



MASTER 2 PNB

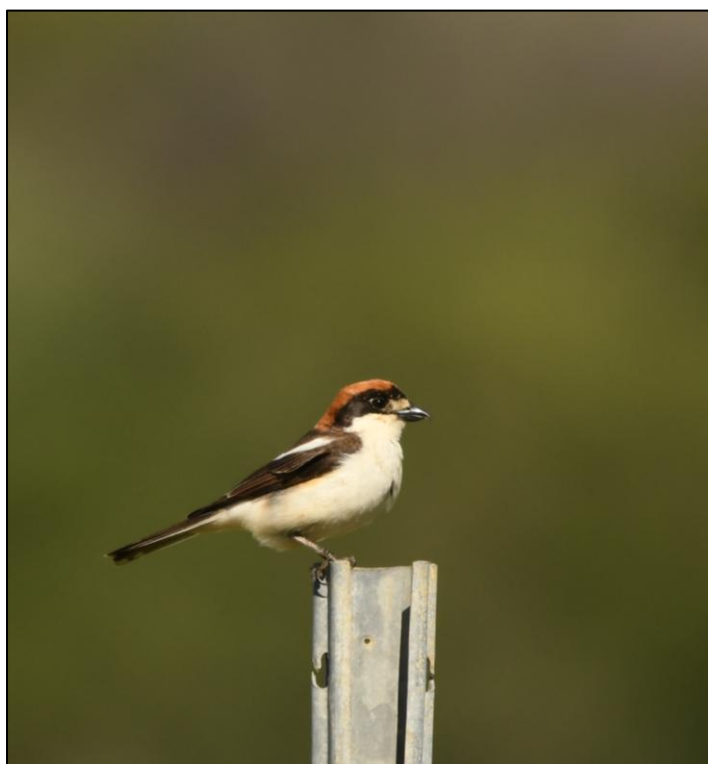
Année 2025-26

RAPPORT DE STAGE DE :

MAYET NICOLAS



Estimation de la densité et de la répartition des deux espèces de pie-grièche en Corse



STRUCTURE D'ACCUEIL : Conservatoire d'espaces naturels Corse

Responsables de Stage : Cornulier Thomas, chercheur (Laboratoire Biomathematics & Statistics Scotland) et Attié Carole, chargée de mission patrimoine naturel

Anne Marie Cortesero, Sébastien Dugravot et Frédéric Ysnel

Coresponsables du Master PNB

Résumé

Les oiseaux inféodés aux milieux agricoles connaissent un déclin généralisé en Europe. En Corse, les connaissances sur les effectifs et la distribution des deux espèces de pie-grièche présentes (*Lanius collurio*, *Lanius senator badius*) demeurent fragmentaires. Cette étude développe une approche fondée sur le *distance sampling* pour estimer la distribution spatiale et les préférences d'habitat des deux espèces en Corse, en prenant en compte l'hétérogénéité des paysages et l'écologie des deux espèces. Le protocole a été mis en place entre 2024 et 2026, avec un suivi des observateurs par GPS et un pointage sur orthophoto des observations d'oiseaux. L'abondance relative et la distribution des pies-grièches ont été modélisées à l'aide de Modèles Additifs Généralisés (GAMs) en fonction de covariables environnementales (altitude, proportion de prairies et d'habitats arbustifs) et de l'effort d'échantillonnage. Au total 1171 oiseaux ont été observés (641 *L. collurio* et 530 *L. senator badius*) en 523h d'observation effective. Les modèles développés montrent un habitat optimal pour la pie-grièche écorcheur entre 200 et 800m d'altitude avec une proportion de prairie d'au moins 30% et une couverture d'habitats arbustifs d'au moins 20% dans un rayon de 250m. Pour la pie-grièche à tête rousse, le modèle indique une sélection des milieux prairiaux également, mais peine à prédire efficacement la réponse aux autres variables environnementales. Ce projet fournit la première cartographie de l'abondance relative prédite par une telle méthode pour les pies-grièches de Corse. Ces résultats apportent une base utile pour cibler les zones et habitats prioritaires de conservation de ces espèces et guider les actions de conservation.

Abstract

Farmland bird populations are experiencing widespread declines across Europe. In Corsica, the spatial distribution of two breeding shrike species (*Lanius collurio*, *Lanius senator badius*) remains poorly known. This study develops a distance sampling-based approach to model habitat selection of both species across Corsica, accounting for landscape heterogeneity and ecological traits that influence detectability. Fieldwork was conducted from 2024 to 2026 across suitable habitats in Corsica. Observer locations were recorded continuously via GPS, and shrike observations were accurately georeferenced on aerial photographs. Relative abundance and spatial distribution were modeled as a function of environmental covariates (elevation, proportions of grassland, and shrub cover) alongside effort metrics (number of GPS track points and visibility from observation points), using Generalized Additive Models. A total of 1171 individuals were recorded (641 *L. collurio* and 530 *L. senator badius*) over 523h of effective observation. The models identified optimal habitat for *L. collurio* between 200 and 800 m in elevation, characterized by a minimum of 30% grassland cover and at least 20% shrub cover within 250 m radius. For *L. senator badius*, while models identified a preference for grassland habitats, predicted response curves for other environmental variables lacked realism. This work provides the first predicted relative abundance maps for Corsican shrikes using this approach. These findings offer a robust empirical foundation for prioritizing conservation areas and guiding future management actions.

Introduction

Les populations d'oiseaux connaissent actuellement un déclin important à l'échelle globale, particulièrement au sein des milieux agricoles (Onrubia & Andres 2005, Donald *et al.* 2006, Vorisek *et al.* 2010, Lees *et al.* 2022). En Europe, la volonté productiviste menant à l'intensification des pratiques est considérée comme l'une des principales causes de ce déclin : la disparition des habitats semi-naturels, l'homogénéisation des paysages, l'utilisation grandissante de pesticides et d'intrants chimiques sont autant de facteurs qui participent à la raréfaction de nombreuses espèces inféodées aux milieux cultivés et pâturés (Brühl & Zaller 2019, Traba & Morales 2019, Bowler *et al.* 2021, Rigal *et al.* 2023). Ces habitats agricoles abritent une proportion élevée d'espèces présentant un statut de conservation défavorable (Inger *et al.* 2015, Rosenberg *et al.* 2019), ce qui fait de ces habitats une priorité majeure pour les politiques de conservation (Lees *et al.* 2022).

Les espèces associées aux systèmes agricoles traditionnels extensifs apparaissent particulièrement vulnérables aux changements d'usage des terres et à l'intensification des pratiques agricoles. Parmi ces espèces, les pies-grièches (*Lanius sp.*) en sont un parfait exemple. Inféodées aux milieux ouverts structurés par des éléments semi-naturels tels que les haies, les buissons épineux ou les arbres isolés, elles occupent les prairies et zones de pâturage extensif (Panov 2011). Dès 1994, plusieurs spécialistes ont appelé à la protection des pies-grièches à l'échelle globale lors du premier congrès international consacré à ce groupe (Yosef 1994). Depuis, de nombreuses études ont confirmé la dégradation de leur situation pour plusieurs espèces (e.g. : Bellar & Maccarone 2002, Aghababyan & Khachatryan 2021, Lobnik *et al.* 2025).

En France hexagonale, cinq espèces de pies-grièches sont présentes et toutes ont aujourd'hui un statut de conservation national défavorable (UICN-France *et al.* 2016). Afin de répondre à cette situation, un premier Plan National d'Actions (PNA) en faveur des pies-grièches a été mis en œuvre entre 2014 et 2018, puis renouvelé pour la période 2025–2034 (Taysse 2021, Hervé *et al.* 2025). L'un des objectifs de ce plan est de combler les lacunes de connaissances concernant la répartition et l'abondance des espèces, notamment dans certaines régions encore peu étudiées comme la Corse (Hervé *et al.* 2025).

Deux espèces se reproduisent en Corse : la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) et la Pie-grièche à tête rousse *spp. badius* (*Lanius senator badius*), une sous-espèce dont l'aire de reproduction est limitée à la Corse, la Sardaigne et les îles Baléares (Nasuelli *et al.* 2022). La Corse représente ainsi un site de reproduction d'importance majeure pour cette sous espèce et plus largement un site très favorable aux deux espèces. L'histoire des systèmes agropastoraux corses a façonné des habitats ouverts composés de pâturages extensifs, parsemés de ronciers, d'arbres isolés (e.g. : chêne-liège, olivier) et d'arbustes typiques du maquis (e.g. : Lentisque, Myrte, Calicotome, Cistes), de maquis bas, ainsi que de zones bocagères et de vergers

(Mouillot *et al.* 2008). Les milieux ouverts représentent 40% des habitats en Corse en 2008 (Mouillot *et al.* 2008) et sont autant d'espaces disponibles pour les pies-grièches. Cependant, l'évolution récente des pratiques agricoles, marquée notamment par le déclin du pastoralisme traditionnel et des processus de fermeture des milieux dans certaines zones, pourrait affecter la disponibilité de ces habitats (Saïd & Auvergne 2000, San Roman Sanz *et al.* 2013).

Malgré l'importance potentielle de la Corse pour la conservation de ces espèces, les connaissances sur leurs effectifs restent très limitées. La seule estimation disponible provient d'un recensement national des pies-grièches réalisé en 1993-1994 en France hexagonale. Le protocole utilisé y est peu détaillé et les estimations reposent principalement sur des extrapolations issues d'avis d'experts (Bonaccorsi 1994) à partir d'une abondance relative. Or, disposer d'estimations fiables et non biaisées de la taille des populations et de leur distribution spatiale est essentiel pour orienter efficacement les actions de conservation (Buckland *et al.* 2008), en particulier pour les fonds alloués au PNA pies-grièches. Ces estimations permettent d'identifier les noyaux de populations, de concentrer les efforts de gestion sur ces zones, de suivre la dynamique des populations et ainsi de rendre compte de leur viabilité à long terme. Des estimations imprécises pourraient conduire à une allocation inefficace des ressources dédiées à la conservation, un point déjà souligné lors de l'évaluation du précédent PNA (Taysse 2021, Hervé *et al.* 2025).

Pour les espèces difficiles à détecter comme les pies-grièches, différentes approches permettent d'estimer l'abondance réelle ou relative en tenant compte de la probabilité et des biais de détection, notamment les modèles issus de protocoles de capture-marquage-recapture (CMR) (Borchers *et al.* 2002, Williams *et al.* 2002, Royle and Dorazio 2008), ou de méthodes de *distance sampling* (Buckland *et al.* 2008, 2015). Ces dernières présentent plusieurs avantages dans le cadre d'études à large échelle : elles sont relativement faciles à mettre en œuvre, peu coûteuses et limitent le dérangement des individus, contrairement aux approches de CMR, qui nécessiteraient à minima le baguage des oiseaux (Donahue *et al.* 2024) et induiraient stress, mortalité et dérangement important en période de reproduction ou de migration. Les méthodes de *distance sampling* ont par ailleurs été largement utilisées pour estimer les densités de population chez de nombreux taxons (Buckland *et al.* 2001, 2015), y compris des passereaux (e.g. Marques *et al.* 2007, Sillet *et al.* 2012). Concernant les pies-grièches en France, la totalité des estimations est issue d'extrapolations par avis d'expert, ou de comptages qui se veulent exhaustifs quand il s'agit de petites zones (Hervé *et al.* 2025). En Amérique, Stanley *et al.* (2012) ont estimé la population de Pie-grièche migratrice (*Lanius ludovicianus*) à l'aide d'un protocole de double observateur, implémenté dans un modèle de population fermée décrit par Otis *et al.* (1978) et utilisé par Huggins (1991) pour estimer la probabilité de détection. Cette méthode suppose une probabilité de détection homogène entre les zones échantillonnées. La variation de probabilité de détection n'est pas prise en compte dans le modèle d'échantillonnage aléatoire stratifié utilisé ensuite pour estimer l'abondance (Scheaffer *et al.* 1990). Ces limitations sont expliquées par le peu de données

disponibles, limitant la complexité du modèle envisagé, et par les contraintes liées à l'écologie des pies-grièches et à la nature du milieu (Stanley *et al.* 2012).

Dans sa forme classique, le *distance sampling* repose sur plusieurs hypothèses fondamentales : (i) les individus situés sur le transect ou point d'observation sont détectés avec certitude ; (ii) les individus ne se déplacent pas en réponse à l'observateur avant leur détection et sont observés à leur position initiale ; (iii) les distances mesurées sont exactes ; (iv) la position des individus détectés est indépendante de la position des points ou transects d'échantillonnage ; (v) la taille des groupes observés est exacte ; et (vi) les détections constituent des événements indépendants (Buckland *et al.* 2008, 2015). Les hypothèses (i) et (iv) notamment sont souvent les plus complexes à respecter. Lorsque ces hypothèses ne sont pas respectées, les estimations de population issues de modèles *distance sampling* classique ne reflètent pas bien la réalité, et peuvent être sur- ou sous-estimées.

Dans de nombreux contextes écologiques, ces conditions idéales sont difficiles à satisfaire. En Corse, par exemple, la nature du terrain, comme la végétation dense, le relief marqué ou la présence de nombreuses propriétés privées, limitent fortement la mise en place d'un design d'échantillonnage strictement systématisé ou aléatoire. Cette contrainte peut introduire une dépendance entre le positionnement des transects et certaines de ces caractéristiques environnementales susceptibles d'influencer la détection des oiseaux.

Ces limitations sont d'autant plus importantes dans le cas des pies-grièches, espèces relativement discrètes qui ne sont pas systématiquement détectées à distance nulle des transects, avec une distribution spatiale présentant une structure agrégée, dense et concentrée dans les zones favorables à la nidification, et des densités très variables en dehors des habitats à fort potentiel d'accueil (Lefranc 1997, Rehsteiner 2001, Jean *et al.* 2018).

Face à ces contraintes, plusieurs développements méthodologiques ont été proposés afin d'améliorer les modèles de *distance sampling*, notamment par l'intégration d'effets de covariables sur la probabilité de détection (Marques *et al.* 2007) ou sur l'abondance (e.g. : Royle *et al.* 2004, Conn *et al.* 2012, Oedekoven *et al.* 2013). D'autres approches, telles que les modèles avec variation spatiale d'abondance, permettent d'évaluer les effets des variables environnementales sur la distribution spatiale des individus et de produire des prédictions spatiales d'abondance sur de plus grandes surfaces (Hedley & Buckland 2004, Miller *et al.* 2013). Un avantage de ces approches hiérarchiques et spatiales est qu'elles permettent de réaliser des inférences à partir d'échantillons dont la disposition n'est pas strictement aléatoire dans la zone d'étude. A notre connaissance, il n'existe pas d'estimation de population d'une espèce de pie-grièche se fondant sur une méthode de distance-sampling.

Dans ce contexte, l'objectif de cette étude est de développer un modèle de *distance sampling* adapté au cas des pies-grièches en Corse, tenant compte des contraintes liées au terrain, de la structure spatiale de la

population et des biais potentiels de détection associés au protocole d'échantillonnage. Ce modèle permettra enfin d'estimer l'abondance et la répartition spatiale des populations de Pie-grièche écorcheur et de Pie-grièche à tête rousse dans les habitats favorables à ces espèces à l'échelle de la Corse, afin de fournir une base robuste pour l'évaluation de leur état de conservation sur l'île et pour orienter les actions de conservation prévues dans le cadre du Plan National d'Actions.

Matériel et méthodes

Site d'étude

Géologie et climat

Située dans la région ouest de la mer Méditerranée, la Corse (42°N, 9°S) couvre 8722 km², 183 km de long par 83 km de large. Le paysage est principalement collinéen et montagneux, avec une altitude moyenne de 568 m, et un maximum de 2706m (Simi 1999).

L'île présente un climat méditerranéen, de type Csa (système Köppen) en plaine, et de type Csb à partir de 400m d'altitude (Peel *et al.* 2007) avec des précipitations modérées à élevées, variant selon l'altitude et la localisation. Un maximum de pluviométrie annuelle est observé à Vizzavona, 974 m d'altitude, atteignant 774 mm, et un minimum à Bonifacio, 63 m d'altitude, où elle est de 547 mm par an.

Végétation et paysage

Cette étude s'étend sur l'ensemble de la Corse, petites îles exclues. Les zones prospectées se concentrent sur l'étage méso-méditerranéen et supra-méditerranéen (0 – 1350m, Figure 1) au sein de paysages à priori favorables aux deux espèces de pies-grièches. Au-delà de cette altitude les deux espèces de pie-grièche sont absentes (données historiques et opportunistes), les prairies étant rares ou au sein d'une matrice paysagère peu favorable, dominés par le maquis dense ou les forêts de pin laricio, l'étage alpin présente quant à lui un manque de perchoir, et un climat bien trop froid.

La végétation naturelle de la Corse se caractérise par une nette stratification selon l'altitude. Les forêts mésoméditerranéennes, dominées par le chêne vert (*Quercus ilex*) et le chêne-liège (*Q. suber*), ainsi que les formations de maquis persistantes, occupent les étages compris entre 0 et 700 m. Au-dessus, entre 700 et 1300 m, s'étendent les forêts supraméditerranéennes, principalement composées de pin laricio (*Pinus laricio*) et de chêne pubescent (*Quercus pubescens*). Les forêts oroméditerranéennes et tempérées, où prédominent le hêtre (*Fagus sylvatica*) et le pin laricio (*Pinus nigra var. corsicana*), couvrent les altitudes de 1000 à 1800 m. Au-delà de 1600 à 1800 m, la végétation change pour laisser place principalement à des

forêts subalpines de sapin blanc (*Abies alba*) ainsi qu'à des formations arbustives adaptées aux conditions climatiques plus froides de ces altitudes (Gamisans 2010).

Le paysage des plaines et vallées corses est façonné par les humains depuis des siècles. À l'origine couverte de forêt, ou de marais à l'est de l'île, l'installation des premières colonies, le développement des cultures, du pastoralisme a mené à une déforestation massive, laissant place à une matrice d'habitats aujourd'hui composée de prairies, bocage, maquis bas, maquis haut, chênaie/châtaigneraie et forêt mixte. Le maintien de la végétation basse dans la majorité des zones est assuré par le pâturage de bovins et ovins, et, anciennement, par des brulis réguliers. Cette pratique, traditionnelle en agro-pastoralisme corse, permettait de maintenir une végétation herbacée pour nourrir le bétail. Aujourd'hui, l'abandon progressif des pratiques agro-pastorales et la diminution des incendies volontaires mènent à la fermeture progressive du milieu où les prairies sont remplacées par le maquis (Saïd & Auvergne, 2000).

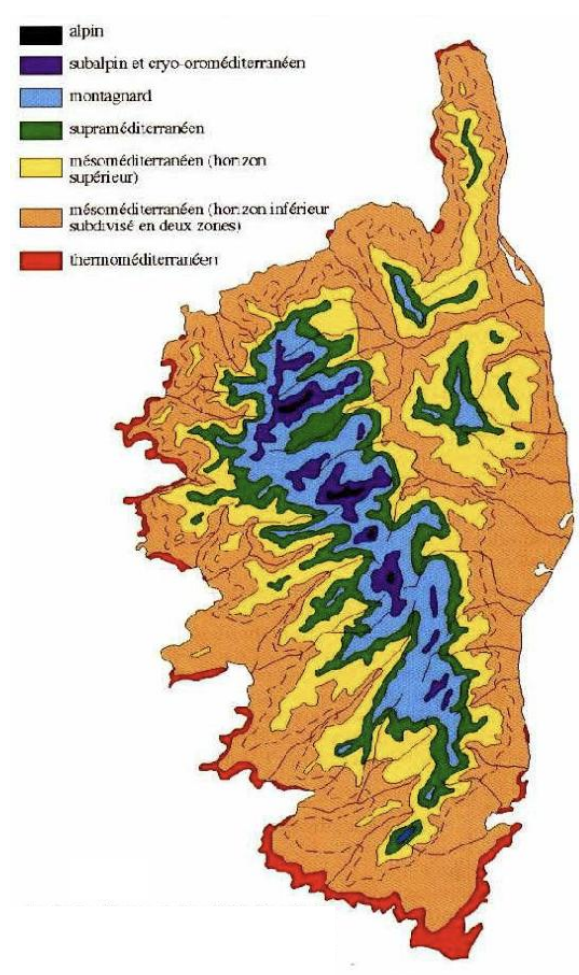


Figure 1 : Etages de végétation de la Corse, d'après (Mouillot *et al.* 2008)

Protocole Distance Sampling

Sélection de la zone d'étude

Les zones échantillonnées correspondent aux habitats à priori favorables aux pies-grièches : sont exclues les forêts et zones de maquis dense, sont gardés tous les habitats ouverts à prairies, présentant des éléments semi-naturels à proximité (observation sur orthophotographie). Des grilles de 2km (C2km) de côté sont sélectionnées aléatoirement sur ces zones prédéfinies, déterminant les zones à prospecter (Figure 2). Puis, ces grilles sont découpées en carrés de 200x200m (C200) et 33% sont sélectionnés aléatoirement au sein de ces grilles (Figure 2). Cette sélection désigne les zones à prospecter. Les C200 représentent un échantillonnage aléatoire sur les zones à priori favorable des C2km, et seront priorisés sur le terrain. Ils ne sont pas tous échantillonnés et d'autres zones sont échantillonnées suivant la réalité du terrain ; troupeaux, barrières, propriétés privées, chiens de protection, absence de sentier praticable sont autant de facteurs qui empêchent d'accéder aux zones sélectionnées aléatoirement.

Protocole d'observation

Le protocole d'échantillonnage a été réalisé entre 2024 et 2026. Pour chaque année, la période échantillonnée correspond à une vingtaine de jours d'Avril à Juillet, période de reproduction des pies-grièches (Bonaccorsi & Isenmann 1994).

L'observation des pies-grièches est réalisée à l'aide de trois sous-protocoles, répondant à des contraintes et des fonctions différentes :

- Les transects routiers (TR) : sur route et piste non goudronnée, les oiseaux sont observés depuis une voiture, roulant à allure lente dès l'entrée dans les C2km. Ceci forme le protocole de base, le plus rapide et pratique à implémenter, et destiné à maximiser le nombre d'observations de pies-grièches ainsi que la couverture spatiale du territoire.
- Les transects hors-pistes (THP) : sur les C200 en priorité, à intervalle régulier ou quand le terrain le permet, des transects à pied sont réalisés en dehors des routes au sein des habitats favorables. Ces transects visent à obtenir des observations à l'écart des routes, afin de permettre aux modèles de distinguer les effets de la proximité au réseau routier sur l'abondance des pies-grièches et sur leur probabilité de détection, respectivement.
- Les points de vue (PV) : des points hauts/points d'observation sont enregistrés quand ils permettent d'échantillonner une zone C200 inaccessible à pied. Ce substitut aux THP a la même vocation que les THP, en étendant le rayon de détection efficace, et donc en rendant la probabilité de détection moins dépendante à la distance aux routes.

Les déplacements des observateurs sont suivis par GPS sur Qfield, enregistrant un point par seconde (Figure 2). Une unité de suivi continu est réalisée par deux observateurs en TR et un observateur en THP ou PV sur une date. Sur cette date, les pies-grièches soupçonnées d'avoir été précédemment rencontrées (doublon) ne sont pas renseignées.

Les observations d'oiseaux sont renseignées sur Qfield sur le terrain, sur fond orthophoto de 2024 d'une résolution de 20cm (BD ORTHO®, IGN a) afin de placer les oiseaux de manière précise sur les éléments paysagers (i.e. clôtures, buissons, arbres) (Figure 2). Les oiseaux sont placés immédiatement après l'observation sur leur perchoir. Si l'observateur est à l'origine de l'envol d'un oiseau, celui-ci est renseigné sur son perchoir originel observé ou estimé. Les groupes de pies-grièches (i.e. couple sur le même perchoir) forment une seule entité d'observation et forment un seul point sur la couche.

Le protocole n'impose pas de contrainte de distance maximum ou de temps maximum, et les outils utilisés sont libres (œil nu, jumelles ou longue vue). Le sexe des individus est relevé quand les conditions le permettent (distance d'observation, outil utilisé, compétences des observateurs). Les deux espèces sont relativement simples d'identification, présentant une silhouette et une coloration du plumage caractéristique. Le dimorphisme sexuel est très marqué chez la Pie-grièche écorcheur (Blasco-Zumeta & Heinze 2023), en revanche la pie-grièche à tête rousse, en particulier la sous-espèce *badius*, présente un dimorphisme moins marqué et variable selon les couples, distinguable uniquement par les nuances de couleur du plumage : noir profond sur le dos, les ailes et le masque, et blanc pur sur la poitrine pour les mâles, teinte plus claire et marron sur les zones sombres, et poitrine blanc cassé pour les femelles (Blasco-Zumeta & Heinze, 2023).

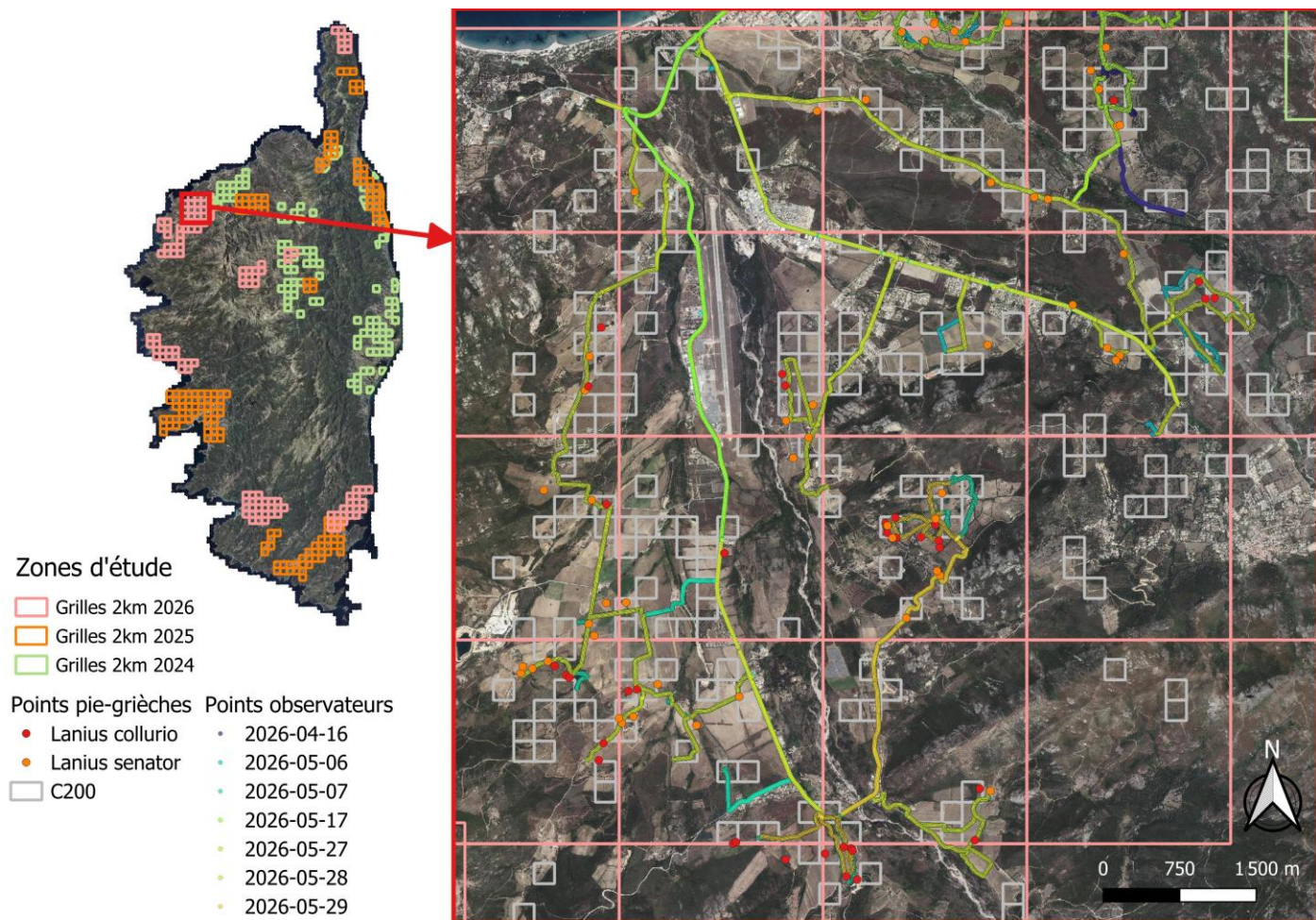


Figure 2 : Zones échantillonnées sur les trois années de protocole en Corse et zoom sur une zone exemple dans la vallée de Calvi. Les grilles 2km sont choisies sur orthophoto (2024, résolution 20cm, BD ORTHO®, IGN a) comme des zones présentant une grande proportion d'habitats à priori favorables aux deux espèces de pies-grièches. Les C200 représentent un découpage aléatoire de 33% des grilles 2km au pas de 200m et indiquent les parcelles à visiter aux observateurs. Les points observateurs suivent le parcours du/des observateurs (un point par seconde) et sont datés, les points pie-grièche représentent tous les individus/couples contactés dans cette zone à ces dates.

Choix des variables environnementales

Le choix des variables environnementales candidates pour la modélisation de la sélection de l'habitat par les pies-grièches se fonde sur la littérature scientifique et sur dire d'experts, notamment pour *Lanius senator* spp. *badius*, puisque cette sous-espèce est peu étudiée et présente une écologie particulière, du fait de la singularité des habitats corses. (Tableau 1).

Tableau 1 : Définition des variables environnementales candidates pour la modélisation

Source	Contenu	Format initial	Format final	Hypothèse	Implémentation aux modèles
RPG, Parcelles agricoles catégorisées 2023 (IGN b)	Typologie des parcelles agricoles déclarées	Vecteur, géométrie polygones	Proportion de parcelle pâturées dans un rayon de 500m, raster résolution 50m	Impact positif sur la probabilité de présence des deux espèces (Bonaccorsi & Isenmann 1994, Brambilla <i>et al.</i> 2007, Brambilla <i>et al.</i> 2017)	Non, considérée comme trop corrélée aux prairies dans un premier temps
Corine Land Cover plus Backbone 2023 (European Environment Agency)	Couverture du sol en 13 classes d'habitats	Raster Résolution 10m	Proportion de prairies (classe d'habitats 6 et 7, "permanent herbaceous", "permanently herbaceous") dans un rayon de 250m, raster résolution 50m	Impact positif sur la probabilité de présence des deux espèces (Thibault & Bonaccorsi 1999, Lefranc 2022)	Oui
BD ALTI® 2021 (IGN c)	Altitude	Raster résolution 25m	Raster résolution 50m	Impact positif sur la probabilité de présence aux altitudes moyennes (PGE) (Thibault & Bonaccorsi 1999, Lefranc 2022) Impact négatif sur la probabilité de présence aux altitudes hautes (PGTR) (Thibault & Bonaccorsi 1999, Lefranc 2022)	Oui
ROUTE 500® 2021 (IGN d)	Réseau de routes et chemins	Vecteur, géométrie lignes	Distance à la route Raster résolution 50m	Impact sur la probabilité de présence (Morelli 2013)	Non, considérée comme trop corrélée à l'effort d'observation dans la probabilité de détection
MNH LiDAR HD modèle de hauteur de végétation 2025 (IGN e)	Hauteur de végétation	Raster Résolution 50cm	Proportion d'habitats arbustifs (0,3 à 2m de hauteur) dans un rayon de 500m, Raster résolution 50m	Impact positif à faible proportion, négatif à forte proportions (Brambilla <i>et al.</i> 2007, Ceresa <i>et al.</i> 2012, Brambilla <i>et al.</i> 2017)	Oui

Note. IGN = Institut national de l'information géographique et forestière

Le traitement des variables environnementales est réalisé à l'aide de la librairie "terra", R package version 1.8-93 (Hijmans 2026) sur R version 4.5.2 (R Core Team 2025). Pour la proportion d'habitats prairiaux,

arbustifs, et pâturés, un lissage gaussien est appliqué à l'aide de la fonction "focalMat" de "terra", R package version 1.8-93 (Hijmans 2026).

Visibilité des observateurs sur le terrain

Afin de modéliser l'effort d'observation, la visibilité dans un rayon de 50m pour chaque point d'observation est calculée, à l'aide la fonction "viewshed" de la librairie "terra", R package version 1.8-93 (Hijmans 2026) sur R version 4.5.2 (R Core Team 2025).

Une hauteur d'observation de 2m est fixée et toute végétation au-dessus de 2m est considérée comme bloquant la vue. La hauteur de végétation est définie par le modèle de surface issu de la couverture LiDAR (MNS LiDAR HD, IGN f), renseignant l'altitude du sol et la hauteur de végétation. L'altitude du sol pour les observateurs est calquée sur le modèle de terrain de cette même source (MNT LiDAR HD, IGN g), ainsi modèle de terrain = modèle de surface - modèle de hauteur de végétation.

La visibilité s'exprime en proportion de surface visible dans le rayon de 50m fixé pour chaque point d'observation, et rend compte efficacement des zones bouchées par la végétation, et des zones dégagées (Figure 3).

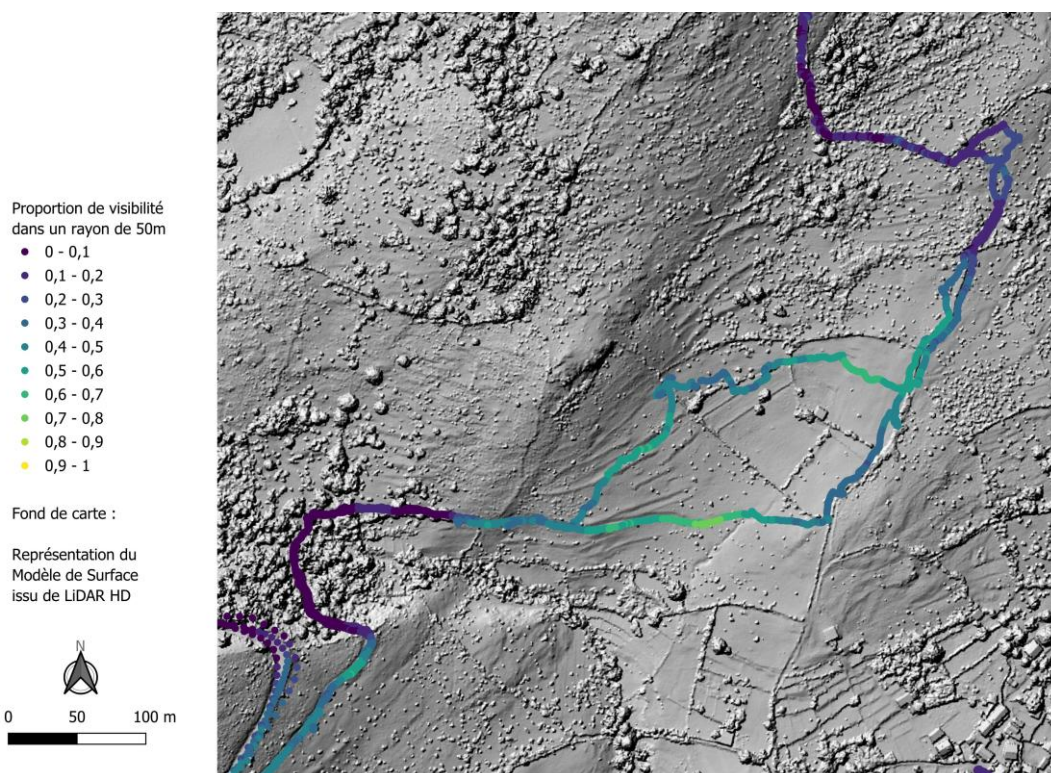


Figure 3 : Cartographie d'illustration pour le calcul de la visibilité aux points d'observation sur une zone dans la vallée de Porto-Vechio échantillonnée en 2026. Le fond de carte est une image en flux WMS du modèle de surface issu de la campagne LiDAR HD de l'institut national de l'information géographique et forestière.

Modélisation

La méthode adoptée ici suit l'approche du modèle de *distance sampling* par processus ponctuel non-homogène (« Cox process », Cox 1955), avec raréfaction (« thinned point process », Karr 1985). En bref, les observations d'oiseaux sont considérées comme la réalisation d'un processus ponctuel instantané, dans l'espace. Ce processus ponctuel est dit hétérogène, car la densité d'oiseaux varie dans l'espace, notamment à cause de variations de qualité de l'habitat. Le processus ponctuel est seulement partiellement observé par les observateurs (i.e., certains oiseaux sont manqués), car la probabilité de détection d'un oiseau lors d'une session d'observation est généralement inférieure à 1 et décroît avec la distance à l'observateur, mais augmente avec l'effort d'observation, notamment le temps passé à proximité par l'observateur.

L'unité d'observation statistique est le nombre de points pie-grièche observé par session (notée k), un point (oiseau seul, ou couple sur même perchoir) étant considéré de la même manière comme un territoire, et par cellule de grille de 50m de côté (site dénoté par j , avec coordonnées s_j). Le modèle suppose que le nombre de couples $y_k(s_j)$ observé par unité de surface (« densité ») suit une distribution de Poisson, avec une intensité qui est le produit de la densité d'oiseaux $N(s_j)$ et de leur probabilité de détection ψ , elles-mêmes fonction de covariables d'habitat pour la première et de détection pour la seconde.

$$y_k(s_j) \sim \text{Poisson}(N(s_j)\psi_{j,k}) \quad (\text{Eq 1.1})$$

Les covariables pour l'abondance $N(s_j)$, sont listées pour chaque espèce dans la section résultats.

$$\ln(N(s_j)) = X_j^T \beta \quad (\text{Eq 1.2})$$

X^T est la matrice contenant les covariables environnementales gouvernant l'abondance, et leurs coefficients représentés par le vecteur β . En pratique, des fonctions splines semi-paramétriques sont utilisées pour chaque covariable, afin de capturer la non-linéarité des relations.

Pour la probabilité de détection $\psi_{j,k}$, un proxy de l'effort d'observation est obtenu via le nombre de points d'observation GPS à une distance d de s_j , où l'abondance d'oiseaux doit être estimée. En pratique, d est discrétisée en bandes de distances, par intervalles égaux et croissants de zéro jusqu'à une distance maximale de détection fixée à 300m. Des oiseaux ont été observés plus loin, mais le peu de données à longue distance complexifierait grandement l'évaluation de ce proxy. La variable d'effort est représentée par la matrice $E_{j,k,d}$ dont les entrées sont le nombre de points d'observation GPS par bande de distance d , pour le site j et la session k . Le nombre de points d'observation est pondéré par la proportion de visibilité de la façon suivante : nombre de points * (0,5 + (0,5* visibilité)). Un point a alors un poids variant entre 0,5 et 1, cette correction est volontairement légère pour ne pas exclure totalement les points estimés à 0% de visibilité. Afin de stabiliser les coefficients respectifs des colonnes de E , on impose une contrainte de lissage sous forme d'une

fonction spline, dénotée $f(d)$, qui implique que les valeurs des coefficients pour des bandes de distances voisines doivent être plus similaires que pour des distances plus éloignées :

$$\text{logit}(\psi_{j,k}) = \alpha + \sum_d (f(d, E_{j,k,d})) \quad (\text{Eq 1.3})$$

Grâce à la séparation de l'abondance et de la probabilité de détection, le modèle permet en principe d'estimer une abondance absolue, non biaisée par la probabilité de détection. Cependant, il s'agit d'un modèle non-linéaire, qui nécessite des programmes de modélisation complexes.

En pratique, pour faciliter l'analyse du rapport, nous procédons à une simplification du modèle, telle que seul le produit de l'abondance et de la détection $\lambda_{j,k} = N(s_j)\psi_{j,k}$ est modélisé :

$$y_k(s_j) \sim \text{Poisson}(\lambda_{j,k}) \quad (\text{Eq 2.1})$$

avec les covariables pour λ combinant les variables environnementales influant sur l'abondance et celles d'observation, influant sur la détection :

$$\ln(\lambda_{j,k}) = \alpha + X_j^T \beta + \sum_d (f(d, E_{j,k,d})) \quad (\text{Eq 2.2})$$

Ce modèle est à présent estimable avec des programmes standards pour modèles additifs généralisés (GAMs), disponibles dans la librairie « mgcv », R package version 1.9-3 (Wood, 2011) sous R version 4.5.2 (R Core Team 2025). En ne modélisant que le produit de l'abondance et de la détection, le modèle simplifié sacrifie la capacité à estimer une abondance absolue. Cependant, il maintient l'information primordiale pour guider la conservation des pies-grièches, qui est l'estimation de la distribution et de la sélection de l'habitat par les PG, approximativement non biaisée vis-à-vis de la position par rapport au réseau routier.

Résultats

Campagne d'échantillonnage

Sur l'ensemble des trois années, 77 journées de terrain ont été effectuées d'avril à juillet, comptabilisant 543 heures d'observation effective. 1171 oiseaux ont été observés : 641 pie-grièche écorcheur et 530 pie-grièche à tête rousse spp. *badius* (Tableau 2).

Tableau 2 : Résumé des observations lors de la campagne d'échantillonnage

Année	Nombre de jour d'observation	Nombre d'heure d'observation	Observation PGTR	Observation PGE
2024	29	200	221	228
2025	23	216	108	217
2026	21	127	201	196
Total	77	543	530	641

Note. PGTR = pie-grièche à tête rousse, PGE = pie-grièche écorcheur

Modélisation

Résultats du modèle pour la Pie-grièche écorcheur ("PGE")

Résumé du modèle

Les résultats du modèle pour la Pie-grièche écorcheur sont synthétisés dans le Tableau 3.

Le modèle montre un impact significatif de l'altitude, de l'interaction entre la proportion de prairie et d'habitat arbustif, et de l'interaction entre la distance et le proxy de l'effort sur la présence de la Pie-grièche écorcheur (Tableau 3). Le modèle explique 28,3% de la déviance, ce qui est une performance conséquente pour ce type de données.

Tableau 3 : Résumé du modèle additif généralisé pour la Pie-grièche écorcheur

Formule : $PGE \sim s(\text{altitude}, k = 7) + \text{te}(\text{prairie_lisse}, \text{arbustive}, k = c(6, 6)) + \text{annee_factor} + \text{te}(\text{Dist}, \text{Effort_by_dist}, k = c(6, 6))$

A. Coefficients paramétriques

Paramètre	Estimate std.	E.S.	z-value	p-value
Intercept	-7.547e+03	2.181e+03	-3.461	<0.001***
Année 2025	0.187	0.110	1.712	0.087
Année 2026	-0.017	0.121	-0.137	0.891

B. Termes lisses semi-paramétriques (Smooth terms)

Variable	edf	Ref.df	χ^2	p-value
s(altitude)	4.410	5.144	376.4	< 0.001 ***
te(prairie_lisse, arbustive)	10.801	13.563	270.7	< 0.001 ***
te(Dist, Effort_by_dist)	7.946	8.765	1125.4	< 0.001 ***

Note. Déviance expliquée : 28.3%, edf = degrees of freedom effectif ; Ref.df = degrees of freedom de référence ; E.S. = Erreur-Standard ; * $p < 0.05$; *** $p < 0.001$. La variance expliquée indique la proportion de variabilité expliquée par le modèle. Les termes lisses sont significatifs à $p < 0.05$.

Interprétation de l'effet des variables

Concernant l'altitude, le modèle estime un impact positif jusqu'à 800m d'altitude puis un impact négatif sur la présence de pies-grièches écorcheurs, les zones de moyennes altitudes (entre 300 et 800m) semblent être les plus favorables. Les extrêmes de la zone d'étude (côte et moyenne montagne 1000-1300m) semblent être les moins favorables, cependant le manque de données à haute altitude sur la zone est visible avec une erreur standard très importante au-delà de 1000m d'altitude, il est donc difficile d'interpréter l'effet de ces altitudes (Figure 4, a).

Concernant l'impact de la proportion de prairie et d'habitats arbustifs, les zones avec moins de 30% de prairies semblent moins favorables, peu importe la proportion d'habitat arbustif présent. Pour une proportion de prairies donnée, celles-ci sont moins favorables quand la proportion d'habitat arbustif est inférieure à 20%. Pour ces deux variables, l'optimum semble être 30% de prairies ou plus avec au moins 20% d'habitat arbustif (30cm-2m50) dans un rayon de 250m. (Figure 4, b)

Concernant la probabilité de détection, elle diminue de manière log-linéaire (soit exponentielle) quand la distance à l'observateur augmente, et diminue quand l'effort augmente (Figure 4, c). Cette relation à la distance est attendue mais l'interprétation de l'effort montre un potentiel problème dans les données ou dans la manière de le calculer, un effort de 80 000 correspond à au moins 22h d'observation à maximum 300m sur une cellule de 50m. Néanmoins, une probable explication serait l'arrêt systématique des observateurs lors de l'observation d'une pie-grièche (afin de noter l'observation d'une part, et dans la volonté d'appuyer l'effort pour voir d'autres oiseaux) sans pour autant augmenter le nombre d'observation, ce qui tire l'effet de l'effort vers le bas.

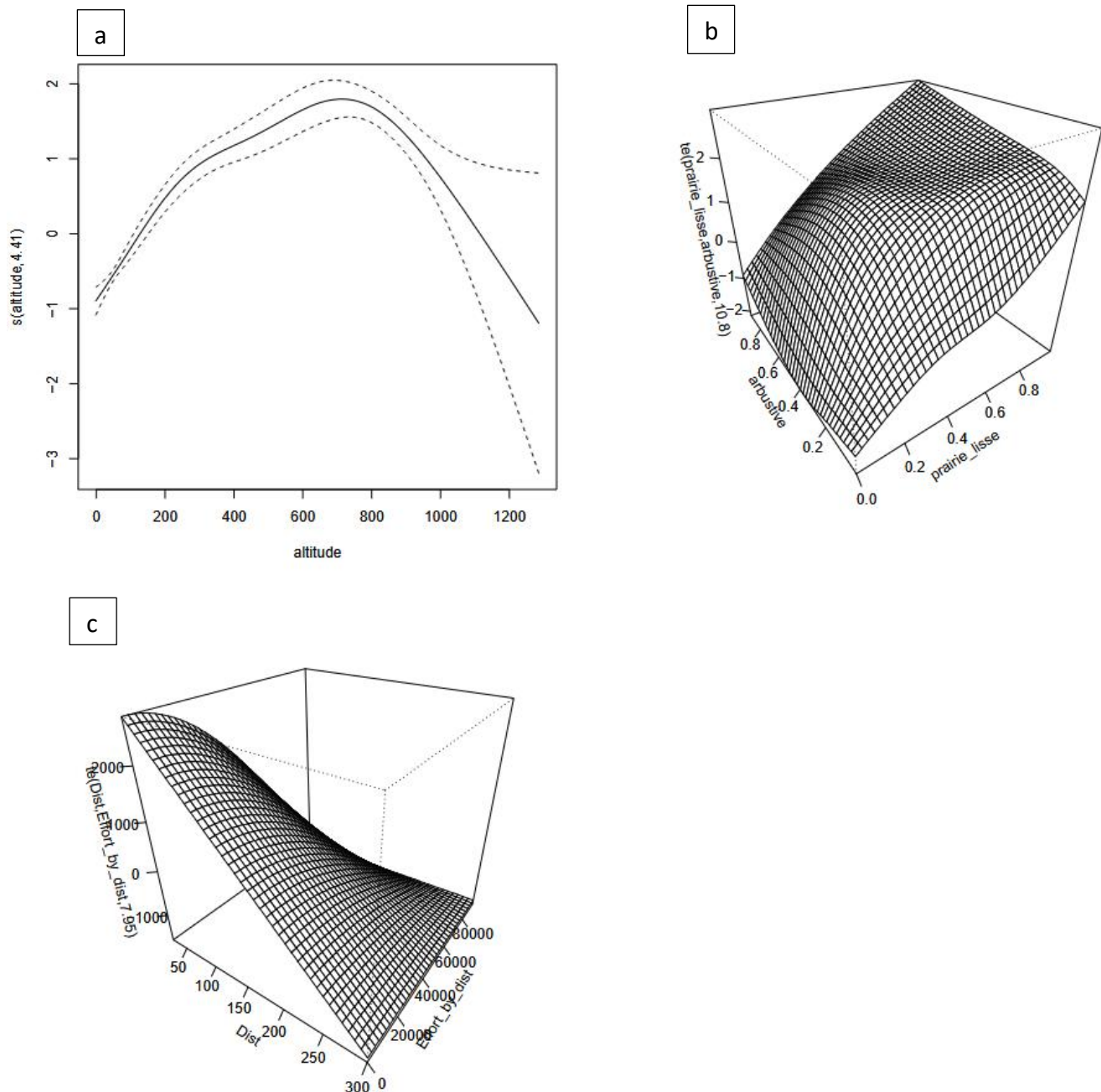


Figure 4 : Effets de variables environnementales et de détection estimés pour le modèle résumé dans le Tableau 3 pour la pie-grièche écorcheur. a : effet de l'altitude, b : effet de l'interaction entre la proportion de prairie et d'habitats arbustif, c : effet de l'interaction entre la distance d'observation et l'effort d'observation

Résultats du modèle pour la Pie-grièche à tête rousse ("PGTR")

Résumé du modèle

Les résultats du modèle pour la Pie-grièche à tête rousse sont synthétisés dans le Tableau 4.

Le modèle montre un impact significatif de l'altitude, de l'interaction entre la proportion de prairie et d'habitat arbustif, et de l'interaction entre la distance et le proxy de l'effort sur la présence de la Pie-grièche

à tête rousse (Tableau 4). Le modèle explique 26,4% de la déviance, ce qui représente encore une fois une proportion importante.

Tableau 4 : Résumé du modèle additif généralisé pour la pie-grièche à tête rousse.

Formule : PGTR ~ s(altitude, k = 7) + te(prairie_lisse, arbustive, k = c(6, 6)) + annee_factor + te(Dist, Effort_by_dist, k = c(6, 6))

A. Coefficients paramétriques

Paramètre	Estimate std.	E.S.	z-value	p-value
Intercept	-4.649e+03	3.100e+03	-1.499	0.134
Année 2025	-0.292	0.136	-2.138	0.033 *
Année 2026	-0.047	0.124	-0.376	0.707

B. Termes lisses semi-paramétriques (Smooth terms)

Variable	edf	Ref.df	χ^2	p-value
s(altitude)	5.275	5.761	55.94	< 0.001 ***
te(prairie_lisse, arbustive)	11.575	14.426	234.52	< 0.001 ***
te(Dist, Effort_by_dist)	7.317	8.095	621.40	< 0.001 ***

*Note. Déviance expliquée = 26.4%, edf = degrees of freedom effectif ; Ref.df = degrees of freedom de référence ; E.S. = Erreur-Standard ; * $p < 0.05$; *** $p < 0.001$. La variance expliquée indique la proportion de variabilité expliquée par le modèle. Les termes lisses sont significatifs à $p < 0.05$.*

Interprétation de l'effet des variables

La tendance vis à vis de l'impact de l'altitude est vraisemblablement trop sinueuse pour être expliquer l'effet seul de l'altitude. Le modèle capte certainement d'autres facteurs environnementaux au travers de celle-ci. On observe également une erreur standard très importante aux altitudes les plus hautes de la zone d'étude, à partir de 1000m (Figure 5, a).

L'interaction entre les prairies et la proportion d'habitat arbustif semble trop complexe également et capte potentiellement d'autres facteurs impactants non-inclus. Néanmoins il semble qu'une proportion de prairie supérieure à 20% soit nécessaire à la présence des pies-grièches à tête rousse, sans tendance claire des habitats arbustifs (Figure 5, b).

Concernant la probabilité de détection, elle diminue de manière exponentielle (log-linéaire) quand la distance à l'observateur augmente, et diminue de manière non-linéaire quand l'effort augmente (Figure 5, c). Cette relation est similaire aux résultats du premier modèle sur la pie-grièche écorcheur, montrant une nouvelle fois une baisse exponentielle de la probabilité de détection quand la distance et/ou l'effort augmente.

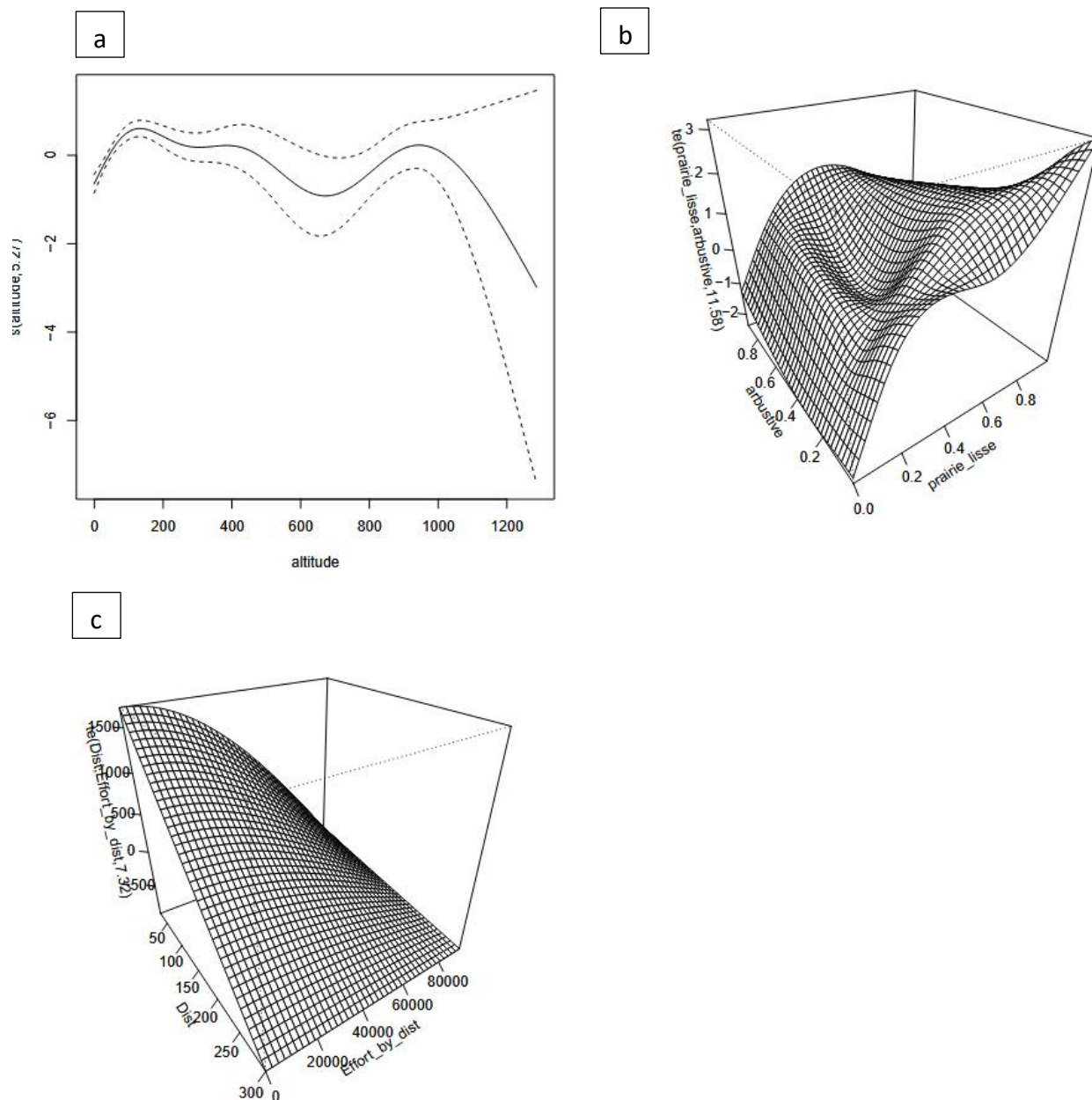


Figure 5 : Effets de variables environnementales et de détection estimés pour le modèle résumé dans le Tableau 4 pour la pie-grièche à tête rousse. a : effet de l'altitude, b : effet de l'interaction entre la proportion de prairie et d'habitats arbustif, c : effet de l'interaction entre la distance d'observation et l'effort d'observation

Distribution relative des pies-grièches en Corse

Il apparait que les deux espèces ont des densités maximales prédites similaires, quoiqu'un peu plus élevées pour la Pie-grièche écorcheur. Elle est plus uniformément répartie sur le territoire, et est prédite plus abondante aux moyennes altitudes, alors que la Pie-grièche à tête rousse apparait plus agrégée et sélective, dans les vallées et plaines (Figure 6).

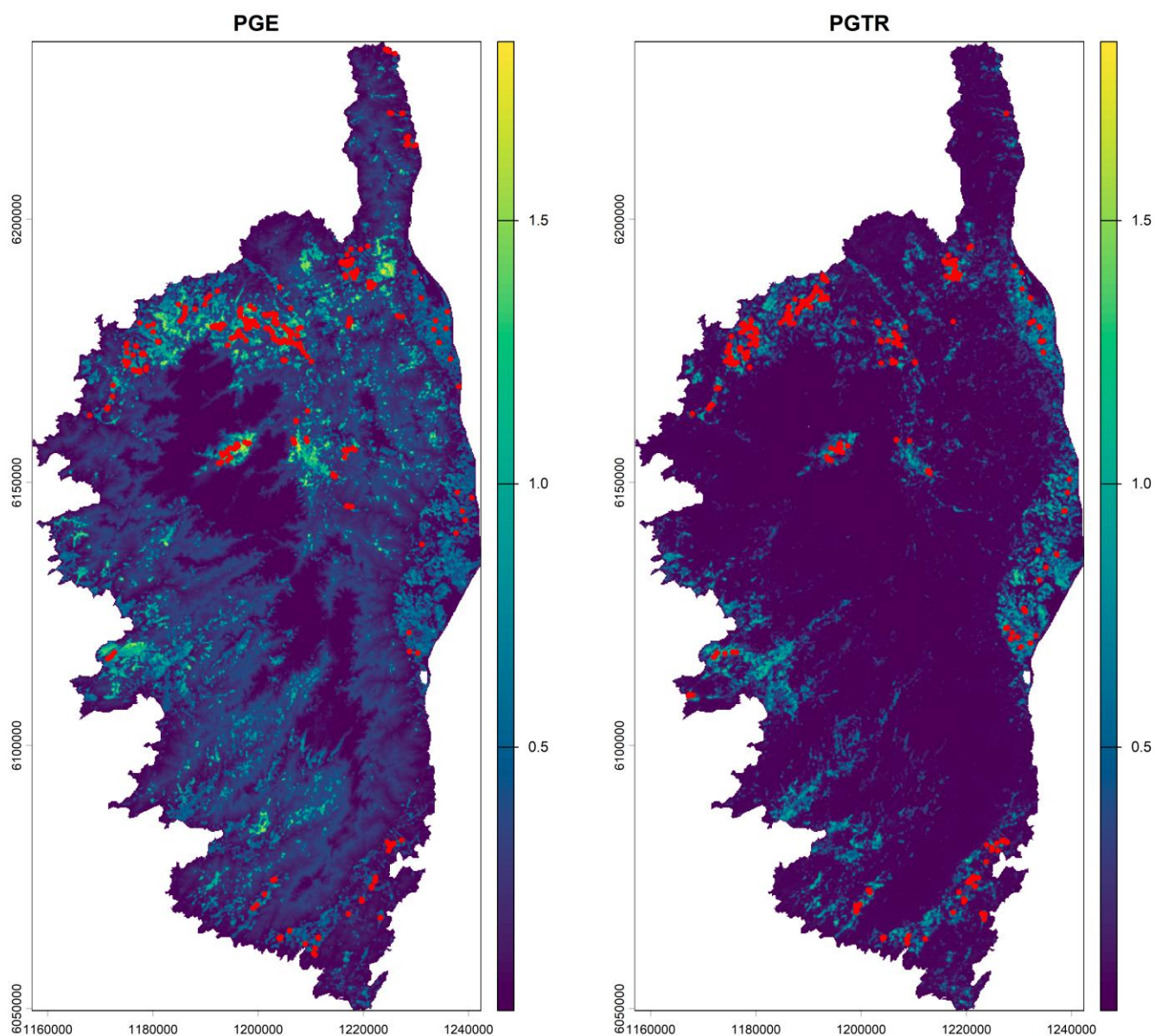


Figure 6 : Cartes de distribution prédite des pies-grièches en Corse, à partir de la distribution des prairies, de la strate arbustive > 30 cm et de l'altitude. Les valeurs sont relatives, par conséquent l'échelle est en unité arbitraire mais comparable entre espèces. Les points rouges marquent les observations utilisées pour ajuster le modèle.

Discussion

Ce projet représente la plus grande campagne de terrain sur les pies-grièches de Corse et a permis de récolter une quantité de données très importante sur une large gamme de régions et d'habitats différents. Les zones les plus favorables aux deux espèces de pies-grièches ont pu être mises en évidence, indiquant les zones prioritaires aux actions de conservation menées sur le territoire.

La méthode d'acquisition des données d'effort, fondée sur l'approche inspirée du *distance sampling*, est novatrice, et permet de calculer un proxy de l'effort d'observation précis, prenant en compte la durée d'observation ainsi que le champ de vision des observateurs face à la hauteur de végétation et au relief. Bien qu'imparfaite pour le moment, cette méthode a le potentiel d'estimer une probabilité de détection fine, palliant des biais d'observation lors de l'acquisition de données en *distance sampling*.

Modélisation de la répartition d'une espèce à l'échelle d'une île

Sur une île comme la Corse, l'hétérogénéité des habitats dans les différentes régions représente une difficulté importante dans l'estimation de la répartition d'une espèce et de son abondance relative ou absolue. Par exemple, la Balagne présente une matrice paysagère de pâturages bocagers et de maquis au sein de paysages vallonnés, le Niolu est montagnard, avec une altitude et des pentes importantes, présentant une végétation adaptée à ce climat, et la Plaine Orientale est dominée par les champs maraîchers et vergers d'agrumes avec des parcelles moins étendues et des haies plus hautes (Mouillot *et al.* 2008). Les précipitations et températures ne sont également pas homogènes entre les différentes régions de Corse (Mouillot *et al.* 2008).

Dans ce contexte il est important d'échantillonner de multiples zones, afin de rendre compte de ces variations dans l'espace (e.g. Sillett *et al.* 2012). Lors de ce projet, la campagne d'échantillonnage couvre une majorité des vallées et côtes favorables aux deux espèces de pies-grièches Corse. Le protocole d'échantillonnage renseigne le temps passé par les observateurs à chaque point dans l'espace et est, à notre connaissance, la première étude avec cette approche. La variation de probabilité de détection pour chaque zone peut ainsi être modélisée avec réalisme. L'implémentation à l'effort de la proportion de visibilité autour des observateurs, en fonction de la hauteur de végétation et du relief affine cette estimation de la probabilité de détection et est facilement reproductible sur les régions couvertes par une campagne d'imagerie LIDAR, comme la France hexagonale.

Cette méthode demande de plus amples tests de modélisation afin de préciser la manière d'implémenter ces données aux modèles. Elle serait néanmoins généralisable à d'autres études ayant pour objectif d'estimer la probabilité de présence et la probabilité de détection d'une espèce dans un contexte paysager hétérogène à large échelle.

Résultats des modèles et implications pour la conservation

Pie-grièche écorcheur

La Pie-grièche écorcheur se retrouve à des altitudes allant du niveau de la mer, uniquement en Corse (Thibault & Bonaccorsi 1999), à 1500m d'altitude en général, bien que dans les Alpes un couple ait été observé à 2160m d'altitude, cette observation est considérée comme exceptionnelle (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994). Son habitat préférentiel est décrit comme étant aux alentours de 600 à 800m d'altitude dans le reste de son aire de répartition (Dubois *et al.* 2008, Thibault & Bonaccorsi 1999).

Le modèle montre ici un impact positif de l'altitude au moins jusqu'à 800m, en accord avec les mœurs de plaine et de moyenne montagne de l'espèce. Dans notre étude, les données de faibles altitudes (<10m) sont représentées principalement par la Plaine orientale, une ancienne zone marécageuse asséchée pour les cultures. Les prairies naturelles, permanentes y sont rares, et les parcelles présentent peu de ronciers et d'arbustes isolés, du fait de la prédominance des cultures maraîchères et des vergers d'agrumes (Mouillot 2008, Gamisans 2010). Les cultures y sont également plus intensives, la planitude de cette zone permettant une mécanisation plus importante des pratiques. La variable d'altitude capte probablement cette particularité, et montre une présence moindre des pie-grièches écorcheurs aux altitudes proches du niveau de la mer, qui peut s'expliquer potentiellement par cette configuration particulière. La Corse représentant la seule région avec une présence importante de cette espèce sur les côtes, il est probable qu'elle tolère mal ces conditions écologiques, et les facteurs écologiques précis justifiant cette présence restent à définir. La proximité des côtes aux noyaux de populations de moyenne montagne pourrait expliquer une part de cette présence.

La zone d'étude couvre une altitude maximum de 1300m, ne permettant pas d'évaluer la présence des pie-grièches écorcheur au-delà. Cependant en Corse, il n'existe aucune zone au-dessus de 1600m présentant des données opportunistes de cette espèce, ou des habitats à priori favorables sur orthophoto (avis d'expert et données non-publiées). Il serait intéressant de prospecter des zones d'altitude supérieur à 1300m afin de préciser ces connaissances à priori, mais il reste peu probable que des noyaux de population importants y soient présents.

Dans d'autres régions de son aire de répartition, la Pie-grièche écorcheur évolue dans des habitats ouverts et semi-ouvert variés, culture, pâtures, vergers, végétation buissonnante (Moreilli 2012). Elle a besoin de zones prairiales avec perchoirs de maximum 3m pour se nourrir, et de buissons épineux denses pour nicher et se protéger des prédateurs (Brambilla *et al.* 2007, Moreilli *et al.* 2012). Les résultats du modèle montrent un habitat optimum avec une proportion de prairie supérieure à 30%, combinée à une proportion d'arbustes d'au-moins 20-30% dans un rayon de 250m. Ces résultats sont en accord avec ce qui a été observé dans le passé, par exemple, au nord de l'Italie, où les conclusions de Brambilla et son équipe en

2007 décrivent un habitat optimal de prairies pâturées ou cultivées contenant 15 à 20% de buissons et/ou haies sur un territoire d'1ha. Ces résultats soulignent l'importance et la complémentarité de ces deux composantes paysagères pour la Pie-grièche écorcheur en Corse.

Pie-grièche à tête rousse

La Pie-grièche à tête rousse se retrouve en moyenne et aux extrêmes à des altitudes plus basses que la Pie-grièche écorcheur (Lefranc 2022). On la trouve au maximum à 1200m d'altitude en Corse (Thibault & Bonaccorsi 1999). Cette différence est principalement expliquée par son aire de répartition méditerranéenne, traduisant son affection pour les milieux plus thermophiles (Yeatman-Berthelot 1994, Lefranc 2022). Elle sélectionne des habitats semblables à ceux de la pie-grièche écorcheur et leurs niches écologiques se chevauchent sur leurs aires de répartition (Moskát & Fuisz 2002). Néanmoins elle semble mieux tolérer des milieux plus fermés, présentant une proportion plus importante d'arbres et n'hésite pas à nicher sur des feuillus, ou des pins au sein de forêts clairsemées (Lefranc 2022, Thibault & Bonaccorsi 1999, observations personnelles).

L'impact de la variable d'altitude est difficilement interprétable dans le modèle et capte probablement des effets d'autres caractéristiques environnementales non-prises en compte. Comme l'intensité de la pente, qui est très fluctuante et peut être importante même à basse altitude en Corse, et impacte négativement la sélection de l'habitat pour les pies-grièches à tête rousse (Cramp & Perrins 1993, Chiatante *et al.* 2014).

Il en est de même pour la proportion d'habitats prairiaux et arbustifs. Les variables utilisées ne capturent probablement pas de manière idéale les préférences réelles de l'espèce. La Pie-grièche à tête rousse privilégie les zones de chasse dans de la végétation très rase et la variable prairie utilisée ici est généraliste. Brambilla et son équipe en 2017 soulignaient déjà des difficultés dans la détermination de l'habitat préférentiel de l'espèce, qui doit, selon eux, répondre à des variations fines de l'environnement.

La répartition en agrégats des observations de l'espèce montre également une potentielle sensibilité à des variations environnementales fines sur leurs territoires.

Ces lacunes peuvent être compensées par un surajustement par le modèle des variables présentes, grâce à la flexibilité des fonctions splines utilisées. De plus, préciser ces variables pourrait mieux capter la réponse de l'espèce, en intégrant, par exemple, des variables de configuration de l'habitats, des espèces végétales composant les bosquets ou les prairies, de l'intensité du pâturage, ou de l'intensité du dérangement. En l'état, il est donc difficile d'affirmer un accord ou un désaccord par rapport aux connaissances établies sur la Pie-grièche à tête rousse concernant ces variables environnementales ou de préciser le ressenti des experts en Corse.

Implications pour la conservation

Les prédictions de répartition et d'abondance relative des deux espèces nous renseignent sur les zones à haut potentiel d'accueil d'après les modèles.

En Corse, les actions de conservation prévues pour les pies-grièches sont axées sur la sensibilisation pour le maintien des bandes enherbées et éléments herbacées autour des bosquets et haies sur les parcelles, offrant des zones de nourrissage pour les pies-grièches, et sur la plantation de bosquets sur des parcelles agricoles sur la base du volontariat des propriétaires, afin d'offrir perchoirs et sites de nidification sur des parcelles qui en seraient dépourvues (Bonaccorsi & Isenmann 1994, Tryjanowski *et al.* 2003, Lefranc 2022).

Il est suggéré de concentrer ces actions sur les zones prédites. Le modèle en l'état ne permet pas d'estimer une abondance absolue des pies-grièches, et il n'existe pas de suivi temporel des populations permettant de rendre compte de la dynamique de celles-ci. Afin de pérenniser et évaluer les actions de conservation menées, préciser le modèle et engager une démarche à long terme de suivi des populations paraît crucial.

Le maintien des zones ouvertes à habitats prairiaux est un des enjeux majeurs pour ces espèces, la gestion par fauchage ou pâturage montrant une réponse positive (Brambilla *et al.* 2007, Ceresa *et al.* 2012).

Limites méthodologiques et pistes d'amélioration

Plusieurs limites doivent être prises en compte dans l'interprétation des résultats. Elles concernent à la fois la disponibilité des individus, l'hétérogénéité du protocole de collecte, la qualité des données environnementales utilisées et le choix des variables intégrées au modèle.

Disponibilité et détectabilité des pies-grièches

La disponibilité des pies-grièches, c'est-à-dire, la proportion du temps où elles sont détectables, n'a pas été directement évaluée. Or, la probabilité de détecter un individu dépend non seulement de sa distance à l'observateur, mais aussi de son comportement, de sa position dans la végétation et de son activité au moment du passage. Cette limite peut affecter l'estimation de la probabilité de détection, notamment si certains individus sont présents mais temporairement non observables.

Les conditions météorologiques peuvent également influencer cette disponibilité. Bien que les prospections aient été réalisées autant que possible dans de bonnes conditions, c'est-à-dire, ciel dégagé et vent faible, certaines journées présentaient des vents relativement importants, atteignant 30 à 50 km/h. Ces conditions peuvent réduire l'activité observable des oiseaux et, par conséquent, modifier leur probabilité de détection sans que le modèle ne puisse le prendre en compte sur les suivis concernés.

Il est probable que cela génère un biais dans les résultats, par la grande hétérogénéité des conditions climatiques des régions de Corse où les deux espèces sont rencontrées.

Hétérogénéité des données de terrain

La collecte des données n'a pas été strictement uniforme entre les années, ce qui complique leur traitement et leur comparaison. Des améliorations du protocole de saisie seraient nécessaires afin de faciliter les analyses à posteriori. Par exemple, le pas de temps utilisé pour suivre les observateurs a changé entre 2024 et 2025/2026 et a dû être corrigé à posteriori. De plus, suivant la couche Qfield des différents observateurs, le nom des différentes variables renseignées et le format sont changeant, nécessitant plus de traitement pour standardiser les données.

Les variations saisonnières n'ont pas été prises en compte dans le modèle. Cette variable permettrait de distinguer les grandes phases du cycle de reproduction : installation et construction du nid en avril-mai, couvaison et nourrissage au nid en juin, puis envol des jeunes en juillet (Bonaccorsi & Isenmann 1994, Lefranc 2022), qui devraient influencer l'abondance dans une certaine mesure, mais surtout la probabilité de détection. Ceci pourrait être implémenté dans de futures améliorations du modèle.

Limites des données LiDAR et de la mesure de visibilité

L'utilisation des modèles de hauteur de végétation, de terrain et de surface issus de la campagne LiDAR HD représente aussi une innovation technique majeure de ce projet, aussi bien pour la caractérisation des habitats que pour la caractérisation de la visibilité et son effet sur la probabilité de détection. Elle donne en effet accès à des informations critiques et particulièrement difficiles à obtenir par d'autres méthodes. Le traitement de cette source de données massive (avec une résolution spatiale de 50 cm, un modèle pour la Corse est de 130 Gb de donnée environ) représente une difficulté technique significative.

Elle présente cependant plusieurs limites : ces données décrivent la hauteur de la végétation et du terrain, mais ne permettent pas toujours de distinguer finement les types d'habitats. Par exemple, une même hauteur peut correspondre à un roncier, favorable à la nidification des pies-grièches, ou à un bosquet de cystes, bien moins favorable.

Un problème récurrent concerne la visibilité réelle depuis le terrain. La proportion de visibilité est limitée à un rayon de 50m pour des raisons pratiques, dans l'idéal, elle est calculée dans chaque cellule de la grille de prédiction du modèle pour chaque point d'observateur afin de correspondre au maximum à la réalité, en prenant en compte la distance à l'observateur.

Lorsqu'un observateur se trouve sous un arbre, la fonction de calcul de la proportion de visibilité attribuée à la cellule correspondante la hauteur de la canopée, par exemple 5 m, ce qui conduit à considérer la visibilité comme nulle. En réalité, la visibilité dépend de la structure précise de l'arbre, de la densité du feuillage et de la position de l'observateur. Cette variabilité fine est difficile, voire impossible, à intégrer de manière totalement fiable à partir des seules données LiDAR. Cependant, des améliorations restent possibles pour de

futurs projets, impliquant des calculs plus complexes mais aussi plus coûteux en temps. Les choix opérés dans ce projet traduisent des compromis liés aux contraintes pratiques de travail de recherche, et présentent néanmoins une avancée significative.

Choix et disponibilité des variables environnementales

Le choix des variables environnementales et des zones suivies repose sur des connaissances à priori (données historiques non-publiées), sur la bibliographie et sur avis d'experts. Cette approche est nécessaire dans un contexte où les études disponibles restent limitées, notamment pour la Pie-grièche à tête rousse en Corse, mais elle comporte une part d'incertitude. Il serait bénéfique de préciser l'impact de variables d'habitat à échelle fine sur les pies-grièches en Corse, afin de confirmer leurs habitats privilégiés pour affiner le choix des variables environnementales.

Les variables sélectionnées, comme la proportion d'arbuste, constituant une classe de hauteur fixé, pourrait être modifié et testé sous différentes configurations au sein des modèles construits. Des ajustements de ce type, pourrait améliorer la validité du modèle et ses prédictions, représentant mieux la réalité du terrain.

Décrire plus précisément la structure du paysage, la composition des habitats, la disponibilité en perchoirs ou la configuration des zones pâturées améliorerait certainement les prédictions des modèles. La disponibilité de telles variables à l'échelle de la Corse reste un frein dans ce choix, et constitue un compromis constant entre finesse écologique de la variable et résolution spatiale.

D'autres types de variables, telles que l'abondance et la qualité des proies consommées, ou l'intensité d'utilisation de produits phyto-sanitaires/anti-parasitaires, sont généralement trop difficiles et coûteuses à obtenir à l'échelle de larges zones d'étude. Ces facteurs présentent probablement un impact important dans la sélection d'habitat et dans le potentiel d'accueil pour les pies-grièches, la pie-grièche à tête rousse en Corse est intimement liée aux zones de pâturages pour son alimentation (Thibault & Bonnacorsi 1999) et les coprophages représente une part importante de l'alimentation des deux espèces (Tryjanowski *et al.* 2003, Lefranc 2022).

Conclusions

La méthode développée lors de ce projet est novatrice et montre un potentiel intéressant pour de futures estimations d'abondance non-biaisées par la probabilité de détection. Il est crucial de poursuivre les expérimentations sur l'implémentation de l'effort.

Cette étude permet de guider les actions de conservation à venir en Corse pour les pies-grièches, en précisant leur répartition probable sur le territoire.

Le protocole nécessite une standardisation et une rigueur importantes entre les observateurs pour disposer de données d'effort de qualité.

En l'état, les limites des modèles développés doivent être prises en compte dans l'interprétation des résultats de ce projet. Elles soulignent également l'intérêt de futures campagnes de terrain plus standardisées et d'une amélioration dans la finesse des variables environnementales utilisées pour modéliser la distribution et la détectabilité des pies-grièches en Corse, afin de capter les effets sous-jacents suggérés par les résultats du modèle.

Remerciements

Je remercie chaleureusement Thomas et Carole pour leur encadrement de grande qualité, leur soutien infaillible, leur bienveillance et leur accompagnement dans la méthode statistique et l'écologie des espèces. Gabin et Clément pour leur soutien tout au long du stage et les sessions de terrain animées. L'équipe du CEN-Corse pour son accueil et ses conseils. Benoît, Cyann, Julia, Laure, Laura, Nico, Maëlys, Maya, Phylbie et plus largement les étudiants de PNB pour leur appui à distance et leur réconfort dans les moments difficiles. Et enfin je remercie le corps enseignant du Master PNB pour leur pédagogie sur ces deux années qui m'ont permis d'accomplir ce projet.

Bibliographie

- Aghababayan, K., & Khachatryan, A. (2021). The conservation status of Woodchat Shrike *Lanius senator* in Armenia. *Jordan Journal of Natural History*, 8(1), 17-22.
- Bellar, C. A., & Maccarone, A. D. (2002). The Effects of Prairie Habitat Loss and Land-Use Changes on Loggerhead Shrike Populations in Kansas. *Transactions of the Kansas Academy of Science*, 105(1), 51-65. [https://doi.org/10.1660/0022-8443\(2002\)105%255B0051:TEOPHL%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1660/0022-8443(2002)105%255B0051:TEOPHL%255D2.0.CO;2)
- Blasco-Zumeta, J., & Heinze, G.-M. (2023). *Identification Atlas of the Continental Birds of Southwestern Europe*. Tundra Ediciones.
- Borchers, D., Buckland, S. T., & Zucchini, W. (2002). *Estimating Animal Abundance : Closed Populations* (Vol. 13). Springer Science & Business Media.
- Bonaccorsi, G. & Isenmann, P. (1994) - Biologie de la reproduction et nourriture de la Pie-grièche à tête rousse (*Lanius senator badius*), et de la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) en Corse. *Alauda*. 62 ; 269-274.
- Bowler, D., Richter, R. L., Eskildsen, D., Kamp, J., Moshøj, C. M., Reif, J., Strebel, N., Trautmann, S., & Voříšek, P. (2021). Geographic variation in the population trends of common breeding birds across central Europe. *Basic and Applied Ecology*, 56, 72-84. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.07.004>
- Brambilla, M., Rubolini, D. and Guidali, F. (2007) Between land abandonment and agricultural intensification: habitat preferences of Red-backed Shrikes *Lanius collurio* in low-intensity farming conditions. *Bird Study* 54: 160–167.
- Brambilla, M. (2012) The importance of key marginal habitat features for birds in farmland: An assessment of habitat preferences of Red-backed Shrike *Lanius collurio* in the Italian Alps. *Bird Study* 59: 327–334.
- Brambilla, M., Gustin, M., Fulco, E., Sorace, A., & Celada, C. (2017). Coarse landscape features predict occurrence, but habitat selection is driven by specific habitat traits : Implications for the conservation of the threatened Woodchat Shrike *Lanius senator*. *Bird Conservation International*, 27(1), 58-70. <https://doi.org/10.1017/S0959270916000034>
- Brühl, C. A., & Zaller, J. G. (2019). Biodiversity Decline as a Consequence of an Inappropriate Environmental Risk Assessment of Pesticides. *Frontiers in Environmental Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00177>
- Buckland, S. T., Marsden, S. J., & Green, R. E. (2008). Estimating bird abundance : Making methods work. *Bird Conservation International*, 18(S1), S91-S108.
- Ceresa, F., Bogliani, G., Pedrini, P., & Brambilla, M. (2012). The importance of key marginal habitat features for birds in farmland : An assessment of habitat preferences of Red-backed Shrikes *Lanius collurio* in the Italian Alps. *Bird Study*, 59(3), 327-334. <https://doi.org/10.1080/00063657.2012.676623>

- Conn, P. B., Laake, J. L., & Johnson, D. S. (2012). *A hierarchical modeling framework for multiple observer transect surveys*. PLoS ONE, 7(8): e42294. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0042294>
- Cox, D. R. (1955). Some Statistical Methods Connected with Series of Events. *Journal of the Royal Statistical Society*, 17(2), 129-164. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1955.tb00188.x>
- Chiatante, G. P., Brambilla, M. and Bogliani, G. (2014) Spatially explicit conservation issues for threatened bird species in Mediterranean farmland landscapes. *J. Nat. Conserv.* 22: 103–112.
- Donahue, E., Worm, A., Wessels, J., Youtz, J., Bryant, L., Matthews, A., Krajcir, K., Raibley, R., & Boves, T. (2024). Evaluating demographic habitat partitioning and its consequences during the non-breeding season in Loggerhead Shrikes. *Journal of Field Ornithology*, 95(2), art1. <https://doi.org/10.5751/JFO-00454-950201>
- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J., & Van Bommel, F. P. (2006). Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 116(3-4), 189-196.
- DUBOIS P.-J., LE MARÉCHAL P., OLIOSSO G. & YÉSOU P. (2008). *Nouvel inventaire des oiseaux de France*. Éditions Delachaux & Niestlé. Paris. 559 pages.
- European Environment Agency. *CLCplus Backbone 2023, Europe, 2-yearly* [Dataset]. Consulté le 15/05/2026, disponible via <https://sdi.eea.europa.eu/catalogue/srv/api/records/b0bd43c6-1fa1-4d88-9c45-98b13a95d0b2>
- Gamisans J., 2010, *LE PAYSAGE VEGETAL DE LA CORSE* , Editions Albiana , ISBN : 978-2-84698-315-0
- Hedley, S. L., & Buckland, S. T. (2004). Spatial models for line transect sampling. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 9(2), 181-199.
- Hemerik, L., Geertsma, M., Waasdorp, S., Middelveld, R. P., van Kleef, H., & Klok, C. (2015). Survival, reproduction, and immigration explain the dynamics of a local Red-backed Shrike population in the Netherlands. *Journal of Ornithology*, 156(1), 35-46. <https://doi.org/10.1007/s10336-014-1120-2>
- Hervé, T., Dussouchaud, O., & Schmitt, L. (2025). *Plan National d'Actions en faveur des pies-grièches (Lanius sp.) 2025-2034* (p. 144). Ministère de la Transition Écologique et de la Cohésion des Territoires.
- Hijmans, R. J. (2026). *terra : Spatial Data Analysis*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.terra>
- Huggins, R. M. (1991). Some practical aspects of a conditional likelihood approach to capture experiments. *Biometrics*, 725-732.

Inger, R., Gregory, R., Duffy, J. P., Stott, I., Voříšek, P., & Gaston, K. J. (2015). Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology letters*, 18(1), 28-36.

(a) IGN, Institut national de l'information géographique et forestière. *BD ORTHO® 2025* [Dataset]. Consulté le 15/05/2026, disponible via https://cartes.gouv.fr/rechercher-une-donnee/dataset/IGNF_BD-ORTHO

(b) IGN, Institut national de l'information géographique et forestière. *Registre Parcellaire Graphique (RPG) 2023* [Dataset]. Consulté le 15/05/2026, disponible via https://cartes.gouv.fr/rechercher-une-donnee/dataset/IGNF_RPG

(c) IGN, Institut national de l'information géographique et forestière. *Registre d'Altitude (RGE-ALTI) 2021* [Dataset]. Consulté le 15/05/2026, disponible via https://cartes.gouv.fr/rechercher-une-donnee/dataset/IGNF_RGE-ALTI

(d) IGN, Institut national de l'information géographique et forestière. *Routes (ROUTE-500) 2021* [Dataset]. Consulté le 15/05/2026, disponible via https://cartes.gouv.fr/rechercher-une-donnee/dataset/IGNF_ROUTE-500

(e) IGN, Institut national de l'information géographique et forestière. *Modèle Numérique de Hauteur LiDAR HD 2025 (MNH-LIDAR-HD)* [Dataset]. Consulté le 15/05/2026, disponible via https://cartes.gouv.fr/rechercher-une-donnee/dataset/IGNF_MNH-LIDAR-HD

(f) IGN, Institut national de l'information géographique et forestière. *Modèle Numérique de Surface LiDAR HD 2025 (MNS-LIDAR-HD)* [Dataset]. Consulté le 15/05/2026, disponible via https://cartes.gouv.fr/rechercher-une-donnee/dataset/IGNF_MNS-LIDAR-HD

(g) IGN, Institut national de l'information géographique et forestière. *Modèle Numérique de Terrain LiDAR HD 2025 (MNT-LIDAR-HD)* [Dataset]. Consulté le 15/05/2026, disponible via https://cartes.gouv.fr/rechercher-une-donnee/dataset/IGNF_MNT-LIDAR-HD

Jean, L., Schreiber, A., Bertrand, A., Hoffmann, N., Didier, S., Tusch, J., Mokuenko, N., Isambert, J., & Legeay, C. (2018). Suivi et conservation de la Pie grièche grise, de la Pie-grièche à tête rousse et de la Pie-grièche écorcheur en Lorraine : Rapport d'activités 2017. *LOANA/LPO coordination Lorraine*.

Karr, A. F. (1985). Inference for thinned point processes, with application to Cox processes. *Journal of Multivariate Analysis*, 16(3), 368-392. [https://doi.org/10.1016/0047-259X\(85\)90026-0](https://doi.org/10.1016/0047-259X(85)90026-0)

Lees, A. C., Haskell, L., Allinson, T., Bezeng, S. B., Burfield, I. J., Renjifo, L. M., Rosenberg, K. V., Viswanathan, A., & Butchart, S. H. M. (2022). State of the World's Birds. In *Annual Review of Environment and Resources* (Vol. 47, Numéro Volume 47, 2022, p. 231-260). Annual Reviews. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-112420-014642>

Lefranc, N. (1997). Shrikes and the farmed landscape in France. *Farming and birds in Europe: the Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*.

Lefranc, N. (2022). *Shrikes of the world* (2nd ed.). Helm.

Lobnik, R., Scridel, D., & Denac, D. (2025). Over 30 years decline of an iconic farmland bird, Red-backed Shrike *Lanius collurio*, in a Central European stronghold : Meadow loss and shrub succession drive near-local extinction. *Bird Conservation International*, 35, e32. <https://doi.org/10.1017/S0959270925100191>

Marques, T. A., Thomas, L., Fancy, S. G., & Buckland, S. T. (2007). Improving Estimates of Bird Density Using Multiple- Covariate Distance Sampling. *The Auk*, 124(4), 1229-1243. <https://doi.org/10.1093/auk/124.4.1229>

McNair, D. B. (2026). Population Persistence : Repeat Surveys of Loggerhead Shrikes in a Section of the North Carolina Sandhills. *Southeastern Naturalist*, 25(1), 109-130. <https://doi.org/10.1656/058.025.0107>

Miller, D. L., Burt, M. L., Rexstad, E. A., & Thomas, L. (2013). Spatial models for distance sampling data : Recent developments and future directions. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(11), 1001-1010.

Morelli, F. (2013). Are the nesting probabilities of the red-backed shrike related to proximity to roads? *Nature Conservation*, 5, 1-11. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.5.4511>

Mouillot, F., Paradis, G., Andrei-Ruiz, M. C., & Quilichini, A. (2008). Corsica. In *Mediterranean island landscapes: natural and cultural approaches* (pp. 220-244). Dordrecht: Springer Netherlands.

Nasuelli, M., Ilahiane, L., Boano, G., Cucco, M., Galimberti, A., Pavia, M., Pioltelli, E., Shafaeipour, A., Voelker, G., & Pellegrino, I. (2022). Phylogeography of *Lanius senator* in its breeding range : Conflicts between alpha taxonomy, subspecies distribution and genetics. *The European Zoological Journal*, 89(1), 941-956. <https://doi.org/10.1080/24750263.2022.2099989>

Oedekoven, C. S., Buckland, S. T., Mackenzie, M. L., King, R., Evans, K. O., & Burger, L. W. (2014). Bayesian Methods for Hierarchical Distance Sampling Models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 19(2), 219-239. <https://doi.org/10.1007/s13253-014-0167-0>

Onrubia, A., & Andrés, T. (2005). Impact of human activities on steppic-land birds : A review in the context of the Western Palearctic. *Ecology and conservation of steppe-land birds. Lynx Edicions, Barcelona*, 185-210.

Otis, D. L., Burnham, K. P., White, G. C., & Anderson, D. R. (1978). Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife monographs*, (62), 3-135.

Panov, E. (2011). The true shrikes (Laniidae) of the world : Ecology, behavior and evolution. *British Birds*, 104, 676-680.

Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences*, 11(5), 1633-1644.

- R Core Team. (2025). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rehsteiner, U. P. (2001). *Breeding ecology of the woodchat shrike Lanius senator in one of its strongholds, south-western Spain* [PhD Thesis]. Verlag nicht ermittelbar.
- Reif, J., Storch, D., Voříšek, P., Šťastný, K., & Bejček, V. (2008). Bird-habitat associations predict population trends in central European forest and farmland birds. *Biodiversity and Conservation*, 17(13), 3307-3319. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9430-4>
- Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Auniņš, A., Benkő, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., de Carli, E., del Moral, J. C., Domşa, C., Escandell, V., Fontaine, B., Foppen, R., Gregory, R., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Ieronymidou, C., ... Devictor, V. (2023). Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120(21), e2216573120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120>
- Rosenberg, K. V., Dokter, A. M., Blancher, P. J., Sauer, J. R., Smith, A. C., Smith, P. A., Stanton, J. C., Panjabi, A., Helft, L., Parr, M., & others. (2019). Decline of the North American avifauna. *Science*, 366(6461), 120-124.
- Royle, J. A., Dawson, D. K., & Bates, S. (2004). Modeling abundance effects in distance sampling. *Ecology*, 85(6), 1591-1597.
- Royle, J. A., & Dorazio, R. (2008). *Hierarchical modeling and inference in ecology : The analysis of data from populations, metapopulations and communities*. Academic Press. USGS Publications Warehouse. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374097-7.50001-5>
- Saïd, S., & Auvergne, S. (2000). Impact du pastoralisme sur l'évolution paysagère en Corse. Quelques propositions de gestion. *Revue de géographie alpine*, 88(3), 39-50.
- Scheaffer, R. L., Mendenhall, W., Ott, L., & Gerow, K. (1990). *Elementary survey sampling* (Vol. 501). Pws-Kent Boston.
- Stanley, T. R., Teel, S., Hall, L. S., Dye, L. C., & Laughrin, L. L. (2012). Population size of Island loggerhead shrikes on Santa Rosa and Santa Cruz Islands. *Wildlife Society Bulletin*, 36(1), 61-69. <https://doi.org/10.1002/wsb.108>
- Sillett, T. S., Chandler, R. B., Royle, J. A., Kéry, M., & Morrison, S. A. (2012). Hierarchical distance-sampling models to estimate population size and habitat-specific abundance of an island endemic. *Ecological Applications*, 22(7), 1997-2006.
- Simi, P. (1999). *Précis de géographie de la Corse*. Ed. Stamparia Sammarcelli.
- Taysse, L. (2021). *Bilan du Plan National d'Actions en faveur des pies-grièches (Lanius sp.) 2014-2018* (p. 159). LPO France – Ministère de la Transition Ecologique.

Thibault, J.C. & Bonaccorsi, G. (1999) - The birds of Corsica. BOU checklist N°17, London

Traba, J., & Morales, M. B. (2019). The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland. *Scientific Reports*, 9(1), 9473. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45854-0>

UICN-France, MNHN, LPO, SEOF, & ONCFS. (2016). *La Liste rouge des espèces menacées en France—Chapitre Oiseaux de France métropolitaine*.

Voříšek, P., Jiguet, F., van Strien, A., Škorpilová, J., Klvaňová, A., & Gregory, R. (2010). Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds : How much have we lost. *BOU Proceedings—Lowland Farmland Birds III*, 24.

Williams, B., Nichols, J. D., & Conroy, M. J. (2002). *Analysis and Management of Animal Populations : Modeling, Estimation and Decision Making*. Academic Press. USGS Publications Warehouse. <https://pubs.usgs.gov/publication/5200256>

Wood, S. N. (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society (B)*, 73(1), 3-36. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2010.00749.x>

Yosef, R. (1994). Conservation Commentary : Evaluation of the Global Decline in the True Shrikes (Family Laniidae). *The Auk*, 111(1), 228-233. <https://doi.org/10.2307/4088532>