du nombre de haies par point d'écoute contenant des haies dites « vides ».

3.2.1.2. Paysages

Trois types de paysages ont été identifiés à partir des variables paysagères à l'aide de la méthode du *k-mean* (Annexe 9).

L'étude de la composition des caractéristiques de ces groupes (Figure 11) a permis de les définir de la manière suivante :

- Type 1 : milieux dominés par les cultures
- Type 2 : milieux hétérogènes (mélange de milieux urbains, forêts, prairies et cultures)
- Type 3 : milieux dominés par les prairies

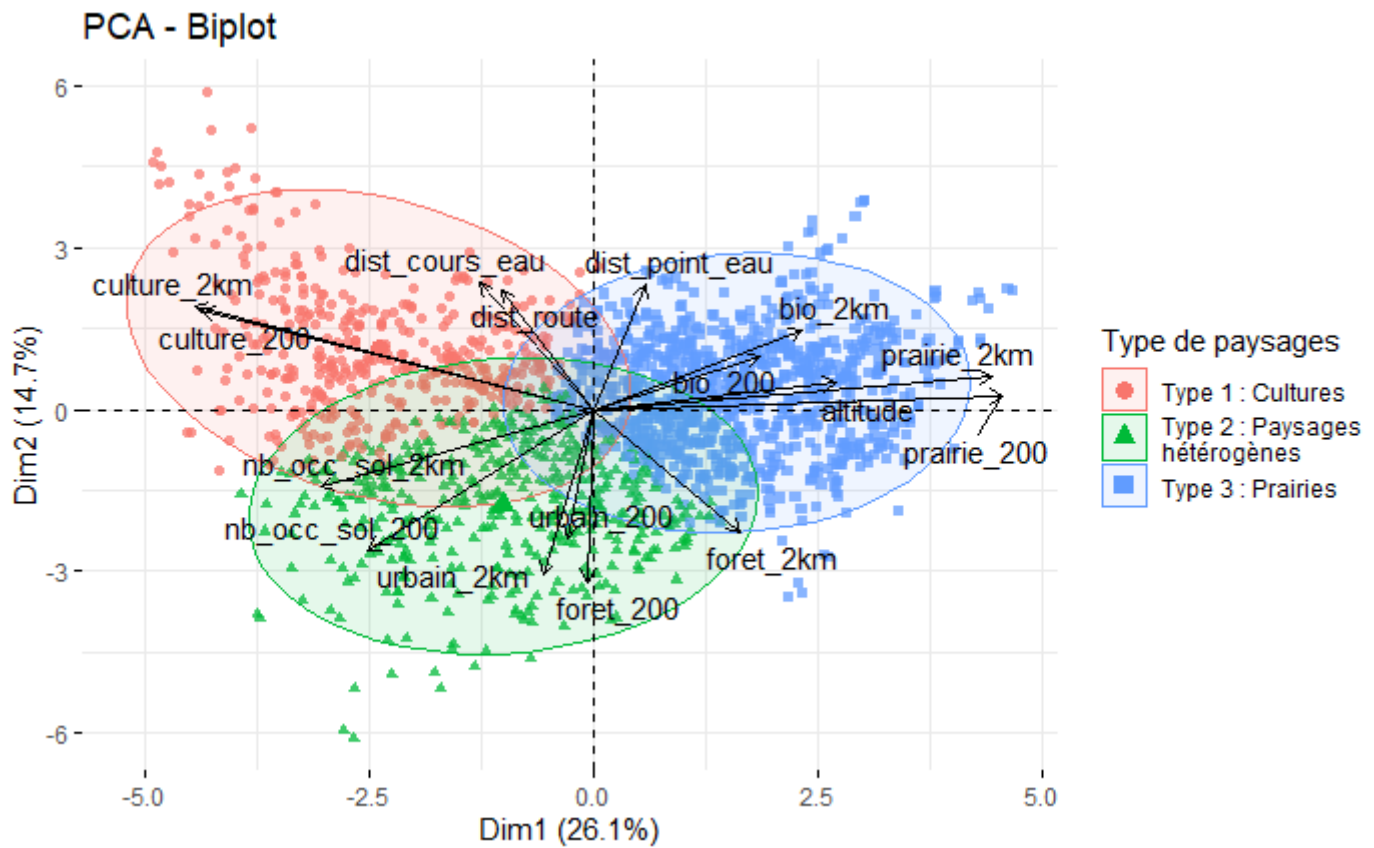


Figure 11 – Plan factoriel de la distribution des haies étudiées en 2021 et 2022 dans la région Grand Est en fonction des caractéristiques du paysage les entourant selon les dimensions 1 et 2. Les flèches noires correspondent à la distribution et à l'orientation des variables dans le plan factoriel. Le pourcentage d'inertie des variables composant les dimensions est présentée dans l'annexe 10.

Plus de la moitié des haies échantillonnées est dans des milieux dominés par les prairies (type 3 ; n = 912). L'autre moitié des haies est localisée à part égale dans des milieux dominés par des cultures (n = type 1 ; 430) et des milieux plus hétérogènes (type 2 ; n = 425), composés d'une matrice de milieux urbains, de forêts, cultures et prairies (Figure 12).

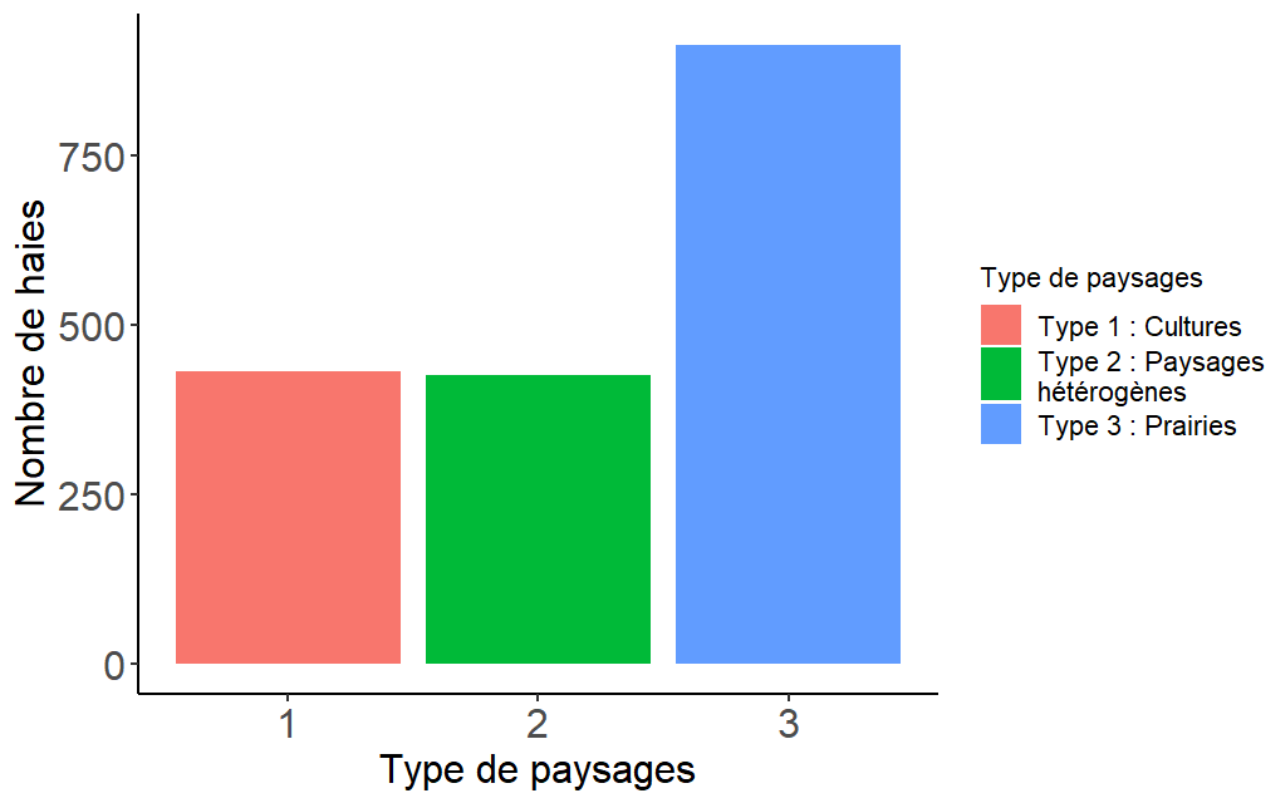


Figure 12 – Nombre de haies étudiées en 2021 et 2022 dans la région Grand Est par type de paysages.

Une hétérogénéité dans la distribution spatiale des types de paysages entre départements a été détectée (test de Chi² : X-squared = 477.52, p-value < 0.01), soulignant une distribution non aléatoire des paysages entre les territoires (Figures 12 et 13). Cette hétérogénéité est notamment très marquée dans le département des Vosges (88) où près de 90% des paysages échantillonnés sont des prairies.

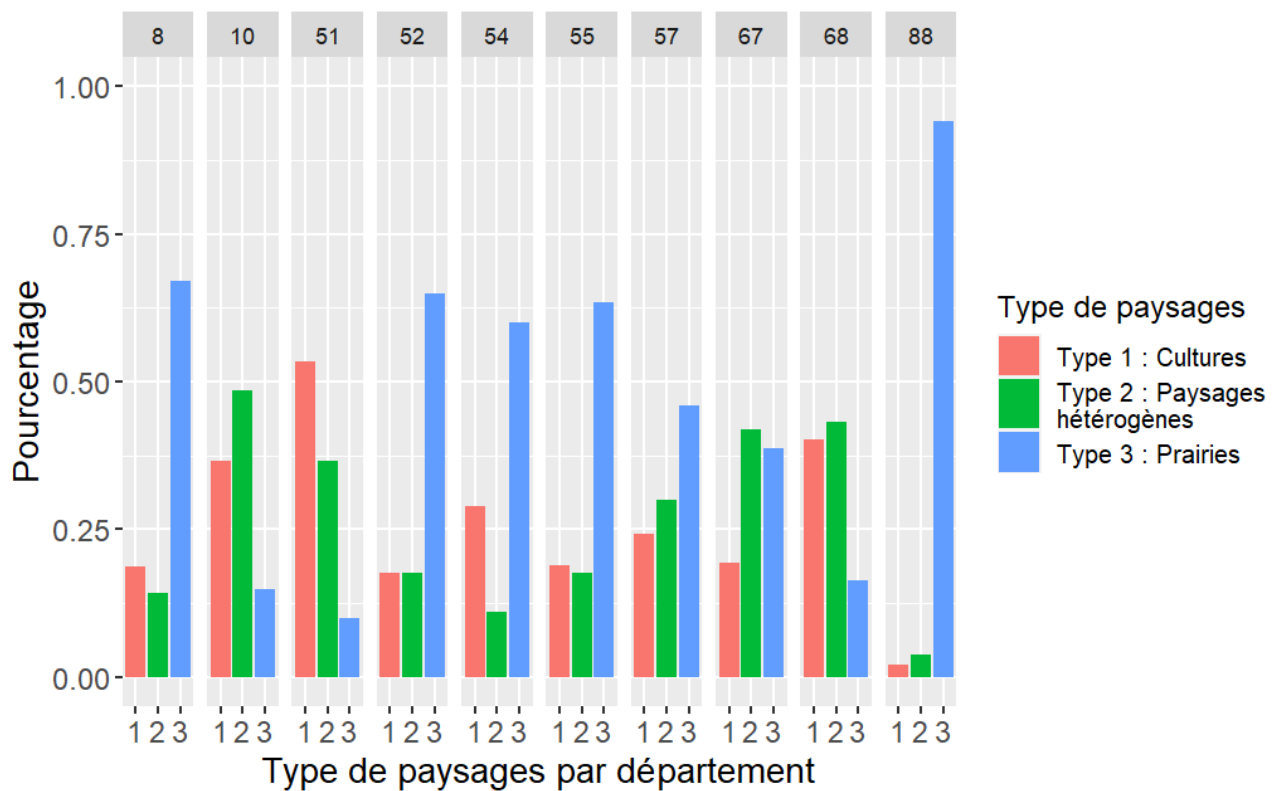


Figure 12 – Pourcentage des différents types de paysages entourant les haies étudiées en 2021 et 2022 dans la région Grand Est et cela pour chaque département de la région.

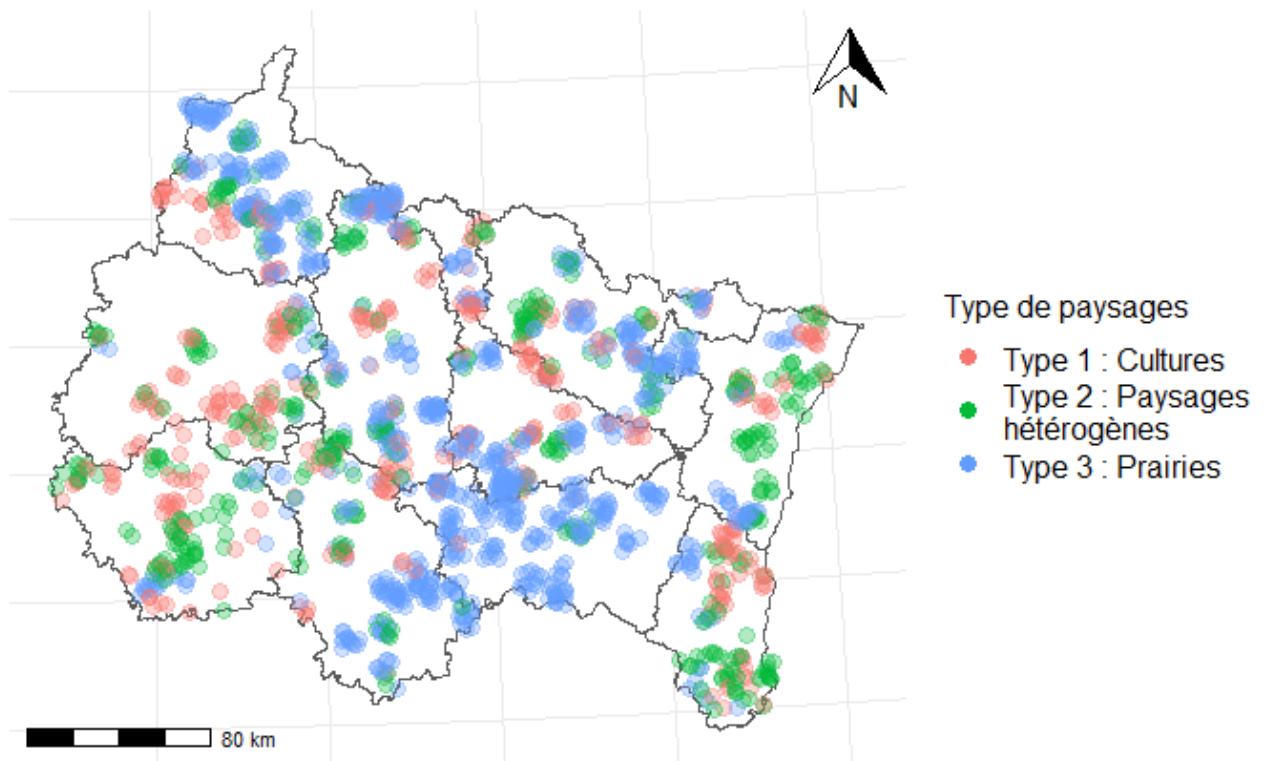


Figure 13 – Distribution spatiale des différents types de paysages entourant les haies étudiées en 2021 et 2022 dans la région Grand Est et cela pour chaque département de la région.

3.2.1.3. Cortèges d'espèces

Structuration des cortèges par les caractéristiques des haies

Une inertie de 1.3% de la structuration des cortèges d'oiseaux des haies échantillonnées par les caractéristiques des haies a été obtenue par l'analyse de co-inertie (Figure 14). Les cortèges d'espèces ne semblent donc pas être dépendants des caractéristiques des haies.

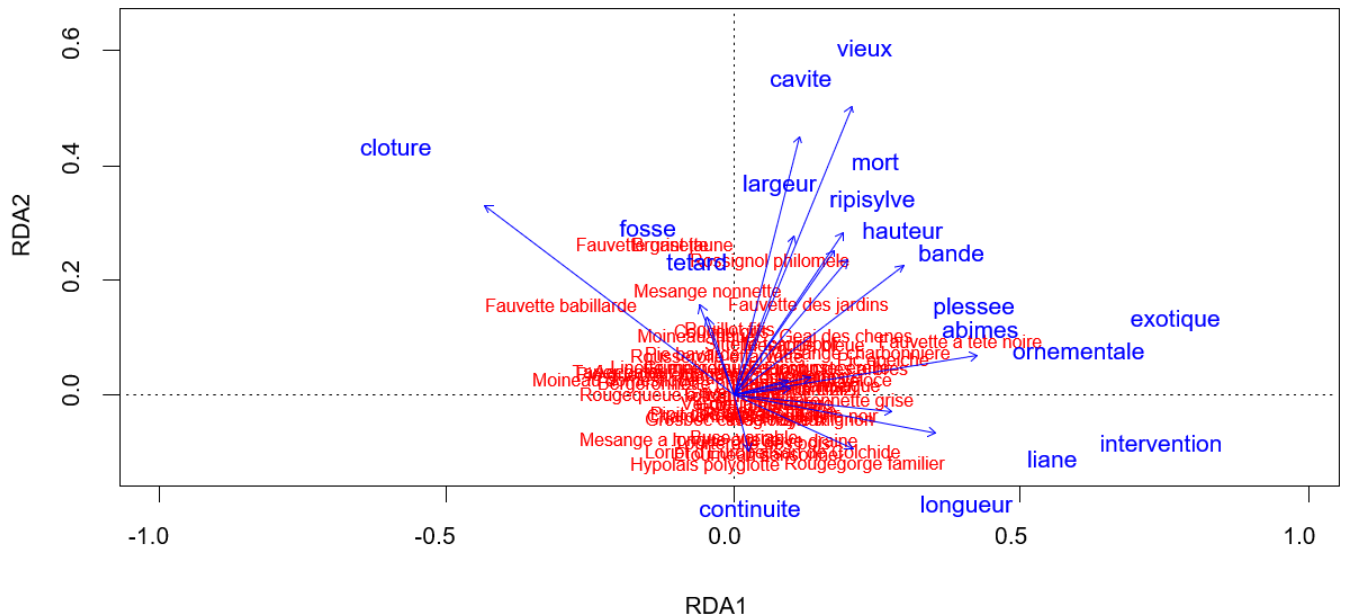


Figure 14 – Plan factoriel résultant de l'analyse de co-inertie entre les cortèges d'espèces échantillonnées et les caractéristiques des haies échantillonnées en 2021 et 2022 dans la région Grand Est. Les flèches bleues représentent l'inertie portée par chacune des caractéristiques des haies relevées. Les noms rouges correspondent aux différentes espèces relevées.

Structuration des cortèges par le paysage

Les cortèges ne semblent pas non plus être dépendants des variables du paysage, avec un pourcentage d'inertie de structuration de 1.9% entre ces variables et les cortèges d'oiseaux échantillonnés (Figure 15).

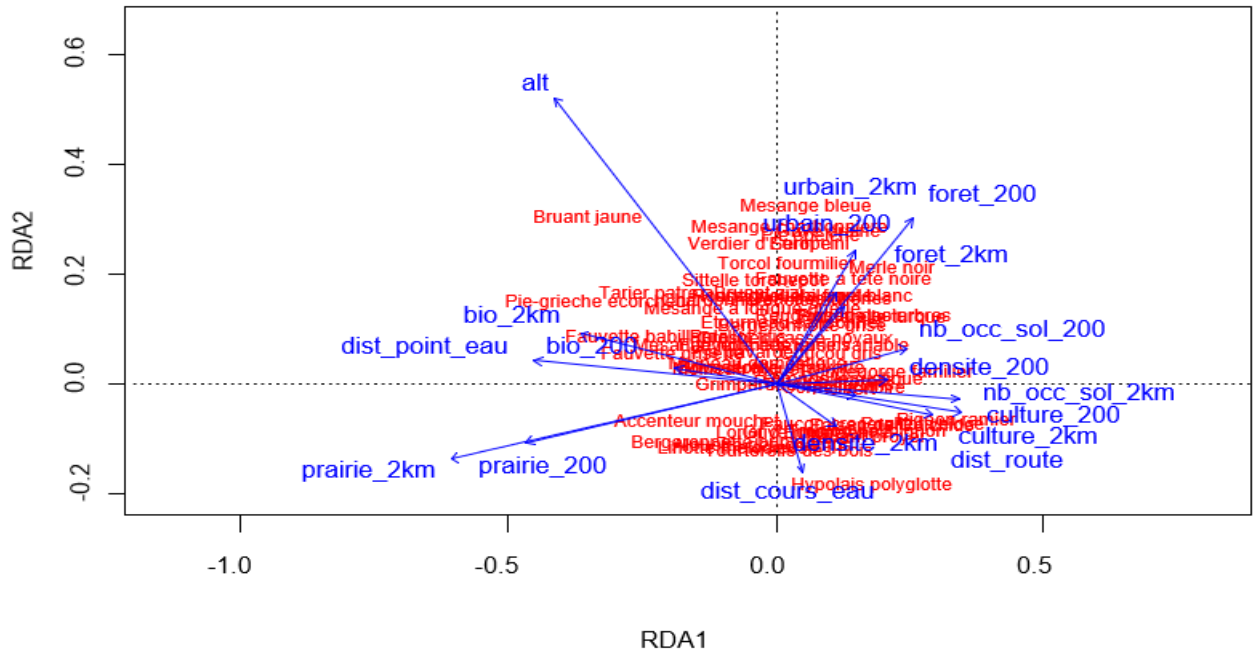


Figure 15 – Plan factoriel résultant de l’analyse de co-inertie entre les cortèges d’espèces et les caractéristiques paysagères entourant les haies échantillonnées en 2021 et 2022 dans la région Grand Est. Les flèches bleues représentent l’inertie portée par chacune des caractéristiques des haies relevées. Les noms rouges correspondent aux différentes espèces relevées.

3.2.2. Résultats des modèles linéaires généralisés à effets mixtes sur les données brutes

3.2.2.1. Probabilité de présence d’au moins une espèce protégée

A partir des données brutes, c’est-à-dire non corrigées pour les problèmes de détection, la probabilité moyenne de présence d’au moins une espèce protégée dans une haie était très forte (0.95).

Les différentes variables ayant un effet significatif sur la probabilité de présence sur une haie d’au moins une espèce protégée sont présentées dans la table ci-dessous (Table 4). Seules les variables présentant une p-value significative (i.e. inférieure à 0.05) ont été conservées dans le tableau.

Table 4 – Résultats des variables présentant une p-value significative sur la probabilité de présence d’au moins une espèce protégée issue de l’analyse des données d’étude des haies menée en 2021 et 2022 dans la région Grand Est.

Variable	Estimation	z-value	Df	p-value
<i>Ripisylve</i>	2.11	2.74	1758	<0.01
<i>Arbres abîmés</i>	-1.55	-3.05	1758	<0.01
<i>Continuité</i>	0.81	2.66	1758	<0.01
<i>Largeur</i>	1.67	4.74	1758	<0.01
<i>Hauteur</i>	1.79	6.10	1758	<0.01
<i>Clôture</i>	-0.84	-2.37	1758	0.02
<i>Cavité</i>	1.73	2.43	1758	0.01
<i>Intensité d’entretien</i>	-1.07	-3.93	1758	<0.01
<i>Nombre de haies</i>	-0.95	-2.87	1767	<0.01
<i>Distance observateur-haie</i>	-0.02	-2.16	1728	0.03

Variables des haies affectant la probabilité de présence d’au moins une espèce protégée

La hauteur et la largeur des haies ressortent comme étant les variables ayant le plus fort effet positif sur la probabilité de présence d’au moins une espèce protégée, suivies par la présence de ripisylves et de cavités dans les haies (Figure 16). La continuité des haies échantillonnées présente aussi un effet positif sur la probabilité de présence légèrement plus faible que les variables précédemment citées (Figure 16). Au contraire, la présence d’arbres abîmés, de clôtures et d’entretien ont un effet négatif sur cette même probabilité, avec un effet particulièrement fort de la présence d’arbres abîmés et de l’intensité d’entretien de la haie (Figure 16).

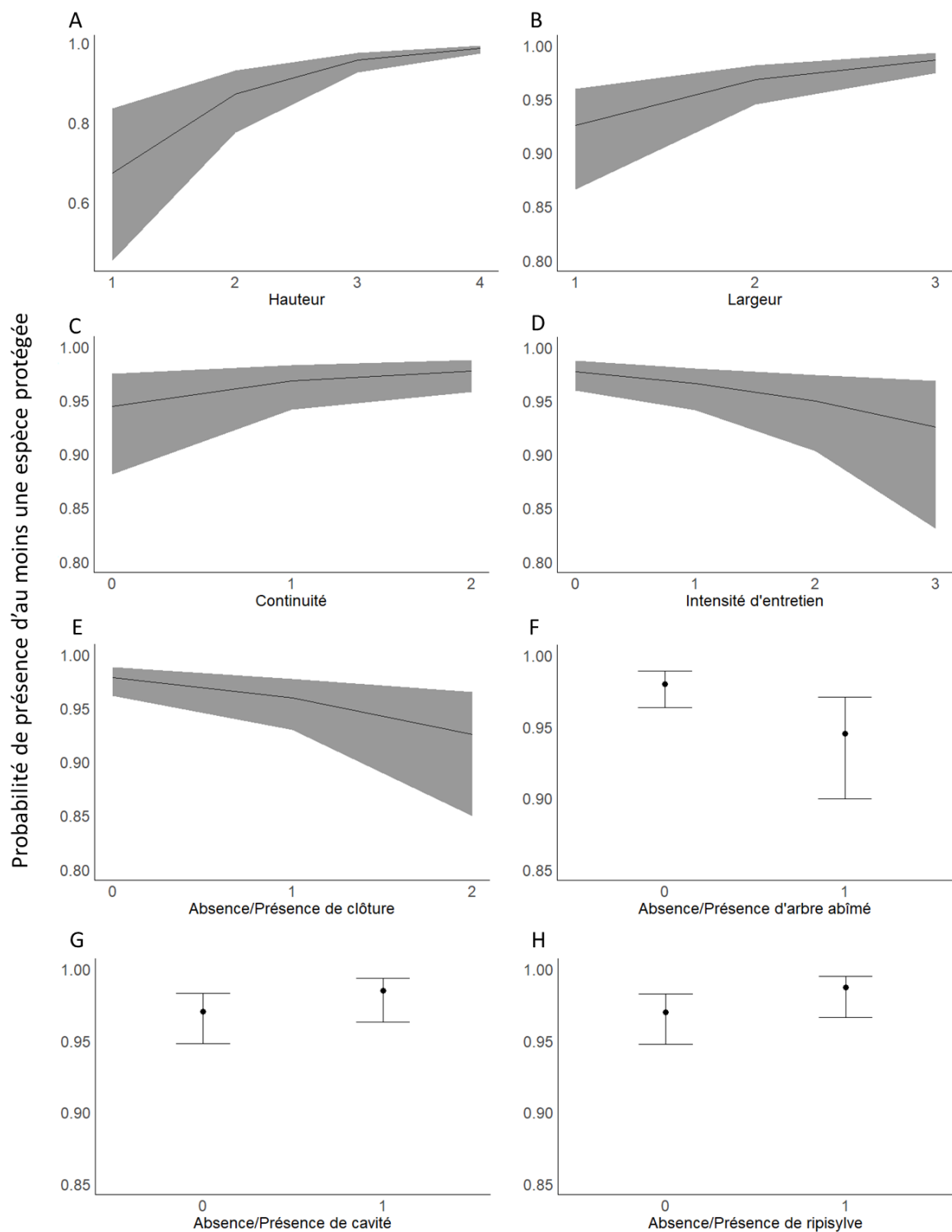


Figure 16 - Effet de la hauteur (A), la largeur (B), la continuité (C), l'intensité d'entretien (D), l'absence ou la présence de clôture (E), l'absence ou la présence d'arbres abîmés (F), l'absence ou la présence de cavités (G) ainsi que l'absence ou la présence de ripisylve (H) sur la probabilité de présence d'au moins une espèce protégée prédit par le GLMM. Les courbes noires sur les graphiques A, B, C, D et E correspondent aux probabilités moyennes. Les surfaces grises correspondent aux intervalles de confiance à 95%. Les points noirs sur les graphiques F, G et H représentent les valeurs moyennes et les lignes noires leurs intervalles de confiance à 95%. A noter que les échelles des graphiques ne sont pas toutes identiques. Les valeurs sont présentées pour 50 mètres de haie échantillonnée ainsi qu'un

nombre de haie échantillonné à la fois égal à 1 et une distance observateur-haie nulle afin de se placer dans les meilleures conditions de détectabilité.

Un grand nombre de haies à échantillonner ainsi qu'une forte distance entre l'observateur et la haie impactent négativement la probabilité de présence d'au moins une espèce protégée mais de manière faible (Figure 17).

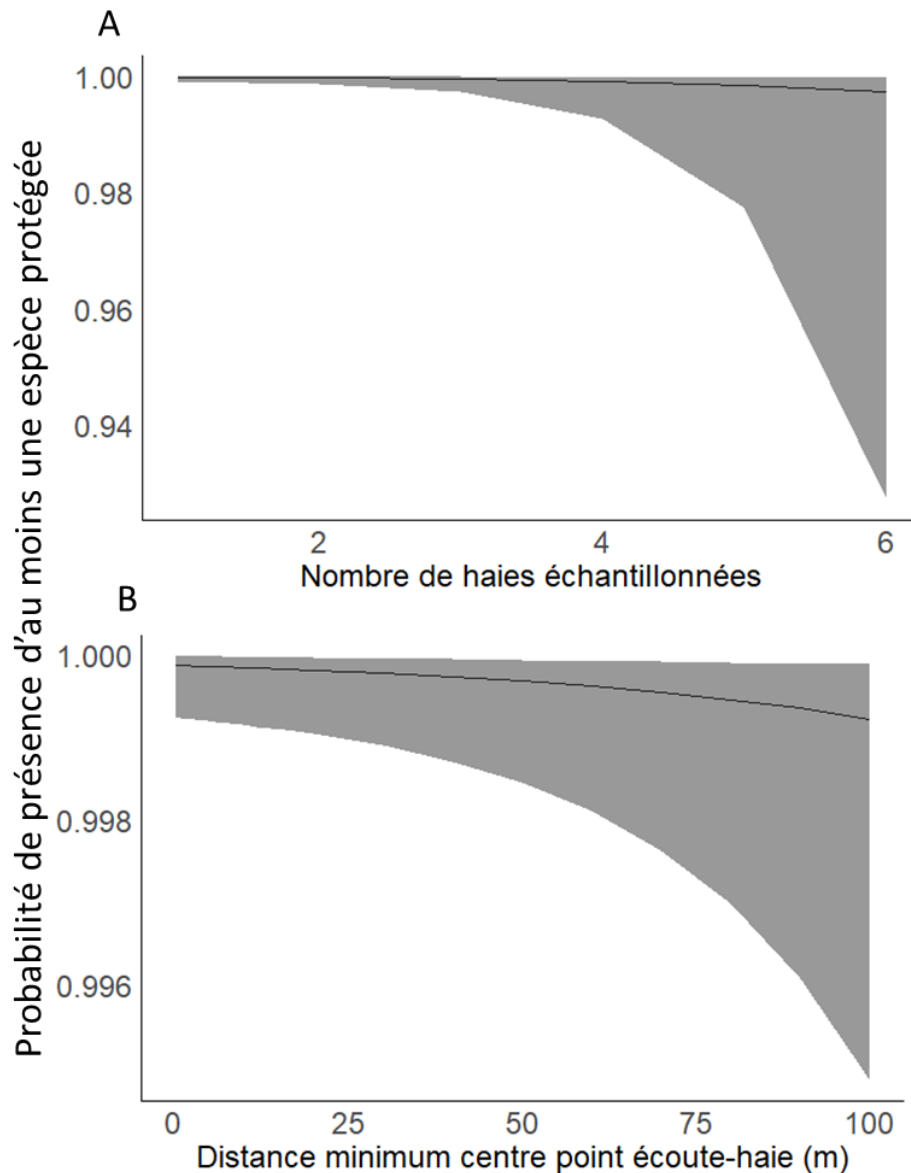


Figure 17 – Effet du nombre de haies échantillonnées simultanément sur le point d'écoute (A) et de la distance minimum entre l'observateur et la haie observée (B) sur la probabilité de présence d'au moins une espèce protégée prédit par le GLMM. Les courbes noires correspondent aux probabilités moyennes. Les surfaces grises correspondent aux intervalles de confiance à 95%. Les valeurs sont présentées pour 50 mètres de haie échantillonnée ainsi qu'un nombre de haie échantillonné à la fois égal à 1 et une distance observateur-haie nulle afin de se placer dans les meilleures conditions de détectabilité.

Effet des typologies de haie et paysage sur la probabilité de présence d'au moins une espèce protégée à partir des données brutes

Dans les données brutes, la probabilité de présence d'au moins une espèce protégée diffère significativement entre les différents types de haies précédemment définis (GLMM : p-value = 0.01 ; Figure 18), mais pas entre types de paysages (GLMM : p-value = 0.93). Cette probabilité de présence est légèrement plus faible dans les haies de type 1 (haies petites et abimées) que dans les haies de taille moyenne (type 2) (TukeyHSD : p-value = 0.03) et que dans les haies grandes et larges de type 4 (TukeyHSD : p-value < 0.01), avec une probabilité moyenne prédite par les GLMM de 93.81% [90.61% - 95.97%]. La probabilité dans les haies ornementales de type 3 de 98.61% [90.78% - 99.80%] ne diffère ni de celle dans les haies de type 1, ni de celles des types 2 (TukeyHSD : p-value = 0.70) et 4 (TukeyHSD : p-value = 0.99). Les haies de type 2 présentent un taux de présence moyen de 97.27% [96.13% - 98.08%], pas différent du taux moyen des haies de type 4 de 97.88% [96.31% - 98.80%] (TukeyHSD : p-value = 0.33).

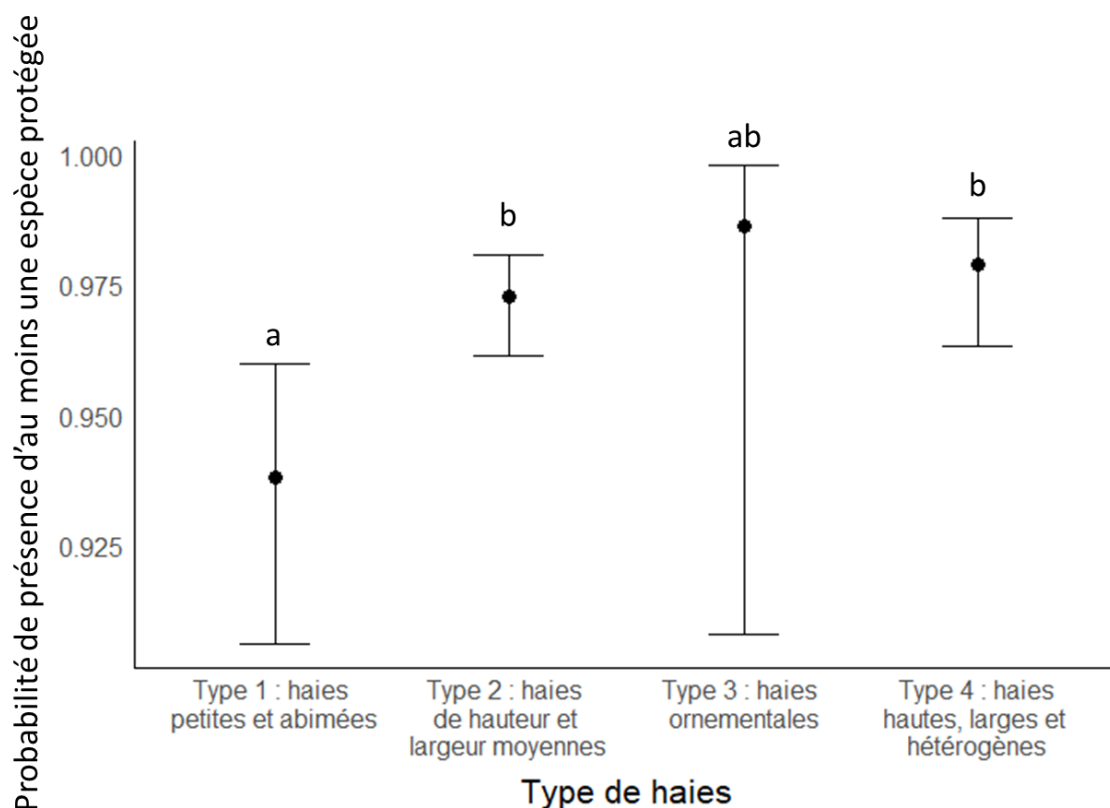


Figure 18 – Probabilité moyenne de présence d'au moins une espèce protégée en fonction des différents types de haies estimée sur les données brutes. Les points noirs représentent les probabilités moyennes et les lignes noires leurs intervalles de confiance à 95%. Les lettres représentent les résultats du test post hoc. Des lettres identiques signifient que les groupes ne sont pas différents les uns des autres. A contrario, des lettres différentes illustrent une différence significative entre les groupes. Les valeurs sont présentées pour 50 mètres de haie échantillonnée ainsi qu'un nombre de haie échantillonné à la fois égal à 1 et une distance observateur-haie nulle afin de se placer dans les meilleures conditions de détectabilité.

3.2.2.2. Abondance en espèces protégées

Les variables incluses dans le meilleur modèle sélectionné à l'issue de l'étape de sélection de modèle pour expliquer au mieux les variations d'abondance en espèces protégées sont présentées dans la table ci-dessous (Table 5).

Table 5 – Table des résultats du modèle sélectionné pour modéliser l'abondance en espèces protégées issue de l'analyse des données d'étude des haies menée en 2021 et 2022 dans la région Grand Est.

Variable	Estimation	Erreur standard	z-value	p-value
<i>Intercept</i>	-3.11	0.02	-121.58	<0.01
a) Haies				
<i>Ripisylve</i>	0.04	0.01	3.41	<0.01
<i>Vieux arbres</i>	0.05	0.01	3.48	<0.01
<i>Hauteur</i>	0.11	0.02	6.77	<0.01
<i>Largeur</i>	0.12	0.02	7.72	<0.01
<i>Longueur</i>	-0.06	0.01	-3.83	<0.01
<i>Continuité</i>	0.06	0.01	4.28	<0.01
<i>Nombre de haies</i>	-0.09	0.02	-4.93	<0.01
b) Paysage				
<i>Altitude (m)</i>	0.10	0.02	3.98	<0.01
<i>Distance point d'eau (m)</i>	-0.06	0.02	-2.60	<0.01
<i>Forêt à 2km (%)</i>	-0.08	0.02	-4.13	<0.01
<i>Prairie à 2km (%)</i>	-0.06	0.02	-2.49	0.01
<i>Densité de haie à 200m</i>	-0.05	0.01	-3.77	<0.01

Variables des haies

Les variables de hauteur et de largeur présentent les effets positifs les plus forts sur l'abondance en espèces protégées (Figure 19). Dans une moindre mesure, la présence de ripisylve, de vieux arbres et la continuité des haies sont aussi liées à une augmentation du nombre d'individus d'espèces protégées dans les haies (Figure 19). La longueur réelle des haies, quant à elle, a un léger effet négatif sur l'abondance (Figure 19).

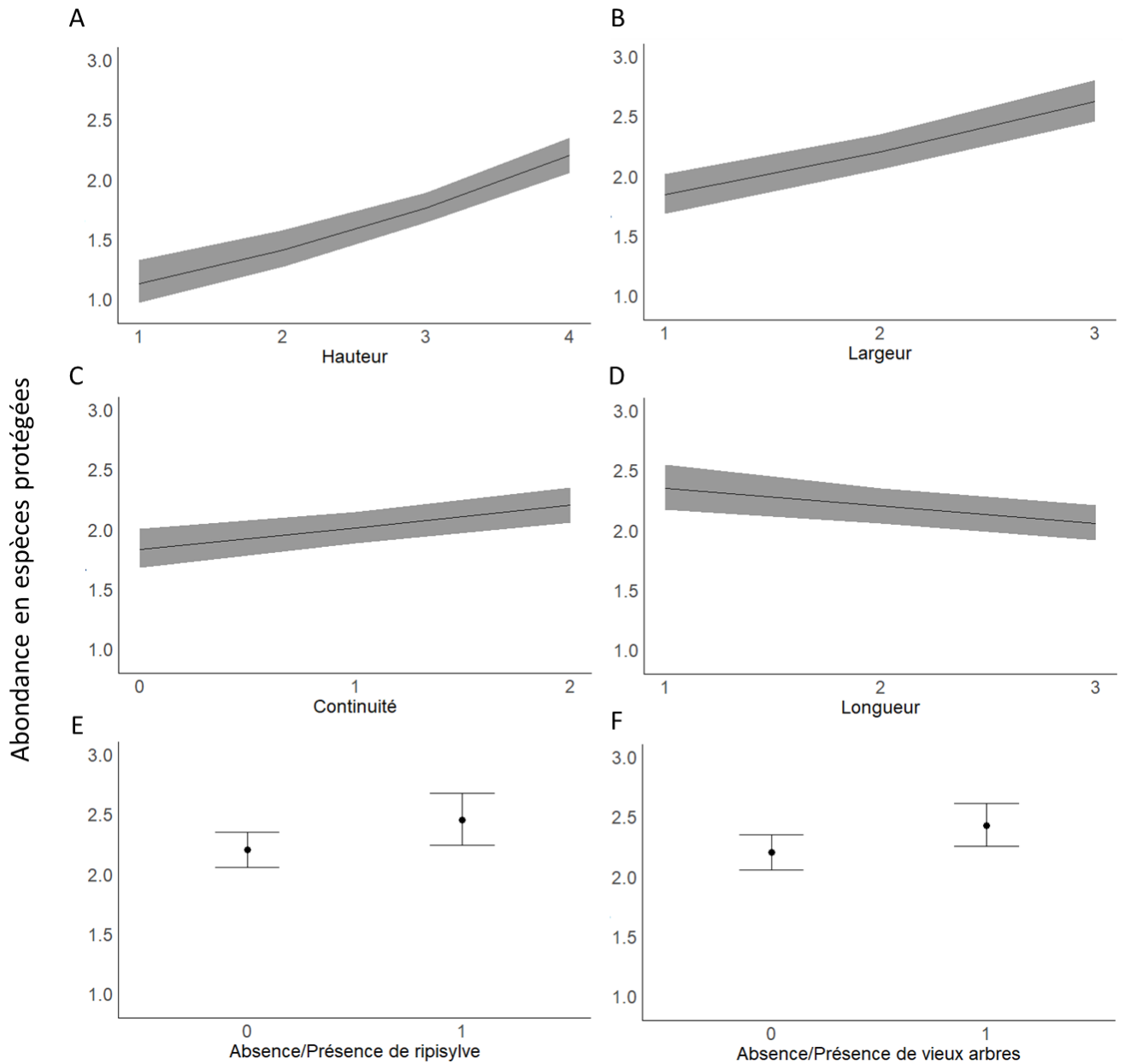


Figure 19 – Effet de la hauteur (A), la largeur (B), la continuité (C), la longueur (D), l'absence ou la présence de ripisylve (E) ainsi que l'absence ou la présence de vieux arbres (F) dans les haies échantillonnées sur la richesse spécifique en espèces protégées prédit par le GLMM. Les courbes noires sur les graphiques A, B, C et D correspondent aux valeurs moyennes d'abondance. Les surfaces grises correspondent aux intervalles de confiance à 95%. Les points noirs sur les graphiques E et F représentent les valeurs moyennes et les lignes noires leurs intervalles de confiance à 95%. Les valeurs sont présentées pour 50 mètres de haie échantillonnée.

L'abondance en espèces protégées d'individus détectés semble diminuer avec une augmentation du nombre de haies à échantillonner simultanément sur le point d'écoute (Figure 20).

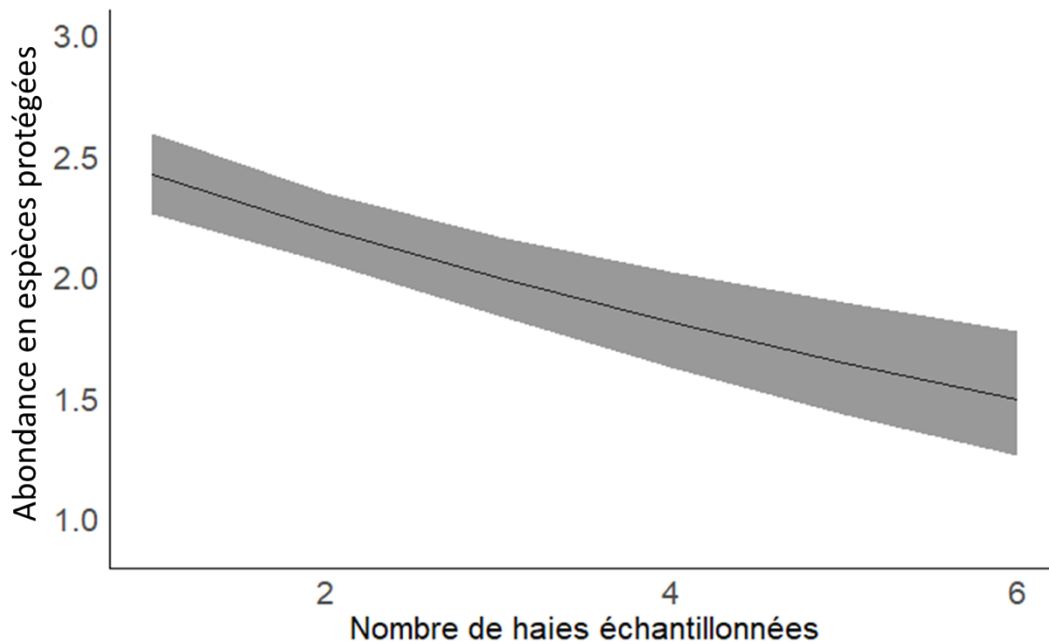


Figure 20 – Effet de l’abondance en espèces protégées par haie en fonction du nombre de haies échantillonnées simultanément sur un même point d’écoute prédit par le GLMM. La courbe noire correspond aux valeurs moyennes d’abondance. Les surfaces grises correspondent aux intervalles de confiance à 95%. Les valeurs sont présentées pour 50 mètres de haie échantillonnée.

Variables du paysage

L’abondance en espèces protégées semble très fortement liée à l’altitude à laquelle se trouvent les sites échantillonnés, avec une abondance nettement supérieure dans les milieux en plus haute altitude (Figure 21). Dans une moindre mesure, une augmentation dans la distance au point d’eau et dans la densité de haie dans les buffers de 200m sont liées à une baisse significative de l’abondance observée (Figure 21). Il en est de même avec le pourcentage de forêt et de prairie dans les buffers de 2km, avec un effet légèrement plus marqué pour le pourcentage de forêt que pour celui de prairie (Figure 21).

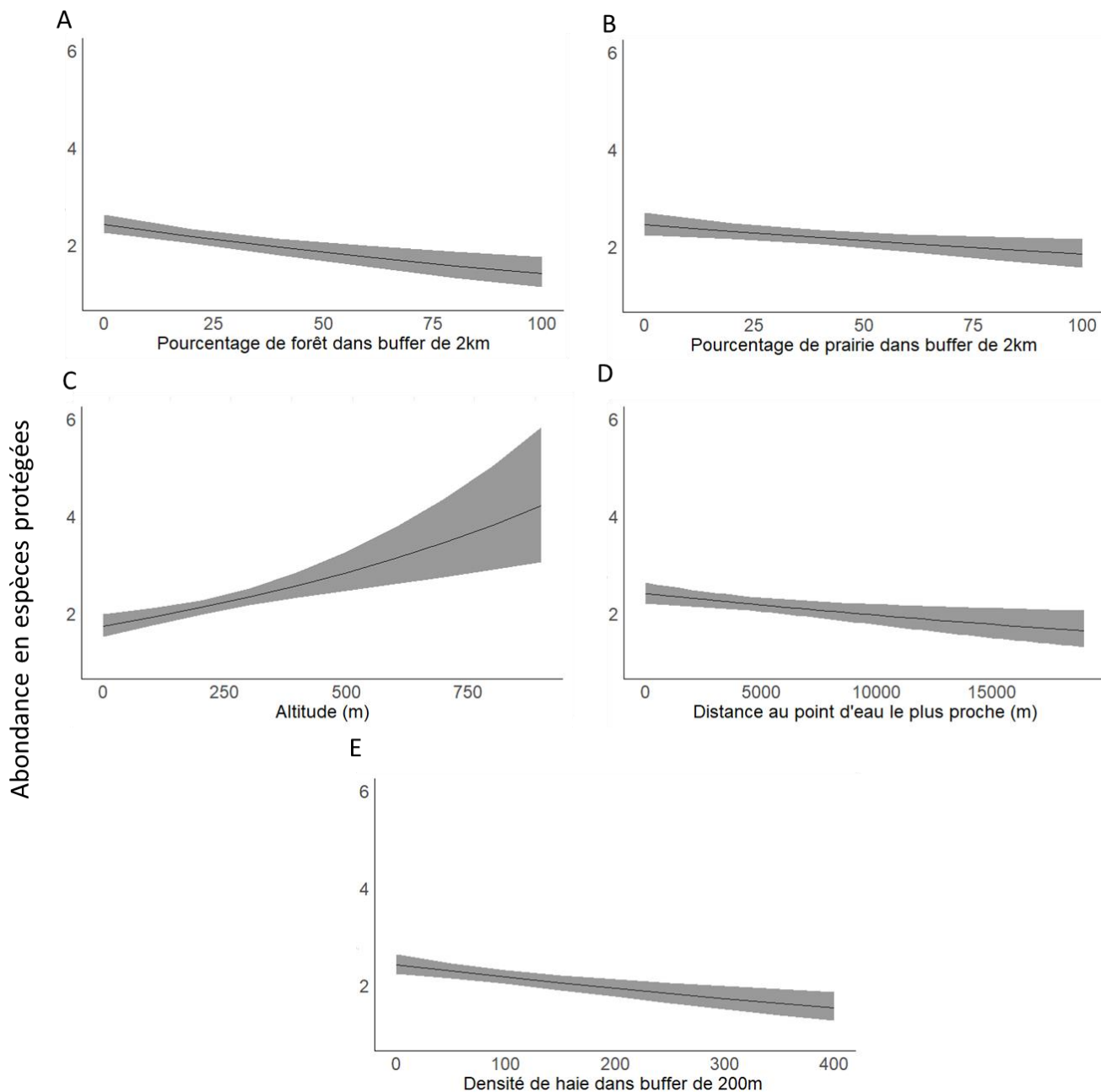


Figure 21 – Effets du pourcentage de forêt (A) et de prairie (B) dans les buffers de 2km, de l'altitude (C), de la distance au point d'eau le plus proche (D), de la densité de haie dans les buffers de 200m (E) entourant les haies sur l'abondance en espèces protégées. Les courbes noires correspondent aux valeurs moyennes d'abondance. Les surfaces grises correspondent aux intervalles de confiance à 95%. Les valeurs sont présentées pour 50 mètres de haie échantillonnée.

Effet des typologies de haies et de paysage

L'abondance moyenne en espèces protégées est significativement différente entre les différentes typologies de haie précédemment définies (GLMM : p -value < 0.01; Figure 22), avec une abondance non différente entre les haies petites et abimées de type 1 et les haies de taille et hauteur moyennes de type 2 (TukeyHSD : p -value = 0.97), qui est inférieure à celles rencontrées dans les haies ornementales de type 3 (TukeyHSD : 3-1 : p -value < 0.01 ; 3-2 : p -value < 0.01) et celles de grande taille

de type 4 (TukeyHSD : 4-1 : p-value < 0.01 ; 4-2 : p-value < 0.01). L'abondance moyenne entre les haies de type 3 et 4 ne semble pas différer (TukeyHSD : p-value = 0.16).

Cette abondance semble aussi différer entre les trois paysages définis (GLMM : p-value < 0.01 ; Figure 22), avec un plus grand nombre d'oiseaux rencontrés dans les paysages hétérogènes de type 2 que dans les prairies (type 3 ; TukeyHSD : p-value = 0.04) et que dans les cultures (type 1 ; TukeyHSD : p-value < 0.01), ainsi qu'une abondance supérieure dans les prairies que dans les cultures (TukeyHSD : p-value < 0.01).

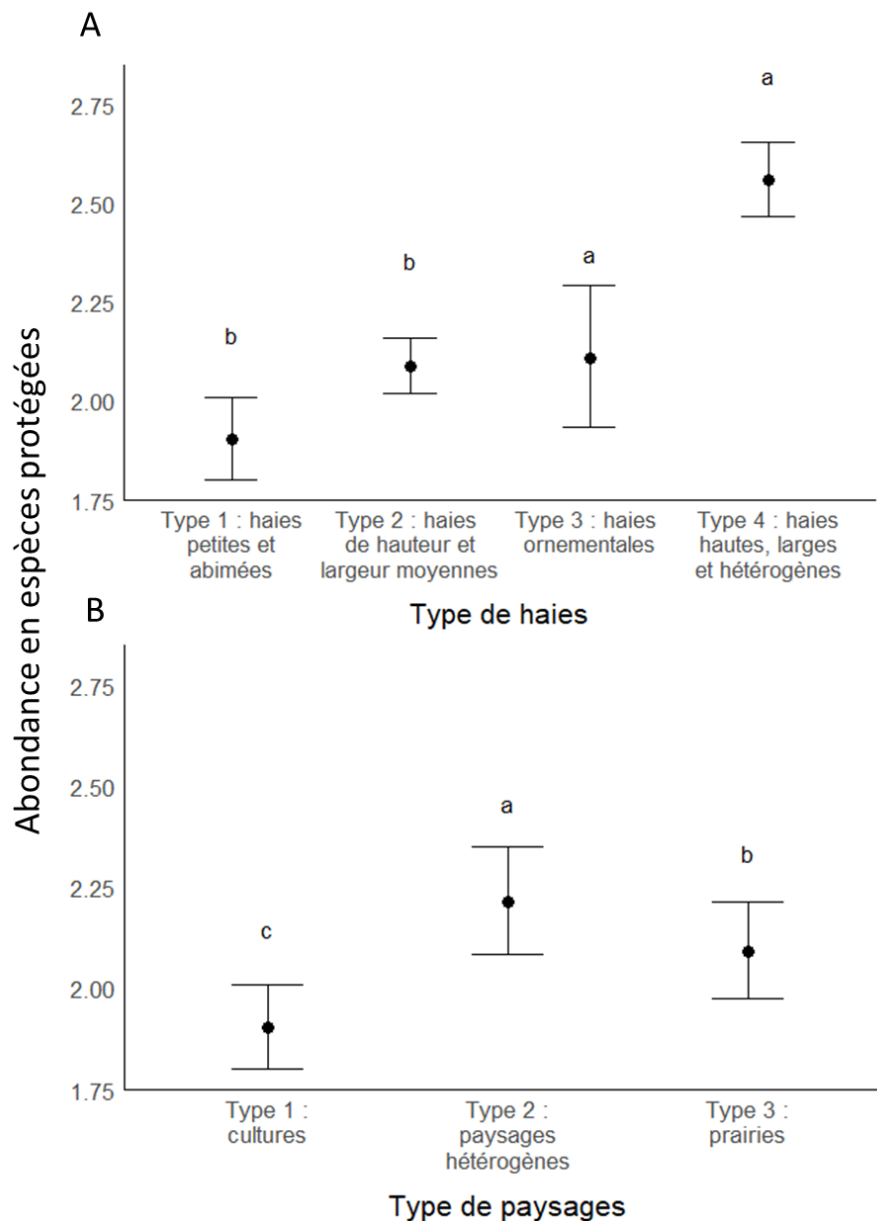


Figure 22 – Abondance moyenne en espèces protégées en fonction des différents types de haie (A) et de paysage (B). Les points noirs représentent les abondances moyennes et les lignes noires leurs intervalles de confiance à 95%. Les lettres représentent les résultats du test post hoc. Des lettres identiques signifient que les groupes ne sont pas différents les uns des autres. A contrario, des lettres différentes illustrent une différence significative entre les groupes. Les valeurs sont présentées pour 50 mètres de haie échantillonnée.

3.2.2.3. Richesse spécifique en espèces protégées

Les variables composant le modèle sélectionné pour expliquer au mieux les variations de richesse spécifique en espèces protégées sont présentées dans la table ci-dessous.

Table 6 – Table des résultats du modèle sélectionné pour la richesse spécifique en espèces protégées issue de l'analyse des données d'étude des haies menée en 2021 et 2022 dans la région Grand Est.

Variable	Estimation	Erreur standard	z-value	p-value
<i>Intercept</i>	-3.36	0.02	-143.71	<0.01
a) Haies				
<i>Ripisylve</i>	0.03	0.01	2.34	0.02
<i>Cavité</i>	0.03	0.01	2.12	0.03
<i>Hauteur</i>	0.11	0.02	6.67	<0.01
<i>Largeur</i>	0.10	0.02	6.75	<0.01
<i>Longueur</i>	-0.09	0.01	-6.02	<0.01
<i>Continuité</i>	0.06	0.01	4.36	<0.01
<i>Nombre de haies</i>	-0.05	0.02	-2.83	<0.01
b) Paysage				
<i>Distance point d'eau (m)</i>	-0.05	0.02	-2.35	0.02
<i>Forêt à 2km (%)</i>	-0.04	0.02	-2.31	0.02
<i>Densité de haie à 200m</i>	-0.05	0.01	-3.74	<0.01

Variables des haies

La hauteur et la largeur des haies ressortent comme les variables ayant l'effet le plus important sur la richesse spécifique en espèces protégées, avec une richesse plus importante dans les haies grandes et larges (Figure 23). La présence de ripisylve, de cavité et la continuité des haies engendrent aussi une augmentation, légèrement moins marquée, du nombre d'espèces observées. La longueur réelle des haies a quant à elle un effet négatif sur la richesse spécifique (Figure 23).

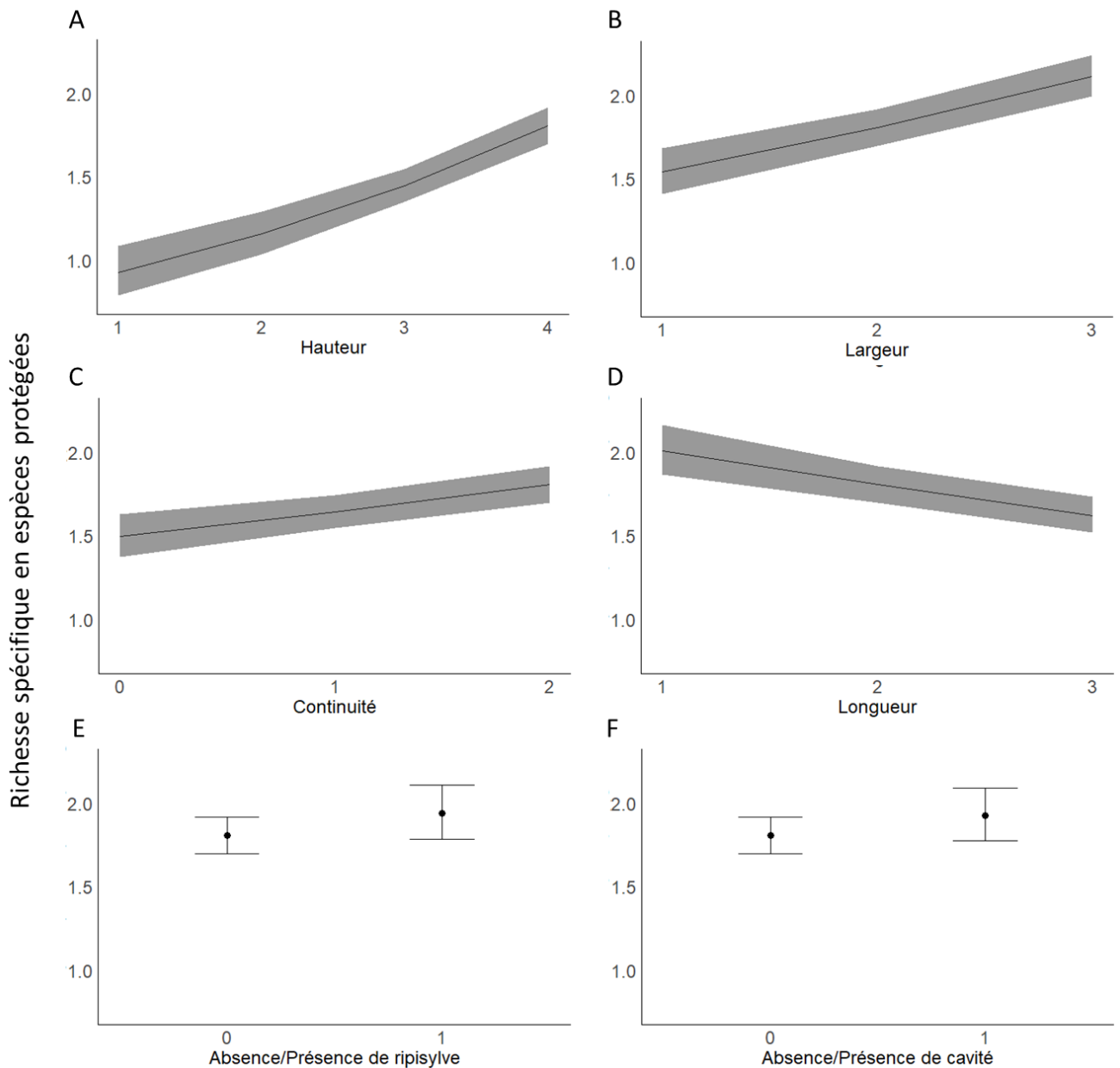


Figure 23 – Effets de la hauteur (A), de la largeur (B), de la continuité (C), de la longueur (D), de l'absence ou de la présence de ripisylve (E) ainsi que de l'absence ou la présence de cavités (F) dans les haies échantillonnées sur la richesse spécifique en espèces protégées. Les courbes noires sur les graphiques A, B, C et D correspondent aux valeurs moyennes de richesse spécifique. Les surfaces grises sur ces mêmes graphiques correspondent aux intervalles de confiance à 95%. Les valeurs sont présentées pour 50 mètres de haie échantillonnée.

Comme pour l'abondance en espèces protégées, le nombre moyen d'espèces protégées détectées diminue nettement avec une augmentation du nombre de haies à échantillonner simultanément sur le point d'écoute (Figure 24).

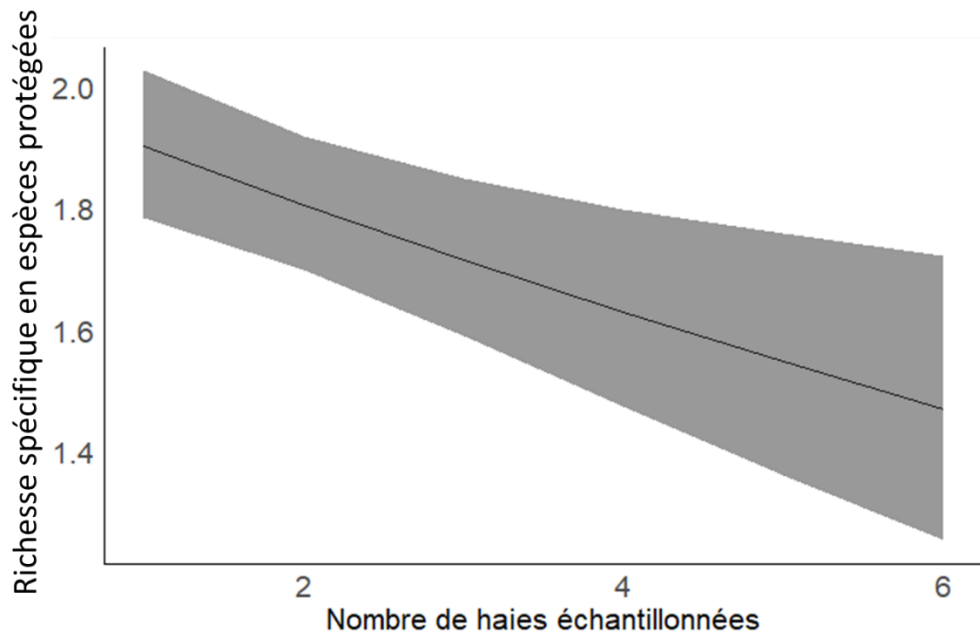


Figure 24 – Effet de la richesse spécifique en espèces protégées par haie en fonction du nombre de haies échantillonnées simultanément sur un même point d’écoute prédit par le GLMM. La courbe noire correspond aux valeurs moyennes de richesse spécifique. Les surfaces grises correspondent aux intervalles de confiance à 95%. Les valeurs sont présentées pour 50 mètres de haie échantillonnée.

Variables du paysage

Un effet de la densité de haies sur la richesse spécifique a été trouvé dans les analyses, avec une diminution du nombre d’espèces détectées dans les haies entourées d’une densité de haies importante dans les buffers de 200m (Figure 25). Le même phénomène est observé avec une augmentation de la distance de la haie à un point d’eau et le pourcentage de forêt dans les buffers de 2km avec des effets négatifs légèrement inférieurs (Figure 25).

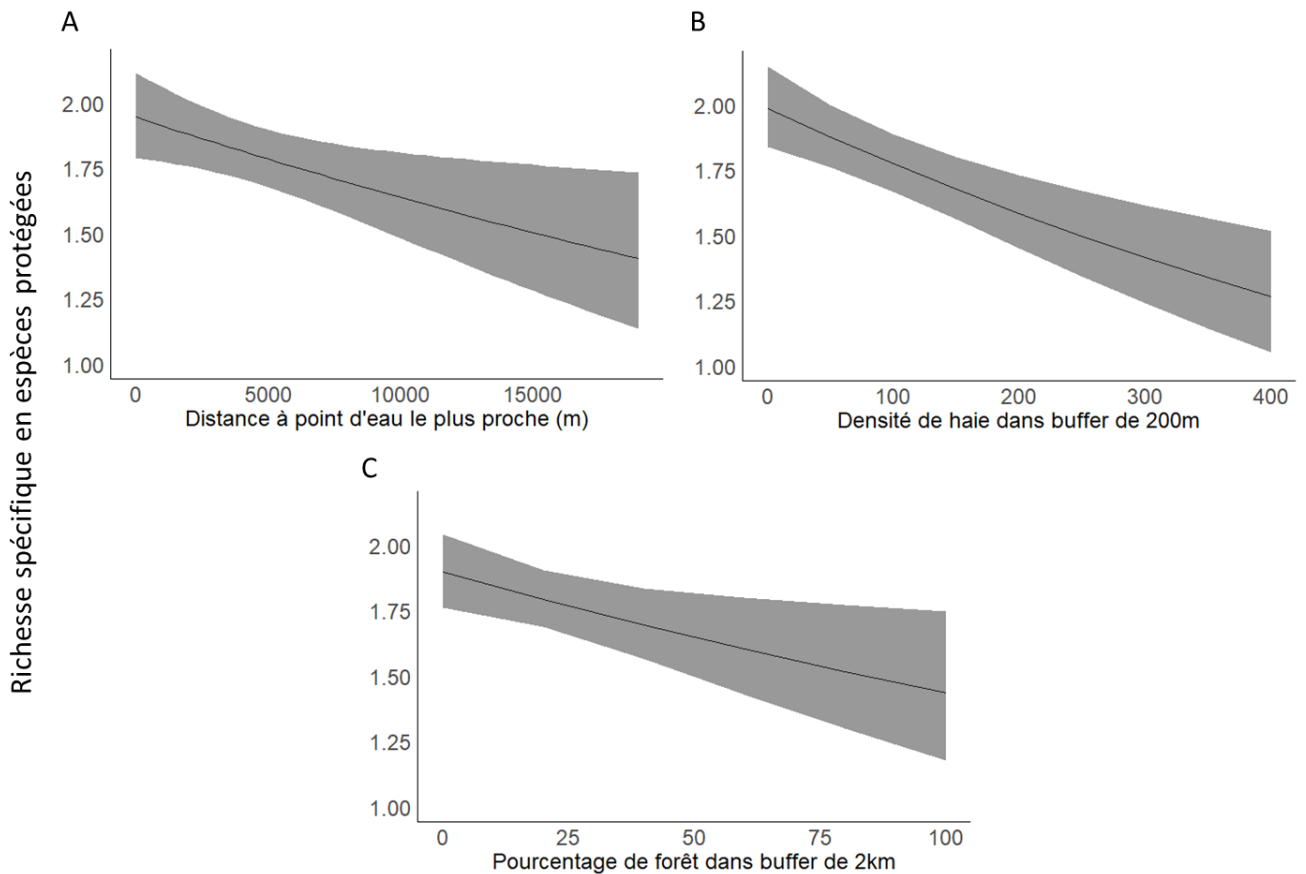


Figure 25 – Effet de la distance au point d'eau le plus proche (A), de la densité de haie dans les buffers de 200m (B) et du pourcentage de forêt dans les buffers de 2km (C) entourant les haies sur la richesse spécifique en espèces protégées. Les courbes noires correspondent aux valeurs moyennes de richesse spécifique. Les surfaces grises correspondent aux intervalles de confiance à 95%. Les valeurs sont présentées pour 50 mètres de haie échantillonnée.

Effet des typologies de haies et de paysages

La richesse spécifique moyenne en espèces protégées est significativement différente entre les types de haie précédemment définies (GLMM : p-value < 0.01 ; Figure 26), avec une abondance supérieure dans les grandes haies de type 4 que dans les autres types de haies (TukeyHSD : 4-1 : p-value < 0.01 ; 4-2 : p-value < 0.01 ; 4-3 : p-value = 0.02), qui ne diffèrent pas entre elles (TukeyHSD : 3-1 : p-value = 0.19 ; 3-2 : p-value = 0.25 ; 2-1 : p-value = 0.95).

La richesse spécifique semble aussi marginalement différer entre les différents types de paysages (GLMM : p-value = 0.06 ; Figure 26) avec une richesse spécifique supérieure dans les paysages hétérogènes (type 2) que dans les cultures (type 1 ; TukeyHSD : p-value < 0.01) et que dans les prairies (type 3 ; TukeyHSD : p-value = 0.02). Le nombre d'espèces protégées par haies ne semble pas différer entre paysages de prairies et de cultures (TukeyHSD : p-value = 0.10).

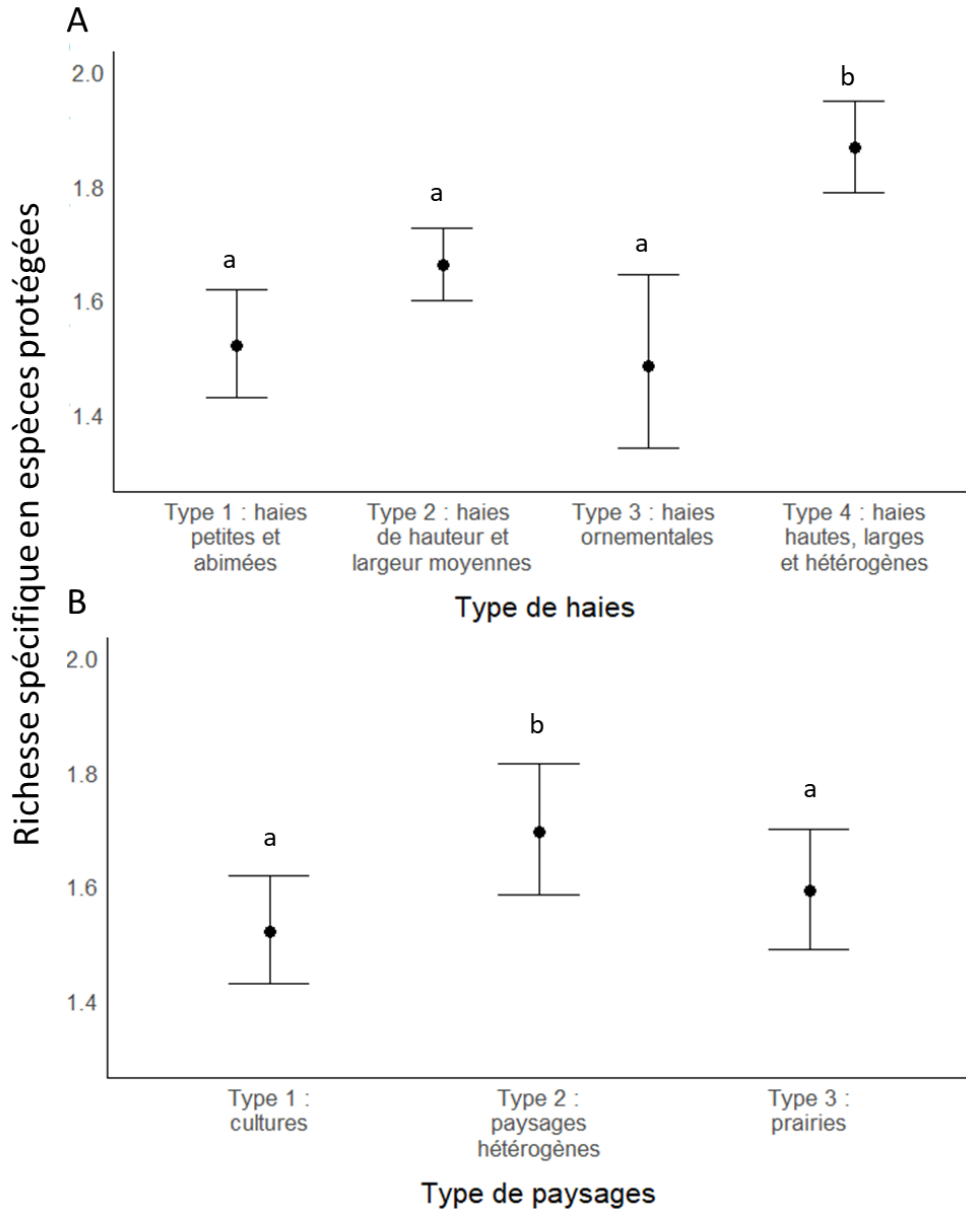


Figure 26 – Richesse spécifique moyenne en espèces protégées en fonction des différents types de haie (A) et de paysage (B). Les points noirs représentent les richesses spécifiques moyennes et les lignes noires leurs intervalles de confiance à 95%. Les lettres représentent les résultats du test post hoc. Des lettres identiques signifient que les groupes ne sont pas différents les uns des autres. A contrario, des lettres différentes illustrent une différence significative entre les groupes. Les valeurs sont présentées pour 50 mètres de haie échantillonnée.

3.2.3. Résultats des modèles d'occupation de site corrigeant pour les biais de détection

Après correction des biais de détection, la probabilité moyenne d'occupation des haies par au moins une espèce protégée est de 0.98 (intervalle de confiance à 95% [0. 96- 0.99]) (Table 7). Cette probabilité semble ne pas être égale en fonction du type de haie et de paysage considéré (Figure 27). La probabilité d'occupation moyenne des haies ornementales (type 3) est égale à 1 et est légèrement

supérieure aux probabilités d'occupation des grandes et moyennes haies (type 4 et 2 respectivement) qui sont de 0.99 [0.97 - 1] et 0.98 [0.96 - 0.99] respectivement. Les haies petites et abimées (type 1) semblent légèrement moins occupées que les autres avec une probabilité de 0.95 [0.91 - 0.97]. Concernant le paysage, les haies en milieu agricole (type 1) sont légèrement moins occupées que les autres, avec une probabilité d'occupation de 0.96 [0.94 - 0.97] contre 0.99 [0.97 - 1] pour les paysages hétérogènes (type 2) et 0.99 [0.96 - 1] pour les prairies (type 3).

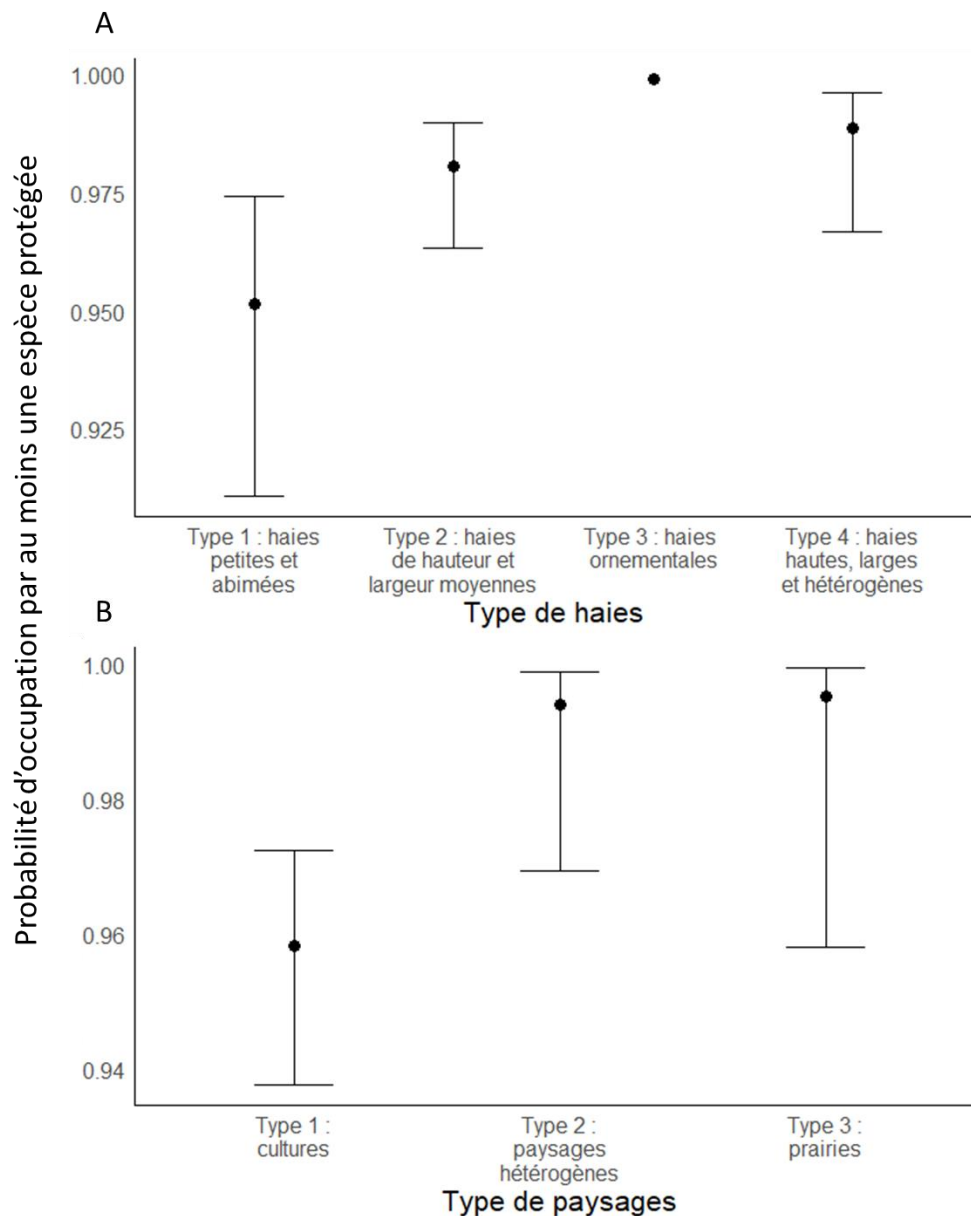


Figure 27 – Probabilités d'occupation d'au moins une espèce protégée dans les haies corrigées pour les biais de détection potentiels et prédites par les modèles d'occupation de site entre type de haies (A) et de paysages (B). Les points noirs représentent les richesses spécifiques moyennes et les lignes noires leurs intervalles de confiance à 95%. A noter que les échelles diffèrent entre les graphiques.

La probabilité de détection par passage est estimée à 0.88 [0.87 – 0.89] (Table 7). Cette probabilité de détection semble fortement affectée par l'intensité du vent présent lors du relevé de données, avec une augmentation de la probabilité de détection avec l'intensité du vent (Figure 28), mais pas par les autres variables liées à la météo que sont la pluie et la couverture nuageuse. La distance et le nombre de haies n'ont pas d'effet significatif sur la probabilité de détection. La date, modélisée par le nombre de jour passé depuis le premier relevé de chacune des années, présente un très fort effet négatif, avec une probabilité de détection qui diminue avec le nombre de jour passé depuis le premier jour de relevé (Figure 28).

Table 7- Résultat du modèle d'occupation de sites ajusté sur les données d'étude des haies menée en 2021 et 2022 dans la région Grand Est.

Variable	Estimation	Erreur standard	z-value	P(> z)
a) Occupation				
Intercept	3.88	0.23	16.92	<0.01
b) Détection				
Intercept	3.80	0.30	12.69	<0.01
Vent	0.30	0.10	2.97	<0.01
Pluie	-0.32	0.18	-1.78	0.07
Couverture	-0.02	0.08	-0.26	0.79
Distance à la haie	<0.01	<0.01	-1.68	0.09
Nombre de haies	0.02	0.06	0.27	0.78
Date	-0.04	<0.01	-12.85	<0.01

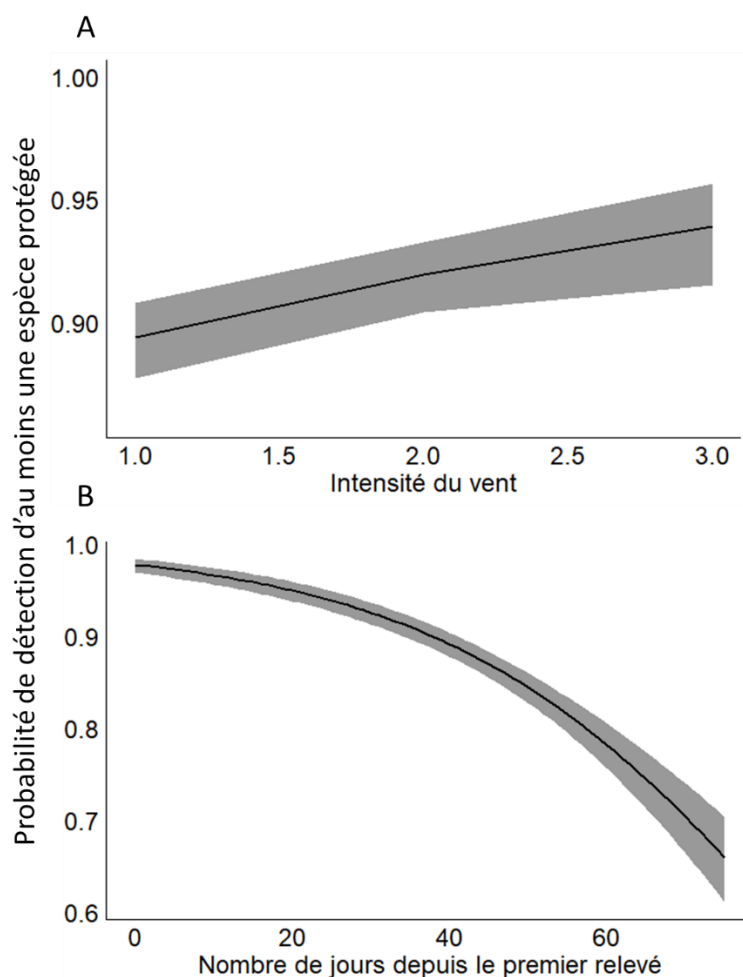


Figure 28 – Effet de l'intensité du vent (A) et de la date, modélisée par le nombre de jours depuis le premier relevé (B), sur la probabilité de détection d'au moins une espèce protégée sur une haie donnée prédit par le modèle d'occupation de site. Les courbes noires correspondent aux valeurs moyennes de probabilité de détection. Les surfaces grises correspondent aux intervalles de confiance à 95%. A noter que les graphiques ne sont pas à la même échelle.

4. Discussion

4.1. Probabilité de présence d'au moins une espèce protégée dans la haie

L'analyse des données montre que la probabilité moyenne qu'au moins une espèce protégée d'oiseau utilise au moins une haie de 50 mètres de la région Grand Est comme site de repos, de reproduction et/ou comme habitat est très proche de 1 (0.95) dans les données brutes. Après une prise en compte partielle des biais de détection, celle-ci augmente à 0.98. Elle est même supérieure à 0.98/0.99 pour les haies des paysages hétérogènes ou à dominante de prairie ou pour toutes les autres haies que les petites haies abimées. Cette probabilité s'est montrée par contre légèrement inférieure dans les haies petites et abimées (0.95) ainsi que dans les haies se trouvant dans un paysage dominé par les cultures (0.96). Cela suggère que quasiment toutes les haies hébergent au moins une espèce protégée d'oiseau

dans la région, à l'exception des haies basses, abimées ou trop intensément entretenues et cela dans les paysages dominés par les grandes cultures.

Il est par ailleurs important de prendre en compte les limites du protocole utilisé dans la détection des espèces présentes. Seules les haies de plus de 50m de long et ne se trouvant pas en milieu urbain ont été considérées dans cette étude. Le fait de passer seulement 10 minutes sur chaque point d'écoute ne garantit pas de détecter toutes les espèces présentes sur chaque haie en particulier lorsque de nombreuses haies doivent être échantillonnées simultanément. Ce point sera abordé dans la suite de la discussion. Par ailleurs, une espèce peut très bien nicher dans une haie, ou s'y nourrir régulièrement, sans y être présente tout au long de la journée. Par conséquent, même après correction des biais de détection, il est probable que le protocole ne permette pas d'être exhaustif et donc que toutes les espèces présentes dans les haies n'aient pu être détectées.

Il est également intéressant de souligner que cette étude se concentre sur l'avifaune, mais de nombreuses autres espèces protégées de micromammifères, reptiles, amphibiens ou encore d'insectes ou de plantes sont également très dépendantes des haies en termes de ressources et d'habitats. Par conséquent, le pourcentage d'occupation par espèce protégée serait sous-estimé dans cette étude puisqu'elle ne prend en compte qu'un seul taxon. Il n'est donc pas exclu que même les haies abimées des paysages dominés par les cultures hébergent quasiment toutes au moins une espèce protégée.

Pour la suite de cette discussion, les résultats des trois indicateurs étudiés dans cette étude (probabilité de présence d'au moins une espèce protégée, abondance et richesse spécifique) ont été regroupés afin d'éviter trop de redondances dans les éléments de discussion. En effet, les effets détectés sont largement convergents pour ces trois indicateurs.

4.2. Cortèges d'espèces

Nous n'avons pas détecté de structuration dans les cortèges d'espèces d'oiseaux utilisant certains types de haies ou de paysages. Ainsi, l'assemblage des différentes espèces d'oiseaux étudiées dans cette étude semble donc être homogène dans tous les types de haies et de paysages échantillonnés et cela à l'échelle de la région. La haie étant une niche écologique utilisée par une certaine communauté d'oiseaux, notre échantillonnage s'est donc retrouvé restreint à cette même communauté, expliquant probablement une telle homogénéité. Il est cependant intéressant de noter que des haies même de moindre qualité (petites, abimées, etc.) mais aussi des haies insérées dans des paysages d'agriculture intensive accueillent la même communauté que des haies grandes et larges dans des paysages d'agriculture peu intensive. Ceci montre que les haies représentent un habitat en soit, accueillant un cortège d'espèces peu affecté directement par la typologie de la haie et du paysage (mais voir ci-dessous pour leur abondance et richesse).

4.3. Effet des caractéristiques des haies

Hauteur et largeur

Les forts effets positifs de la hauteur et de la largeur des haies que nous avons observés à la fois sur la présence, l'abondance et la richesse spécifique de l'avifaune ont déjà été démontrés dans la littérature

internationale. Les grandes haies offrent de nombreuses fonctions aux oiseaux, notamment une nidification à l'abri des prédateurs (Arnold, 1983 ; Chamberlain et al., 1995), une protection contre le vent ou encore un plus grand nombre d'abris (Osborne 1984 ; O'Connor et Shrub, 1990). Elles servent aussi de perchoir pour le chant et favorisent une disponibilité accrue en nourriture en abritant de nombreux invertébrés et comportant souvent une strate buissonnante produisant des baies (Lewis, 1969 ; Maudsley, 2000 ; Jacobs, 2008). L'avifaune est aussi plus riche dans les haies de grandes tailles car elles présentent généralement une plus grande complexité de strates d'habitats qui seront utilisées par diverses espèces aux exigences écologiques variées (MacDonald et Johnson, 1995 ; Hinsley et Bellamy, 2000 ; Fuller et al., 2001 ; Morelli, 2013).

Continuité

La continuité des haies a aussi un effet positif sur les trois indicateurs étudiés. Il est largement reconnu que la continuité des haies est d'une importance primordiale pour les espèces inféodées aux haies. En effet, la continuité permet aux espèces de se déplacer, de se nourrir et de se reproduire de manière efficace, sans avoir à traverser une matrice d'habitat potentiellement risquée, favorisant ainsi leur survie et leur succès reproducteur (Bennett et al., 2004 ; Pulido-Santacruz et Renjifo, 2011). Un linéaire de haie continu permet aussi le maintien d'un microclimat favorable aux oiseaux (Forman et Baudry, 1984). Par conséquent, la présence de trouées au sein des haies peut perturber cette continuité, créant des barrières pour le déplacement des espèces et limitant leur accès aux ressources nécessaires à leur cycle de vie. Il a d'ailleurs été montré que la présence de trouées pouvait entraîner une baisse de l'abondance d'espèces d'oiseaux dans les haies (MacDonald et Johnson, 1995).

Absence/présence de ripisylve

Les haies formant des ripisylves présentent un taux de présence, une abondance et une richesse spécifique largement plus élevées que des haies hors ripisylves. Les ripisylves sont en effet des formations favorisant l'hétérogénéité des niches écologiques dans un milieu. Les ripisylves représentent généralement un milieu diversifié qui est constitué d'une mosaïque d'habitats abritant une grande variété d'espèces (Naiman et al., 1993). Ces zones fournissent par ailleurs des niches écologiques uniques, tant sur le plan de la structure que de la composition de la végétation, offrant des opportunités d'abri, de reproduction, de nourriture et de déplacement pour de nombreuses espèces (Riis et al., 2020 ; Popescu et al., 2021). L'importance des ripisylves pour l'avifaune est d'autant plus marquée qu'elles se trouvent dans les milieux agricoles intensifs où demeurent les derniers éléments arborés et/ou arbustifs encore présents (Jedlicka et al., 2014).

Absence/présence de cavité

Les résultats de cette étude montrent que la présence de cavités dans les haies augmente la richesse spécifique ainsi que la probabilité de présence d'espèces protégées dans celles-ci. Les cavités offrent de fait une niche écologique favorable à de nombreuses espèces d'oiseaux, plus ou moins dépendantes de celles-ci (Martin et Eadie, 1999 ; Regnery et al., 2013 ; Schaaf et al., 2020). Ces cavités naturellement créées par des processus tels que le vieillissement du bois ou les excavations des pics, offrent ainsi des sites de nidification pour les espèces cavernicoles, qui en dépendent totalement pour leur reproduction, mais servent également de refuge (Remm et al., 2006). Elles offrent ainsi une protection contre les prédateurs ou contre les intempéries (Arnold, 1983 ; Osborne 1984 ; O'Connor et Shrub, 1990).

1990 ; Chamberlain et al., 1995). La présence de cavités dans les arbres composants les haies est aussi importante pour beaucoup d'autres espèces, notamment pour les insectes, dont les oiseaux se nourrissent (Cockle et al., 2011). A noter que la présence et la qualité des cavités est très fortement liée à la hauteur et la largeur des haies puisque celles-ci se trouvent principalement sur des arbres grands et larges (Remm et al., 2008 ; Edworthy et al., 2012 ; Gutzat et Dormann, 2017).

Absence/présence de vieux arbres

Nos résultats montrent aussi que la présence de vieux arbres dans les haies entraîne une augmentation dans l'abondance en espèces protégées. Les vieux arbres offrent en effet une multitude de niches écologiques, favorisant l'avifaune (Benedetti et al., 2021 ; Kebrle et al., 2021). En plus d'abriter des cavités, ces arbres se distinguent généralement par leur hauteur et leur largeur, assurant ainsi des zones propices à la nidification, au repos et à la recherche de nourriture pour les oiseaux comme discuté précédemment. Ils abritent également une abondance d'espèces de la microfaune (insectes, arachnides, etc), elles-mêmes situées dans les premiers maillons de la chaîne alimentaire. A titre d'exemple, entre 300 et 600 espèces sont spécialisées sur le chêne en Europe centrale auxquelles s'ajoutent autant d'espèces l'utilisant de manière facultative, cette diversité dépendant directement de l'âge des arbres (Bonfils et al., 2005).

Intensité d'entretien des haies et absence/présence d'arbres abimés

Le fort effet négatif de l'intensité d'entretien des haies et de la présence d'arbres abimés sur la probabilité de présence d'au moins une espèce protégée dans notre cas d'étude est un sujet qui a été très largement étudié dans la littérature (MacDonald et Johnson, 1995 ; Hinsley et Bellamy, 2000 ; Staley et al., 2012). Notre étude vient de nouveau souligner l'impact négatif d'une intensité d'entretien trop forte des haies sur l'avifaune (coupe, taille, désherbage...).

Absence/présence de clôture

La présence de clôtures autour des haies était aussi un résultat impactant négativement la probabilité de présence d'au moins une espèce protégée sur les haies. Un effet inverse, soutenu par la littérature, était attendu. La présence de clôture est un moyen de protéger les haies du broutage par les herbivores comme notamment les chevreuils qui se nourrissent des strates les plus basses, réduisant ainsi les ressources disponibles pour les oiseaux de ces haies, comme cela a pu être montré en milieux forestiers (Gill et Fuller, 2007 ; Holt et al., 2011 ; Cocquelet et al., 2019). Le milieu n'étant pas le même, la stratégie de broutage des herbivores et donc leur impact sur la végétation n'est vraisemblablement pas le même. En effet, la consommation des bourgeons apicaux par les chevreuils entraîne une densification de la strate buissonnante des haies, favorable à certains oiseaux. De plus, dans notre jeu de données, la présence de clôture était fortement associée aux haies de type 1, c'est-à-dire aux haies de petite taille et abimées. Ainsi, les résultats pourraient plutôt être corrélés à une intensité d'entretien plus élevée sur les haies clôturées qu'à la présence des clôtures elles-mêmes.

Longueur des haies

La longueur des haies échantillonnées présentait un effet négatif sur l'abondance et la richesse spécifique. Ce résultat assez contre-intuitif de prime abord peut s'expliquer par plusieurs mécanismes. Une première hypothèse serait liée au comportement territorial de l'avifaune entraînant une saturation de la densité d'individus présents dans un même territoire donné (Brown, 1969 ; Carpenter, 1987), en l'occurrence ici dans une même haie. Ainsi, même si la longueur de la haie échantillonnée augmente, le nombre d'individus restera identique, pouvant induire une corrélation négative entre le nombre d'individus et d'espèces rencontrés avec la longueur de la haie. Une autre hypothèse serait que la capacité de détection des observateurs diminue avec la longueur de la haie, une haie trop longue pouvant rendre l'échantillonnage plus difficile, entraînant ainsi une sous-estimation du nombre d'individus détectés.

4.4. Effet des variables liées à la détection

Des potentiels biais de détection sur le terrain affectant les relevés d'abondance et de richesse spécifique en espèces protégées ont été identifiés.

L'abondance et la richesse spécifique en espèces protégées diminuent en effet fortement avec une augmentation du nombre de haies à échantillonner sur le point d'écoute. Cette baisse est d'autant plus marquée quand plus de trois haies sont à échantillonner simultanément.

Deux mécanismes non-exclusifs peuvent expliquer ces résultats :

i) Saturation de la détection des opérateurs-trices

La diminution de l'abondance et de la richesse spécifique relevée en réponse à l'augmentation du nombre de haies échantillonnées sur un même point d'écoute pourrait être induite par une saturation des opérateurs-trices sur le terrain. L'échantillonnage des haies sur un même point d'écoute étant à réaliser simultanément en dix minutes, il peut être difficile de toutes les suivre de manière exhaustive dès lors que leur nombre devient important. Repérer tous les oiseaux, les localiser, reporter leur nom et localisation sur la cartographie prend du temps et si le nombre de haies et d'oiseaux devient trop important, il est probable qu'il devienne complexe de tout détecter et relever. Ainsi, il est assez net dans nos résultats que dès que plus de trois haies sont échantillonnées, on constate une baisse notable des trois indicateurs liés aux espèces protégées.

ii) Saturation de la densité en territoires d'oiseaux

Une autre explication possible pourrait être liée à la territorialité de certaines espèces d'oiseaux, pouvant entraîner une saturation des territoires due à de la compétition pour les ressources (nourritures, sites de nidification...) (Brown, 1969 ; Carpenter, 1987). Il est important de noter que de par le comportement territorial des oiseaux étudiés ici, leur densité ne peut pas augmenter indéfiniment mais est, au contraire, limitée par cette territorialité. De ce fait, il est possible que dans des zones très denses en haies, certaines haies n'aient pas accueilli d'oiseaux au moment des relevés de terrain car appartenant à des territoires incluant aussi d'autres haies. Ceci ne signifie pas que ces haies ne sont pas utilisées mais juste qu'elles le sont moins fréquemment puisque les individus ont plus de possibilités au sein de leur territoire. La probabilité de détecter les individus sur ces haies au cours des 10min d'observation est donc plus faible.

4.5. Effets des variables du paysage

Altitude

L'altitude a un effet positif sur l'abondance des espèces protégées d'oiseaux dans les haies, comme le soulignent les résultats de cette étude. Les régions d'altitude sont souvent moins impactées par les activités humaines, telles que l'urbanisation et l'agriculture intensive, permettent ainsi aux oiseaux de trouver des conditions plus favorables pour leur survie et leur reproduction (Coquillart, 1987). Ces résultats mettent en évidence l'importance de préserver les milieux d'altitude, principalement les Vosges dans notre cas d'étude, en tant que refuges essentiels pour les espèces protégées d'oiseaux, fournissant des conditions propices à leur abondance et à leur conservation.

Occupation du sol

Un pourcentage élevé de prairies et de forêts à l'échelle du paysage (dans un buffer de 2 km) ainsi qu'une densité de haies importante à une échelle très locale (dans un buffer de 200 m) et une distance forte des haies au point d'eau le plus proche apparaissent comme ayant un effet négatif sur l'abondance de ces espèces. De même, les densités de haies importantes à l'échelle locale (buffer de 200 m), le pourcentage élevé de forêts dans un rayon de 2 km et une grande distance des haies aux points d'eau présentent un effet négatif sur le nombre d'espèces recensées dans les haies. Ces résultats suggèrent un effet négatif de l'homogénéité du paysage sur la richesse et l'abondance en oiseaux. Le maintien d'une matrice de paysages diversifiés est crucial pour la conservation de l'avifaune. Il a été très largement montré dans la littérature scientifique qu'une diversité de paysages offrait une hétérogénéité de niches et de ressources, permettant d'accueillir un grand nombre d'individus et d'espèces présentant des besoins écologiques variés (Haslem et Bennett, 2008 ; Redlich et al., 2018). Dans les milieux homogènes tels que les paysages agricoles intensifs, les haies jouent un rôle essentiel en offrant des habitats semi-naturels et en créant des îlots très favorables aux oiseaux au sein de ces environnements dégradés (Morelli, 2013 ; Heath et al., 2017).

4.6. Effets des typologies de haies et paysages

Sur les données brutes, c'est-à-dire sans tenir compte des difficultés de détection, la probabilité moyenne de présence d'au moins une espèce protégée était différente entre les typologies de haies définies, avec une probabilité plus faible sur les haies de type 1. Ce résultat vient soutenir les résultats précédents. La probabilité de présence est plus faible dans les haies regroupant les facteurs identifiés comme induisant une baisse des trois indicateurs étudiés (haies de petites tailles, abimées, fortement entretenues...). Pour autant, la probabilité de présence dans ces haies reste très élevée puisque plus de 93% d'entre elles abritent au moins une espèce protégée d'oiseau, contre environ 98% pour les autres types de haies identifiés et cela sur les données brutes. En rappelant la nature non exhaustive de l'échantillonnage réalisé et les potentiels biais de détection identifiés, notre étude soutient que quelle que soit la typologie de la haie, elle abritera quasi systématiquement une espèce protégée.

Les résultats de notre étude confirment que les haies grandes, larges et présentant une hétérogénéité d'habitats (type 4) accueillent une abondance et une richesse spécifique supérieures aux autres types de haies, comme déjà démontré dans la littérature (Arnold, 1983 ; MacDonald et Johnson, 1995) et en cohérence avec les résultats précédents variable par variable.

Dans les paysages de type 2, caractérisés par une plus grande hétérogénéité de milieux, le nombre d'individus et d'espèces observées dans les haies est plus élevé que dans les autres types de paysages. Ce résultat est, là encore, en accord avec les variables du paysage que nous avons discuté ci-dessus. Les paysages hétérogènes offrent un plus grand nombre de niches écologiques disponibles que les milieux homogènes des autres types que sont les paysages dominés par les cultures et les prairies et peuvent ainsi accueillir une plus grande diversité d'espèces (Coquillart, 1987 ; Benton et al., 2003). En revanche, l'abondance en espèces protégées est plus faible en milieu de cultures probablement en raison de la moins grande favorabilité du paysage, notamment à cause de l'utilisation de pesticides, d'une simplification paysagère avec souvent une faible proportion d'éléments semi-naturels liée à une intensification (parcelle de grande taille, optimisation des surfaces en culture) ou spécialisation de l'agriculture sur les territoires (Clavreul, 1984 ; Chamberlain et al., 2000).

4.7. Modèles d'occupation de site

Une probabilité d'occupation de 0.98 des sites par au moins une espèce protégée d'oiseau a été estimée en tenant compte de la correction pour la détection imparfaite. Une probabilité d'occupation légèrement inférieure de 0.95 et 0.96 ont été respectivement calculées pour les haies petites et abimées et pour les haies se trouvant en milieu agricole. Ces résultats viennent soutenir les points discutés précédemment concernant l'effet négatif de l'entretien des haies et des matrices paysagères agricoles sur l'avifaune. Ainsi, comme discuté dans le point 4.1, presque toutes les haies, à quelques exceptions près, hébergent des espèces protégées d'oiseaux.

Une probabilité de détection moyenne par passage de 0.88 d'au moins une espèce protégée d'oiseau sur la haie a été estimée. En d'autres termes, dans le cas où les haies échantillonnées étaient occupées par des espèces protégées, dans seulement 88% des cas, au moins une espèce protégée était détectée à chaque passage, soulignant bien la présence de biais dans la détection des individus.

Un fort effet positif de l'intensité du vent sur la probabilité de détection vient soutenir, comme évoqué précédemment, l'utilisation des haies comme abris aux intempéries par les oiseaux (Osborne 1984 ; O'Connor et Shrubbs, 1990). En effet, lorsqu'il y a du vent, les oiseaux ont tendance à se réfugier dans les haies, ce qui augmente les chances de les détecter.

Le nombre de jours écoulés à partir du premier relevé était, quant à lui, fortement corrélé à une baisse de la probabilité de détection. L'hypothèse de l'effet de la phénologie des oiseaux, c'est-à-dire liée aux différentes phases de leur cycle de vie, pourrait expliquer cette diminution de la probabilité de détection. Les oiseaux étant plus actifs en début de saison que vers la fin, la probabilité de détection diminue au cours de l'avancée de la saison, même si la présence d'espèces ayant une activité plus tardive peut limiter cet effet (Robbins, 1981). La variation de la fréquence des chants des oiseaux au cours de la saison pourrait aussi expliquer ce résultat. En début de saison, les chants sont très étalés dans la journée, avec un nombre important d'espèces chantant en même temps, et diminuent très rapidement au cours de la saison, affectant grandement la probabilité de détection (Alldredge et al., 2007). Ce phénomène est d'autant plus marqué durant les périodes de fortes chaleurs.

En revanche, contrairement aux résultats obtenus pour l'abondance et la richesse spécifique, le nombre de haies et la distance observateur-haie n'ont pas montré d'effets significatifs dans le modèle d'occupation de sites. Ces effets étaient cependant déjà très faibles sur les données brutes. Il est donc compréhensible que cet effet ne soit pas détecté par les modèles d'occupation de sites qui présentent souvent des estimations moins précises que de simples GLMM.

5. Conclusion et perspectives

En conclusion, les résultats de cette étude suggèrent que quasiment toutes les haies sont utilisées par au moins une espèce protégée d'oiseau dans la région Grand Est, à l'exception des haies basses, abimées ou trop intensément entretenues et cela dans les paysages dominés par les grandes cultures. A noter que seules les haies de plus de 50m de long et ne se trouvant pas en milieux urbains ont été considérées, et que seule leur utilisation par l'avifaune a été étudiée ici. Cependant, il est important de souligner que de nombreuses autres espèces protégées de mammifères, de reptiles, d'amphibiens, d'insectes ou encore de plantes utilisent également les haies comme ressource et habitat, ce qui confirme l'importance majeure de ces habitats pour la biodiversité.

Cette étude plaide en faveur de la préservation et la restauration de paysages ruraux hétérogènes, caractérisés par une diversité de systèmes agricoles et une planification territoriale appropriée. Elle souligne également le caractère crucial de la préservation des haies au sens large, tout en montrant l'importance de la préservation des ripisylves pour la biodiversité. De manière plus concrète, ces résultats mettent aussi en évidence des facteurs clés à prendre en compte dans la gestion des haies pour la mise en place d'un suivi national de l'écosystème-haie, incluant l'élaboration d'un protocole final, prévu pour fin 2023. Ces résultats offrent également des recommandations précieuses en cas de renouvellement d'une étude similaire à l'avenir.

5.1. Utilisation de modèles multi-espèces

Les modèles d'occupation de sites utilisés dans cette étude sont simplistes. Ils ne prennent en compte que l'occupation par au moins une espèce protégée, sans considérer l'étude de plusieurs espèces simultanément. Cette simplification était nécessaire en raison des importantes exigences en termes de temps et de puissance de calcul des modèles d'occupation de site multi-espèces développées récemment en particulier avec un si grand nombre de sites dans le jeu de données disponible pour cette étude. Cependant l'exploitation optimale du jeu de données disponible devra passer à l'avenir par l'utilisation de ces modèles multi-espèces par exemple via le package Spoccupancy (Doser et al., 2022) ou directement dans un cadre bayésien (Dorazio et Royle, 2012).

5.2. Analyses complémentaires

Composition végétale des haies

Plusieurs travaux de recherche ont mis en évidence l'importance de la composition végétale des haies pour l'avifaune (MacDonald et Johnson, 1995 ; Jokimäki et Huhta, 1996 ; Pulido-Santacruz et Renjifo, 2011). Cependant, dans notre étude, même si la composition principale en espèces ligneuses des haies a été relevée durant la campagne de terrain, cet aspect n'a pas été pris en compte dans les analyses par manque de temps. Il serait donc intéressant de l'intégrer dans de futures études. La composition végétale des haies peut influencer la disponibilité des ressources alimentaires, la présence de caches

et d'abris, ainsi que la diversité des niches écologiques offertes aux oiseaux et donc influencer les cortèges d'espèces utilisant ces haies.

Etude d'autres taxons

Etendre cette étude à d'autres taxons serait aussi une perspective intéressante quant à la caractérisation des haies comme habitats d'espèces protégées. Un focus sur l'avifaune a été réalisé dans le cadre de cette étude pour la facilité de mise en place d'un suivi à aussi large échelle. Cependant, beaucoup d'autres espèces protégées notamment de reptiles, d'amphibiens, de mammifères ou encore d'insectes ou de plantes sont très dépendantes des haies en termes de ressource et d'habitat (Burel, 1990 ; Billeter et al., 2007 ; Lacoeuilhe et al., 2018 ; Boissinot et al., 2019 ; Froidevaux et al., 2019 ; Wilson, 2019 ; Rugiero et al., 2021). Il est donc raisonnable de penser que le pourcentage de haies occupées par des espèces protégées serait encore supérieur à celui déterminé dans le cadre de cette étude.

5.3. Amélioration du protocole

Les résultats de cette étude permettent de formuler plusieurs recommandations concernant les stratégies de sélection des mailles à échantillonner et de récolte de données sur le terrain.

Stratégie d'échantillonnage des mailles

La stratégie d'échantillonnage aléatoire et stratifiée des mailles à étudier n'a pas permis d'obtenir une distribution équilibrée des différents types de haies et de paysages entre les départements échantillonnés. Cela est dû notamment aux contraintes paysagères propres à la région Grand Est, comportant une forte hétérogénéité de paysages entre départements. Il est en effet difficile, si ce n'est impossible, d'échantillonner un nombre équilibré de type de haies et de paysages sur l'ensemble des départements, ces départements présentant des paysages très différents, en passant des grandes plaines agricoles couvrant la Marne (51) à des milieux beaucoup plus forestiers et montagnards dans les Vosges (88). Cependant, la taille de notre jeu de données étant très importante, celui-ci nous a tout de même permis d'étudier en détail les différents paysages et types de haies déterminés. Par ailleurs l'analyse confirme que quasiment toutes les haies accueillent des espèces protégées, ce déséquilibre spatial est donc sans conséquence sur l'objectif de caractériser le lien haie/espèces protégées pour chaque département.

Protocole de récolte de données

Des biais potentiels dans les probabilités de détection des espèces et des individus par les opérateurs ont été mis en évidence. Retravailler le protocole de réalisation des points d'écoute en définissant un nombre maximum de trois haies à échantillonner simultanément par point d'écoute permettrait de réduire ce biais. Ajouter une variable définissant la visibilité de l'observateur sur les haies à échantillonner directement sur le terrain serait aussi un moyen de mieux identifier les potentiels biais de détection d'individus sur les haies. Les classes de visibilité modélisées dans ce rapport restent des estimations statistiques, ne reflétant pas tous les éléments possibles pouvant influencer la visibilité

des opérateurs sur le terrain. L'ensoleillement, la densité de la haie, la présence d'obstacles visuels ou auditifs sur une partie du champ de perception de l'opérateur ou encore la présence de trouées dans les haies sont tous des facteurs pouvant fortement influencer la perceptibilité sur une haie et ces variables pourraient être relevées sur le terrain.

Références bibliographiques

- Alldredge, M. W., Simons, T. R., & Pollock, K. H. (2007). Factors affecting aural detections of songbirds. *Ecological Applications*, 17(3), 948-955. <https://doi.org/10.1890/06-0685>
- Arnold, G. W. (1983). The Influence of Ditch and Hedgerow Structure, Length of Hedgerows, and Area of Woodland and Garden on Bird Numbers on Farmland. *The Journal of Applied Ecology*, 20(3), 731. <https://doi.org/10.2307/2403123>
- Batáry, P., Matthiesen, T., & Tschardtke, T. (2010). Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. Conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation*, 143(9), 2020-2027. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.005>
- Bellamy, P. E., & Hinsley, S. A. (2005). The role of hedgerows in linking woodland birds populations. In *Planning, people and practice: the landscape ecology of sustainable landscapes. Proceedings of the 13th Annual IALE (UK) Conference held at the University of Northampton, 2005* (pp. 99-106). International Association for Landscape Ecology (IALE (UK)).
- Benedetti, Y., Kapsalis, E., Morelli, F., & Kati, V. (2021). Sacred oak woods increase bird diversity and specialization : Links with the European Biodiversity Strategy for 2030. *Journal of Environmental Management*, 294, 112982. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112982>
- Bennett, A. F., Hinsley, S. A., Bellamy, P. E., Swetnam, R. D., & Mac Nally, R. (2004). Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biological Conservation*, 119(2), 191-206. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.11.003>
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity : Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182-188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Bergès, L., Roche, P., & Avon, C. (2010). Corridors écologiques et conservation de la biodiversité, intérêts et limites pour la mise en place de la Trame verte et bleue. *Sciences Eaux & Territoires*, (3), 34-39.
- Besnard, A. G., & Secondi, J. (2014). Hedgerows diminish the value of meadows for grassland birds : Potential conflicts for agri-environment schemes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 189, 21-27. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.014>
- Best, L. B. (1983). Bird Use of Fencerows: Implications of Contemporary Fencerow Management Practices. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 11(4), 343-347.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., ... Edwards, P. J. (2007). Indicators for biodiversity in agricultural landscapes : A pan-European study: Biodiversity in European Agro-ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 141-150. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x>
- Bonfils, P., Horisberger, D., & Ulber, M. (2005). Promotion du chêne. Stratégie de conservation d'un patrimoine naturel et culturel en Suisse. In *proQuercus ; Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne. 102 p.*

- Bonthoux, S., Barnagaud, J.-Y., Goulard, M., & Balent, G. (2013). Contrasting spatial and temporal responses of bird communities to landscape changes. *Oecologia*, *172*(2), 563-574. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2498-2>
- Bright, P. W. (1998). Behaviour of specialist species in habitat corridors : Arboreal dormice avoid corridor gaps. *Animal Behaviour*, *56*(6), 1485-1490. <https://doi.org/10.1006/anbe.1998.0921>
- Brooks, M., Bolker, B., Kristensen, K., Maechler, M., Magnusson, A., & McGillicuddy, M. (2023). Package 'glmmtmb'. *R Packag Vers*, *1*(1), 7.
- Brown, J. L. (1969). Territorial Behavior and Population Regulation in Birds: A Review and Re-Evaluation. *The Wilson Bulletin*, *81*(3), 293–329.
- Boissinot, A., Besnard, A., & Lourdais, O. (2019). Amphibian diversity in farmlands: Combined influences of breeding-site and landscape attributes in western France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *269*, 51-61. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.016>
- Burel, F. (1990) Peuplements et structures spatiales des bocages. Les micromammifères bocagers. In *Actes du Xlle colloque francophone de mammalogie de la SFEPM*, 16–23. 15-16 octobre 1988, Nantes.
- Cade, B. S. (2015). Model averaging and muddled multimodel inferences. *Ecology*, *96*(9), 2370-2382. <https://doi.org/10.1890/14-1639.1>
- Carpenter, F. L. (1987). Food Abundance and Territoriality : To Defend or Not to Defend? *American Zoologist*, *27*(2), 387-399. <https://doi.org/10.1093/icb/27.2.387>
- Clavreul, D. (1984). Contribution à l'étude des interrelations paysages/peuplements faunistiques en région de grande culture : les conséquences de l'intensification agricole sur les peuplements de Coléoptères carabiques et d'Oiseaux dans le Noyonnais (Oise). *Thèse de Doctorat, Université de Rennes*, 317 p.
- Chamberlain, D. E., Hatchwell, B. J., & Perrins, C. M. (1995). Spaced out nests and predators: an experiment to test the effects of habitat structure. *Journal of Avian Biology*, *26*, 346-349.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C., & Shrubbs, M. (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, *37*(5), 771-788. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00548.x>
- Charrad, M., Ghazzali, N., Boiteau, V., & Niknafs, A. (2014). **NbClust** : An R Package for Determining the Relevant Number of Clusters in a Data Set. *Journal of Statistical Software*, *61*(6). <https://doi.org/10.18637/jss.v061.i06>
- Cockle, K. L., Martin, K., & Wesolowski, T. (2011). Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *9*(7), 377-382. <https://doi.org/10.1890/110013>
- Cocquelet, A., Mårell, A., Bonthoux, S., Baltzinger, C., & Archaux, F. (2019). Direct and indirect effects of ungulates on forest birds' nesting failure? An experimental test with artificial nests. *Forest Ecology and Management*, *437*, 148-155. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.025>
- Conway, C. J., & Gibbs, J. P. (2011). Summary of Intrinsic and Extrinsic Factors Affecting Detection Probability of Marsh Birds. *Wetlands*, *31*(2), 403-411. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0155-x>

- Coquillart, H. (1987) Avifaune et caractérisation des milieux hétérogènes anthropisés. *La Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie)*, 4, 119-128.
- Dainese, M., Montecchiari, S., Sitzia, T., Sigura, M., & Marini, L. (2017). High cover of hedgerows in the landscape supports multiple ecosystem services in Mediterranean cereal fields. *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 380-388. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12747>
- Davies, Z. G., & Pullin, A. S. (2007). Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecology*, 22(3), 333-351. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9064-4>
- Devictor, V., & Jiguet, F. (2007). Community richness and stability in agricultural landscapes : The importance of surrounding habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120(2-4), 179-184. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.08.013>
- Doledec, S., & Chessel, D. (1994). Co-inertia analysis : An alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology*, 31(3), 277-294. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01741.x>
- Dorazio, R. M., & Royle, J. A. (2005). Estimating Size and Composition of Biological Communities by Modeling the Occurrence of Species. *Journal of the American Statistical Association*, 100(470), 389-398. <https://doi.org/10.1198/016214505000000015>
- Doser, J. W., Finley, A. O., Kéry, M., & Zipkin, E. F. (2022). spOccupancy : An R package for single-species, multi-species, and integrated spatial occupancy models. *Methods in Ecology and Evolution*, 13(8), 1670-1678. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13897>
- Dray, S., & Dufour, A.-B. (2007). The **ade4** Package : Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22(4). <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>
- Dubs, F., & Burel, F. (1997) Distribution spatiale des passereaux nicheurs dans un paysage bocager. Recherche de variables explicatives. *Ecologia Mediterranea*, 23(1-2), 47-53.
- Edworthy, A. B., Wiebe, K. L., & Martin, K. (2012). Survival analysis of a critical resource for cavity-nesting communities : Patterns of tree cavity longevity. *Ecological Applications*, 22(6), 1733-1742. <https://doi.org/10.1890/11-1594.1>
- Endenburg, S., Mitchell, G. W., Kirby, P., Fahrig, L., Pasher, J., & Wilson, S. (2019). The homogenizing influence of agriculture on forest bird communities at landscape scales. *Landscape Ecology*, 34(10), 2385-2399. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00895-8>
- Fiske, I., & Chandler, R. (2011). **unmarked** : An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43(10). <https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>
- Forman, R. T. T., & Baudry, J. (1984). Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental Management*, 8(6), 495-510. <https://doi.org/10.1007/BF01871575>
- Froidevaux, J. S., Boughey, K. L., Hawkins, C. L., Broyles, M., & Jones, G. (2019). Managing hedgerows for nocturnal wildlife: Do bats and their insect prey benefit from targeted agri-environment schemes?. *Journal of Applied Ecology*, 56(7), 1610-1623. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13412>

- Fuller, R. J., Chamberlain, D. E., Burton, N. H. K., & Gough, S. J. (2001). Distributions of birds in lowland agricultural landscapes of England and Wales : How distinctive are bird communities of hedgerows and woodland? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *84*(1), 79-92. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00194-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00194-8)
- Gill, R. M. A., & Fuller, R. J. (2007). The effects of deer browsing on woodland structure and songbirds in lowland Britain : Deer browsing, woodland structure and songbirds. *Ibis*, *149*, 119-127. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00731.x>
- Gomez, J. P., Robinson, S. K., Blackburn, J. K., & Ponciano, J. M. (2018). An efficient extension of N-mixture models for multi-species abundance estimation. *Methods in Ecology and Evolution*, *9*(2), 340-353. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12856>
- Gutzat, F., & Dormann, C. F. (2018). Decaying trees improve nesting opportunities for cavity-nesting birds in temperate and boreal forests : A meta-analysis and implications for retention forestry. *Ecology and Evolution*, *8*(16), 8616-8626. <https://doi.org/10.1002/ece3.4245>
- Haslem, A., & Bennett, A. F. (2008). BIRDS IN AGRICULTURAL MOSAICS : THE INFLUENCE OF LANDSCAPE PATTERN AND COUNTRYSIDE HETEROGENEITY. *Ecological Applications*, *18*(1), 185-196. <https://doi.org/10.1890/07-0692.1>
- Heath, S. K., Soykan, C. U., Velas, K. L., Kelsey, R., & Kross, S. M. (2017). A bustle in the hedgerow : Woody field margins boost on farm avian diversity and abundance in an intensive agricultural landscape. *Biological Conservation*, *212*, 153-161. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.05.031>
- Henckel, L., Meynard, C. N., Devictor, V., Mouquet, N., & Bretagnolle, V. (2019). On the relative importance of space and environment in farmland bird community assembly. *PLOS ONE*, *14*(3), e0213360. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213360>
- Hinsley, S. A., & Bellamy, P. E. (2000). The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds : A review. *Journal of Environmental Management*, *60*(1), 33-49. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0360>
- Holt, C. A., Fuller, R. J., & Dolman, P. M. (2011). Breeding and post-breeding responses of woodland birds to modification of habitat structure by deer. *Biological Conservation*, *144*(9), 2151-2162. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.05.004>
- Iknayan, K. J., Tingley, M. W., Furnas, B. J., & Beissinger, S. R. (2014). Detecting diversity : Emerging methods to estimate species diversity. *Trends in Ecology & Evolution*, *29*(2), 97-106. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.10.012>
- Jacobs, J. H. (2008). The birds and the bees: pollination of fruit-bearing hedgerow plants and consequences for birds. *University of Stirling, Biological and Environmental Sciences eTheses*.
- Jedlicka, J. A., Greenberg, R., & Raimondi, P. T. (2014). Vineyard and riparian habitat, not nest box presence, alter avian community composition. *The Wilson Journal of Ornithology*, *126*(1), 60-68. <https://doi.org/10.1676/13-058.1>
- Jokimäki, J., & Huhta, E. (1996). Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. *Ornis Fennica*, *73*(3), 97-113.

- Josse, J., & Husson, F. (2016). missMDA: a package for handling missing values in multivariate data analysis. *Journal of statistical software*, 70, 1-31.
- Kassambara, A. (2016). Factoextra: extract and visualize the results of multivariate data analyses. *R package version*, 1.
- Kebrole, D., Zasadil, P., Hošek, J., Barták, V., & Šťastný, K. (2021). Large trees as a key factor for bird diversity in spruce-dominated production forests : Implications for conservation management. *Forest Ecology and Management*, 496, 119460. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119460>
- Kellner, K. F., & Swihart, R. K. (2014). Accounting for Imperfect Detection in Ecology : A Quantitative Review. *PLoS ONE*, 9(10), e111436. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111436>
- Lacoeuilhe, A., Machon, N., Julien, J. F., & Kerbirou, C. (2018). The relative effects of local and landscape characteristics of hedgerows on bats. *Diversity*, 10(3), 72. <https://doi.org/10.3390/d10030072>
- Lacoste, M., Viaud, V., Michot, D., & Walter, C. (2015). Landscape-scale modelling of erosion processes and soil carbon dynamics under land-use and climate change in agroecosystems : Landscape-scale modelling of soil erosion. *European Journal of Soil Science*, 66(4), 780-791. <https://doi.org/10.1111/ejss.12267>
- Lê, S., Josse, J., & Husson, F. (2008). **FactoMineR** : An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, 25(1). <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>
- Lewis, T. (1969). The Diversity of the Insect Fauna in a Hedgerow and Neighbouring Fields. *The Journal of Applied Ecology*, 6(3), 453. <https://doi.org/10.2307/2401511>
- Likas, A., Vlassis, N., & J. Verbeek, J. (2003). The global k-means clustering algorithm. *Pattern Recognition*, 36(2), 451-461. [https://doi.org/10.1016/S0031-3203\(02\)00060-2](https://doi.org/10.1016/S0031-3203(02)00060-2)
- MacDonald, D. W., & Johnson, P. J. (1995). The Relationship Between Bird Distribution and the Botanical and Structural Characteristics of Hedges. *The Journal of Applied Ecology*, 32(3), 492. <https://doi.org/10.2307/2404647>
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Andrew Royle, J., & Langtimm, C. A. (2002). ESTIMATING SITE OCCUPANCY RATES WHEN DETECTION PROBABILITIES ARE LESS THAN ONE. *Ecology*, 83(8), 2248-2255. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2)
- Martin, J., Royle, J. A., Mackenzie, D. I., Edwards, H. H., Kéry, M., & Gardner, B. (2011). Accounting for non-independent detection when estimating abundance of organisms with a Bayesian approach : *Correlated behaviour and abundance*. *Methods in Ecology and Evolution*, 2(6), 595-601. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00113.x>
- Martin, K., & Eadie, J. M. (1999). Nest webs : A community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management*, 115(2-3), 243-257. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00403-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00403-4)
- Maudsley, M. J. (2000). A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. *Journal of Environmental Management*, 60(1), 65-76. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0362>

- Merot, Ph., Gascuel-Oudou, C., Walter, C., Zhang, X., & Molenat, J. (2005). Influence du réseau de haies des paysages bocagers sur le cheminement de l'eau de surface. *Revue des sciences de l'eau*, 12(1), 23-44. <https://doi.org/10.7202/705342ar>
- Montgomery, I., Caruso, T., & Reid, N. (2020). Hedgerows as Ecosystems : Service Delivery, Management, and Restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 51(1), 81-102. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012120-100346>
- Morelli, F. (2013). Relative importance of marginal vegetation (shrubs, hedgerows, isolated trees) surrogate of HNV farmland for bird species distribution in Central Italy. *Ecological Engineering*, 57, 261-266. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.043>
- Morin, S. (2022). Le dispositif national de suivi des bocages : une approche multi-échelle pour évaluer, comprendre et agir. *Biodiversité, des clés pour agir*, 1, 22-26.
- Naiman, R. J., Decamps, H., & Pollock, M. (1993). The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecological Applications*, 3(2), 209-212. <https://doi.org/10.2307/1941822>
- O'Connor, R. J., & Shrub, M. (1990). Farming and birds. *CUP Archive*.
- Osborne, P. (1984). Bird Numbers and Habitat Characteristics in Farmland Hedgerows. *The Journal of Applied Ecology*, 21(1), 63. <https://doi.org/10.2307/2403037>
- Pebesma, E. J. (2018). Simple features for R: standardized support for spatial vector data. *The R Journal*, 10(1), 439.
- Popescu, C., Oprina-Pavelescu, M., Dinu, V., Cazacu, C., Burdon, F., Forio, M., Kupilas, B., Friberg, N., Goethals, P., McKie, B., & Rîșnoveanu, G. (2021). Riparian Vegetation Structure Influences Terrestrial Invertebrate Communities in an Agricultural Landscape. *Water*, 13(2), 188. <https://doi.org/10.3390/w13020188>
- Pulido-Santacruz, P., & Renjifo, L. M. (2011). Live fences as tools for biodiversity conservation : A study case with birds and plants. *Agroforestry Systems*, 81(1), 15-30. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9331-x>
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rajbanshi, J., Das, S., & Paul, R. (2023). Quantification of the effects of conservation practices on surface runoff and soil erosion in croplands and their trade-off : A meta-analysis. *Science of The Total Environment*, 864, 161015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161015>
- Redlich, S., Martin, E. A., Wende, B., & Steffan-Dewenter, I. (2018). Landscape heterogeneity rather than crop diversity mediates bird diversity in agricultural landscapes. *PLOS ONE*, 13(8), e0200438. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200438>
- Regnery, B., Couvet, D., Kubarek, L., Julien, J.-F., & Kerbiriou, C. (2013). Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests. *Ecological Indicators*, 34, 221-230. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.003>

- Remm, J., Löhmus, A., & Remm, K. (2006). Tree cavities in riverine forests : What determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *Forest Ecology and Management*, 221(1-3), 267-277. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.015>
- Remm, J., Löhmus, A., & Rosenvald, R. (2008). Density and Diversity of Hole-Nesting Passerines : Dependence on the Characteristics of Cavities. *Acta Ornithologica*, 43(1), 83-91. <https://doi.org/10.3161/000164508X345365>
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F. C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M. D., Clerici, N., Fernandes, M. R., Franco, J. C., Pettit, N., Portela, A. P., Tammeorg, O., Tammeorg, P., Rodríguez-González, P. M., & Dufour, S. (2020). Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation. *BioScience*, 70(6), 501-514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>
- Robbins, C. S. (1981). Effect of time of day on bird activity. *Studies in avian biology*, 6(3), 275-286.
- Royle, J. A. (2006). Site Occupancy Models with Heterogeneous Detection Probabilities. *Biometrics*, 62(1), 97-102. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00439.x>
- Royle, J. A., Nichols, J. D., & Kéry, M. (2005). Modelling occurrence and abundance of species when detection is imperfect. *Oikos*, 110(2), 353-359. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13534.x>
- Rugiero, L., Capula, M., Di Vittorio, M., Dendi, D., Meek, R., & Luiselli, L. (2021). Ontogenetic habitat use and density of the green lizard (*Lacerta bilineata*) in contrasted landscapes in France and Italy. *Conservation*, 1(1), 1-16. <https://doi.org/10.3390/conservation1010001>
- Schaaf, A. A., Gomez, D., Ruggera, R. A., Tallei, E., Vivanco, C. G., Politi, N., & Rivera, L. (2020). Functional diversity of tree cavities for secondary cavity-nesting birds in logged subtropical Piedmont forests of the Andes. *Forest Ecology and Management*, 464, 118069. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118069>
- Staley, J. T., Sparks, T. H., Croxton, P. J., Baldock, K. C. R., Heard, M. S., Hulmes, S., Hulmes, L., Peyton, J., Amy, S. R., & Pywell, R. F. (2012). Long-term effects of hedgerow management policies on resource provision for wildlife. *Biological Conservation*, 145(1), 24-29. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.006>
- Thomas, Z., & Abbott, B. W. (2018). Hedgerows reduce nitrate flux at hillslope and catchment scales via root uptake and secondary effects. *Journal of Contaminant Hydrology*, 215, 51-61. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2018.07.002>
- Tingley, M. W., Nadeau, C. P., & Sandor, M. E. (2020). Multi-species occupancy models as robust estimators of community richness. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(5), 633-642. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13378>
- Wickham, H. (2011). ggplot2 : Ggplot2. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*, 3(2), 180-185. <https://doi.org/10.1002/wics.147>
- Wilson, P. J. (2019). Botanical diversity in the hedges and field margins of lowland Britain. In *The Ecology of Hedgerows and Field Margins* (pp. 35-54). Routledge.

Winter, M., Johnson, D. H., Shaffer, J. A., Donovan, T. M., & Svedarsky, W. D. (2006). Patch Size and Landscape Effects on Density and Nesting Success of Grassland Birds. *Journal of Wildlife Management*, 70(1), 158-172. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2006\)70\[158:PSALEO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70[158:PSALEO]2.0.CO;2)

Zakkak, S., Kakalis, E., Radović, A., Halley, J. M., & Kati, V. (2014). The impact of forest encroachment after agricultural land abandonment on passerine bird communities : The case of Greece. *Journal for Nature Conservation*, 22(2), 157-165. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.11.001>

Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems : *Data exploration. Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 3-14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

Annexe 3 - Fiche terrain contenant les informations liées aux caractéristiques des haies relevées.

Etude des oiseaux fréquentant les haies de la région Grand Est

Fiche de relevé de haie 2021

Toutes les haies de plus de 50 mètres dans le rayon de 100 mètres autour de l'observateur sont à renseigner avec une fiche par haie.

N° point d'écoute :

Haie N° : Observateur :

Date :/...../..... Heure :

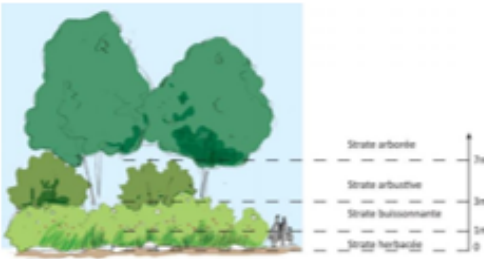
Si vous êtes équipés, vous pouvez prendre une photo de la haie précisément à l'heure indiquée sur cette fiche de terrain, depuis l'emplacement du point d'écoute.

Dessiner la haie en indiquant sa référence (H ou H1, H2...) sur le fond de carte sur lequel sera aussi indiqué l'emplacement du point d'écoute.

Assise de la haie ? Talus Muret Haie à plat

Classification de la haie (architecture) *

A	Haie disparue récemment
B	Jeune haie plantée (<2 m de hauteur)
C	Haie spontanée en cours d'installation (ni arbustes, ni arbres)
D	1 Haie buissonnante sans arbres
	2 Haie buissonnante avec arbres
E	1 Haie arbustive sans arbres
	2 Haie arbustive avec arbres
F	Haie multistrate (buissons, arbustes, arbres)
G	Alignement d'arbustes (pas de buissons, pas d'arbres)
H	Alignement d'arbres (pas de buissons, pas d'arbustes)



Haie ornementale/horticole ? Non Oui

Ripisylve ? Non Oui

Intervention humaine récente ? **

<input type="checkbox"/> Pas d'entretien récent	<input type="checkbox"/> Taille en sommet
<input type="checkbox"/> Arrachage	<input type="checkbox"/> Taille en façade sur un côté
<input type="checkbox"/> Coupe à blanc	<input type="checkbox"/> Taille en façade des 2 côtés
<input type="checkbox"/> Désherbage chimique	<input type="checkbox"/> Taille en sommet ET façade

Troncs ou branches abîmés par la taille? Non Oui

Continuité de la haie :

Haie continue Haie avec quelques trouées + de trouées que de haie

* : 1 choix selon la classe dominante
** : plusieurs choix possibles
*** : à estimer, en moyenne

fiche OFB – V1

- Longueur totale estimée de la haie : 50 à 100 m 100 à 200 m > 200 m
- Hauteur de la strate la plus haute*** : < 1 m 1 à 2 m 2 à 3 m > 3 m
- Largeur du pied de haie (partie ligneuse)*** : < 1 m 1 à 2 m > 2 m
- Bande herbeuse en pied de haie ? Non Oui <1m Oui >1m
- Clôture(s) pour protéger le pied de haie ? Non sur 1 côté sur 2 côtés
- Fossé en pied de haie ? Non Oui
- Un ou plusieurs vieux arbres ? Non Oui
- Un ou plusieurs arbres têtards ? Non Oui
- Un ou plusieurs arbres d'émondés ? Non Oui
- Un ou plusieurs arbres à cavité ? Non Oui
- Un ou plusieurs arbres morts ? Non Oui
- Haie plessée ? Non Oui
- Présence de nids susceptibles d'accueillir des espèces protégées (prendre photo(s) et noter référence photo) ? Non Oui

Composition de la haie :

Indiquer les 3 espèces ligneuses majoritaires (nom vernaculaire) :

-
-
-

Présence espèces végétales exotiques ? Non Oui

Présence de liane ? Non Oui

Occupation du sol de part et d'autre de la haie :

Côté 1 (C1 à situer sur le fond de carte) Rivière Chemin Route
 culture Prairie parcelle nue bois/forêt

Côté 2 (C2 à situer sur le fond de carte) Rivière Chemin Route
 culture Prairie parcelle nue bois/forêt

Commentaire(s) éventuel(s) :

* : 1 choix selon la classe dominante

** : plusieurs choix possibles

*** : à estimer, en moyenne

Annexe 4 - Table des caractéristiques des haies et de leurs codifications utilisées dans les analyses statistiques.

Variable	Codage
Longueur	1 : 50 à 100m ; 2 : 100 à 200m ; 3 : >200m
Hauteur	1 : <1m ; 2 : 1 à 2m ; 3 : 2 à 3m ; 4 : >3m
Largeur	1 : <1m ; 2 : 1 à 2m ; 3 : >2m
Ornementale	0 : Absence d'espèce ornementale composant la haie/1 : Présence d'espèce ornementale composant la haie
Ripisylve	0 : La haie ne forme pas de ripisylve/1 : La haie forme une ripisylve
Intensité d'entretien	0 : Pas de mesure d'entretien ; 1 : Légère (taille sur un côté/façade) ; 2 : Moyenne (taille sur deux côtés/façade et un côté) ; 3 : Lourde (arrachage, coupe à blanc, désherbage chimique)
Arbres abimés	0 : Absence ; 1 : Présence
Arbre vieux	0 : Absence ; 1 : Présence
Arbre à cavité	0 : Absence ; 1 : Présence
Arbre mort	0 : Absence ; 1 : Présence
Arbre plessé	0 : Absence ; 1 : Présence
Arbre émondé	0 : Absence ; 1 : Présence
Fossé	0 : Absence ; 1 : Présence
Espèce exotique	0 : Absence ; 1 : Présence
Liane	0 : Absence ; 1 : Présence
Continuité	0 : Plus de trouée que de haie ; 1 : Haie avec quelques trouées ; 2 : Haie continue
Bande herbeuse	0 : Absence ; 1 : Présence et < 1m ; 2 : Présence et >1m
Clôture	0 : Absence ; 1 : Sur un côté ; 2 : Sur 2 côtés
Longueur de haie échantillonnée	Longueur en mètres
Nombre de haie par point d'écoute	Variable numérique
Distance observateur - haie	Longueur en mètres
Indice de visibilité	1 : Visibilité sur la haie peu ou pas obstruée ; 2 : Visibilité sur la haie partiellement obstruée

Annexe 5 - Table de la codification des catégories de l'OSO utilisées pour l'extraction des variables paysagères. Les classes de la base de données non présentes dans la table ci-dessous n'ont pas été considérées dans les analyses car elles étaient soit absentes des paysages étudiés soit présentes en très faibles proportions.

Codification des variables présentes dans la base de données	Reclassement des variables
1 – Urbain dense	Urbain
2 – Urbain diffus	
3 – Zones industrielles	
4 – Routes	
5 – Oléagineux	Cultures
6 – Céréales	
7 – Protéagineux	
8 – Soja	
9 – Tournesol	
10 – Maïs	
12 – Tubercules	
15 – Vignes	Forêts
16 – Feuillus	
17 – Conifères	
19 – Landes	Prairies
13 – Prairies	
18 – Pelouses	

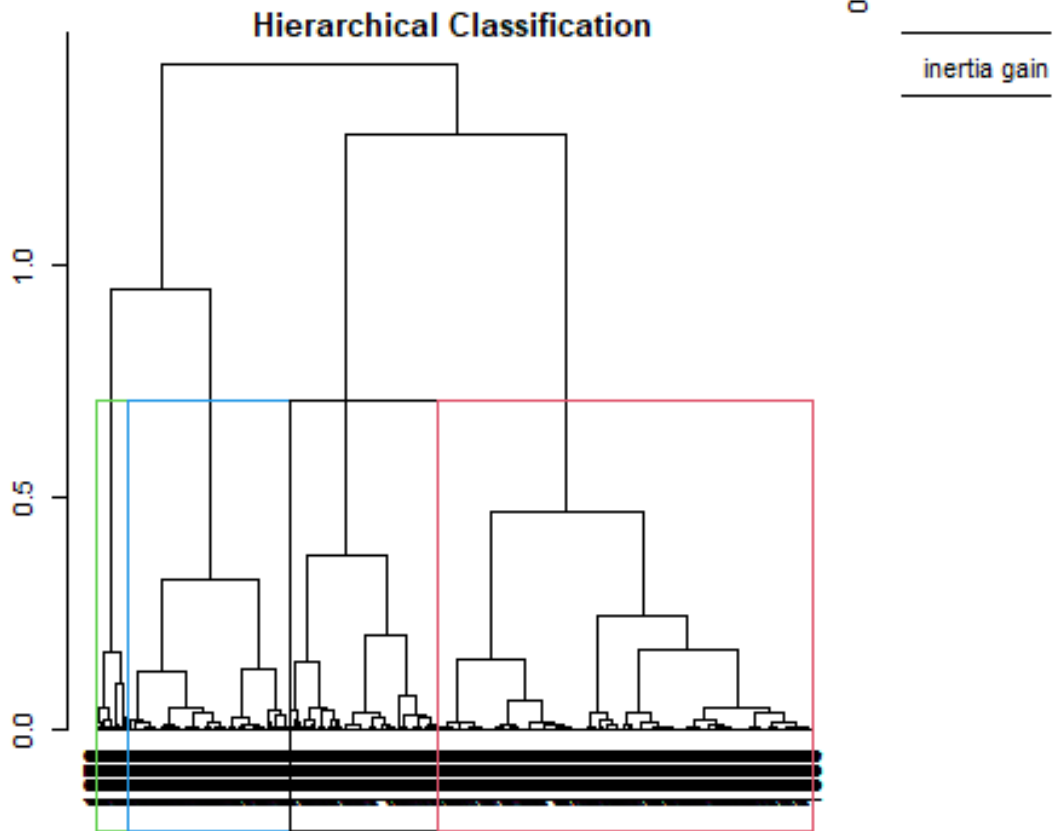
Annexe 6 - Liste des 100 espèces rencontrées et le nombre de rencontres dans les haies échantillonnées de la région Grand Est en 2021 et 2022. Leur statut de protection est aussi renseigné.

Espèce	Nom latin	Nombre de rencontres	Statut de protection
Fauvette a tête noire	<i>Sylvia atricapilla</i>	1526	Espèce protégée
Pinson des arbres	<i>Fringilla coelebs</i>	991	Espèce protégée
Mésange charbonnière	<i>Parus major</i>	987	Espèce protégée
Bruant jaune	<i>Emberiza citrinella</i>	963	Espèce protégée
Merle noir	<i>Turdus merula</i>	895	Espèce non protégée
Fauvette grissette	<i>Sylvia communis</i>	826	Espèce protégée
Mésange bleue	<i>Cyanistes caeruleus</i>	802	Espèce protégée
Rossignol philomèle	<i>Luscinia megarhynchos</i>	659	Espèce protégée
Pouillot véloce	<i>Phylloscopus collybita</i>	581	Espèce protégée
Linotte mélodieuse	<i>Carduelis cannabina</i>	491	Espèce protégée
Etourneau sansonnet	<i>Sturnus vulgaris</i>	479	Espèce non protégée
Pigeon ramier	<i>Columba palumbus</i>	374	Espèce non protégée
Troglodyte mignon	<i>Troglodytes troglodytes</i>	363	Espèce protégée
Rougegorge familier	<i>Erithacus rubecula</i>	350	Espèce protégée
Fauvette babillarde	<i>Sylvia curruca</i>	251	Espèce protégée
Pie-grièche écorcheur	<i>Lanius collurio</i>	247	Espèce protégée
Chardonneret élégant	<i>Carduelis carduelis</i>	210	Espèce protégée
Accenteur mouchet	<i>Prunella modularis</i>	201	Espèce protégée
Moineau domestique	<i>Passer domesticus</i>	199	Espèce protégée
Fauvette des jardins	<i>Sylvia borin</i>	178	Espèce protégée
Verdier d'Europe	<i>Chloris chloris</i>	171	Espèce protégée
Tarier pâtre	<i>Saxicola rubicola</i>	170	Espèce protégée
Grimpereau des jardins	<i>Certhia brachydactyla</i>	160	Espèce protégée
Bruant proyer	<i>Emberiza calandra</i>	158	Espèce protégée
Corneille noire	<i>Corvus corone</i>	147	Espèce non protégée
Pie bavarde	<i>Pica pica</i>	144	Espèce non protégée
Hypolais polyglotte	<i>Hypolais polyglotta</i>	116	Espèce protégée
Pouillot fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	112	Espèce protégée
Pic épeiche	<i>Dendrocopos major</i>	111	Espèce protégée
Bergeronnette grise	<i>Motacilla alba</i>	87	Espèce protégée
Rougequeue a front blanc	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	86	Espèce protégée
Geai des chênes	<i>Garrulus glandarius</i>	85	Espèce non protégée
Grive musicienne	<i>Turdus philomelos</i>	80	Espèce non protégée
Rougequeue noir	<i>Phoenicurus ochruros</i>	71	Espèce protégée
Mésange a longue queue	<i>Aegithalos caudatus</i>	57	Espèce protégée
Pipit des arbres	<i>Anthus trivialis</i>	53	Espèce protégée
Pic vert	<i>Picus viridis</i>	51	Espèce protégée
Bergeronnette printanière	<i>Motacilla flava</i>	49	Espèce protégée
Moineau friquet	<i>Passer montanus</i>	44	Espèce protégée
Faisan de Colchide	<i>Phasianus colchicus</i>	43	Espèce non protégée
Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	43	Espèce protégée
Buse variable	<i>Buteo buteo</i>	40	Espèce protégée

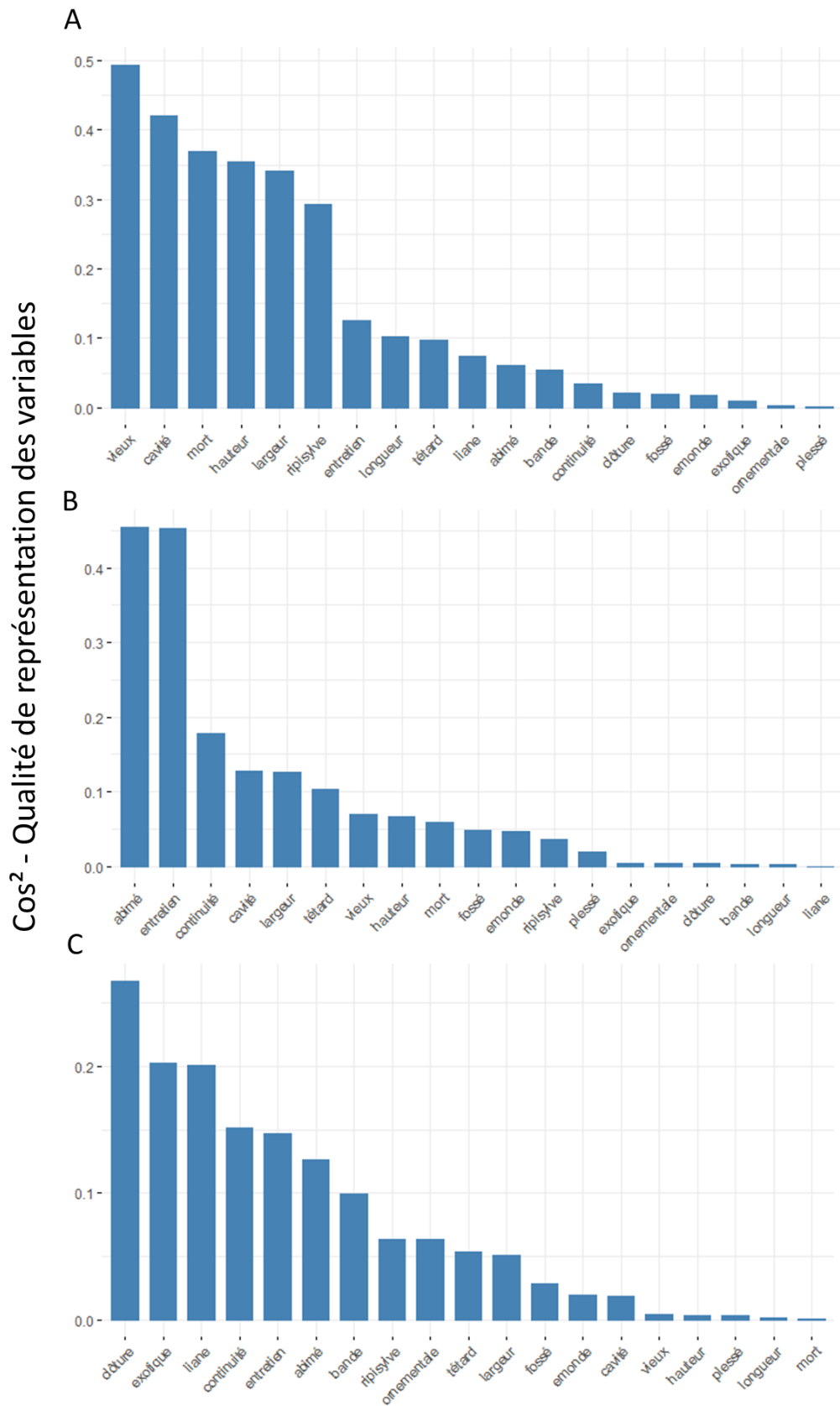
Grive draine	<i>Turdus viscivorus</i>	34	Espèce non protégée
Coucou gris	<i>Cuculus canorus</i>	33	Espèce protégée
Grosbec casse-noyaux	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	32	Espèce protégée
Rousserolle effarvatte	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	31	Espèce protégée
Torcol fourmilier	<i>Jynx torquilla</i>	30	Espèce protégée
Grive litorne	<i>Turdus pilaris</i>	27	Espèce non protégée
Loriot d'Europe	<i>Oriolus oriolus</i>	26	Espèce protégée
Tourterelle des bois	<i>Streptopelia turtur</i>	25	Espèce non protégée
Bruant zizi	<i>Emberiza cirlus</i>	24	Espèce protégée
Serin cini	<i>Serinus serinus</i>	24	Espèce protégée
Sittelle torchepot	<i>Sitta europaea</i>	23	Espèce protégée
Alouette des champs	<i>Alauda arvensis</i>	21	Espèce non protégée
Mésange nonnette	<i>Poecile palustris</i>	18	Espèce protégée
Tourterelle turque	<i>Streptopelia decaocto</i>	17	Espèce non protégée
Hirondelle rustique	<i>Hirundo rustica</i>	16	Espèce protégée
Perdrix grise	<i>Perdix perdix</i>	14	Espèce non protégée
Corbeau freux	<i>Corvus frugilegus</i>	13	Espèce non protégée
Pic épeichette	<i>Dendrocopos minor</i>	11	Espèce protégée
Pipit farlouse	<i>Anthus pratensis</i>	11	Espèce protégée
Roitelet à triple bandeau	<i>Regulus ignicapilla</i>	11	Espèce protégée
Rousserolle verderolle	<i>Acrocephalus palustris</i>	11	Espèce protégée
Bruant des roseaux	<i>Emberiza schoeniclus</i>	9	Espèce protégée
Choucas des tours	<i>Corvus monedula</i>	9	Espèce protégée
Gobemouche gris	<i>Muscicapa striata</i>	9	Espèce protégée
Gallinule poule-d'eau	<i>Gallinula chloropus</i>	6	Espèce non protégée
Gobemouche noir	<i>Ficedula hypoleuca</i>	6	Espèce protégée
Huppe fasciée	<i>Upupa epops</i>	6	Espèce protégée
Roitelet huppé	<i>Regulus regulus</i>	6	Espèce protégée
Tarier des près	<i>Saxicola torquatus</i>	6	Espèce protégée
Canard colvert	<i>Anas platyrhynchos</i>	5	Espèce non protégée
Epervier d'Europe	<i>Accipiter nisus</i>	5	Espèce protégée
Martin-pêcheur d'Europe	<i>Alcedo atthis</i>	5	Espèce protégée
Milan noir	<i>Milvus migrans</i>	5	Espèce protégée
Pigeon colombin	<i>Columba oenas</i>	5	Espèce non protégée
Bergeronnette des ruisseaux	<i>Motacilla cinerea</i>	4	Espèce protégée
Bouvreuil pivoine	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	4	Espèce protégée
Héron cendré	<i>Ardea cinerea</i>	4	Espèce protégée
Locustelle tachetée	<i>Locustella naevia</i>	4	Espèce protégée
Alouette lulu	<i>Lullula arborea</i>	3	Espèce protégée
Hirondelle de fenêtre	<i>Delichon urbicum</i>	3	Espèce protégée
Mésange noire	<i>Periparus ater</i>	3	Espèce protégée
Pigeon biset domestique	<i>Columba livia domestica</i>	3	Espèce non protégée
Traquet motteux	<i>Oenanthe oenanthe</i>	3	Espèce protégée
Caille des blés	<i>Coturnix coturnix</i>	2	Espèce non protégée
Mésange huppée	<i>Parus cristatus</i>	2	Espèce protégée
Pic mar	<i>Dendrocopos marinus</i>	2	Espèce protégée

Pinson des arbres / du Nord	<i>Fringilla coelebs / montifringilla</i>	2	Espèce protégée
Busard cendré	<i>Circus pygargus</i>	1	Espèce protégée
Effraie des clochers	<i>Tyto alba</i>	1	Espèce protégée
Faucon hobereau	<i>Falco subbuteo</i>	1	Espèce protégée
Foulque macroule	<i>Fulica atra</i>	1	
Grimpereau des bois	<i>Certhia familiaris</i>	1	Espèce protégée
Guêpier d'Europe	<i>Merops apiaster</i>	1	Espèce protégée
Hirondelle de rivage	<i>Riparia riparia</i>	1	Espèce protégée
Hypolaïs ictérine	<i>Hippolais icterina</i>	1	Espèce protégée
Phragmite des joncs	<i>Acrocephalus phragmitis</i>	1	Espèce protégée
Pinson du Nord	<i>Fringilla montifringilla</i>	1	Espèce protégée
Tarin des aulnes	<i>Spinus spinus</i>	1	Espèce protégée

Hierarchical Clustering

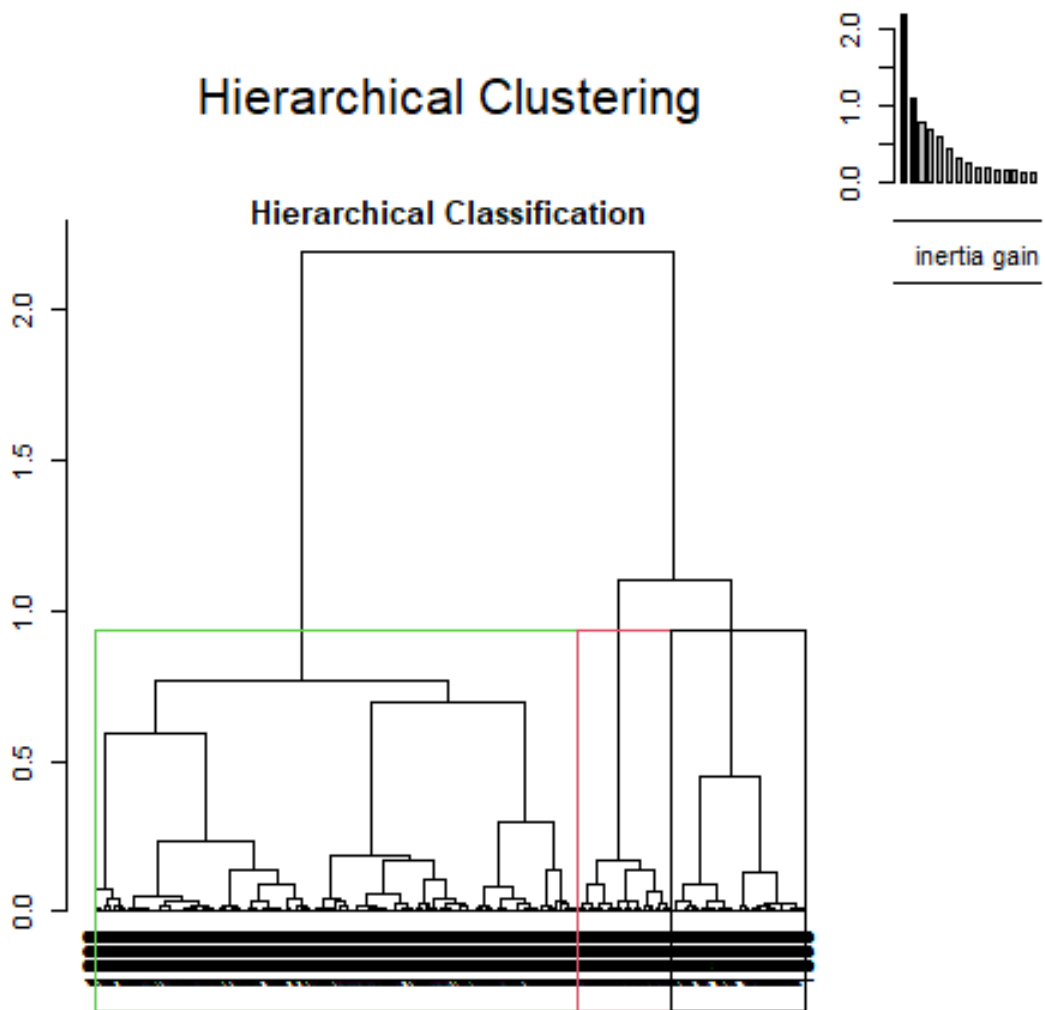


Annexe 7 - Classification hiérarchique des différents types de haies étudiées en 2021 et 2022 dans la région Grand Est. Les boîtes de couleurs délimitent les groupes « k » de type de haies.

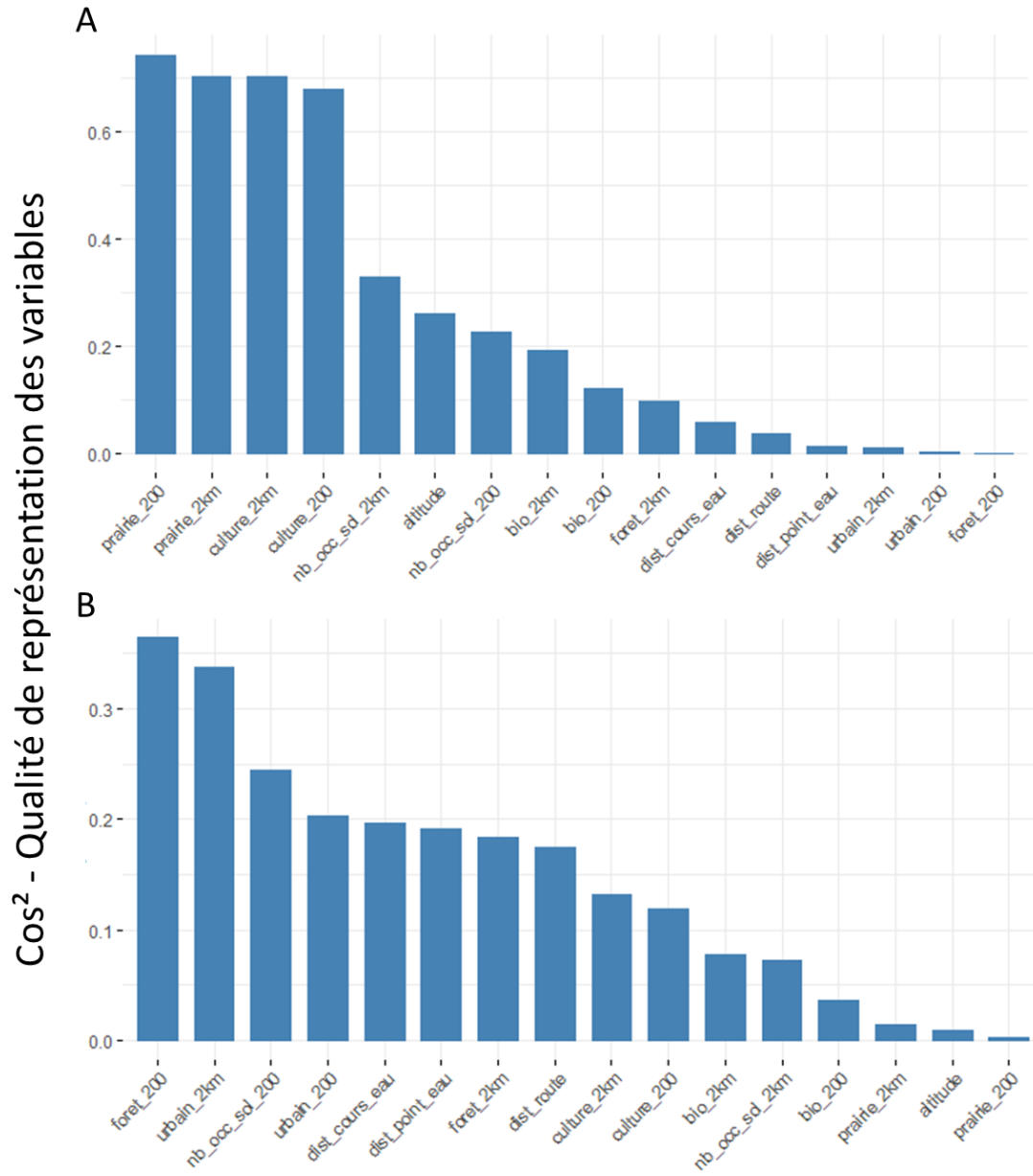


Annexe 8 - Pourcentage d'inertie porté par les variables des haies pour les dimensions 1 (A), 2 (B) et 3 (C) de l'ACP.

Hierarchical Clustering



Annexe 9 - Classification hiérarchique des différents types de paysages associés aux haies étudiées en 2021 et 2022 dans la région Grand Est. Les boites de couleurs délimitent les groupes « k » de type de paysages.



Annexe 10 - Pourcentage d'inertie porté par les variables paysagères pour les dimensions 1 (A) et 2 (B) de l'ACP.