

## **Suivi des passages à faune supérieurs en Wallonie : analyse de leur utilisation par la moyenne et grande faune à l'aide de pièges photographiques**

**Auteur :** Gilliard, Emilien

**Promoteur(s) :** Dufrêne, Marc; Bourdouxhe, Axel

**Faculté :** Faculté des Sciences

**Diplôme :** Master en biologie des organismes et écologie, à finalité spécialisée en biologie de la conservation : biodiversité et gestion

**Année académique :** 2025-2026

**URI/URL :** <http://hdl.handle.net/2268.2/25474>

---

### *Avertissement à l'attention des usagers :*

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

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

---

# **SUIVI DES PASSAGES À FAUNE SUPÉRIEURS EN WALLONIE : ANALYSE DE LEUR UTILISATION PAR LA MOYENNE ET GRANDE FAUNE À L'AIDE DE PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES**



(Photo de Peeters et Slagboom BV, dans Bekker & Iuell, 2003)

**GILLIARD Émilien**

Travail de fin d'étude en Master en biologie des organismes et écologie, à  
finalité spécialisée en biologie de la conservation : biodiversité et gestion

Faculté des Sciences : Département de Biologie, Écologie et Évolution.

Laboratoire Biodiversity, Ecosystems, Landscapes : Gembloux Agro-Bio Tech.

Année académique 2025-2026

Promoteur : Marc Dufrêne

Encadrant : Axel Bourdouxhe



## Table des matières

|                                                                                       |           |
|---------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>RÉSUMÉ .....</b>                                                                   | <b>4</b>  |
| <b>1. INTRODUCTION.....</b>                                                           | <b>5</b>  |
| 1.1. Biodiversité, changement d'occupation du sol et fragmentation des habitats ..... | 5         |
| 1.2. Réseaux des infrastructures linéaires de transport.....                          | 5         |
| 1.3. Impacts des ILT sur la faune.....                                                | 6         |
| 1.3.1. Perte et dégradation des habitats.....                                         | 6         |
| 1.3.2. Effet barrière et isolement des populations .....                              | 7         |
| 1.3.3. Collisions véhicule-faune .....                                                | 7         |
| 1.3.4. Autres effets des ILT .....                                                    | 8         |
| 1.4. Passages à faune et restauration de la connectivité .....                        | 8         |
| 1.4.1. Définition, type et objectifs des passages à faune .....                       | 9         |
| 1.4.2. Clôtures et association avec les passages à faune .....                        | 9         |
| 1.4.3. Coûts et intérêt des passages .....                                            | 10        |
| 1.5. Méthode de suivi : pièges photographiques.....                                   | 10        |
| 1.6. Utilisation des passages à faune.....                                            | 11        |
| 1.6.1. Évaluation de l'utilisation et de l'efficacité des passages à faune .....      | 11        |
| 1.6.2. Facteurs influençant l'utilisation des passages .....                          | 12        |
| <b>2. OBJECTIFS ET QUESTIONS DE RECHERCHE .....</b>                                   | <b>12</b> |
| 2.1. Questions de recherche .....                                                     | 13        |
| <b>3. MATÉRIELS ET MÉTHODES.....</b>                                                  | <b>14</b> |
| 3.1. Sites d'étude et caractéristiques des passages à faune.....                      | 14        |
| 3.2. Dispositif de suivi par pièges photographiques .....                             | 16        |
| 3.2.1. Matériel utilisé .....                                                         | 16        |
| 3.2.2. Disposition des caméras.....                                                   | 16        |
| 3.3. Traitement des données.....                                                      | 18        |
| 3.4. Harmonisation .....                                                              | 19        |
| 3.5. Définition des événements indépendants .....                                     | 20        |
| 3.6. Définition des comportements et classification des traversées.....               | 22        |
| 3.6.1. Définition des comportements .....                                             | 22        |
| 3.7. Calcul des taux de traversée et de refus .....                                   | 26        |
| 3.8. Variables explicatives et analyses statistiques .....                            | 27        |
| 3.9. Influence de l'activité anthropique .....                                        | 27        |
| 3.10. Effet du dispositif caméra.....                                                 | 28        |
| <b>4. RÉSULTATS.....</b>                                                              | <b>28</b> |
| 4.1. Résultats généraux .....                                                         | 28        |
| 4.2. Résultats généraux par site.....                                                 | 30        |
| 4.3. Faux positifs .....                                                              | 32        |
| 4.4. Espèces utilisatrices et fréquence d'utilisation.....                            | 33        |

|        |                                                                |    |
|--------|----------------------------------------------------------------|----|
| 4.5.   | Distribution temporelle de l'utilisation des passages .....    | 35 |
| 4.5.1. | Distribution horaire.....                                      | 35 |
| 4.5.2. | Distribution saisonnière .....                                 | 36 |
| 4.6.   | Classification et taux des traversées .....                    | 37 |
| 4.7.   | Facteurs influençant l'utilisation et les traversées.....      | 39 |
| 4.7.1. | Colinéarité des variables.....                                 | 39 |
| 4.7.2. | Facteurs influençant la probabilité de traversée .....         | 39 |
| 4.7.3. | Facteurs influençant l'utilisation générale des passages ..... | 41 |
| 4.8.   | Influence de l'activité anthropique .....                      | 43 |
| 4.9.   | Effet du dispositif caméra.....                                | 45 |
| 4.9.1. | Effet sur les détections et les événements indépendants.....   | 45 |
| 4.9.2. | Effet sur la richesse spécifique .....                         | 46 |
| 5.     | <b>DISCUSSIONS</b> .....                                       | 46 |
| 5.1.   | Discussion générale des résultats .....                        | 46 |
| 5.2.   | Faux positifs .....                                            | 48 |
| 5.3.   | Utilisation des passages par les espèces.....                  | 49 |
| 5.4.   | Variation saisonnière de l'utilisation des passages.....       | 50 |
| 5.5.   | Activité anthropique .....                                     | 51 |
| 5.6.   | Traversées et refus.....                                       | 53 |
| 5.7.   | Facteurs influençant la probabilité de traversée .....         | 54 |
| 5.8.   | Facteurs influençant l'utilisation générale des passages.....  | 55 |
| 5.9.   | Effet du dispositif caméra.....                                | 56 |
| 6.     | <b>LIMITES ET PERSPECTIVES</b> .....                           | 57 |
| 7.     | <b>CONCLUSION</b> .....                                        | 58 |
| 8.     | <i>Utilisation d'outils d'Intelligence Artificielle</i> .....  | 60 |
| 9.     | <i>Contributions</i> .....                                     | 60 |
| 10.    | <i>Remerciements</i> .....                                     | 60 |
| 11.    | <b>BIBLIOGRAPHIE</b> .....                                     | 60 |
| 12.    | <b>ANNEXES</b> .....                                           | 71 |

## RÉSUMÉ

La fragmentation des habitats constitue l'une des principales menaces pesant sur la biodiversité en limitant les déplacements des espèces et les échanges entre populations. Parmi les facteurs responsables de cette fragmentation, les infrastructures linéaires de transport (ILT) contribuent largement à la perte de connectivité écologique et à l'augmentation de la mortalité de la faune. En Wallonie, ces enjeux de conservation sont particulièrement marqués en raison de la forte densité du réseau routier. Les passages à faune constituent une mesure d'atténuation communément utilisée afin de restaurer cette connectivité et de favoriser les déplacements des espèces. Cette étude analyse l'utilisation de sept passages à faune supérieurs situés en Wallonie, à partir d'un suivi par pièges photographiques réalisé durant l'année 2025.

L'étude vise à caractériser l'utilisation de ces ouvrages par la moyenne et la grande faune, à identifier les facteurs influençant leur fréquentation et leur succès de traversée, ainsi qu'à évaluer l'influence du dispositif de suivi sur la détection des individus. Les données ont été analysées à l'aide de statistiques descriptives et de modèles linéaires mixtes généralisés (GLMM).

Les résultats montrent que l'ensemble des passages étudiés est utilisé par la faune sauvage, le sanglier (*Sus scrofa*) et le chevreuil (*Capreolus capreolus*) étant les espèces les plus fréquemment détectées. Les traversées représentent la majorité des événements observés, tandis que les refus demeurent rares. Aucun effet significatif de l'activité anthropique directe (piétons, cyclistes et véhicules présents sur les passages) n'a été mis en évidence sur la fréquentation des ouvrages ou sur la probabilité de traversée. En revanche, le trafic routier de l'infrastructure sous-jacente est associé à une diminution significative de la probabilité de traversée, tandis qu'une couverture végétale plus importante est associée à une fréquentation accrue des passages. Par ailleurs, les dispositifs de suivi partiels entraînent une perte substantielle d'informations concernant les détections, les événements indépendants et la richesse spécifique observée.

Ces résultats soulignent l'importance de maintenir une couverture végétale adaptée sur les passages à faune et de limiter les perturbations liées au trafic routier. Ils mettent également en évidence l'intérêt d'un dispositif de suivi reposant sur plusieurs positions de caméras afin de maximiser la détection des espèces et de limiter les pertes d'information.

# 1. INTRODUCTION

## 1.1. **Biodiversité, changement d'occupation du sol et fragmentation des habitats**

La biodiversité, définie par l'IPBES comme la diversité au sein des espèces, entre espèces, et des écosystèmes, est essentielle au fonctionnement des écosystèmes et aux services qu'ils rendent aux sociétés humaines. Elle est toutefois soumise à de nombreuses pressions d'origine anthropique. Selon l'IPBES (2019), les cinq principaux facteurs directs du déclin de la biodiversité sont les changements d'usage des terres et des mers, l'exploitation directe des organismes, le changement climatique, la pollution et les espèces exotiques envahissantes.

Parmi ces différentes menaces, les changements d'occupation du sol constituent aujourd'hui le principal facteur direct d'érosion de la biodiversité à l'échelle mondiale. Ils entraînent notamment la perte, la dégradation et la fragmentation des habitats naturels, réduisant progressivement la connectivité écologique entre les populations et les écosystèmes (IPBES, 2019; Jaureguiberry et al., 2022).

La fragmentation des habitats constitue l'une des principales causes du déclin de la biodiversité en Europe (Bekker & Iuell, 2003). Elle correspond à la division des habitats naturels en parcelles plus petites et plus isolées les unes des autres (Bekker & Iuell, 2003). Elle réduit la superficie des habitats, augmente leur isolement et limite la connectivité écologique (Fahrig, 2003). Cette diminution de la connectivité peut restreindre les déplacements des individus, réduire les échanges génétiques entre populations et limiter l'accès aux ressources ou aux sites de reproduction, affectant la viabilité à long terme des populations (Corlatti et al., 2009; Holderegger & Di Giulio, 2010; Lesbarrères et al., 2003, 2006). Parmi les activités humaines contribuant à cette fragmentation, le développement des infrastructures linéaires de transport occupe une place particulièrement importante.

## 1.2. **Réseaux des infrastructures linéaires de transport**

Les Infrastructures linéaires de transport (ILT) désignent l'ensemble des installations fixes nécessaires à la circulation des véhicules et au fonctionnement du transport (routes, voies ferrées, voies navigables). Parmi celles-ci, le réseau routier constitue le principal vecteur de transport (CGDD, 2016).

À l'échelle mondiale, le réseau routier est extrêmement développé et contribue fortement à la fragmentation des habitats naturels (Ibisch et al., 2016; Meijer et al., 2018). En Europe, Torres et al. (2016) ont montré que 50 % du territoire se situent à moins de 1,5 km d'une infrastructure de transport, et près de 25 % à moins de 500 m. Le Benelux figure parmi les régions les plus densément équipées. En Belgique, la densité du réseau routier atteint 5 061 km pour 1000 km<sup>2</sup>. La Wallonie présente des valeurs similaires, avec près de 4 800 km pour 1000 km<sup>2</sup>, soit environ quatre fois la moyenne européenne (IWEPS, 2025). Rapportée à la population, la Wallonie présente une densité routière plus élevée que l'ensemble de la Belgique avec 21 995 km de routes et autoroutes par million d'habitants, contre 13 194 km à l'échelle nationale (IWEPS, 2025).

Cette forte densité s'explique notamment par la position centrale de la Wallonie au sein du réseau européen de transport (Theyskens et al., 2024). Ainsi, cette forte densité fait des interactions entre le réseau routier et la biodiversité un enjeu majeur de conservation en Wallonie.

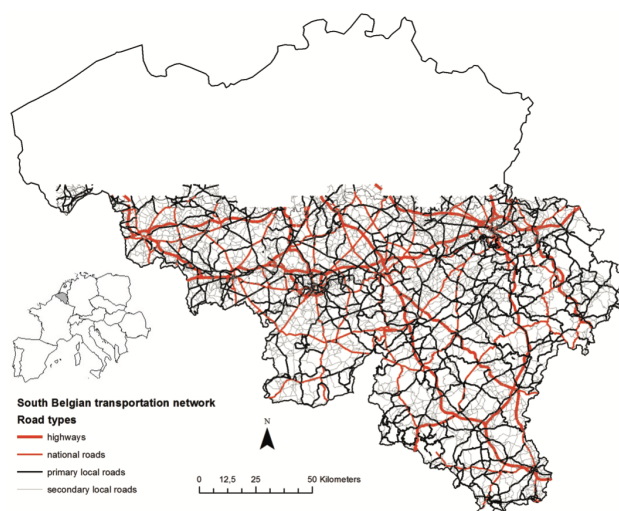


Figure 1. Densité des réseaux de transport en Wallonie (Morelle et al., 2013).

### 1.3. Impacts des ILT sur la faune

#### 1.3.1. Perte et dégradation des habitats

La perte et la dégradation des habitats figurent parmi les principales causes du déclin de la biodiversité à l'échelle mondiale (IPBES, 2019). Les infrastructures linéaires de transport y contribuent directement par l'artificialisation des milieux naturels et les perturbations qu'elles

génèrent. Les effets cumulés peuvent particulièrement menacer les espèces peu mobiles ou fortement dépendantes de leur habitat (Coffin, 2007; Geneletti, 2003; Huijser et al., 2021).

Les ILT entraînent également une dégradation de la qualité des habitats environnants par les nuisances sonores et lumineuses, la pollution de l'air et de l'eau ainsi que les modifications des conditions abiotiques locales (Coffin, 2007; Huijser et al., 2021). Le bruit et la lumière artificielle peuvent notamment modifier les comportements, l'utilisation de l'habitat et les déplacements de nombreuses espèces, en particulier durant les périodes où l'activité humaine coïncide avec l'obscurité (Gaston & Holt, 2018; Iglesias et al., 2012).

### **1.3.2. Effet barrière et isolement des populations**

Les infrastructures de transport contribuent également à la fragmentation des habitats en limitant les déplacements de la faune. Or, la dispersion constitue une fonction essentielle à la survie des populations, notamment pour accéder aux ressources, coloniser de nouveaux milieux ou maintenir les échanges génétiques entre populations (Bekker & Iuell, 2003; Tucker et al., 2018).

Les routes peuvent agir comme des barrières physiques ou comportementales. Les animaux peuvent hésiter ou renoncer à traverser les ILT et modifier leurs déplacements (Huijser et al., 2021). L'intensité de cet effet barrière dépend à la fois des caractéristiques des espèces et de celles des ILT, notamment la largeur, l'intensité du trafic et la présence de clôtures (Coffin, 2007; Gaston & Holt, 2018; Lesbarrères & Fahrig, 2012; Sylvie Vanpeene-Bruhier & Dalban-Canassy, 2006).

### **1.3.3. Collisions véhicule-faune**

Les collisions entre véhicules et la faune constituent un autre impact majeur des ILT. Elles peuvent représenter une source considérable de mortalité, en particulier pour les espèces traversant fréquemment les routes ou présentant une faible vitesse de déplacement (Coffin, 2007). Cette mortalité peut compromettre la viabilité des populations en réduisant leurs effectifs et les échanges génétiques (Corlatti et al., 2009; Holderegger & Di Giulio, 2010). Elle constitue notamment une menace importante pour certaines espèces rares ou en recolonisation, telles que plusieurs grands carnivores européens (Chapron et al., 2014; Life lynx, 2017).



La fréquence des collisions dépend de nombreux facteurs, parmi lesquels les caractéristiques des infrastructures, l'intensité du trafic, le paysage environnant et les comportements des espèces (Lehaire et al., 2013; Sylvie Vanpeene-Bruhier & Dalban-Canassy, 2006). Les ongulés figurent parmi les groupes les plus concernés en Europe, notamment le sanglier (*Sus scrofa*), le chevreuil (*Capreolus capreolus*) et le cerf élaphe (*Cervus elaphus*) (Lehaire et al., 2013; Morelle et al., 2013).

En Wallonie, l'augmentation des populations d'ongulés au cours des dernières décennies s'est accompagnée d'une hausse du nombre de collisions impliquant la faune sauvage (Lehaire et al., 2013; SPW, 2018; Morelle et al., 2013).

Les collisions faune-véhicules représentent ainsi à la fois un enjeu de conservation de la biodiversité et de sécurité routière.

#### 1.3.4. Autres effets des ILT

Certaines ILT peuvent également avoir des effets ponctuellement favorables en créant des habitats secondaires ou en servant de corridors pour certaines espèces. Toutefois, leurs effets sur la biodiversité restent globalement négatifs (Coffin, 2007; Fahrig, 2017).

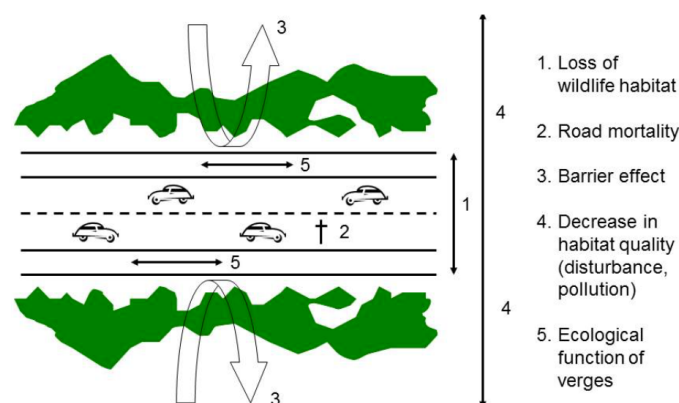


Figure 2. Les effets des routes et de la circulation sur la faune sauvage (Huijser et al., 2021).

#### 1.4. Passages à faune et restauration de la connectivité

Les passages à faune figurent parmi les principales mesures d'atténuation mises en œuvre afin de réduire les effets des infrastructures linéaires de transport sur la faune et de restaurer la connectivité écologique (Ree et al., 2007; van der Grift et al., 2013).

#### **1.4.1. Définition, type et objectifs des passages à faune**

Un passage à faune peut être défini comme une structure physique augmentant la perméabilité d'une route ou d'une autre ILT, facilitant le franchissement de l'infrastructure par les animaux, tout en réduisant le risque de collision avec les véhicules (Ree et al., 2007).

Une première distinction est réalisée entre les passages supérieurs, qui permettent le franchissement au-dessus de l'infrastructure, et les passages inférieurs, qui permettent le franchissement en dessous. Les passages supérieurs sont généralement parmi les structures les plus utilisées par les grands mammifères en raison de leur largeur et de leur proximité avec les conditions naturelles environnantes (Huijser et al., 2021; Mata et al., 2008; Mysłajek et al., 2020). Les passages peuvent également être spécifiques à certaines espèces ou généralistes, ainsi qu'exclusivement réservés à la faune ou partagés avec certains usages humains (IENE, 2026; Jumeau, 2017).

Ces ouvrages visent principalement à réduire les collisions et à restaurer les déplacements des individus entre habitats fragmentés, contribuant ainsi au maintien de la connectivité écologique et des échanges génétiques entre populations (Clevenger, 2005; Hardy et al., 2003; Huijser et al., 2021). Ils peuvent également faciliter les déplacements liés au changement climatique (Littlefield et al., 2025). Pour être pleinement efficaces, ces structures devraient non seulement favoriser la traversée des individus, mais également permettre le rétablissement de comportements et de schémas d'activité naturels (Barrueto et al., 2014).

#### **1.4.2. Clôtures et association avec les passages à faune**

Les clôtures constituent l'une des mesures les plus efficaces pour réduire les collisions entre la faune et les véhicules (Huijser et al., 2009; Rytwinski et al., 2016). Cependant, elles renforcent également l'effet barrière des infrastructures en limitant les déplacements des animaux et les échanges entre populations (Botting et al., 2025; Jaeger & Fahrig, 2004). C'est pourquoi elles sont généralement associées aux passages à faune. En empêchant l'accès direct à la chaussée, elles orientent les animaux vers des points de franchissement sécurisés et augmentent ainsi l'utilisation des ouvrages (Ascensão et al., 2014; Bekker & Iuell, 2003; Huijser et al., 2021; Rytwinski et al., 2016). Cette combinaison apparaît ainsi comme l'une des solutions les plus efficaces pour atténuer la mortalité routière tout en maintenant la connectivité écologique (Jaeger & Fahrig, 2004; Seidler et al., 2018).

### **1.4.3. Coûts et intérêt des passages**

Les passages à faune constituent des outils de conservation coûteux, en particulier lorsqu'il s'agit de passages supérieurs de grande dimension. Leur coût augmente généralement avec leurs dimensions, notamment leur largeur (Brennan et al., 2022; Clevenger, 2005; Glista et al., 2009). Malgré ces investissements importants, plusieurs études ont montré que ces structures peuvent être rentables à long terme. La réduction des collisions permet notamment de diminuer les coûts associés aux dommages matériels, aux blessures humaines et aux interventions, tandis que le maintien de la connectivité contribue à la conservation des populations animales et des services écosystémiques (Huijser et al., 2021; Skroch, 2026). Les passages les plus larges sont généralement fréquentés par un plus grand nombre d'espèces, ce qui renforce leur intérêt écologique (Brennan et al., 2022; Huijser et al., 2021).

### **1.5. Méthode de suivi : pièges photographiques**

Plusieurs méthodes permettent d'évaluer l'utilisation des passages à faune. Parmi celles-ci, les pièges photographiques sont privilégiés pour la moyenne et la grande faune en raison de leur coût modéré, de leur facilité d'installation et de leur caractère généralement non-invasif (Jumeau et al., 2017). Ces dispositifs détectent automatiquement la présence d'animaux grâce à leurs mouvements et à leurs rayonnements infrarouges (Jumeau, 2017).

Les pièges photographiques permettent d'identifier les espèces, d'analyser les comportements et d'obtenir des informations temporelles précises. Ils peuvent notamment documenter les traversées, les refus de traversée et la composition des groupes (Hardy et al., 2003; Mateus et al., 2011). Cependant, ils ne détectent pas tous les événements, ce qui peut conduire à une sous-estimation de la fréquentation des passages à faune (Jumeau et al., 2017). Leur efficacité dépend notamment de leurs caractéristiques techniques ainsi que de leur disposition sur le terrain (Glen et al., 2013; Meek et al., 2014; Šver et al., 2016). La disposition des caméras joue également un rôle déterminant dans l'interprétation des comportements : une caméra placée au centre du passage facilite l'identification des traversées, mais peut sous-estimer les refus en amont (Jumeau, 2017; Meek et al., 2014). Les pièges photographiques sont particulièrement adaptés au suivi de la grande faune, mais sont moins efficaces pour les espèces de petite taille ou rapides (Glen et al., 2013; Jumeau et al., 2017; Meek et al., 2014).

Comparativement au suivi vidéographique, la photographie nécessite généralement moins de temps d'analyse, tandis que la vidéo permet une caractérisation plus fine des comportements et des déplacements (Jumeau, 2017; Mateus et al., 2011). Les plaques à empreintes constituent une autre méthode de suivi, moins coûteuse mais offrant peu d'informations comportementales (Hardy et al., 2003; Ree et al., 2007). Les pièges photographiques restent donc particulièrement adaptés lorsque l'objectif est d'analyser les comportements, les refus de traversée et les patrons temporels d'utilisation (Hardy et al., 2003; Mateus et al., 2011).

Le choix de la méthode de suivi conditionne directement la précision des résultats et, par conséquent, l'évaluation de l'utilisation et de l'efficacité des passages à faune (Mateus et al., 2011).

## **1.6. Utilisation des passages à faune**

### **1.6.1. Évaluation de l'utilisation et de l'efficacité des passages à faune**

Il est nécessaire de distinguer l'utilisation et l'efficacité des passages à faune. **L'utilisation** correspond à la détection d'individus sur l'ouvrage, tandis que **l'efficacité** renvoie à sa capacité à atténuer l'effet barrière et à contribuer à la conservation des populations (Ree et al., 2007).

L'efficacité dépend donc directement des objectifs attribués au passage. La fréquentation d'un ouvrage par différentes espèces ne constitue donc pas, à elle seule, une preuve d'efficacité, mais représente plutôt un indicateur nécessaire à son évaluation (Jumeau, 2017; van der Grift et al., 2013). À l'échelle individuelle, un passage peut être considéré comme fonctionnel lorsqu'un individu l'emprunte, car il assure ainsi son rôle de connexion entre deux habitats fragmentés (Ree et al., 2007). À l'échelle populationnelle, l'évaluation de l'efficacité devrait davantage reposer sur la capacité de l'ouvrage à contribuer au maintien de populations viables à long terme (Ree et al., 2007).

De manière générale, l'utilisation des passages à faune par différentes espèces est relativement bien documentée. En revanche, les données concernant leur suivi à long terme et leur efficacité sur les populations locales restent plus limitées (Soanes et al., 2024).

L'étude de leur utilisation constitue donc une étape essentielle dans l'évaluation de leur fonctionnement.

### **1.6.2. Facteurs influençant l'utilisation des passages**

L'utilisation des passages à faune varie fortement selon les caractéristiques des ouvrages, le contexte paysager et les espèces considérées (Ceia-Hasse et al., 2018; Huijser et al., 2021).

Chez les grands mammifères, les caractéristiques structurelles des passages figurent parmi les principaux facteurs influençant leur utilisation (Clevenger & Waltho, 2005; Mata et al., 2005). Les dimensions des ouvrages, et notamment leur rapport d'ouverture, jouent un rôle important, les structures plus ouvertes étant généralement davantage utilisées par les grands mammifères (Clevenger & Waltho, 2005; Denneboom et al., 2021; Jumeau, 2017; Martinig & Bélanger-Smith, 2016; Young et al., 2023). La présence de substrats naturels ou de végétation peut également favoriser leur fréquentation (Ree et al., 2007; Yanes et al., 1995; Young et al., 2023).

De plus, l'activité anthropique est régulièrement identifiée comme un facteur susceptible d'influencer l'utilisation des passages par la faune, bien que les réponses varient selon les espèces et les niveaux de fréquentation humaine (Barrueto et al., 2014; Clevenger & Waltho, 2000, 2005; Coffin, 2007; Mata et al., 2008; Mysłajek et al., 2020).

Malgré l'abondance des études consacrées à ces dispositifs, les résultats sont souvent spécifiques aux sites étudiés et donc difficilement généralisables (Lesbarrères & Fahrig, 2012). Le suivi de l'utilisation des passages reste donc essentiel afin de mieux comprendre les mécanismes qui conditionnent leur fonctionnement dans différents environnements.

## **2. OBJECTIFS ET QUESTIONS DE RECHERCHE**

En Wallonie, les données de suivi des passages à faune supérieurs restent encore limitées. Cette recherche complète un premier mémoire, qui a identifié sept passages à faune supérieurs en Wallonie, dont quatre mixtes et trois spécifiques (Duchateau & Tech, 2025). Dans ce contexte, l'objectif de cette étude est de caractériser l'utilisation de ces ouvrages par la

moyenne et grande faune et d'évaluer l'influence de différents facteurs sur leur fréquentation. Elle vise donc à répondre aux questions de recherche suivantes.

## **2.1. Questions de recherche**

**Q1 : Comment l'utilisation des passages à faune supérieurs par la moyenne et grande faune se caractérise-t-elle en Wallonie, en recourant à des pièges photographiques disposés sur ces ouvrages ?**

Plus précisément :

**Q1.1 :** Quelles sont les espèces qui utilisent ces passages ?

**Q1.2 :** Quelle est la fréquence d'utilisation de ces passages par les différentes espèces ?

**Q1.3 :** Quels comportements de la faune sont observés aux abords des passages et comment permettent-ils d'interpréter les traversées et les refus ?

**Q1.4 :** Quelles variables contextuelles et structurelles influencent l'utilisation des passages à faune et le succès des traversées ?

**Q1.5 :** Dans quelle mesure l'activité anthropique influence-t-elle l'utilisation des passages à faune par les espèces sauvages ?

Une seconde question de recherche porte sur le dispositif de suivi :

**Q2 : Comment la disposition des pièges photographiques influence-t-elle l'analyse de la fréquentation des passages à faune supérieurs en Wallonie ?**

Plus précisément :

**Q2.1 :** Quelle est l'influence de cette disposition sur la détection des individus ?

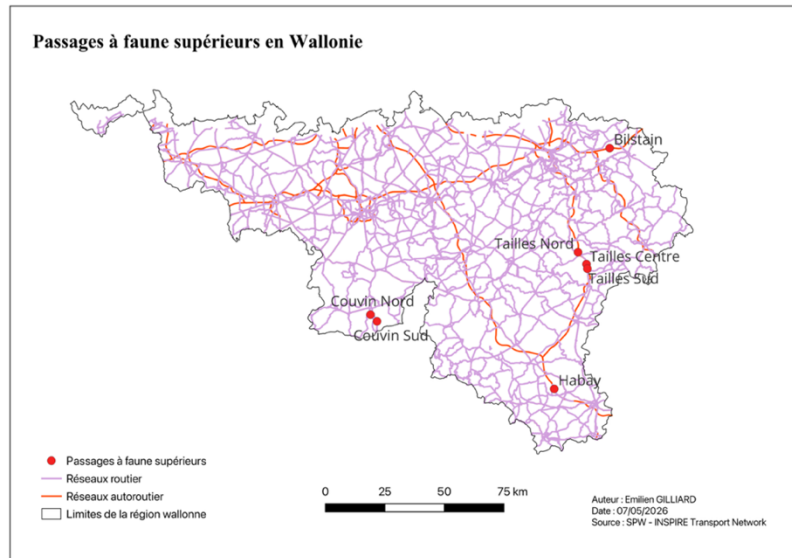


Figure 3. Passages à faune supérieurs en Wallonie

### 3. MATÉRIELS ET MÉTHODES

#### 3.1. Sites d'étude et caractéristiques des passages à faune

L'étude a été menée sur sept passages à faune supérieurs situés en Wallonie, comprenant à la fois des ouvrages spécifiques et des passages mixtes. Ces structures, construites à différentes périodes, diffèrent par leurs caractéristiques structurelles ainsi que par leur contexte paysager. Les passages étudiés comprennent trois passages mixtes situés à **Tailles** (Nord, Centre et Sud), deux passages spécifiques à **Couvin** (Nord et Sud), un passage mixte à **Bilstain**, ainsi qu'un passage spécifique à **Habay**.

Les caractéristiques étudiées incluent notamment les dimensions des ouvrages (longueur, largeur interne et rapport d'ouverture), ainsi que plusieurs variables contextuelles telles que la distance au couvert forestier, la distance à la zone urbanisée la plus proche et l'intensité moyenne du trafic des infrastructures franchies. Les caractéristiques détaillées des passages sont présentées dans le *tableau 1*. Les dimensions ont été mesurées par Duchateau & Tech (2025) en se basant sur l'orthophoto de l'été 2023 sur le logiciel SIG QGIS (version 3.28.11) avec une résolution de 25 cm, selon les recommandations de Brennan et al. (2022). Le couvert végétal correspond à la proportion du passage recouverte par une végétation d'au moins un mètre de hauteur (Duchateau & Tech, 2025).

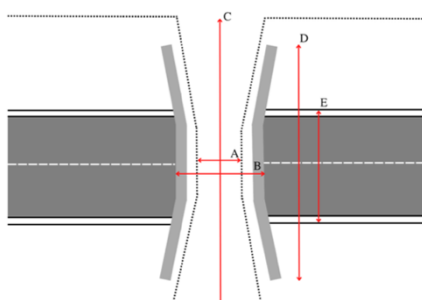


Figure 4. Représentation de la procédure de mesure pour toutes les dimensions des passages à faune supérieurs (Brennan et al., 2022). Avec : A. la largeur interne, B. la

largeur externe, C. longueur totale, D. longueur du parapet, E. largeur de la route.

| <i>Passage</i>            | Type           | Dist.<br>Forêt<br>(m) | Dist.<br>Urbain<br>(m) | Couvert<br>végétal<br>(%) | Trafic<br>(véh/jour) | Longueur<br>(m) | Largeur<br>int. (m) | Ratio<br>l int/L | Largeur ILT<br>(m)                   |
|---------------------------|----------------|-----------------------|------------------------|---------------------------|----------------------|-----------------|---------------------|------------------|--------------------------------------|
| <i>Tailles N</i>          | Mixte          | 50                    | 965                    | 70                        | 18 268               | 77              | 9,2                 | 0,12             | A26 : 29,2                           |
| <i>Tailles<br/>Centre</i> | Mixte<br>route | 43                    | 142                    | 0                         | 13 474               | 74              | 10                  | 0,14             | A26 : 26                             |
| <i>Tailles S</i>          | Mixte          | 50                    | 76                     | 0                         | 13 474               | 70              | 9,3                 | 0,13             | A26 : 29,7                           |
| <i>Couvin N</i>           | Spécif<br>ique | 59                    | 420                    | 20                        | 8 835                | 114,3           | 30                  | 0,26             | N5 : 25,8                            |
| <i>Couvin S</i>           | Spécif<br>ique | 63                    | 505                    | 50                        | 8 843                | 88,3            | 30,4                | 0,34             | N5 : 24,2                            |
| <i>Bilstain</i>           | Mixte          | 46                    | 427                    | 20                        | 29 212               | 129,3           | 30,8                | 0,24             | A3 et LGV3 :<br>35,5                 |
| <i>Habay</i>              | Spécif<br>ique | 33                    | 1 737                  | 40                        | 39 573               | 70              | 8,6                 | 0,12             | A4, N861, route<br>forestière : 35,3 |

Tableau 1. Caractéristiques structurelles et contextuelles des passages à faune supérieurs wallons (Duchateau & Tech, 2025).

Les passages étudiés présentent des caractéristiques contrastées. Les passages de Tailles et de Bilstain correspondent à des ouvrages mixtes, tandis que ceux de Couvin et Habay sont des passages spécifiques. Certains ouvrages sont associés à des infrastructures clôturées (Tailles, Couvin Nord et partiellement Habay), alors que d'autres ne le sont pas. Le couvert végétal varie également fortement entre les sites, allant de 0 à 70 %. Tailles Centre est associé à une route et Tailles Sud à une route forestière. Le passage de Bilstain est emprunté par deux sentiers de randonnée.

Les passages étudiés s'inscrivent dans des contextes écologiques variés, comprenant des peuplements résineux, des forêts mixtes, des peuplements feuillus ainsi que des paysages dominés par des milieux herbacés artificiels permanents (LifeWatch, 2022, cité dans Duchateau & Tech, 2025). Ces différences sont susceptibles d'influencer les déplacements de la faune et l'utilisation des passages (Hardy et al., 2003).



Certaines variables qualitatives, telles que la présence de souches, de parapets ou le caractère clôturé des ILT, n'ont pas été intégrées dans les modèles statistiques en raison du faible nombre de passages étudiés ( $n=7$ ) qui limite la robustesse des analyses et augmente le risque de surajustement.

## **3.2. Dispositif de suivi par pièges photographiques**

### **3.2.1. Matériel utilisé**

Le suivi de l'utilisation des passages à faune a été réalisé à l'aide de pièges photographiques (camera traps) équipés de capteurs de mouvement et de chaleur, déclenchant automatiquement la prise de vue lors du passage d'un individu.

Les modèles utilisés étaient les caméras Browning Dark Ops Pro DCL, Browning Patriot-FHD et Browning Dark Ops FHD, équipées de systèmes de vision nocturne par infrarouge. Les pièges photographiques disposent d'une portée d'environ 30 mètres, un angle de détection d'environ  $55^\circ$  et des cartes SD de 32 Go. Les relevés des caméras ont eu lieu environ toutes les 4 semaines (Duchateau & Tech, 2025).

Au niveau des passages spécifiques (Couvin Sud, Couvin Nord et Habay), les caméras ont été programmées pour prendre des vidéos de 10 secondes avec un intervalle minimum de 10 secondes entre chaque déclenchement. Au niveau des passages mixtes (les passages de Tailles et Bilstain), elles ont été programmées afin de prendre des rafales de 5 photos avec un intervalle minimum de 10 secondes, allongé à 1 minute pour les sites à forte fréquentation humaine (Bilstain et Tailles Centre) afin de limiter le volume des données collectées (Duchateau & Tech, 2025).

### **3.2.2. Disposition des caméras**

Les caméras ont été disposées selon différentes configurations en fonction des caractéristiques des passages et des possibilités de fixation disponibles.

Les caméras étaient positionnées soit au centre des ouvrages, soit à leurs entrées. Sur les passages mixtes, les caméras ont été installées à une hauteur maximale d'environ 1 m, tandis que sur les passages spécifiques, leur hauteur variait entre 0,6 et 2 m en fonction de la

configuration du site. En effet, une hauteur d'au moins un mètre est recommandée afin de cibler efficacement la grande faune (Meek et al., 2014).

Le dispositif de suivi comprenait 18 positions de caméras réparties sur les sept passages étudiés. La configuration variait selon les sites, allant d'une caméra centrale unique à des dispositifs multi-caméras comprenant également des caméras d'entrée (*Tableau 2*), ce qui constitue un élément essentiel dans l'interprétation des comportements de traversées. La représentation du dispositif de suivi de chaque passage est présentée en *annexe 1*.

Les périodes de suivi diffèrent selon les caméras en fonction des dates d'installation et de fonctionnement. Afin de rendre les résultats comparables entre passages, les analyses ont été standardisées par l'effort d'échantillonnage exprimé en 100 caméra-jours.

| PASSAGE               | POSITION<br>CAMÉRAS | NOMBRE<br>TOTAL | DISPOSITIF          | PERIODE DE SUIVI        |
|-----------------------|---------------------|-----------------|---------------------|-------------------------|
| <b>Tailles N</b>      | Centre : Sud        | 1               | Centre uniquement   | 04/03/2025 → 30/06/2025 |
| <b>Tailles Centre</b> | Centre : Nord       | 1               | Centre uniquement   | 04/03/2025 → 18/12/2025 |
| <b>Tailles S</b>      | Centre : Nord       | 1               | Centre uniquement   | 04/03/2025 → 13/12/2025 |
| <b>Couvin N</b>       | Centre : Sud,       | 6               |                     | 21/01/2025 → 16/12/2025 |
|                       | Centre : Nord       |                 | 2 centres           | 03/01/2025 → 10/12/2025 |
|                       | Entrée Est : Nord   |                 | +                   | 22/01/2025 → 16/12/2025 |
|                       | Entrée Est : Sud    |                 | 2 à chaque entrée   | 21/01/2025 → 16/12/2025 |
|                       | Entrée Ouest : Nord |                 |                     | 22/01/2025 → 26/11/2025 |
|                       | Entrée Ouest : Sud  |                 |                     | 22/01/2025 → 16/12/2025 |
|                       |                     |                 |                     |                         |
| <b>Couvin S</b>       | Centre : Nord       | 3               | 1 centre            | 22/03/2025 → 01/12/2025 |
|                       | Entrée Est : Nord   |                 | + 1 à chaque entrée | 07/02/2025 → 16/12/2025 |
|                       | Entrée Ouest : Sud  |                 |                     | 05/03/2025 → 26/11/2025 |
| <b>Bilstain</b>       | Centre,             | 3               | 1 centre            | 11/03/2025 → 18/12/2025 |
|                       | Centre : Est        |                 | + 1 à chaque entrée | 07/03/2025 → 22/12/2025 |
|                       | Centre : Ouest      |                 |                     | 07/03/2025 → 22/12/2025 |
| <b>Habay</b>          |                     | 3               |                     | 13/04/2025 → 07/07/2025 |
|                       | Centre : Sud        |                 |                     | 08/09/2025 → 15/12/2025 |

|                    |                     |                         |
|--------------------|---------------------|-------------------------|
| Entrée Est : Sud   | 1 centre            | 18/02/2025 → 03/07/2025 |
|                    | + 1 à chaque entrée | 01/12/2025 → 10/12/2025 |
| Entrée Ouest : Sud |                     | 19/01/2025 → 22/06/2025 |
|                    |                     | 28/09/2025 → 15/12/2025 |

Tableau 2. Dispositif de suivi des passages à faune supérieurs Wallons étudiés.

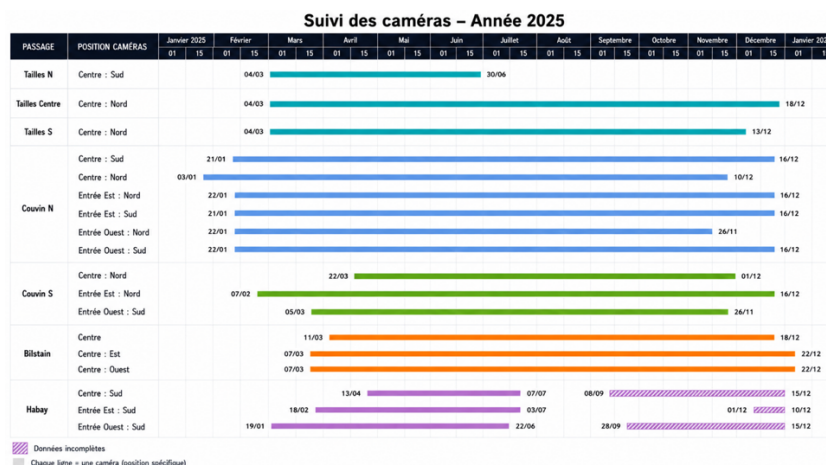


Figure 5. Chronogramme des périodes de suivi de chaque caméra par passage, réalisé sur base du tableau 2 avec l'aide de ChatGPT (OpenAI).

### 3.3. Traitement des données

Le traitement des données a suivi plusieurs étapes successives :

**3.3.1.** Anonymisation des données,

**3.3.2.** Transformation des séquences vidéo en images fixes.

Les séquences vidéo ont été converties en images fixes à raison d'une image par seconde, avec une première extraction à 0,2 seconde afin de limiter les biais liés au flash infrarouge. Le script Python utilisé pour cette transformation est présenté en *annexe 2*.

**3.3.3.** Importation dans Agouti,

Agouti regroupe en une même séquence les images séparées par au maximum de 120 secondes lorsqu'un mouvement est détecté. Une séquence correspond ainsi à : « *une série d'images fixes prises en succession rapide, séparées par un intervalle de temps inférieur à l'intervalle d'indépendance défini et formant un enregistrement animé d'un évènement déclencheur* » (Meek et al., 2014).

**3.3.4.** Annotation automatique des images via l'algorithme DeepFaunev06,

**3.3.5.** Vérification, correction et annotation manuelle des images,

**3.3.6.** Exportation des données pour analyse sous R.

L'ensemble des analyses a été réalisé à l'aide du langage de programmation R (version 4.4.1), au sein de l'environnement de développement RStudio (version 2023.12.1+402). Le code a été élaboré avec l'assistance de l'outil d'intelligence artificielle ChatGPT (Open AI), puis vérifié et adapté.

Les données utilisées proviennent de deux suivis distincts, issus d'un mémoire précédent et du présent mémoire. Les noms des passages, des caméras, des espèces et des comportements ont été harmonisés afin de rendre comparables les données issues des deux suivis. La nomenclature utilisée dans le cadre du présent mémoire a été retenue comme référence.

Les horodatages des observations ont été vérifiés et harmonisés afin de garantir la cohérence des analyses temporelles. Les données ont ensuite été converties en heure locale (Europe/Brussels), puis standardisées sur l'heure belge d'hiver (UTC+1), afin de rendre comparables les analyses horaires indépendamment des changements saisonniers. Les déploiements couvrant un changement d'heure saisonnier ont également été identifiés. Pour ces déploiements, les enregistrements situés en période d'heure d'été ont été corrigés afin de tenir compte du fait qu'un offset fixe UTC+1 a été appliqué à l'ensemble du déploiement lors de l'importation dans Agouti. Les recouvrements entre les deux bases de données ont également été identifiés afin d'éviter les doublons ; seules les nouvelles données ont été conservées pour les périodes concernées. Les données présentant des horodatages aberrants ou incohérents avec les périodes de suivi ont été exclues. Le suivi analysé concerne ainsi l'année 2025.

### **3.4. Harmonisation**

Les déclenchements vides — **faux-positif** correspondant à une séquence ne contenant pas d'animaux (Meek et al., 2014) —, les véhicules, les observations humaines ainsi que les catégories inconnues — séquences de qualité insuffisante présentant un mouvement non-identifiable (Meek et al., 2014) — ou non classées ont été distingués des détections de faune. Les espèces domestiques (*Canis lupus familiaris*, *Equus caballus*, *Felis catus*) ont également

été séparées de la faune sauvage et exclues des analyses faunistiques, tout en étant conservées pour caractériser l'activité anthropique indirecte.

Les espèces du genre *Martes* ont été regroupées sous *Martes spp.*, tandis que certains taxons insuffisamment identifiables ont été regroupés dans des catégories plus générales (*Mammalia*). Les taxons hors du cadre de l'étude (oiseaux, insectes et petits rongeurs) ainsi que les identifications trop générales ont été exclus des analyses, mais conservés pour l'évaluation des faux positifs.

Une détection a été validée dès qu'une partie de l'animal était visible sur l'image (Glen et al., 2013). Les indices indirects de présence ont également été pris en compte lorsqu'ils permettaient d'inférer de manière fiable la présence d'un individu.

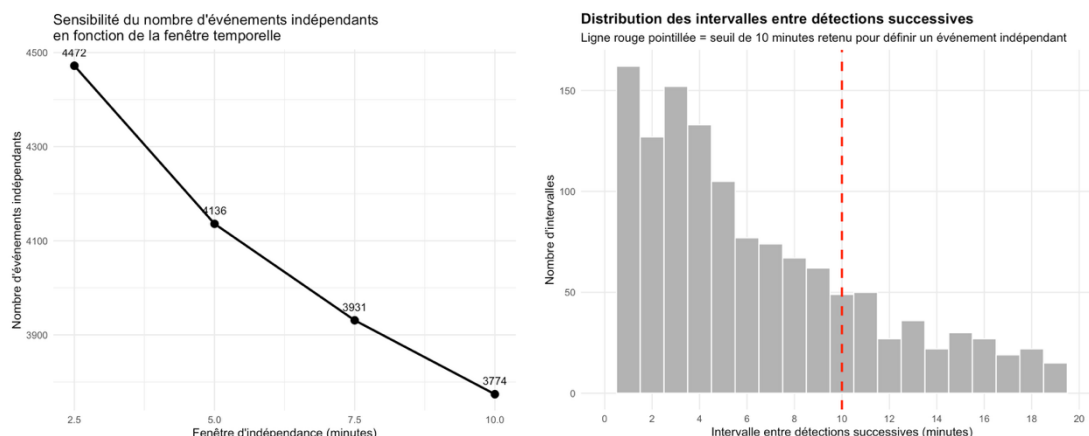
Les observations anthropiques ont été réparties entre interventions techniques, piétons, cyclistes et véhicules. Seules les activités liées à l'usage des passages ont été conservées pour les analyses.

### **3.5. Définition des événements indépendants**

Sur base des recommandations de Keim et al. (2019), des événements indépendants ont été déterminés. Ceux-ci ont été définis en regroupant les détections successives d'une même espèce sur un même passage lorsque l'intervalle entre deux détections était inférieur ou égal à 10 minutes. Deux détections séparées par un intervalle supérieur à 10 minutes ont donc été considérées comme appartenant à des événements distincts (Keim et al., 2019).

La fenêtre temporelle utilisée pour définir les événements indépendants a été testée à partir de différents intervalles (2,5 ; 5 ; 7,5 et 10 minutes). Le seuil de 2,5 minutes est utilisé par le DEMNA en Wallonie pour des analyses de densité de population (Bourdouxhe A., communication personnelle), tandis que celui de 10 minutes suit les recommandations de Keim et al. (2019). Les seuils les plus faibles tendent à fragmenter un même comportement en plusieurs événements, tandis que des seuils plus élevés conduisent à une stabilisation progressive du nombre d'événements indépendants. Au regard de ces résultats et des recommandations de la littérature, le seuil de 10 minutes a été retenu pour les analyses

(Graphique 1 et 2). Voir annexe 4 pour le tableau de sensibilité des fenêtres temporelles testées.



Graphique 1. Nombre d'évènements indépendants définis selon la fenêtre temporelle. Graphique 2. Nombres de paires de détections successives séparées par un certain intervalle temporel, pour une même espèce sur un même site.

Ce regroupement permet de limiter la pseudo-réplication liée aux déclenchements successifs d'un même individu ainsi que le double comptage potentiel entre plusieurs caméras (Meek et al., 2014). Cette approche peut toutefois conduire à une légère sous-estimation du nombre réel d'évènements.

Chaque évènement indépendant a été caractérisé par son heure de début et la taille maximale du groupe observé. Cette taille maximale a été utilisée comme estimation du nombre d'utilisations individuelles associées à l'évènement. Ainsi, un individu correspond à une utilisation, tandis qu'un groupe de  $n$  individus correspond à  $n$  utilisations au sein d'un évènement indépendant (Keim et al., 2019; Meek et al., 2014).

Le nombre d'évènements indépendants a été utilisé pour l'analyse principale et les statistiques inférentielles (GLMM), afin d'éviter un biais lié à la taille des groupes. Le nombre d'utilisations individuelles, obtenu à partir de la taille du plus grand groupe observé au sein de chaque évènement, a été utilisé pour des analyses descriptives complémentaires. Les détections brutes, représentant une séquence Agouti, ont servi à une analyse de la qualité des données (Tableau 3).

| NIVEAU                      | DÉFINITION                                                         | FONCTION                                                                 |
|-----------------------------|--------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------|
| DÉTECTION                   | Une séquence annotée                                               | Contrôle qualité                                                         |
| ÉVÈNEMENT<br>INDÉPENDANT    | Détections regroupées<br>≤ 10 min (même passage et<br>même espèce) | Fréquence d'utilisation -<br>Analyses statistiques<br>principales (GLMM) |
| UTILISATION<br>INDIVIDUELLE | Taille max du groupe (au<br>sein d'un événement<br>indépendant)    | Intensité d'utilisation -<br>Analyses descriptives<br>complémentaires    |

Tableau 3. Définition des termes utilisés dans l'analyse statistique.

### 3.6. Définition des comportements et classification des traversées

Les comportements observés ont été annotés dans Agouti, puis harmonisés sous R afin de rendre comparables les données issues des différents suivis. Des variables booléennes ont ensuite été créées afin d'identifier objectivement la présence de comportements associés aux traversées, aux refus ou aux déplacements locaux.

**L'utilisation** d'un passage à faune a été définie comme toute présence d'un individu sur l'ouvrage, indépendamment de son comportement (Jumeau, 2017; Ree et al., 2007). **La traversée** correspond, quant à elle, au franchissement complet de l'infrastructure linéaire de transport (Jumeau et al., 2017).

Les comportements utilisés pour interpréter les déplacements sont les suivants.

#### 3.6.1. Définition des comportements

- **Traverse** : déplacement directionnel de l'individu sur l'ouvrage, suggérant un franchissement de la structure. Une traversée a également été considérée lorsqu'un individu est détecté une seule fois suivi d'une absence de détection, suggérant une traversée rapide non entièrement capturée par le piège photographique, en l'absence de demi-tour observé. Comportement pour caméra à position centrale.

Dans les dispositifs équipés uniquement de caméras centrales, ce comportement a été considéré comme une traversée probable, en l'absence de possibilité de confirmation par des caméras d'entrée.

- **Entre** : individu quittant le champ de vision d'une caméra d'entrée en direction du passage.
- **Sort** : individu entrant dans le champ de vision depuis le passage puis quittant celui-ci par une caméra d'entrée.
- **Refus** : demi-tour clairement observé, soit par une annotation explicite, soit par une succession de comportements indiquant une entrée suivie d'une sortie par la même entrée.

Les demi-tours détectés au niveau des caméras centrales, dans un dispositif comprenant également des caméras d'entrée, n'ont pas été interprétés comme des refus afin d'éviter toute surinterprétation liée à une observation partielle.

- **Vélo** : individu de l'espèce *Homo sapiens* se déplaçant à vélo.
- **Vers Est / Vers Ouest et Vers Nord / Vers Sud** : directions de déplacement observées au niveau des caméras centrales.

Le passage de Bilstain étant orienté selon un axe Nord-Sud, les directions y ont été encodées comme « Vers Nord » et « Vers Sud », contrairement aux autres passages orientés selon un axe Ouest-Est.

- **Inconnu** : aucun comportement ne peut être déterminé avec certitude.
- 

Les comportements qui ont servi à catégoriser les traversées sont repris synthétiquement dans le *tableau 4.1* suivant :

|                                  |                                                  |
|----------------------------------|--------------------------------------------------|
| « <b>Traverse</b> »              | Déplacement directionnel, d'un côté vers l'autre |
| « <b>Entre</b> »                 | Déplacement vers l'intérieur du passage          |
| « <b>Sort</b> »                  | Déplacement vers l'extérieur du passage          |
| « <b>Refus</b> »                 | Demi-tour observé                                |
| « <b>Vers Est / Vers Ouest</b> » | Directions de déplacement                        |
| « <b>Vers Nord / Vers Sud</b> »  |                                                  |

*Tableau 4.1.* Définition synthétique des comportements traduisant une catégorie de traversée.



Les comportements traduisant une utilisation locale du passage, sans franchissement documenté, sont présentés dans le *tableau 4.2* suivant :

|                                  |                                                                  |
|----------------------------------|------------------------------------------------------------------|
| « Erre »                         | Déplacement exploratoire sans direction préférentielle           |
| « Statique »                     | Immobilisation prolongée                                         |
| « Longe »                        | Déplacement parallèle à l'ILT sans entrée sur l'ouvrage          |
| « Mange / Recherche nourriture » | Comportement alimentaire de recherche de nourriture              |
| « Territoire »                   | Marquage du territoire                                           |
| « Interaction caméra »           | L'individu se dirige, observe ou entre en contact avec la caméra |
| « Interaction sociale »          | Comportements sociaux                                            |

*Tableau 4.2.* Définitions des comportements traduisant une utilisation locale du passage, sans franchissement documenté.

Les types de comportements peuvent se cumuler et les comportements de « Traverse », « Entre » et « Sort » ont été considérés comme prioritaires pour l'interprétation des événements indépendants, car ils apportent une information directe sur le franchissement potentiel de l'ouvrage. Les autres comportements ont été interprétés comme une utilisation locale du passage sans franchissement documenté et classés en « **Non-traversée** » (*Tableau 4.2*).

Les événements indépendants ont ensuite été classés selon un gradient de certitude de traversée, tenant compte à la fois des comportements observés, de leur direction et de la configuration du dispositif caméra. Trois niveaux de traversée ont été distingués (certaine, probable et incertaine), ainsi que les refus, les non-traversées et les cas non-interprétables (*Tableau 5*).

| DISPOSITIF<br>CAMÉRA | CATÉGORIES<br>DE<br>TRAVERSÉE                               | COMPORTEMENTS                                    |                                                                               |
|----------------------|-------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------|
|                      | <i>Niveau 1 :<br/>Traversée<br/>certaine<br/>(complète)</i> | « Entre »<br>(Entrée A)<br><br>→<br><br>« Sort » | « Entre » (A)<br><br>→<br><br>« Traverse » +<br>« Vers Est » / « Vers Ouest » |

|                                                           |                                                     |                                                                   |                                                                   |              |                                                                  |  |
|-----------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------|--------------|------------------------------------------------------------------|--|
| Caméras<br>d'entrée +<br>centrale<br>(Couvin et<br>Habay) |                                                     | (Entrée B)                                                        |                                                                   |              | →<br>« Sort » (B)                                                |  |
|                                                           | Niveau 2 :<br>Traversée<br>probable<br>(incomplète) | « Entre »<br>→<br>« Traverse » +<br>« Vers Est » / « Vers Ouest » |                                                                   |              | « Traverse » +<br>« Vers Est » / « Vers Ouest »<br>→<br>« Sort » |  |
|                                                           | Niveau 3 :<br>Traversée<br>incertaine               | « Entre »                                                         | « Sort »                                                          | « Traverse » | « Entre » / « Sort »<br>+ « Traverse »                           |  |
|                                                           | Refus                                               | « Entre » (entrée A)<br>→<br>« Sort » (entrée A)                  |                                                                   |              | « Entre » (entrée B)<br>→<br>« Sort » (entrée B)                 |  |
| Caméra<br>Centrale seule<br>(Tailles)                     | Niveau 2 :<br>Traversée<br>probable<br>(incomplète) | « Traverse » +<br>« Vers Ouest » / « Vers Est »                   |                                                                   |              | « Traverse »                                                     |  |
|                                                           | Refus                                               | « Refus »                                                         | « Traverse » + « Vers Ouest »<br>↔<br>« Traverse » + « Vers Est » |              |                                                                  |  |
| Multiples<br>caméras<br>centrales<br>(Bilstain)           | Niveau 2 :<br>Traversée<br>probable<br>(incomplète) | « Traverse » +<br>« Vers Nord » / « Vers Sud »                    |                                                                   |              | « Traverse »                                                     |  |
|                                                           | Refus                                               | « Refus »                                                         | « Traverse » + « Vers Sud »<br>↔<br>« Traverse » + « Nord »       |              |                                                                  |  |

Tableau 5. Classification des événements indépendants en catégories de traversée certaine, probable, incertaine ou refus, selon le dispositif caméra et les comportements observés. Chaque case correspond à une situation caractéristique de la catégorie considérée.

Le *Tableau 5* présente les règles utilisées pour attribuer chaque évènement indépendant à une catégorie de traversée. Les **traversées certaines** correspondent aux cas où la progression de l'individu est confirmée entre deux entrées opposées. Les **traversées probables** correspondent à des franchissements fortement présumés mais incomplets, notamment lorsque la détection repose sur une succession partielle de comportements cohérents. Les **traversées incertaines** regroupent les situations suggérant un franchissement potentiel, mais sans confirmation spatiale suffisante.

Cette approche repose sur les éléments directement observables. En l'absence d'indices explicites de franchissement, les évènements ont été classés en « Non-traversée », y compris dans les situations où un individu est observé au sein du passage sans que sa sortie ou la poursuite de son déplacement ne puisse être confirmée. Une traversée a donc pu se produire sans être détectée par les caméras. Ce choix méthodologique vise à limiter toute surestimation des franchissements.

Les cas non-interprétables ont été exclus des analyses de succès de traversée. Ils regroupent : (1) les **directions incohérentes** entre les comportements observés sur les différentes caméras, y compris les comportements « Inconnu » ; (2) les **séquences sans comportement renseigné**, notamment en raison d'une visibilité insuffisante ; et (3) les **situations atypiques** (« Autre ») ne correspondant à aucune autre catégorie.

### 3.7. Calcul des taux de traversée et de refus

Le taux de traversée correspond à la proportion de traversées parmi l'ensemble des tentatives interprétables, tandis que le taux de refus correspond à la proportion de refus.

$$T_{traversée} = \frac{N_{certaines} + N_{probables} + N_{incertaines}}{N_{certaines} + N_{probables} + N_{incertaines} + N_{refus}}$$

Le taux de traversées certaines a été calculé uniquement pour les passages équipés de caméras d'entrée (Couvin et Habay) :

$$T_{certaines} = \frac{N_{certaines}}{N_{certaines} + N_{probables} + N_{incertaines}}$$

### **3.8. Variables explicatives et analyses statistiques**

Des variables structurelles et contextuelles ont été attribuées à chaque passage, incluant notamment le rapport d'ouverture, le couvert végétal, le trafic routier, les dimensions de l'ouvrage et son type (*Tableau 1*).

Une analyse de colinéarité par corrélation de Spearman a été réalisée. Lorsque deux variables présentaient une corrélation élevée ( $|r| > 0,7$ ), une seule a été retenue dans les modèles.

L'effet de ces variables sur la probabilité de traversée a été testé à l'aide de modèles linéaires mixtes généralisés (GLMM) binomiaux, avec l'espèce comme effet aléatoire afin de tenir compte de l'hétérogénéité interspécifique. La variable réponse correspond à l'issue des événements indépendants, définie comme une traversée ou un refus.

Concernant l'effet des variables sur le nombre d'événements observés, plusieurs distributions de comptage ont été comparées sur base de l'AICc (Poisson, négative binomiale de type 1 et 2 et Poisson généralisée). La distribution négative binomiale de type 2 a présenté le meilleur ajustement, indiquant une surdispersion des données caractérisées par une relation quadratique entre la variance et la moyenne.

Les modèles ont été sélectionnés à l'aide de l'AICc puis validés à l'aide de diagnostics de résidus simulés (DHARMA). Pour les modèles binomiaux, la capacité discriminante a également été évaluée à l'aide de l'aire sous la courbe ROC (AUC).

### **3.9. Influence de l'activité anthropique**

L'influence de l'activité anthropique a été analysée à l'échelle journalière. Celle-ci a été estimée à partir du nombre quotidien de piétons, cyclistes et véhicules détectés sur les passages, utilisé comme proxy de la pression anthropique directe. L'activité anthropique indirecte liée aux espèces domestiques a été présentée à titre descriptif.

Les observations anthropiques ont été regroupées en événements indépendants. L'effectif retenu pour chaque événement correspondait au nombre maximal d'individus observés au sein de l'événement. Cette variable a été comparée au nombre d'événements indépendants de faune, considéré comme une réponse de l'utilisation des passages par la faune.

L'effet de l'activité anthropique sur le nombre d'évènements faunistiques journaliers a été testé à l'aide de modèles linéaires mixtes généralisés de comptage, incluant un offset correspondant à l'effort d'échantillonnage. Plusieurs distributions ont été comparées à l'aide de l'AICc (Poisson, négative binomiale de type 1 et 2 et Poisson généralisé). La distribution négative binomiale de type 1 a été retenue, suggérant une relation linéaire entre la variance et la moyenne. Le modèle retenu a ensuite été validé à l'aide de diagnostics des résidus simulés.

En complément, l'effet de l'activité anthropique sur la probabilité de traversée a été analysé à l'aide d'un modèle linéaire mixte généralisé (GLMM) binomial agrégé à l'échelle journalière. La variable réponse correspond au nombre de traversées et de refus détectés par jour, modélisés sous la forme d'une proportion. Seuls les jours comportant au moins une tentative interprétable ont été retenus. Le site a été intégré comme effet aléatoire afin de tenir compte de l'hétérogénéité entre passages et de la non-indépendance des enregistrements répétés au sein de chaque site. Voir *annexe 3* pour les modèles statistiques utilisés.

### **3.10. Effet du dispositif caméra**

L'effet du dispositif de suivi a été évalué en comparant les résultats obtenus avec le dispositif complet à ceux qui auraient été obtenus en ne conservant que les caméras centrales ou que les caméras d'entrée. Les résultats comparés sont ceux concernant les détections brutes, la richesse spécifique et la proportion d'évènements indépendants détectés. Cette approche permet d'estimer la perte d'information induite par un dispositif partiel.

Cette analyse a été restreinte aux passages disposant à la fois de caméras centrales et de caméras d'entrée, à savoir Couvin Nord, Couvin Sud et Habay. Les passages équipés uniquement de caméras centrales, à savoir Tailles et Bilstain, n'ont donc pas été inclus dans cette analyse spécifique.

## **4. RÉSULTATS**

### **4.1. Résultats généraux**

Les 18 pièges photographiques ont capturé un total de 586 597 images, regroupées en 46 881 séquences Agouti. Parmi celles-ci, 3 774 évènements indépendants de faune sauvage cible ont

été identifiés, correspondant à 6 787 individus lorsque la taille maximale des groupes observés au sein d'un événement indépendant est prise en compte (*Tableau 6.2*).

Les faux positifs représentent la majorité des séquences enregistrées (35 451 séquences), suivis par la faune sauvage cible (4 867 séquences). Les autres catégories détectées correspondent principalement aux véhicules (2 388 séquences), aux piétons (1 597 séquences), aux animaux domestiques (956 séquences), et aux vélos (777 séquences). Les taxons non ciblés, les détections non identifiées ainsi que les opérations de maintenance représentent une proportion plus faible des données (*Tableau 6.1*).

| <b>Catégories</b>       | <b>Nombre de détections<br/>(Séquences Agouti)</b> |
|-------------------------|----------------------------------------------------|
| Faux positifs           | 35 451                                             |
| Faune sauvage cible     | 4 867                                              |
| Véhicules               | 2 388                                              |
| Piétons                 | 1 597                                              |
| Animaux domestiques     | 956                                                |
| Vélos                   | 777                                                |
| Taxons non ciblés       | 403                                                |
| Non identifiés          | 330                                                |
| Maintenance des caméras | 112                                                |
| <b>Total</b>            | <b>46 881</b>                                      |

*Tableau 6.1* Nombre de séquences Agouti par catégories observées, sans tenir compte de l'éventuelle taille des groupes.

|                                                             |        |
|-------------------------------------------------------------|--------|
| <b>Séquences Agouti</b>                                     | 46 881 |
| <b>Évènements indépendants faune</b>                        | 3 774  |
| <b>Individus associés aux événements indépendants faune</b> | 6 787  |

*Tableau 6.2* Comparaison du volume des données utilisées.

Les catégories « traversée probable » et « traversée incertaine » représentent ensemble plus de 70 % des événements indépendants, tandis que les refus correspondent à une faible proportion (3,6 %) (*Tableau 7*).

| Catégories                        | Nombre d'évènements indépendants | Pourcentage |
|-----------------------------------|----------------------------------|-------------|
| Traversée incertaine              | 1677                             | 44,43 %     |
| Traversée probable                | 1020                             | 27,03 %     |
| Non traversée                     | 474                              | 12,56 %     |
| Absence de comportement renseigné | 245                              | 6,49 %      |
| Refus                             | 134                              | 3,55 %      |
| Direction incohérente             | 117                              | 3,1 %       |
| Traversée certaine                | 106                              | 2,81 %      |
| Autre                             | 1                                | 0,03 %      |

*Tableau 7.* Distribution du nombre total d'évènements indépendants, déterminés selon les comportements.

#### **4.2. Résultats généraux par site**

Les chiens domestiques représentent la majorité des animaux domestiques détectés sur les passages à faune, avec des valeurs particulièrement élevées au niveau du passage de Bilstain (124,50 individus par 100 caméra-jours) (*Tableau 8*).

L'activité anthropique varie fortement entre les passages étudiés. Le passage de Bilstain présente les valeurs les plus élevées pour les piétons et les cyclistes, avec 438,83 individus par 100 caméra-jours. À l'inverse, le passage de Tailles Centre présente une très forte activité de véhicules motorisés, atteignant 862,32 véhicules par 100 caméra-jours. Tailles Sud présente également une activité de véhicules motorisés importante avec 177,82 véhicules pour 100 caméra-jours (*Tableau 9*).

Concernant la faune sauvage, les passages spécifiques de Couvin Sud, Couvin Nord et Habay présentent les fréquences d'utilisation les plus élevées, avec respectivement 538,53 ; 275,25 et 248,58 individus par 100 caméra-jours. Parmi les passages mixtes, Tailles Nord présente la fréquentation faunistique la plus importante avec 128,18 individus par 100 caméra-jours, tandis que Tailles Centre présente la valeur la plus faible avec seulement 1,93 individu par 100 caméra-jours (*Tableau 9*).

| Passages à faune | <i>Canis lupus familiaris</i> | <i>Equus caballus</i> | <i>Felis catus</i> |
|------------------|-------------------------------|-----------------------|--------------------|
| Bilstain         | 124,50                        | 12,79                 | 11,40              |
| Couvin Nord      | 1,60                          | 0                     | 3,34               |
| Couvin Sud       | 1,20                          | 0                     | 0,15               |
| Habay            | 0                             | 0                     | 0,47               |
| Tailles Centre   | 0                             | 0                     | 0,48               |
| Tailles Nord     | 8,18                          | 0,91                  | 0                  |
| Tailles Sud      | 1,76                          | 0                     | 1,06               |

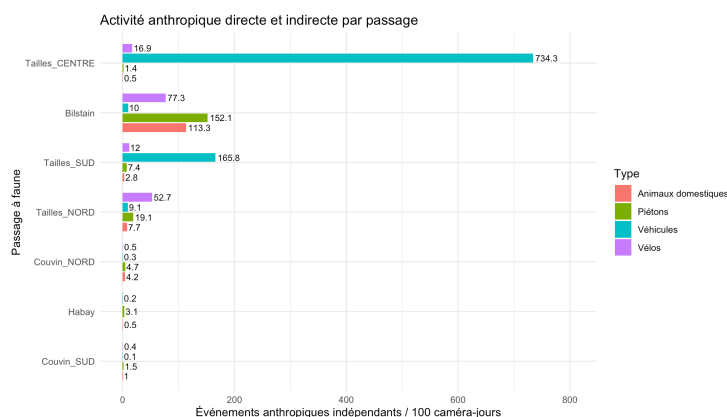
Tableau 8. Nombre d'individus par passage à faune, standardisé par 100 caméra-jours

Le tableau complémentaire en nombre d'individus réels est présenté en annexe 5.1.

| Passages à faune | Faune sauvage cible | Humains (piétons + vélos) | Véhicules | Animaux domestiques |
|------------------|---------------------|---------------------------|-----------|---------------------|
| Bilstain         | 49                  | 438,83                    | 10,48     | 148,69              |
| Couvin Nord      | 275,25              | 14,08                     | 0,36      | 4,93                |
| Couvin Sud       | 538,53              | 3,30                      | 0,15      | 1,35                |
| Habay            | 248,58              | 6,87                      | 0,95      | 0,47                |
| Tailles Centre   | 1,93                | 23,19                     | 862,32    | 0,48                |
| Tailles Nord     | 128,18              | 97,73                     | 9,09      | 9,09                |
| Tailles Sud      | 16,55               | 31,34                     | 177,82    | 2,82                |

Tableau 9. Nombre d'individus par passage à faune, standardisé par 100 caméra-jours

Le tableau complémentaire en nombre d'individus réels est présenté en annexe 5.2.



Graphique 3. Nombre d'événements indépendants anthropique direct et indirect par passage, standardisé par 100 caméra-jours.



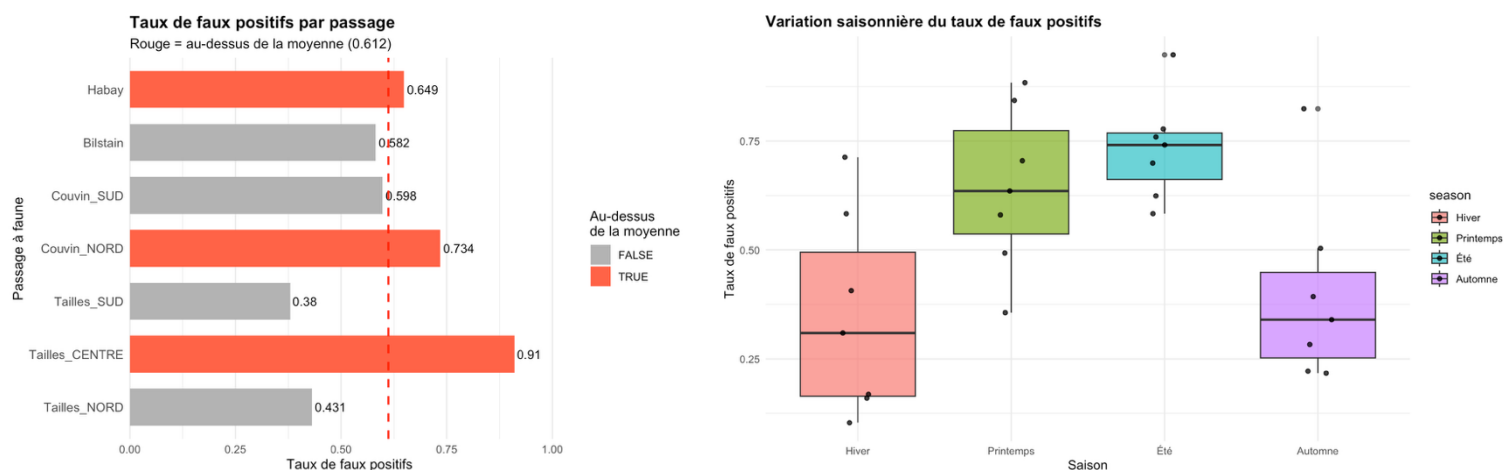
### 4.3. Faux positifs

Le pourcentage global de faux positifs relevé sur l'ensemble des passages est de 75,6 %. Les taux varient fortement selon les sites étudiés. Le passage de Tailles Centre présente le pourcentage le plus élevé avec 91 %, suivi de Couvin Nord (73,4 %) et d'Habay (64,9 %). À l'inverse, les taux les plus faibles sont observés à Tailles Sud (38 %) et Tailles Nord (43,1 %) (*Tableau 10 et graphique 4.1*). Des différences sont également observées entre caméras (voir *annexe 6.1*).

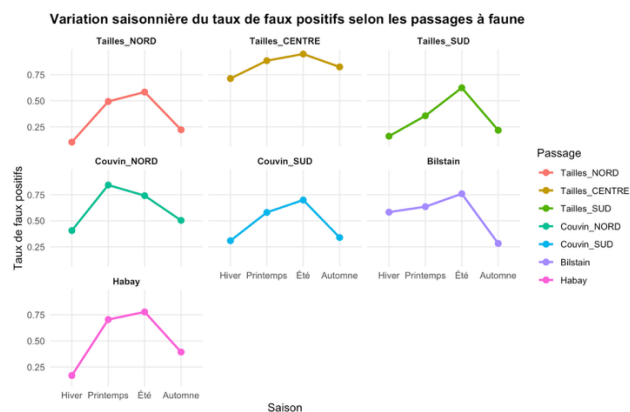
Les taux de faux positifs présentent également une variation saisonnière marquée. Les médianes observées au printemps (0,635) et en été (0,741) sont supérieures à celles observées en hiver (0,309) et en automne (0,340) (*Graphique 4.2 et 4.3*).

| Passages à faune          | Nombre de caméras | Effort d'échantillonnage [Caméra-jours] | Pourcentage de faux positifs |
|---------------------------|-------------------|-----------------------------------------|------------------------------|
| Bilstain                  | 3                 | 649                                     | 58,2 %                       |
| Couvin Nord               | 6                 | 1 378                                   | 73,4 %                       |
| Couvin Sud                | 3                 | 667                                     | 59,8 %                       |
| Habay                     | 3                 | 422                                     | 64,9 %                       |
| Tailles Centre            | 1                 | 207                                     | 91 %                         |
| Tailles Nord              | 1                 | 220                                     | 43,1 %                       |
| Tailles Sud               | 1                 | 284                                     | 38 %                         |
| Toutes caméras confondues |                   |                                         | 75,6 %                       |

Tableau 10. Effort d'échantillonnage et pourcentage de faux positifs par passage.



Graphique 4.1 Taux de faux positifs par passage. Graphique 4.2. Variation saisonnière du taux de faux positifs.



Graphique 4.3. Variation saisonnière du taux de faux positifs selon les passages à faune.

#### 4.4. Espèces utilisatrices et fréquence d'utilisation

Tous les passages étudiés sont utilisés par la faune sauvage, bien que des différences importantes soient observées entre les sites. Le passage de Tailles Centre présente une fréquence d'utilisation particulièrement faible, avec 1,4 événement indépendant par 100 caméra-jours pour le renard roux et 0,5 pour les martres. Au contraire, les passages spécifiques de Couvin Sud, Habay et Couvin Nord présentent les fréquences d'utilisation les plus élevées, particulièrement pour le sanglier (*Graphique 6*).

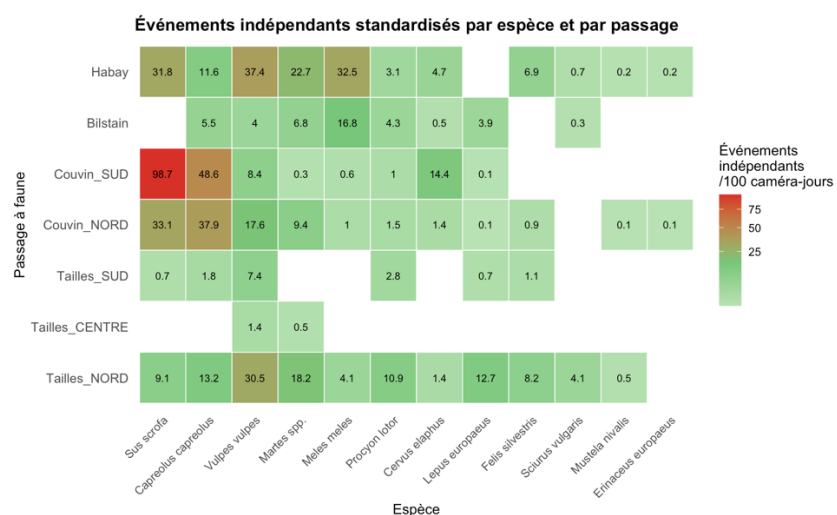
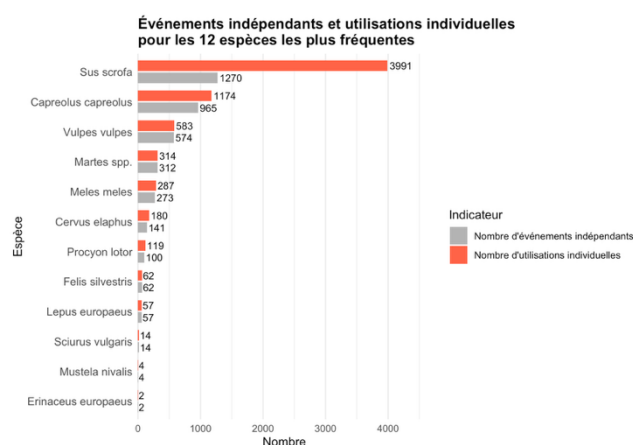
Les espèces les plus fréquemment observées sur les passages à faune sont, par ordre décroissant : le sanglier d'Europe (*Sus scrofa*), le chevreuil d'Europe (*Capreolus capreolus*), le renard roux (*Vulpes vulpes*), les martres (*Martes spp.*, regroupant la martre des pins (*Martes martes*) et la fouine (*Martes foina*)), le blaireau européen (*Meles meles*), le cerf élaphe (*Cervus elaphus*), le raton laveur (*Procyon lotor*), le chat sauvage (*Felis silvestris*), le lièvre d'Europe (*Lepus europaeus*), ainsi que quelques écureuils roux (*Sciurus vulgaris*), belettes d'Europe (*Mustela nivalis*) et hérissons d'Europe (*Erinaceus europaeus*).

Le sanglier représente l'espèce la plus fréquemment détectée, avec 1 270 événements indépendants, soit 33,65 % de l'ensemble des événements de faune sauvage. En tenant compte de la taille des groupes, 3 991 individus ont été associés à ces événements. Le chevreuil représente quant à lui 25,57 % des événements indépendants avec 965 événements détectés. Les ongulés sauvages, regroupant le sanglier, le chevreuil et le cerf élaphe, représentent au total 62,96 % des événements indépendants relevés (*Tableau 11*).

La comparaison entre le nombre d'évènements indépendants et le nombre d'individus associés met en évidence des différences liées à la taille des groupes. Le sanglier présente le plus grand écart entre ces deux mesures, avec un maximum de 29 individus et une moyenne comprise entre trois et quatre individus par évènement indépendant. En revanche, la majorité des autres espèces présentent des valeurs relativement similaires entre fréquence et intensité d'utilisation. Les détections de chats sauvages, lièvres d'Europe, écureuils roux, belettes d'Europe et hérissons d'Europe correspondent exclusivement à des individus isolés (*Tableau 11 et graphique 5*).

| Espèces                    | Nombre d'évènements indépendants | Fréquence relative des évènements indépendants | Nombre d'individus associés aux évènements indépendants |
|----------------------------|----------------------------------|------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|
| <i>Sus scrofa</i>          | 1270                             | 0,3365                                         | 3 991                                                   |
| <i>Capreolus capreolus</i> | 965                              | 0,2557                                         | 1 174                                                   |
| <i>Vulpes vulpes</i>       | 574                              | 0,1521                                         | 583                                                     |
| <i>Martes spp.</i>         | 312                              | 0,0827                                         | 314                                                     |
| <i>Meles meles</i>         | 273                              | 0,0723                                         | 287                                                     |
| <i>Cervus elaphus</i>      | 141                              | 0,0374                                         | 180                                                     |
| <i>Procyon lotor</i>       | 100                              | 0,0265                                         | 119                                                     |
| <i>Felis silvestris</i>    | 62                               | 0,0164                                         | 62                                                      |
| <i>Lepus europaeus</i>     | 57                               | 0,0151                                         | 57                                                      |
| <i>Sciurus vulgaris</i>    | 14                               | 0,0037                                         | 14                                                      |
| <i>Mustela nivalis</i>     | 4                                | 0,0011                                         | 4                                                       |
| <i>Erinaceus europaeus</i> | 2                                | 0,0005                                         | 2                                                       |

Tableau 11. Espèces utilisatrices et fréquence d'utilisation, tous passages à faune considérés.



Graphique 5. Comparaison des événements indépendants en tenant compte ou non de la taille des groupes au sein de ceux-ci. Graphique 6. Heatmap de la fréquence d'utilisation des passages par les différentes espèces de faune, exprimée en nombre d'événements indépendants par 100 caméra-jours.

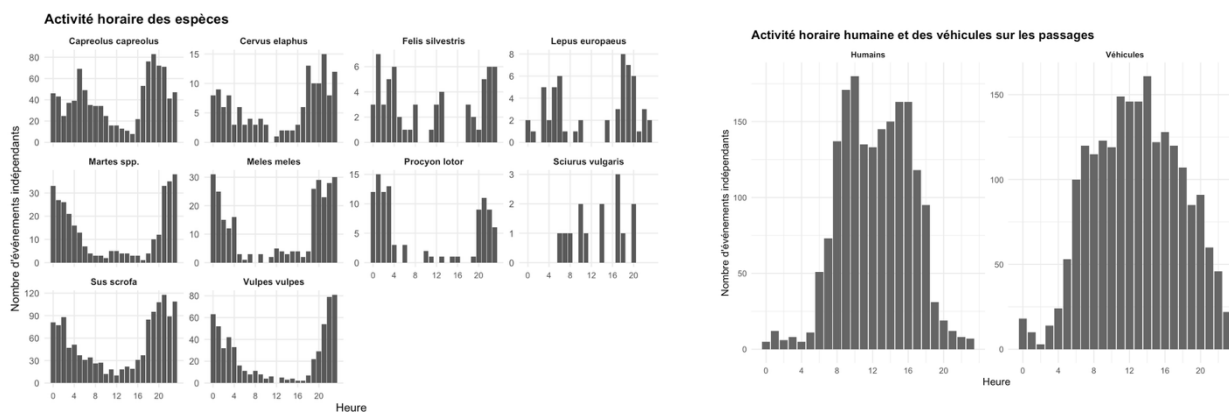
| Passages à faune | Évènements indépendants de la faune sauvage cible |
|------------------|---------------------------------------------------|
| Habay            | 151,8                                             |
| Bilstain         | 42,1                                              |
| Couvin Sud       | 172,1                                             |
| Couvin Nord      | 103,1                                             |
| Tailles Sud      | 14,5                                              |
| Tailles Centre   | 1,45                                              |
| Tailles Nord     | 112,9                                             |

Tableau 12. Évènements indépendants total de la faune sauvage cible par passage à faune, standardisés pour 100 caméra-jours. Le tableau complémentaire en nombre d'individus standardisé par 100 caméra-jours est présenté dans le tableau 9. Le tableau en nombre d'individus réels de chaque espèce par passage est présenté en annexe 5.3.

## 4.5. Distribution temporelle de l'utilisation des passages

### 4.5.1. Distribution horaire

La majorité des activités de faune sauvage détectées sur les passages à faune se concentre durant la période nocturne. Les principaux pics d'activité sont détectés entre 20 h et 4 h du matin. Cette tendance générale est observée pour la majorité des espèces. L'écureuil roux présente toutefois un patron d'activité différent, avec des observations davantage réparties durant la journée (Graphique 7.1.).

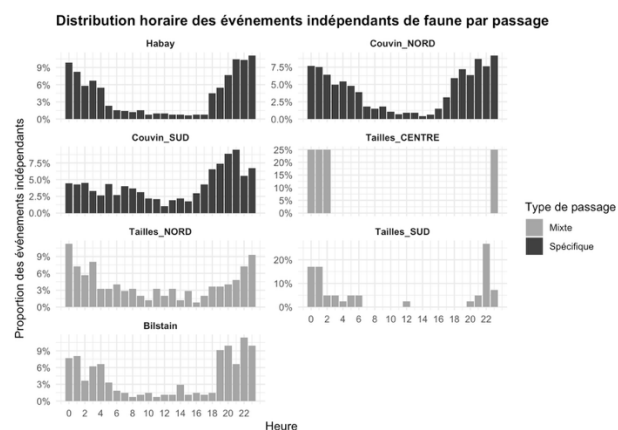


*Graphique 7.1.* Distribution horaire des évènements indépendants par espèce de faune. *Graphique 7.2.* Distribution horaire anthropique, exprimée en nombre d'évènements indépendants. Humains correspondant à piétons et cyclistes.

L'activité anthropique observée sur les passages présente principalement une distribution diurne. Les piétons et cyclistes montrent un pic d'activité entre 8 h et 18 h, tandis que les véhicules présentent également une activité légèrement plus tardive (*Graphique 7.2*). Cette distribution contraste avec celle de la faune sauvage, dont l'activité est majoritairement nocturne (*Graphique 7.1*).

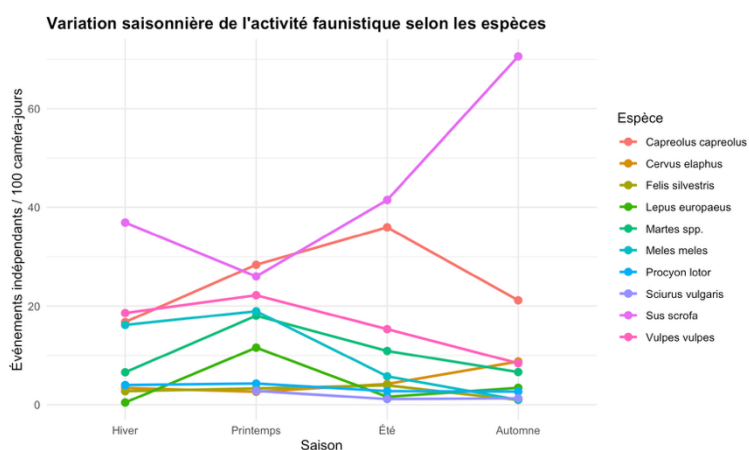
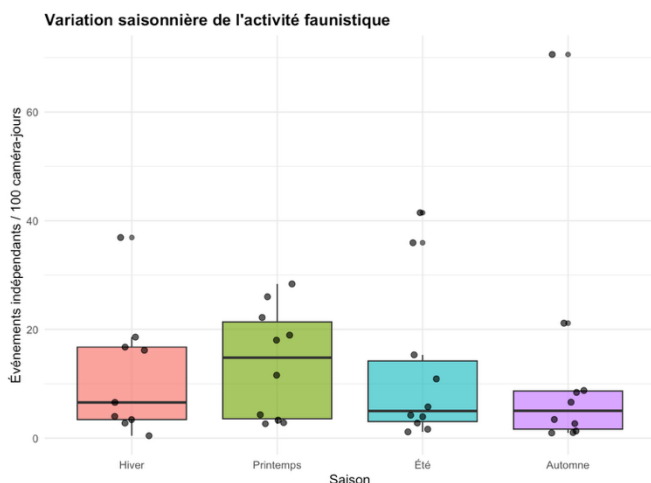
La distribution horaire des évènements indépendants varie entre les passages. Néanmoins, l'activité de la faune reste majoritairement nocturne sur l'ensemble des sites étudiés. Certains passages, tels que Habay et Tailles Sud, présentent une activité particulièrement concentrée durant les heures nocturnes, alors que d'autres affichent une répartition plus étalée (*Graphique 7.3*).

*Graphique 7.3.* Distribution horaire des évènements indépendants de faune par passage, standardisé par 100 caméra-jours. Voir *annexe 6.4* pour la distribution selon le type de passage (mixte ou spécifique).



#### 4.5.2. Distribution saisonnière

Aucune variation saisonnière marquée n'a été mise en évidence dans la distribution générale des évènements indépendants (*Graphique 8.1*). Certaines variations spécifiques sont néanmoins observées selon les espèces. Les sangliers présentent notamment une activité plus importante durant l'automne (*Graphique 8.2*).



*Graphique 8.1.* Distribution saisonnière générale des évènements indépendants. *Graphique 8.2.*

Variation saisonnière de l'activité faunistique selon les espèces. Voir *annexe 6.5* pour la variation saisonnière de l'activité faunique par passage et *annexe 6.6* pour le détail par espèce de la distribution saisonnière des évènements indépendants.

#### **4.6. Classification et taux des traversées**

Le calcul des taux de traversée et de refus a été réalisé uniquement à partir des évènements interprétables comme tentatives de franchissement, c'est-à-dire les traversées certaines, probables ou incertaines, ainsi que les refus. Les évènements classés comme non-traversées ou sans comportement renseigné n'ont pas été inclus dans les calculs.

Au total, 95,44 % des tentatives interprétables correspondent à des traversées, contre 4,56 % de refus. Les traversées certaines représentent 4,12 % des évènements interprétables (*Tableau 13*).

Les taux de traversée varient relativement peu entre les passages étudiés. Les passages de Couvin Nord, Couvin Sud, Bilstain et Tailles Nord présentent des taux de traversée supérieurs à 96 %, tandis que Habay et Tailles Sud présentent des taux légèrement plus faibles, respectivement 88,85 % et 86,18 % (*Tableau 13*). Le nombre de traversées standardisé par 100 caméra-jours est le plus élevé à Couvin Sud (136,73), suivi d'Habay (107,58), Tailles Nord (85,45) et Couvin Nord (78,96). Tailles Centre présente la fréquence de traversée la plus faible avec 1,45 traversée par 100 caméra-jours (*Tableau 14*).

Les taux de traversée apparaissent relativement similaires entre les espèces et demeurent supérieurs à 90 %. Les taux les plus faibles concernent le chat sauvage (91,67 %), le blaireau européen (93,49 %) et le cerf élaphe (93,75 %) ( Voir *annexe 6.2* pour les détails par espèce).

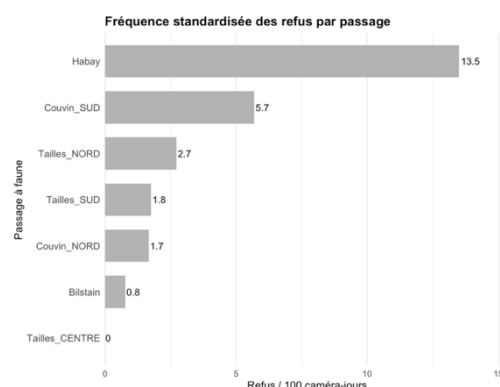
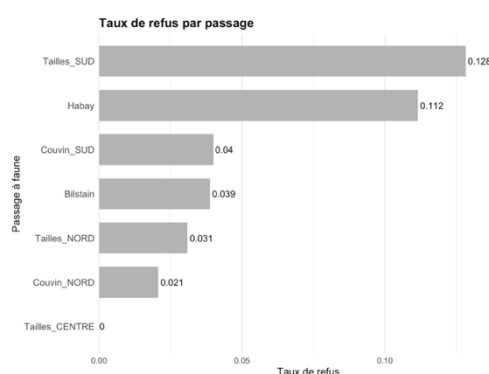
| <b>Passage à faune</b> | <b>Traversée certaine</b> | <b>Traversée probable</b> | <b>Traversée incertaine</b> | <b>Refus</b> | <b>Taux de traversée certaine</b> | <b>Taux de traversée</b> | <b>Taux de refus</b> |
|------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------|--------------|-----------------------------------|--------------------------|----------------------|
| <b>Bilstain</b>        | <i>NA</i>                 | 124                       | 0                           | 5            | <i>NA</i>                         | <b>0,9612</b>            | <b>0,0388</b>        |
| <b>Couvin Nord</b>     | 39                        | 460                       | 589                         | 23           | 0,0358                            | <b>0,9793</b>            | <b>0,0207</b>        |

|                       |     |       |       |     |               |               |               |
|-----------------------|-----|-------|-------|-----|---------------|---------------|---------------|
| <b>Couvin Sud</b>     | 33  | 196   | 683   | 38  | 0,0362        | <b>0,9600</b> | <b>0,04</b>   |
| <b>Habay</b>          | 34  | 15    | 405   | 57  | 0,0749        | <b>0,8885</b> | <b>0,1115</b> |
| <b>Tailles Centre</b> | NA  | 3     | 0     | 0   | NA            | <b>1</b>      | <b>0</b>      |
| <b>Tailles Nord</b>   | NA  | 188   | 0     | 6   | NA            | <b>0,9691</b> | <b>0,0309</b> |
| <b>Tailles Sud</b>    | NA  | 34    | 0     | 5   | NA            | <b>0,8718</b> | <b>0,1282</b> |
| <b>TOTAL</b>          | 106 | 1 020 | 1 677 | 134 | <b>0,0412</b> | <b>0,9544</b> | <b>0,0456</b> |

Tableau 13. Nombre de catégories de traversées et de refus exprimé en nombre d'évènements indépendants, et taux de traversées et de refus, par passage à faune.

| <b>Passage à faune</b> | Nombre de traversées standardisé | Nombre de refus standardisé |
|------------------------|----------------------------------|-----------------------------|
| <b>Bilstain</b>        | 19,11                            | 0,77                        |
| <b>Couvin Nord</b>     | 78,96                            | 1,67                        |
| <b>Couvin Sud</b>      | 136,73                           | 5,7                         |
| <b>Habay</b>           | 107,58                           | 13,51                       |
| <b>Tailles Centre</b>  | 1,45                             | 0                           |
| <b>Tailles Nord</b>    | 85,45                            | 2,73                        |
| <b>Tailles Sud</b>     | 11,97                            | 1,76                        |

Tableau 14. Nombre d'évènements indépendants de traversées et de refus standardisé par 100 caméra-jours pour permettre la comparaison entre site.



Graphique 9.1. Taux de refus par passage ; Graphique 9.2. Comparaison du nombre d'évènements indépendants de refus par passage, standardisé par 100 caméra-jours. Voir annexe 6.7 pour la comparaison du nombre d'évènements indépendants de traversées par passage, standardisé par 100 caméra-jours.

## **4.7. Facteurs influençant l'utilisation et les traversées**

Le *Tableau 1* a servi de tableau de référence pour la construction des modèles.

### **4.7.1. Colinéarité des variables**

L'analyse de colinéarité réalisée à l'aide du coefficient de corrélation de Spearman a permis d'identifier plusieurs corrélations fortes entre variables explicatives ( $> |0,7|$ ), afin d'éviter leur utilisation simultanée dans les modèles.

Les corrélations positives concernent :

- La distance à la zone urbaine la plus proche et le pourcentage de couvert végétal (0,87) ;
- Le trafic moyen de l'ILT et sa largeur (0,86) ;
- La largeur du passage et sa longueur (0,828) ;
- La largeur du passage et son rapport d'ouverture (0,88).

Des corrélations négatives élevées ont également été observées entre :

- La distance à la zone forestière la plus proche et le trafic moyen de l'ILT (-0,79) ;
- La distance à la zone forestière et la largeur de l'ILT (-0,702) ;
- Le trafic moyen de l'ILT et le rapport d'ouverture du passage (-0,709).

Considérés généralement dans la littérature comme des facteurs clés de l'attractivité des passages, le couvert végétal (Ree et al., 2007; Yanes et al., 1995; Young et al., 2023) et le rapport d'ouverture (Denneboom et al., 2021; Jumeau, 2017, p.266 ; Martinig & Bélanger-Smith, 2016; Young et al., 2023) ont notamment été sélectionnés pour construire les modèles.

### **4.7.2. Facteurs influençant la probabilité de traversée**

#### Modèles binomiaux – traversées (1) vs refus (0) :

La question statistique est : « Quels facteurs influencent la probabilité qu'un événement aboutisse à une traversée plutôt qu'à un refus ? »

Le modèle retenu, selon la méthodologie (*voir section 3.8*), pour expliquer la probabilité qu'une tentative aboutisse à une traversée plutôt qu'à un refus est le modèle *m3* incluant le trafic moyen de l'ILT et le rapport d'ouverture du passage. Ce modèle présente un AICc de 1



049,63 et une aire sous la courbe ROC (AUC) de 0,6742. Voir *annexe 3.1* pour le détail des différents modèles utilisés et la comparaison avec les AICc.

Le modèle concurrent incluant également la couverture végétale présente un ajustement relativement proche (AICc = 1050,70), mais cette variable ne montre pas d'effet significatif dans ce modèle. Bien que le modèle incluant l'interaction entre le trafic et le rapport d'ouverture (m7) présente un meilleur AICc ( $1\,048,04 < 1\,049,63$ ), l'amélioration par rapport au modèle sans interaction reste limitée. De plus, l'interaction n'est pas significative.

Les diagnostics des résidus simulés n'ont pas mis en évidence de déviation majeure par rapport aux hypothèses du modèle. Voir le graphique en *annexe 3.1*.

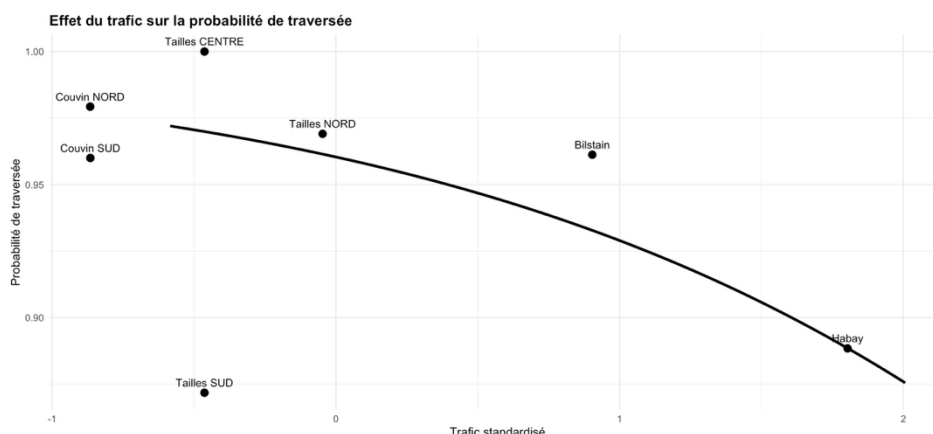
Le modèle le plus parcimonieux incluant le trafic moyen de l'ILT et le rapport d'ouverture a donc été retenu pour l'interprétation principale.

|                       | Estimate | Std. Error | z value | Pr(> z )     |
|-----------------------|----------|------------|---------|--------------|
| (Intercepte)          | 3.18759  | 0.09934    | 32.09   | < 2e-16 ***  |
| Rapport d'ouverture   | -0.11875 | 0.16472    | -0.72   | 0.471        |
| Trafic moyen de l'ILT | -0.61658 | 0.14830    | -4.16   | 3.21e-05 *** |

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Le trafic moyen de l'ILT présente un effet négatif significatif sur la probabilité de traversée (Estimation = -0,617 ; p-valeur = 3,21e-05 \*\*\*). En revanche, aucun effet significatif du rapport d'ouverture n'a été détecté (p-valeur = 0,471).



*Graphique 10.* Graphique prédictif de l'effet du trafic sur la probabilité de traversée. La valeur de 0 correspond au trafic moyen, les valeurs négatives à un trafic plus faible que la moyenne et les valeurs positives à un trafic plus dense que la moyenne. 100 valeurs de trafic ont été créées régulièrement dans l'intervalle de la valeur la plus faible à la plus élevée. Les autres variables ont été maintenues constantes à leur valeur moyenne. Prédiction globale non spécifique à une espèce particulière.

La représentation des valeurs observées par passage montre une certaine variabilité autour de la relation estimée par le modèle. Néanmoins, les passages présentant les niveaux de trafic les plus élevés tendent à afficher des probabilités de traversée plus faibles, en accord avec les tendances négatives mises en évidence par le modèle.

#### 4.7.3. Facteurs influençant l'utilisation générale des passages

##### Modèle du nombre d'évènements indépendants observés :

La question statistique est la suivante : « Quels facteurs influencent l'utilisation générale des passages par la faune ? »

Le modèle retenu, selon la méthodologie (*voir section 3.8*), pour expliquer le nombre d'évènements indépendants observés est le modèle binomial négatif de type 2 (*m\_use\_nb2*). Ce modèle inclut le rapport d'ouverture, la couverture végétale, le trafic moyen, le type de passage ainsi qu'un offset correspondant à l'effort d'échantillonnage. Voir *annexe 3.2* pour le détail des différents modèles utilisés et la comparaison avec les AICc.

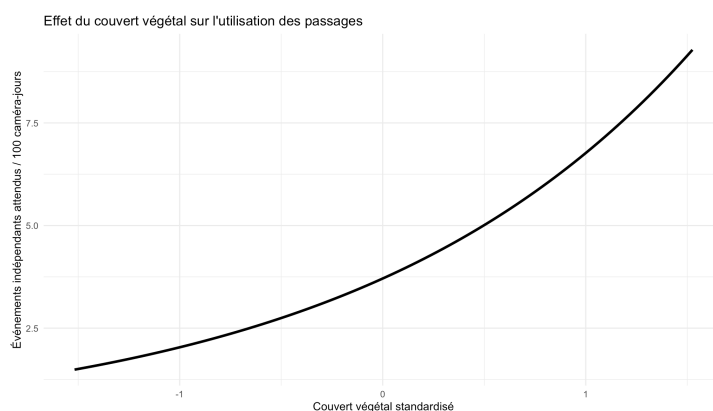
Les diagnostics des résidus indiquent un ajustement globalement satisfaisant du modèle, sans violation majeure des hypothèses statistiques. Voir le graphique et les détails en *annexe 3.2*.

|                              | Estimate | Std. Error | z value | Pr(> z )     |
|------------------------------|----------|------------|---------|--------------|
| (Intercepte)                 | -3.2942  | 0.4618     | -7.134  | 9.74e-13 *** |
| Rapport d'ouverture          | 0.1660   | 0.2136     | 0.777   | 0.436870     |
| Couverture végétale.         | 0.6011   | 0.1565     | 3.841   | 0.000123 *** |
| Trafic moyen                 | 0.2350   | 0.1924     | 1.221   | 0.222003     |
| Type de passage : spécifique | 0.3151   | 0.3603     | 0.875   | 0.381801     |

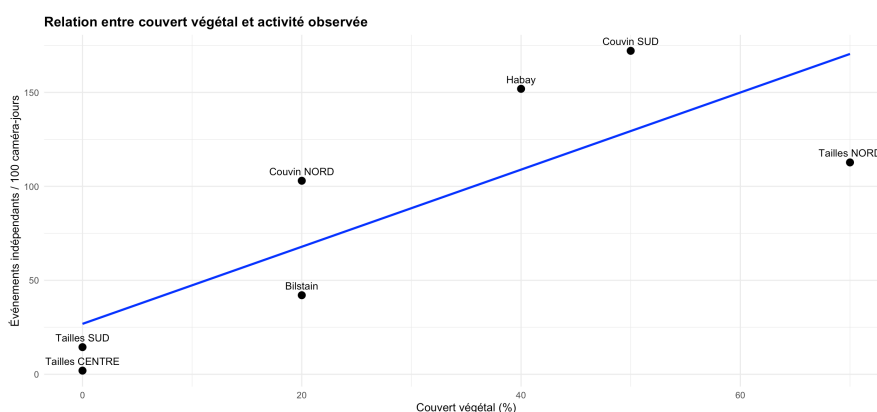
---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

La couverture végétale présente un effet positif significatif sur le nombre d'évènements indépendants observés (Estimation = 0,601 ; p-valeur = 0,000123 \*\*\*). Aucun effet significatif n'a été détecté pour le rapport d'ouverture, le trafic moyen ou le type de passage.



*Graphique 11.1.* Graphique prédictif de l'effet du couvert végétal sur le nombre d'évènements indépendants observés. La valeur de 0 correspond au pourcentage de couverture végétale moyen, les valeurs négatives à une couverture plus faible que la moyenne et les valeurs positives à une couverture plus dense que la moyenne. 100 valeurs ont été créées régulièrement dans l'intervalle de la valeur la plus faible à la plus élevée. Les autres variables ont été maintenues constantes à leur valeur moyenne. Prédiction globale du modèle, non spécifique à une espèce particulière.



*Graphique 11.2.* Relation entre la couverture végétale des passages à faune et le nombre d'évènements indépendants observés pour 100 caméra-jours. Chaque point correspond à un passage étudié.

Les valeurs observées montrent également une augmentation du nombre d'évènements indépendants avec la couverture végétale du passage. Les passages présentant les couvertures végétales les plus faibles affichent les niveaux d'utilisation les plus réduits, tandis que les passages les plus végétalisés tendent à présenter davantage d'évènements indépendants (*Graphique 11.2*).

#### 4.8. Influence de l'activité anthropique

L'analyse de l'activité anthropique a été réalisée à partir du nombre journalier d'événements indépendants de piétons, vélos et véhicules, en tenant compte de la taille maximale des groupes détectés.

##### Modèle 1 - effet de l'activité anthropique sur le nombre d'événements faune :

La question statistique est : « Est-ce que l'intensité de la fréquentation humaine journalière influence la fréquence d'utilisation de la faune ? ».

Le modèle retenu, selon la méthodologie (*voir section 3.9*), pour expliquer le nombre d'événements faune est le modèle binomial négatif de type 1 (*m\_anthro\_nbl\_season*). Il inclut les variables anthropiques ainsi que la saison. Voir *annexe 3.3* pour le détail des différents modèles utilisés et la comparaison avec les AICc.

Les diagnostics résiduels du modèle initial, ne comprenant pas la saison, indiquaient une structure non expliquée. L'ajout de la saison a amélioré l'ajustement du modèle (AICc = 5572,60) ainsi que les diagnostics résiduels, qui n'indiquaient plus de sur-dispersion. Le modèle incluant la saison a donc été retenu pour l'interprétation. En effet, certains auteurs soulignent également l'importance de considérer les changements saisonniers, ayant un effet sur les activités humaines et de faune, dans les analyses statistiques (Warnock-Juteau et al., 2022). Voir les graphiques et les détails en *annexe 3.3*.

|                  | Estimate  | Std. Error | z value | Pr(> z )     |
|------------------|-----------|------------|---------|--------------|
| (Intercepte)     | -0.713660 | 0.527992   | -1.352  | 0.176487     |
| Piétons          | 0.005005  | 0.006960   | 0.719   | 0.472092     |
| Vélos            | 0.019331  | 0.022707   | 0.851   | 0.394604     |
| Véhicules        | 0.031481  | 0.051335   | 0.613   | 0.539718     |
| Saison-printemps | -0.047777 | 0.067952   | -0.703  | 0.481995     |
| Saison-été       | 0.050631  | 0.067235   | 0.753   | 0.451424     |
| Saison-hiver     | -0.315216 | 0.092756   | -3.398  | 0.000678 *** |

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Aucun effet significatif des piétons, vélos ou véhicules n'a été détecté sur le nombre d'évènements de faune observés. En revanche, l'hiver présente un effet négatif significatif sur le nombre d'évènements de faune détectés (Estimation = -0,315 ; p-valeur = 0,000678 \*\*\*).

#### Modèle 2 (binomial) : effet de l'activité anthropique sur la probabilité de traversée :

La variable réponse correspond ici à une traversée (1) ou un refus (0), agrégée par jour et en ne gardant que les jours avec au moins une tentative interprétable.

La question statistique est : « Est-ce que l'activité anthropique influence significativement la probabilité qu'un évènement aboutisse à une traversée plutôt qu'à un refus ? ».

En complémentarité, le modèle binomial teste ainsi l'effet de l'activité anthropique sur la probabilité de traversée (*m\_cross\_human*). Voir *annexe 3.4* pour le détail du modèle utilisé, l'AICc et le diagnostic des résidus.

Ce modèle présente un AICc de 1 049,63 et les diagnostics des résidus indiquent une bonne adéquation du modèle.

|              | Estimate | Std. Error | z value | Pr(> z )   |
|--------------|----------|------------|---------|------------|
| (Intercepte) | 3.10149  | 0.32657    | 9.497   | <2e-16 *** |
| Piétons      | -0.02607 | 0.01760    | -1.481  | 0.138      |
| Vélos        | -0.05767 | 0.06473    | -0.891  | 0.373      |
| Véhicules    | 0.07607  | 0.22182    | 0.343   | 0.732      |

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Le modèle n'a mis en évidence aucun effet significatif des piétons, vélos ou véhicules sur le succès des traversées.

Les relations observées entre activité anthropique directe et activité faunistique apparaissent variables selon les passages. Cette variabilité pourrait contribuer à expliquer l'absence d'effet significatif global mise en évidence par les modèles. Elle suggère également que la réponse de la faune à la présence humaine dépend probablement des caractéristiques propres à chaque passage et de son environnement. Une représentation exploratoire de ces relations est présentée en *annexe 6.8*.

## 4.9. Effet du dispositif caméra

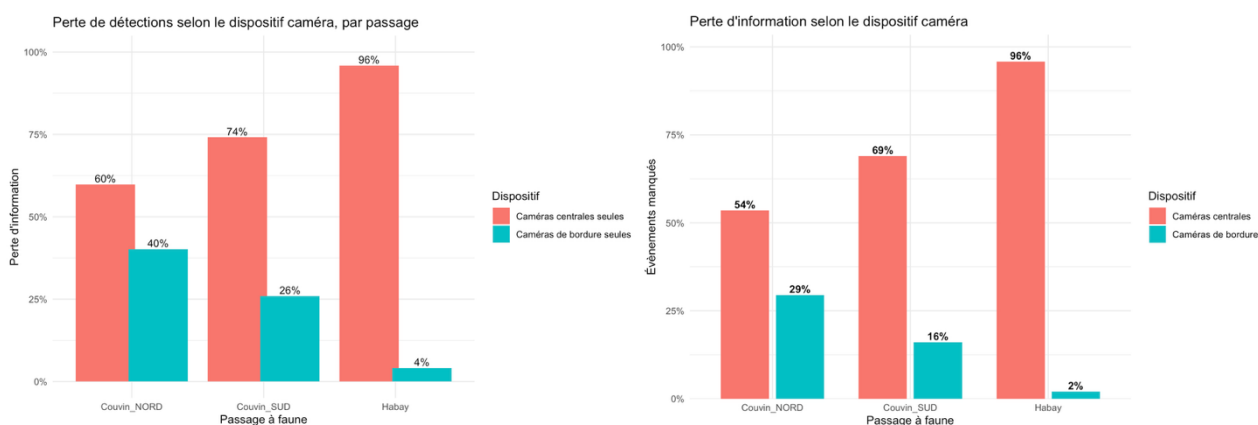
### 4.9.1. Effet sur les détections et les évènements indépendants

La comparaison entre les dispositifs caméras montre que les dispositifs composés uniquement de caméras centrales présentent les pertes de détection les plus importantes. Selon les passages, ces pertes dépassent 50 % des détections de faune et atteignent jusqu'à 95,89 % au niveau du passage d'Habay. Le passage de Couvin Nord, disposant du dispositif le plus complet avec six caméras, présente des pertes de détection plus faibles pour le dispositif central comparativement à Couvin Sud et Habay (*Tableau 15*).

Les dispositifs composés uniquement de caméras aux entrées entraînent également une perte d'information, mais celle-ci reste nettement plus limitée comparativement aux dispositifs centraux seuls (*Graphique 12, 13, et 14*).

| Passage à faune | Dispositif complet | Caméras centrales | Caméras d'entrée | Perte de détections – caméras centrales | Perte de détection – caméras d'entrée |
|-----------------|--------------------|-------------------|------------------|-----------------------------------------|---------------------------------------|
| Couvin Nord     | 1980               | 795               | 1185             | 0.5985                                  | 0.4015                                |
| Couvin Sud      | 1507               | 390               | 1117             | 0.7412                                  | 0.2588                                |
| Habay           | 778                | 32                | 746              | 0.9589                                  | 0.0411                                |

*Tableau 15.* Nombres de détections d'espèces de faune selon le dispositif. Voir *annexe 6.3* pour le détail du nombre de détections d'espèces de faune selon le dispositif.

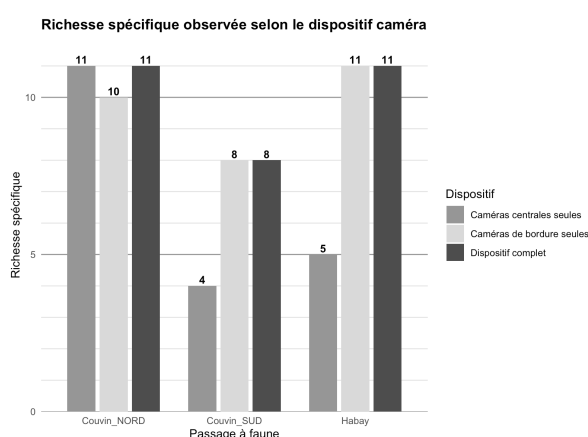


*Graphique 12.* Pourcentage de pertes de détections d'espèces de faune sauvage selon la complétude du dispositif caméras. *Graphique 13.* Pourcentage des évènements indépendants manqués par les dispositifs partiels.

#### 4.9.2. Effet sur la richesse spécifique

La richesse spécifique détectée diminue fortement lorsque seules les caméras centrales sont considérées, particulièrement au niveau des passages de Couvin Sud et d'Habay. Au contraire, les dispositifs composés uniquement de caméras d'entrée détectent une richesse spécifique relativement proche de celle observée avec les dispositifs complets (*Graphique 14*).

Certaines espèces n'ont pas été détectées par les caméras centrales. À Couvin Sud, les espèces concernées sont le lièvre d'Europe, les martres, le blaireau européen et le raton laveur. À Habay, les espèces qui n'ont pas été détectées par les caméras centrales sont le cerf élaphe, le hérisson d'Europe, le chat sauvage, les martres, la belette d'Europe et le raton laveur.



Graphique 14. Richesse spécifique observée selon les dispositifs caméras, par passage.

## 5. DISCUSSIONS

### 5.1. Discussion générale des résultats

Les interprétations et discussions présentées dans cette étude sont à considérer avec prudence en raison du nombre limité de passages à faune étudiés ( $n = 7$ ) ainsi que de l'absence d'informations suffisantes concernant la densité de la faune locale aux alentours des différents passages (Brennan et al., 2022). Par ailleurs, le suivi incomplet réalisé sur le passage d'Habay entre septembre et décembre 2025, ayant entraîné des pertes de données substantielles, nécessite également une certaine prudence dans l'interprétation des résultats obtenus pour ce passage.

Parmi l'ensemble des détections réalisées, les faux positifs dominent largement avec 35 451 détections, représentant 75,6 % des séquences enregistrées (*Tableau 6.1*). Malgré cette proportion importante, la faune sauvage cible constitue la deuxième catégorie la plus fréquemment détectée, ce qui témoigne d'une adéquation globale de la méthode de suivi mise en place.

Les résultats mettent également en évidence une utilisation effective des passages par la faune sauvage. Des événements indépendants ont été enregistrés sur l'ensemble des ouvrages étudiés, bien que leur fréquence varie fortement selon les sites (*Tableau 12*). Les taux de traversée observés sont globalement élevés, tandis que les refus demeurent relativement rares (*Tableau 13*). Le sanglier et le chevreuil constituent les espèces les plus fréquemment détectées, mais les passages sont également utilisés par plusieurs autres espèces, telles que le renard roux, les martres, le blaireau européen, le cerf élaphe ou encore le chat sauvage (*Tableau 11*). Ces observations suggèrent que les structures étudiées participent effectivement aux déplacements de la faune au sein des paysages fragmentés.

Des différences importantes de fréquentation faunistique ont été observées entre les passages étudiés. Les passages spécifiques de Couvin N, S et Habay présentent les fréquences d'utilisation les plus élevées (*Tableau 9*). Cette tendance rejoint les conclusions de Denneboom et al. (2021) qui rapportent une utilisation généralement plus importante des ouvrages exclusivement destinés à la faune. Toutefois, le type de passage n'a présenté aucun effet significatif dans les modèles statistiques réalisés, ni sur le nombre d'événements indépendants observés, ni sur la probabilité de traversée (*section 4.7*).

Parmi les passages mixtes, Tailles Nord présente la fréquentation faunistique la plus élevée tandis que Tailles Sud affiche l'une des plus faibles (*Tableau 9*). Cette différence pourrait être liée à leur proximité contrastée avec les zones urbanisées (*Tableau 1*). Ces observations rejoignent partiellement les résultats de Jurečka et al. (2024), qui mettent en évidence une diminution du nombre d'espèces observées à proximité des zones urbanisées. Cette hypothèse doit néanmoins être interprétée avec prudence, la distance à la zone urbanisée n'ayant pas été retenue dans les modèles statistiques.

Concernant les observations anthropiques, les véhicules sont les plus représentés, suivis par les piétons. Cette forte présence des véhicules est principalement liée au passage de Tailles Centre, traversé par une route particulièrement fréquentée. Tailles Sud, traversée par une route



forestière, présente également une activité véhiculaire relativement élevée (*Tableau 9*). L'activité anthropique apparaît globalement plus importante sur les passages mixtes, notamment à Bilstain et à Tailles. Bilstain, présentant deux chemins de randonnée, se distingue particulièrement par une fréquentation humaine considérable ainsi que par les fréquences les plus élevées d'animaux domestiques (*Tableau 9*). Plusieurs études suggèrent que les chiens et les chats peuvent influencer l'abondance, les déplacements et les comportements de certaines espèces sauvages (Loyd et al., 2013; Zapata-Ríos & Branch, 2016). Cette pression supplémentaire pourrait contribuer à expliquer la faible fréquence d'observation de la faune sauvage à Bilstain.

## **5.2. Faux positifs**

Plus de trois quarts des séquences enregistrées étaient constituées de faux positifs. Ce résultat met en évidence certaines limites liées à l'utilisation des pièges photographiques pour le suivi des passages à faune.

Une première explication pourrait être liée à la disposition des caméras, principalement adaptée au suivi de la grande faune, avec une hauteur de placement variant entre 0,6 et 2 m. Les petites espèces ou les individus se déplaçant rapidement sont davantage susceptibles de déclencher les caméras sans être correctement détectés dans le champ de vision (Glen et al., 2013; Jumeau et al., 2017; Meek et al., 2014). Cette hypothèse concorde avec nos résultats, les espèces de petite taille et certaines espèces rapides figurant parmi celles les plus fréquemment manquées par les dispositifs partiels (*Graphique 14 ; section 4.9.2*).

La végétation présente dans le champ de vision de certaines caméras pourrait également contribuer à expliquer ces taux élevés de faux positifs. Plusieurs dispositifs, notamment à Tailles et Bilstain, présentaient une végétation abondante susceptible d'être mise en mouvement par le vent. Celle-ci peut provoquer des déclenchements sans présence animale, mais également diminuer la visibilité et contribuer à certaines détections manquées (Glen et al., 2013). Les taux plus élevés de faux positifs relevés au printemps et en été (*graphique 4.2*) pourraient ainsi être liés à un développement plus rapide de la végétation durant ces saisons. Un dégagement limité de la végétation à proximité immédiate des caméras pourrait ainsi améliorer la visibilité et réduire les déclenchements inutiles (Jumeau et al., 2017), sans compromettre le rôle favorable de la couverture végétale sur l'attractivité des passages, mis en évidence dans cette étude.

Certains paramètres techniques et conditions météorologiques peuvent également conditionner les performances des pièges photographiques. Un délai de déclenchement réduit améliore notamment la détection des groupes (Mysłajek et al., 2020), tandis que le flash infrarouge limite le dérangement de la faune mais peut compliquer certaines identifications (Glen et al., 2013). Les précipitations et les fortes chaleurs peuvent également altérer les performances des dispositifs (Meek et al., 2014).

Certaines caractéristiques propres aux passages semblent également avoir influencé les analyses réalisées. Tailles Centre présente le taux de faux positifs le plus élevé de l'étude, avec plus de 90 % des séquences enregistrées. La présence de la route pourrait en partie expliquer ce résultat. Les véhicules circulant à vitesse élevée pourraient déclencher les caméras sans apparaître dans le champ de vision, contribuant ainsi à l'augmentation du taux de faux positifs observé sur ce passage.

Le deuxième taux de faux positifs le plus élevé a été enregistré à Couvin Nord (73,4 %). Une explication possible réside dans la disposition des caméras, placées face à face. Plusieurs séquences montrent uniquement l'éclairage produit par le flash de la caméra opposée. Les dispositifs pourraient ainsi s'être déclenchés mutuellement lors du passage d'un animal, augmentant artificiellement le nombre de faux positifs.

### **5.3. Utilisation des passages par les espèces**

Les ongulés (sanglier, chevreuil et cerf élaphe) constituent la majorité de la faune sauvage utilisant les passages étudiés, représentant 62,96 % de l'ensemble des événements indépendants observés (*Tableau 11*). Cette catégorie est largement dominée par le sanglier et le chevreuil. Cette forte représentation est cohérente avec la littérature scientifique, qui met régulièrement en évidence une utilisation importante des passages à faune supérieurs par les ongulés (Glista et al., 2009; Mysłajek et al., 2020).

Nos résultats sont également cohérents avec le contexte wallon, marqué par un développement majeur des populations d'ongulés au cours des dernières décennies (SPW, 2018). Par ailleurs, ces espèces figurent parmi les plus fréquemment impliquées dans les collisions routières. Lehaire et al. (2013) montrent notamment qu'en Wallonie, le sanglier

constitue l'espèce la plus souvent impliquée dans les collisions avec les véhicules, suivie du chevreuil. L'utilisation fréquente des passages par ces espèces souligne ainsi l'intérêt de ces structures pour améliorer la sécurité routière.

La prédominance du sanglier et du chevreuil dans nos résultats peut également s'expliquer par leurs caractéristiques écologiques. Le sanglier présente un comportement particulièrement exploratoire, tandis que le chevreuil possède une forte plasticité écologique lui permettant d'occuper une grande diversité de milieux, y compris des environnements fortement anthropisés (Dispan de Floran, 2025).

À l'inverse, les espèces de petite taille ont été relativement peu détectées. Cette observation doit toutefois être interprétée avec prudence, car elle peut refléter à la fois une utilisation moindre des passages et une détectabilité plus faible liée au protocole de suivi, les petites espèces étant davantage susceptibles d'échapper à la détection des pièges photographiques (Glen et al., 2013; Jumeau et al., 2017; Meek et al., 2014).

Par ailleurs, certaines espèces présentent des fréquences d'observation particulièrement faibles malgré leur présence connue en Wallonie, comme le blaireau, les martres ou le putois (SPW, 2018b). L'absence de données précises concernant les densités locales des populations limite toutefois les interprétations pouvant être tirées à ce sujet.

#### **5.4. Variation saisonnière de l'utilisation des passages**

Les analyses descriptives réalisées n'ont pas mis en évidence de tendance saisonnière marquée dans l'utilisation des passages à faune à partir des graphiques d'activité (*Graphique 8.1 et 8.2*). Toutefois, le modèle expliquant le nombre d'événements indépendants de faune montre un effet significatif négatif de la saison hivernale (*section 4.8*). Les passages semblent donc être globalement moins fréquentés en hiver que durant le reste de l'année.

Cette diminution de l'activité faunistique en hiver pourrait être liée à plusieurs facteurs. Les déplacements représentent un coût énergétique important pour les animaux, particulièrement durant cette saison où les dépenses métaboliques sont accrues (Neumann et al., 2010). Les individus peuvent alors limiter leurs déplacements afin de réduire leurs dépenses énergétiques. La disponibilité alimentaire, généralement plus faible en hiver, pourrait

également contribuer à cette diminution de l'activité (Stankowich, 2008). Enfin, les activités humaines terrestres semblent avoir des effets plus importants sur la faune en hiver qu'en été (Stankowich, 2008).

Plusieurs études ont mis en évidence des variations saisonnières dans l'utilisation des passages par la faune (Jurečka et al., 2024; Mata et al., 2005; Mysłajek et al., 2020), avec un maximum d'activité généralement enregistré au printemps et en été (Jurečka et al., 2024; Yanes et al., 1995). Cette tendance ne ressort toutefois pas clairement dans nos résultats, ce qui pourrait s'expliquer par le regroupement d'espèces présentant des comportements saisonniers différents.

Certaines tendances observées à l'échelle spécifique semblent néanmoins cohérentes avec la littérature. Le sanglier présente notamment une activité plus intense en automne (*Graphique 8.2*), ce qui rejoint les travaux de Lehaire et al. (2013), qui mettent en évidence une activité accrue durant la période de rut. Ces auteurs observent également un second pic d'activité au printemps, qui n'apparaît pas clairement dans nos résultats.

## **5.5. Activité anthropique**

Aucune des variables anthropiques incluses dans les modèles — à savoir les piétons, les cyclistes et les véhicules — n'a présenté d'effet significatif, ni sur le nombre d'évènements indépendants observés, ni sur la probabilité de traversée (*section 4.8*).

Ce résultat contraste avec de nombreuses études ayant mis en évidence des effets négatifs de l'activité humaine sur l'utilisation des passages à faune (Barrueto et al., 2014; Denneboom et al., 2021; Jurečka et al., 2024).

Une première explication pourrait être liée aux différences d'intensité de l'activité anthropique observées entre les passages étudiés. Dans l'ensemble, la pression anthropique relevée reste relativement faible sur plusieurs des ouvrages suivis. Selon Clevenger & Waltho (2005), l'absence d'effet significatif de l'activité humaine sur l'utilisation des passages est souvent observée dans les contextes où la fréquentation anthropique reste limitée. Barrueto et al. (2014) soulignent également que la réponse de la faune dépend fortement de l'intensité de cette pression. Lorsque celle-ci demeure faible, son influence sur l'utilisation des structures de

franchissement peut être réduite ou difficilement détectable. À l'inverse, une fréquentation humaine intense tend généralement à diminuer le nombre de traversées réalisées par la faune (Barrueto et al., 2014).

Une seconde explication pourrait être liée à la capacité d'adaptation de certaines espèces aux perturbations anthropiques. Plusieurs études montrent que les populations vivant à proximité d'infrastructures ou de zones fréquentées peuvent développer une plus grande tolérance à la présence humaine (Samia et al., 2015; Stankowich, 2008). Cette tolérance semble toutefois dépendre du type de perturbation considéré, certaines espèces étant davantage affectées par les activités non motorisées que par les véhicules (Barrueto et al., 2014; Larson et al., 2016). Nos résultats ne permettent cependant pas de confirmer cette hypothèse, aucun effet significatif n'a été détecté pour les piétons ou les cyclistes.

Une autre forme d'adaptation fréquemment observée chez la faune consiste à modifier ses périodes d'activité afin de limiter les interactions avec l'homme. De nombreuses études mettent en évidence que les mammifères deviennent davantage nocturnes lorsqu'ils sont soumis à des perturbations anthropiques régulières (Barrueto et al., 2014; Gaynor et al., 2018; Mysłajek et al., 2020). Les résultats présentés ici semblent cohérents avec cette hypothèse. Le *graphique 7.2* met en évidence une activité des piétons, des cyclistes et des véhicules principalement diurnes, avec des pics enregistrés entre 8 h et 18 h. À l'inverse, l'activité de la faune sauvage est majoritairement nocturne, avec des pics observés entre 20 h et 4 h du matin (*Graphique 7.1*). Cette tendance apparaît également à l'échelle des passages étudiés. Bien que certaines variations existent entre ouvrages, les passages mixtes comme spécifiques présentent tous une utilisation principalement nocturne (*Graphique 7.3*). Ce décalage temporel pourrait contribuer à expliquer l'absence d'effet significatif des activités humaines dans les modèles. Une utilisation différenciée des passages selon les périodes de la journée pourrait permettre à la faune de limiter les interactions avec l'homme tout en continuant d'utiliser les structures.

Enfin, plusieurs auteurs soulignent que la réponse aux activités humaines varie fortement selon les espèces. Certaines, comme le renard ou le raton laveur, apparaissent relativement tolérantes à une utilisation simultanée des passages par l'homme et la faune, tandis que d'autres présentent une diminution du nombre de traversées lorsque l'activité anthropique augmente (Bhardwaj et al., 2020; Grilo et al., 2008; Mata et al., 2005; Warnock-Juteau et al.,

2022). Cette variabilité interspécifique peut également contribuer à atténuer les tendances observées à l'échelle de l'ensemble de la communauté.

## **5.6. Traversées et refus**

Le pourcentage de traversées certaines détecté dans cette étude est relativement faible (4,12 %). Ce résultat s'explique principalement par la définition méthodologique particulièrement stricte de cette catégorie, qui nécessitait la détection d'un même individu par les caméras placées aux deux entrées du passage. Une partie importante des traversées réalisées par la faune a donc probablement été classée dans d'autres catégories de franchissement.

À l'inverse, le taux de refus apparaît globalement faible, aussi bien à l'échelle des passages qu'à celle des espèces. Ces résultats indiquent que lorsque les animaux s'engagent dans un passage à faune, ils poursuivent généralement leur déplacement jusqu'au franchissement de l'infrastructure. Cette observation est cohérente avec la littérature scientifique, qui met généralement en évidence de fortes proportions de traversées sur les passages supérieurs (Denneboom et al., 2021; Mysłajek et al., 2020). De plus, les taux de traversées et de refus apparaissent relativement similaires entre les différentes espèces étudiées, suggérant une bonne acceptation générale des structures par les principaux groupes d'espèces observés. Ces comparaisons doivent toutefois être interprétées avec prudence pour les espèces ou passages présentant un faible nombre d'observations, notamment Tailles Centre, où peu de traversées ont été enregistrées.

La comparaison entre les fréquences standardisées de refus (*Graphique 9.2*) et les taux de refus (*Graphique 9.1*) met en évidence certaines différences entre passages. Par exemple, Tailles Sud présente relativement peu de refus en valeur absolue, mais le taux de refus le plus élevé de l'étude. Cette différence s'explique par le faible nombre de traversées observées sur ce passage. Dans ce contexte, les taux de refus apparaissent plus informatifs que les fréquences standardisées pour comparer l'efficacité relative des passages, celles-ci restant influencées par les différences d'abondance locale de la faune.

## **5.7. Facteurs influençant la probabilité de traversée**

Les résultats suggèrent que le trafic routier constitue le principal facteur associé à la réussite des traversées dans les passages étudiés. Le modèle de la *section 4.7.2* met en évidence un effet significatif négatif du trafic moyen de l'ILT sur la probabilité de traversée.

L'augmentation du trafic semble ainsi réduire la probabilité qu'une tentative de franchissement aboutisse à une traversée réussie. La représentation des valeurs observées par passage montre toutefois une certaine variabilité autour de cette relation. Ainsi, certains passages présentant des niveaux de trafic relativement similaires affichent des probabilités de traversée contrastées. Cette variabilité suggère que d'autres caractéristiques propres aux ouvrages ou à leur environnement peuvent également influencer les comportements de traversée de la faune (*Graphique 10*).

Cette tendance est également cohérente avec les observations réalisées à Tailles Centre, qui combine l'activité véhiculaire sur le passage la plus élevée et la plus faible fréquentation faunistique observée (*Graphique 3, 5 et tableau 14*). Cette observation doit toutefois être interprétée avec prudence en raison du faible nombre d'événements de faune enregistrés pour ce passage.

Ce résultat rejoint la littérature scientifique, qui met généralement en évidence un effet négatif du trafic routier sur les déplacements de la faune et l'utilisation des passages à faune (Clevenger & Waltho, 2000, 2005; Glista et al., 2009). Le bruit généré par le trafic est souvent identifié comme l'un des principaux mécanismes expliquant cette diminution d'utilisation (Barrueto et al., 2014). Ces résultats soulignent l'intérêt de limiter les nuisances associées au trafic routier afin d'améliorer les conditions de franchissement pour la faune.

À l'inverse, aucun effet significatif du rapport d'ouverture n'a été détecté dans les modèles retenus. Ce résultat rejoint certaines études qui n'ont pas mis en évidence de relation claire entre le rapport d'ouverture d'un passage et son utilisation par la faune (Mysłajek et al., 2020). Toutefois, la littérature scientifique met généralement en avant une efficacité accrue des passages plus larges, plusieurs auteurs identifiant le rapport d'ouverture comme un facteur influençant leur utilisation (Brennan et al., 2022; Clevenger & Waltho, 2005; Martinig & Bélanger-Smith, 2016). Certaines observations descriptives semblent aller dans le même sens. Le passage de Couvin Sud, qui présente le rapport d'ouverture le plus élevé, est également celui qui affiche la plus forte fréquentation faunistique (*Tableau 12*). Toutefois, cette tendance

n'apparaît pas de manière significative dans les modèles statistiques. La réponse aux caractéristiques structurelles des passages varie fortement selon les espèces (Brennan et al., 2022; Clevenger & Waltho, 2005; Martinig & Bélanger-Smith, 2016; Young et al., 2023). Cette variabilité interspécifique pourrait contribuer à atténuer les tendances à l'échelle de l'ensemble de la communauté étudiée.

Enfin, bien que certaines tendances aient été mises en évidence dans des modèles alternatifs, la couverture végétale n'a pas été retenue dans le modèle final expliquant la probabilité de traversée. Son influence sur la décision finale de franchissement n'a donc pas été clairement mise en évidence dans le cadre de cette étude. Cette absence d'effet sera discutée plus en détail dans la section suivante consacrée aux facteurs influençant la fréquentation générale des passages.

## **5.8. Facteurs influençant l'utilisation générale des passages**

Le modèle expliquant le nombre d'événements indépendants enregistrés met en évidence un effet positif significatif de la couverture végétale sur l'utilisation des passages à faune. Cette relation apparaît également dans les données observées, les passages les plus végétalisés présentant généralement les fréquences d'utilisation les plus élevées (*Tableau 12 ; Graphique 11.2*), bien que certaines différences subsistent entre passages présentant des couvertures comparables. Cela indique que d'autres facteurs peuvent également influencer leur utilisation.

En revanche, aucun effet significatif n'a été détecté pour le rapport d'ouverture, le trafic moyen ou le type de passage (spécifique ou mixte) (*section 4.7.3*).

Ce résultat suggère que les passages présentant une couverture végétale plus abondante sont davantage utilisés par la faune. Cette observation rejoint de nombreux travaux identifiant la végétation comme un facteur clé de l'attractivité des passages à faune (Ree et al., 2007; Yanes et al., 1995; Young et al., 2023). La végétation peut favoriser l'utilisation des passages en offrant un environnement plus favorable et un sentiment de protection à la faune (Denneboom et al., 2021; Ree et al., 2007; Soanes et al., 2024).

Plusieurs études soulignent cependant que l'effet de la végétation varie selon les espèces, le type de passage et sa localisation au sein de la structure (Clevenger & Waltho, 2005;



Denneboom et al., 2021). Chez certaines espèces, notamment plusieurs ongulés, un environnement plus ouvert peut être préféré en raison d'une meilleure visibilité, tandis que la végétation peut favoriser d'autres groupes d'espèces. Ces observations soulignent la complexité des interactions entre les caractéristiques des passages et leur utilisation par la faune (Denneboom et al., 2021).

Les analyses réalisées mettent ainsi en évidence une distinction intéressante entre les facteurs influençant la fréquentation générale des passages et ceux associés au succès des traversées. Alors que la couverture végétale apparaît comme le principal facteur favorisant l'utilisation des structures, le trafic routier constitue le seul facteur présentant un effet significatif sur la probabilité de traversée. Ces résultats suggèrent que certains éléments favorisent avant tout l'attractivité des passages, tandis que d'autres affectent davantage la décision finale de franchir l'infrastructure.

### **5.9. Effet du dispositif caméra**

Les résultats mettent en évidence un effet du dispositif caméra sur le nombre de détections et d'évènements enregistrés. De manière générale, les caméras placées uniquement aux entrées enregistrent davantage de détections et d'évènements indépendants que les caméras centrales seules, tandis qu'un dispositif complet limite les pertes d'information.

Cette différence pourrait s'expliquer en partie par le fait que les caméras situées aux extrémités enregistrent non seulement les traversées, mais également de nombreux comportements réalisés aux abords des structures, tels que l'alimentation, l'exploration ou les refus de traversée. À l'inverse, les caméras centrales détectent principalement les individus qui s'engagent réellement dans le passage. Les conditions de visibilité peuvent aussi influencer les performances de détection, une végétation dense étant susceptible de réduire la visibilité des individus (Moll et al., 2020). Dans ce contexte, l'utilisation complémentaire de bandes de sable pourrait permettre de détecter certains évènements échappant aux caméras et ainsi améliorer la détectabilité globale du dispositif (Gužvica et al., 2014).

Ces résultats suggèrent qu'un suivi reposant uniquement sur les caméras centrales risque de sous-estimer l'utilisation réelle des passages par certaines espèces. Le cas d'Habay semble toutefois faire exception (*Graphique 12 et 13*), bien que ces résultats doivent être interprétés

avec prudence en raison du suivi incomplet réalisé entre septembre et décembre 2025 (*Figure 5*).

La plus faible perte de richesse spécifique observée pour le dispositif partiel central de Couvin Nord (*Graphique 14*) pourrait s'expliquer par le positionnement des caméras face à face, suggérant une certaine compensation lorsqu'une espèce échappe à la détection d'une des deux caméras (Mysłajek et al., 2020). Cette observation rejoint les recommandations de la littérature, qui préconise l'utilisation de plusieurs positions de suivi ainsi que de caméras orientées dans des directions opposées afin d'améliorer les performances de détection (Glen et al., 2013; Pease et al., 2016).

## 6. LIMITES ET PERSPECTIVES

Plusieurs limites de ce travail ont déjà été discutées au sein de la discussion. Les résultats doivent notamment être interprétés avec prudence en raison du nombre limité de passages étudiés ( $n = 7$ ), de l'absence d'informations sur l'abondance locale des populations aux alentours des sites, ainsi que d'un suivi incomplet réalisé à Habay. Ces éléments limitent le pouvoir inférentiel de cette étude. L'interprétation des résultats est également contrainte par le faible nombre de détections disponibles pour certaines espèces ou certains passages, notamment à Tailles Centre. Par ailleurs, les différences interspécifiques et les interactions entre les caractéristiques des passages peuvent atténuer certaines tendances et contribuer à la non-significativité de certains facteurs dans les modèles statistiques.

Une autre limite concerne les performances des pièges photographiques. Comme le soulignent Jumeau et al. (2017) et Hsing et al. (2018), les données récoltées par ces dispositifs restent soumises à des erreurs de détection et d'identification. Malgré les précautions méthodologiques mises en œuvre, les données obtenues ne reflètent donc probablement qu'une partie des déplacements réellement effectués par la faune.

Enfin, bien que le suivi couvre une année complète et permette d'intégrer les variations saisonnières, des suivis pluriannuels sont parfois recommandés afin de limiter l'influence d'effets transitoires (Clevenger et al., 2003 ; van der Grift et al., 2012, cités dans Jumeau, 2017). De plus, ce travail s'est principalement concentré sur l'utilisation des passages à partir

des événements indépendants et n'a pas permis d'analyser les variations saisonnières de la composition spécifique des communautés utilisant ces structures.

Plusieurs pistes pourraient compléter les analyses réalisées. La prise en compte de l'abondance locale de la faune permettrait notamment d'évaluer plus précisément l'efficacité des passages à faune. L'intégration d'un plus grand nombre de passages offrirait également la possibilité d'analyser plus finement l'influence des activités humaines sur les déplacements de la faune sauvage. Une analyse complémentaire pourrait également évaluer l'effet d'une variable globale d'activité humaine regroupant les piétons et les cyclistes. Dans cette étude, ces deux catégories ont été considérées séparément, car elles peuvent représenter des formes de perturbations différentes pour la faune. Par ailleurs, l'ajout d'une variable supplémentaire aurait entraîné une redondance et augmenté le risque de surajustement, compte tenu du nombre limité de passages étudiés. De plus, une analyse statistique de l'effet de l'activité anthropique indirecte, c'est-à-dire celle liée aux animaux domestiques, sur la fréquence d'utilisation des passages par la faune sauvage constituerait une piste de recherche complémentaire intéressante. Elle permettrait notamment de vérifier les hypothèses formulées dans ce travail à partir des analyses descriptives et de la littérature. Enfin, des analyses multivariées de la composition spécifique pourraient compléter les modèles présentés ici afin d'explorer de manière approfondie les différences interspécifiques, ainsi que les interactions potentielles entre les caractéristiques des passages et leur utilisation par les différentes espèces.

## 7. CONCLUSION

En conclusion, ce travail montre que tous les passages étudiés sont utilisés par la faune sauvage, le sanglier (*Sus scrofa*) et le chevreuil (*Capreolus capreolus*) étant les espèces les plus fréquemment détectées. Les taux de traversée observés sont relativement élevés pour l'ensemble des espèces.

Le principal résultat de cette étude est la mise en évidence d'un effet négatif du trafic routier sur la probabilité de traversée des passages à faune. Les résultats montrent qu'une augmentation du trafic est associée à un risque accru de refus de traversée par la faune. L'étude met également en évidence une relation positive entre la couverture végétale et l'utilisation des passages par la faune. Ces résultats suggèrent que les facteurs favorisant

l'attractivité d'un passage ne sont pas nécessairement les mêmes que ceux qui conditionnent son franchissement : alors que la couverture végétale influence principalement la fréquentation générale des passages, le trafic routier affecte davantage la probabilité de traversée.

Aucun effet significatif de l'activité anthropique n'a été mis en évidence sur le nombre d'évènements indépendants observés ou sur la probabilité de traversée de la faune sauvage. Cependant, les analyses descriptives montrent un décalage horaire entre l'activité humaine et celle de la faune. Les passages les plus fréquentés par les humains ne sont ainsi pas nécessairement moins efficaces pour la faune, mais peuvent faire l'objet d'une utilisation différente et décalée dans le temps.

Cette étude montre que les dispositifs de suivi partiels, en particulier ceux reposant uniquement sur une caméra centrale, entraînent une perte d'informations concernant les détections brutes, les évènements indépendants et, dans une moindre mesure, la richesse spécifique observée. Les données manquantes concernent principalement les espèces de petite taille et celles se déplaçant rapidement. Les résultats soulignent ainsi l'intérêt d'utiliser au minimum trois caméras, avec une à chaque entrée et une au centre du passage. L'installation de deux caméras orientées dans des directions opposées à chaque entrée et au centre du passage apparaît également pertinente pour augmenter les taux de détection et limiter les pertes d'information (Glen et al., 2013; Pease et al., 2016).

La présente étude apporte ainsi des éléments en faveur du maintien ou du développement d'une couverture végétale sur les passages à faune. Cette recommandation rejoint les conclusions de plusieurs travaux ayant montré qu'une végétalisation adaptée peut favoriser les déplacements de la faune et améliorer l'efficacité des ouvrages (Bekker & Iuell, 2003; Denneboom et al., 2021; Soanes et al., 2024). Les résultats de cette étude suggèrent toutefois que cette couverture végétale favorise principalement l'utilisation générale des passages, sans effet significatif détecté sur la probabilité de traversée. Enfin, les résultats mettent en évidence l'importance de limiter les nuisances associées au trafic routier afin d'améliorer les conditions de franchissement pour la faune.

Plus largement, cette étude confirme l'intérêt des passages à faune supérieurs comme outils de maintien et de restauration de la connectivité écologique dans les paysages fragmentés. Dans

un contexte où les infrastructures de transport représentent une pression importante sur la biodiversité, la compréhension des facteurs influençant l'utilisation de ces ouvrages apparaît essentielle afin d'optimiser leur conception, leur gestion et leur suivi.

## **8. Utilisation d'outils d'Intelligence Artificielle**

Le code développé au sein de l'environnement RStudio (version 2023.12.1+402) a été élaboré avec l'assistance de l'outil d'intelligence artificielle ChatGPT (OpenAI), puis vérifié et adapté. L'outil ChatGPT (OpenAI) a également été utilisé pour la vérification orthographique et grammaticale ainsi que pour la génération de certaines illustrations graphiques. Toute contribution de l'intelligence artificielle a été explicitement mentionnée dans le texte.

## **9. Contributions**

Un premier suivi des passages à faune supérieurs a été réalisé dans le cadre d'un précédent mémoire (Duchateau & Tech, 2025). Celui-ci a permis de générer une partie des mesures et des données utilisées dans le cadre du présent travail. La base de données constituée a été complétée afin de réaliser un suivi sur une année complète.

## **10. Remerciements**

Je tiens à remercier mon encadrant, Axel Bourdouxhe, pour l'opportunité qu'il m'a offerte de réaliser ce travail ainsi que pour son suivi tout au long de ce mémoire. Je remercie également mon promoteur, Marc Dufrêne, pour sa relecture attentive et sa vérification finale de ce mémoire. Je remercie mes amis pour leur soutien et leur présence, qui m'ont permis de prendre du recul tout au long de ce travail. Enfin, j'aimerais remercier ma famille, avec une pensée particulière pour mes grands-parents, dont l'intérêt constant pour mon travail et mon parcours a contribué à mon évolution personnelle et académique.

## **11. BIBLIOGRAPHIE**

Style bibliographique : American Psychological Association (APA), 7<sup>e</sup> édition.

Ascensão, F., Grilo, C., LaPoint, S., Tracey, J., Clevenger, A. P., & Santos-Reis, M. (2014). Inter-Individual Variability of Stone Marten Behavioral Responses to a Highway. *PLOS ONE*, 9(7), e103544. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103544>

- Barrueto, M., Ford, A. T., & Clevenger, A. P. (2014). Anthropogenic effects on activity patterns of wildlife at crossing structures. *Ecosphere*, 5(3), 1-19.  
<https://doi.org/10.1890/ES13-00382.1>
- Bekker, H., & Iuell, B. (2003). *Habitat fragmentation due to infrastructure*.  
<https://escholarship.org/uc/item/9693w540>
- Bhardwaj, M., Olsson, M., & Seiler, A. (2020). Ungulate use of non-wildlife underpasses. *Journal of Environmental Management*, 273, 111095.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111095>
- Botting, I., Ascensão, F., Navarro, L. M., Paniw, M., Tablado, Z., Román, J., Revilla, E., & D'Amico, M. (2025). The road to success and the fences to be crossed : Considering multiple infrastructure in landscape connectivity modelling. *Wildlife Biology*, 2025(3), e01187. <https://doi.org/10.1002/wlb3.01187>
- Brennan, L., Chow, E., & Lamb, C. (2022). Wildlife overpass structure size, distribution, effectiveness, and adherence to expert design recommendations. *PeerJ*, 10, e14371.  
<https://doi.org/10.7717/peerj.14371>
- Bruinderink, G. W. T. A. G., & Hazebroek, E. (1996). Ungulate Traffic Collisions in Europe. *Conservation Biology*, 10(4), 1059-1067.
- Ceia-Hasse, A., Navarro, L. M., Borda-de-Água, L., & Pereira, H. M. (2018). Population persistence in landscapes fragmented by roads : Disentangling isolation, mortality, and the effect of dispersal. *Ecological Modelling*, 375, 45-53.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.01.021>
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J. D. C., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., López-Bao, J. V., Adamec, M., Álvares, F., Anders, O., Balčiauskas, L., Balys, V., Bedő, P., Bego, F., Blanco, J. C., Breitenmoser, U., Brøseth, H., Bufka, L., Bunikyte, R., ... Boitani, L. (2014). Recovery of large carnivores in Europe's modern human-

- dominated landscapes. *Science*, 346(6216), 1517-1519.  
<https://doi.org/10.1126/science.1257553>
- Clevenger, A. P. (2005). Conservation Value of Wildlife Crossings : Measures of Performance and Research Directions. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 14(2), 124-129. <https://doi.org/10.14512/gaia.14.2.12>
- Clevenger, A. P., & Waltho, N. (2000). *Factors Influencing the Effectiveness of Wildlife Underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada*. 14, 47-56.
- Clevenger, A. P., & Waltho, N. (2005). Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, 121(3), 453-464. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.04.025>
- Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology : A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15(5), 396-406.  
<https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006>
- Commissariat général au développement durable (CGDD). (2016). *DATALAB transport : Les infrastructures linéaires de transport : Évolutions depuis 25 ans*. Service de l'observation et des statistiques (SOeS), Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer (MEEM).
- Corlatti, L., Hackländer, K., & Frey-Roos, F. (2009). Ability of Wildlife Overpasses to Provide Connectivity and Prevent Genetic Isolation. *Conservation Biology*, 23(3), 548-556.
- Denneboom, D., Bar-Massada, A., & Shwartz, A. (2021). Factors affecting usage of crossing structures by wildlife – A systematic review and meta-analysis. *Science of The Total Environment*, 777, 146061. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146061>
- Dispan de Floran, L. (2025). *Impact des infrastructures linéaires de transport sur la connectivité écologique pour les mammifères terrestres par une approche*

- fonctionnelle* [Theses, Université de Reims Champagne-Ardenne].  
<https://hal.science/tel-05297770>
- Duchateau, M., & Université de Liège, À. F. (2025). *Suivi des passages à faune supérieurs en Wallonie : Test de protocoles et analyse de leur utilisation par la faune*. [Master II, ULiège]. <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/24244>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487-515.
- Fahrig, L. (2017). Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(Volume 48, 2017), 1-23.  
<https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Gaston, K. J., & Holt, L. A. (2018). Nature, extent and ecological implications of night-time light from road vehicles. *Journal of Applied Ecology*, 55(5), 2296-2307.  
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13157>
- Gaynor, K. M., Hojnowski, C. E., Carter, N. H., & Brashares, J. S. (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, 360(6394), 1232-1235.  
<https://doi.org/10.1126/science.aar7121>
- Geneletti, D. (2003). Biodiversity Impact Assessment of roads : An approach based on ecosystem rarity. *Environmental Impact Assessment Review*, 23(3), 343-365.  
[https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(02\)00099-9](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(02)00099-9)
- Glen, A. S., Cockburn, S., Nichols, M., Ekanayake, J., & Warburton, B. (2013). Optimising Camera Traps for Monitoring Small Mammals. *PLOS ONE*, 8(6), e67940.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067940>
- Glista, D. J., DeVault, T. L., & DeWoody, J. A. (2009). A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning*, 91(1), 1-7.  
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.001>



- Grilo, C., Bissonette, J. A., & Santos-Reis, M. (2008). Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses : Implications for road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation*, 17(7), 1685-1699. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9374-8>
- Gužvica, G., Bošnjak, I., Bielen, A., Babić, D., Radanović-Gužvica, B., & Šver, L. (2014). Comparative Analysis of Three Different Methods for Monitoring the Use of Green Bridges by Wildlife. *PLOS ONE*, 9(8), e106194. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0106194>
- Hardy, A., Clevenger, A. P., Huijser, M., & Neale, G. (2003). *An overview of methods and approaches for evaluating the effectiveness of wildlife crossing structures : Emphasizing the science in applied science*. <https://escholarship.org/uc/item/8gj3x1dc>
- Holderegger, R., & Di Giulio, M. (2010). The genetic effects of roads : A review of empirical evidence. *Basic and Applied Ecology*, 11(6), 522-531. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.06.006>
- Hsing, P.-Y., Bradley, S., Kent, V. T., Hill, R. A., Smith, G. C., Whittingham, M. J., Cokill, J., Crawley, D., Volunteers, M., & Stephens, P. A. (2018). Economical crowdsourcing for camera trap image classification. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4(4), 361-374. <https://doi.org/10.1002/rse2.84>
- Huijser, M., Duffield, J., Clevenger, A., Ament, R., & McGowen, P. (2009). Ecology and Society : Cost–Benefit Analyses of Mitigation Measures Aimed at Reducing Collisions with Large Ungulates in the United States and Canada: a Decision Support Tool. *Ecology and Society*, 14(2). <https://doi.org/10.5751/ES-03000-140215>
- Huijser, M. P., Ament, R. J., Bell, M., Clevenger, A. P., Fairbank, E. R., Gunson, K. E., & McGuire, T. (2021). *Animal Vehicle Collision Reduction and Habitat Connectivity Pooled Fund Study – Literature Review* (701-18-803 TO 1 Part 1). Article 701-18-803 TO 1 Part 1. <https://trid.trb.org/View/2122527>

- Ibisch, P. L., Hoffmann, M. T., Kreft, S., Pe'er, G., Kati, V., Biber-Freudenberger, L., DellaSala, D. A., Vale, M. M., Hobson, P. R., & Selva, N. (2016). A global map of roadless areas and their conservation status. *Science*, 354(6318), 1423-1427.  
<https://doi.org/10.1126/science.aaf7166>
- IENE. (2026). 5.5.3. *Multiuse overpasses*. Biodiversity & Infrastructure Handbook.  
<https://www.biodiversityinfrastructure.org/handbook/5-solutions/5-5-wildlife-passages/5-5-3-multiuse-overpasses/>
- Iglesias, C., Mata, C., & Malo, J. E. (2012). The Influence of Traffic Noise on Vertebrate Road Crossing Through Underpasses. *AMBIO*, 41(2), 193-201.  
<https://doi.org/10.1007/s13280-011-0145-5>
- IPBES. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES.
- IWEPS. (2025). *Densité des infrastructures de transport en Wallonie*. Iweps.  
<https://www.iweps.be/indicateur-statistique/densite-infrastructures-de-transport/>
- Jaeger, J. A. G., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B., & von Toschanowitz, K. T. (2005). Predicting when animal populations are at risk from roads : An interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185(2), 329-348.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.12.015>
- Jaeger, J. A. G., & Fahrig, L. (2004). Effects of Road Fencing on Population Persistence. *Conservation Biology*, 18(6), 1651-1657.
- Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D. E., Coscieme, L., Golden, A. S., Guerra, C. A., Jacob, U., Takahashi, Y., Settele, J., Díaz, S., Molnár, Z., & Purvis, A. (2022). The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*, 8(45), eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>

- Jumeau, J. (2017). *Les possibilités de dispersion et éléments d'habitat-refuge dans un paysage d'agriculture intensive fragmenté par un réseau routier dense : Le cas de la petite faune dans la plaine du Bas-Rhin* (Numéro 2017STRAJ120) [Theses, Université de Strasbourg]. <https://theses.hal.science/tel-01768001>
- Jumeau, J., Petrod, L., & Handrich, Y. (2017). A comparison of camera trap and permanent recording video camera efficiency in wildlife underpasses. *Ecology and Evolution*, 7(18), 7399-7407. <https://doi.org/10.1002/ece3.3149>
- Jurečka, M., Andrášik, R., Čermák, P., Danzinger, F., Plutzar, C., Grillmayer, R., Mikita, T., & Bartonička, T. (2024). Influence of land use intensity on ecological corridors and wildlife crossings' effectiveness : Comparison of 2 pilot areas in Austria. *Nature Conservation*, 57, 143-171. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.57.117154>
- Keim, J. L., Lele, S. R., DeWitt, P. D., Fitzpatrick, J. J., & Jenni, N. S. (2019). Estimating the intensity of use by interacting predators and prey using camera traps. *Journal of Animal Ecology*, 88(5), 690-701. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12960>
- Larson, C. L., Reed, S. E., Merenlender, A. M., & Crooks, K. R. (2016). Effects of Recreation on Animals Revealed as Widespread through a Global Systematic Review. *PLOS ONE*, 11(12), e0167259. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167259>
- Lehaire, F., Morelle, K., & Lejeune, P. (2013). Collisions entre véhicules et animaux en liberté : État des lieux à partir d'une enquête au sein de la police. *Forêt Wallonne*, 122. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/143751>
- Lesbarrères, D., & Fahrig, L. (2012). Measures to reduce population fragmentation by roads : What has worked and how do we know? *Trends in Ecology & Evolution*, 27(7), 374-380. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.01.015>
- Lesbarrères, D., Pagano, A., & Lodé, T. (2003). Inbreeding and road effect zone in a Ranidae : The case of Agile frog, *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840. *Comptes Rendus Biologies*, 326, 68-72. [https://doi.org/10.1016/S1631-0691\(03\)00040-4](https://doi.org/10.1016/S1631-0691(03)00040-4)

- Lesbarrères, D., Primmer, C. R., Lodé, T., & Merilä, J. (2006). The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations. *Ecoscience*, 13(4), 531-538. [https://doi.org/10.2980/1195-6860\(2006\)13\[531:TEOYOH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2980/1195-6860(2006)13[531:TEOYOH]2.0.CO;2)
- Life lynx. (2017, décembre 14). *Lynx Populations*. <https://www.lifelynx.eu/populations/>
- Littlefield, C. E., Suraci, J. P., Kintsch, J., Callahan, R., Cramer, P., Cross, M. S., Dickson, B. G., Duncan, L. A., Fisher, J. R., Freeman, P. T., Seidler, R., Wearn, A., Andrews, K. M., Brocki, M., Dodd, N., Gagnon, J., Johnson, A., Krosby, M., Skroch, M., & Sutherland, R. (2025). Evaluating and elevating the role of wildlife road crossings in climate adaptation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 23(1), e2816. <https://doi.org/10.1002/fee.2816>
- Loyd, K. A. T., Hernandez, S. M., Carroll, J. P., Abernathy, K. J., & Marshall, G. J. (2013). Quantifying free-roaming domestic cat predation using animal-borne video cameras. *Biological Conservation*, 160, 183-189. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.01.008>
- Martinig, A. R., & Bélanger-Smith, K. (2016). Factors influencing the discovery and use of wildlife passages for small fauna. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), 825-836. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12616>
- Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Suárez, F., & Malo, J. E. (2005). Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation*, 124(3), 397-405. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.044>
- Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Suárez, F., & Malo, J. E. (2008). Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management*, 88(3), 407-415. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.014>
- Mateus, A. R. A., Grilo, C., & Santos-Reis, M. (2011). Surveying drainage culvert use by carnivores : Sampling design and cost-benefit analyzes of track-pads vs. video-surveillance methods. *Environmental Monitoring and Assessment*, 181(1), 101-109. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1816-6>

- Meek, P. D., Ballard, G., Claridge, A., Kays, R., Moseby, K., O'Brien, T., O'Connell, A., Sanderson, J., Swann, D. E., Tobler, M., & Townsend, S. (2014). Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. *Biodiversity and Conservation*, 23(9), 2321-2343. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0712-8>
- Meijer, J. R., Huijbregts, M. A. J., Schotten, K. C. G. J., & Schipper, A. M. (2018). Global patterns of current and future road infrastructure. *Environmental Research Letters*, 13(6), 064006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabd42>
- Moll, R. J., Ortiz-Calo, W., Cepek, J. D., Lorch, P. D., Dennis, P. M., Robison, T., & Montgomery, R. A. (2020). The effect of camera-trap viewshed obstruction on wildlife detection : Implications for inference. *Wildlife Research*, 47(2), 158-165. <https://doi.org/10.1071/WR19004>
- Morelle, K., Lehaire, F., & Lejeune, P. (2013). Spatio-temporal patterns of wildlife-vehicle collisions in a region with a high-density road network. *Nature Conservation*, 5, 53-73. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.5.4634>
- Mysłajek, R. W., Olkowska, E., Wronka-Tomulewicz, M., & Nowak, S. (2020). Mammal use of wildlife crossing structures along a new motorway in an area recently recolonized by wolves. *European Journal of Wildlife Research*, 66(5), 79. <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01412-y>
- Neumann, W., Ericsson, G., & Dettki, H. (2010). Does off-trail backcountry skiing disturb moose? *European Journal of Wildlife Research*, 56(4), 513-518. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0340-x>
- Pease, B. S., Nielsen, C. K., & Holzmüller, E. J. (2016). Single-Camera Trap Survey Designs Miss Detections : Impacts on Estimates of Occupancy and Community Metrics. *PLOS ONE*, 11(11), e0166689. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166689>

- Ree, R. van der, Gulle, N., Holland, K., Grift, E. van der, Mata, C., & Suarez, F. (2007). *Overcoming the Barrier Effect of Roads-How Effective Are Mitigation Strategies?* <https://escholarship.org/uc/item/66j8095x>
- Rytwinski, T., Soanes, K., Jaeger, J. A. G., Fahrig, L., Findlay, C. S., Houlahan, J., Ree, R. van der, & Grift, E. A. van der. (2016). How Effective Is Road Mitigation at Reducing Road-Kill? A Meta-Analysis. *PLOS ONE*, *11*(11), e0166941. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166941>
- Samia, D. S. M., Nakagawa, S., Nomura, F., Rangel, T. F., & Blumstein, D. T. (2015). Increased tolerance to humans among disturbed wildlife. *Nature Communications*, *6*(1), 8877. <https://doi.org/10.1038/ncomms9877>
- Seidler, R. G., Green, D. S., & Beckmann, J. P. (2018). Highways, crossing structures and risk : Behaviors of Greater Yellowstone pronghorn elucidate efficacy of road mitigation. *Global Ecology and Conservation*, *15*, e00416. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00416>
- Skroch, M. (2026, février 27). *Wildlife Crossings Save Lives, Cut Costs, and Protect Animals*. <https://pewtrsts.org/4k2RTQO>
- Soanes, K., Lobo, M. C., Vesk, P. A., McCarthy, M. A., Moore, J. L., & van der Ree, R. (2013). Movement re-established but not restored : Inferring the effectiveness of road-crossing mitigation for a gliding mammal by monitoring use. *Biological Conservation*, *159*, 434-441. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.016>
- Soanes, K., Rytwinski, T., Fahrig, L., Huijser, M. P., Jaeger, J. A. G., Teixeira, F. Z., van der Ree, R., & van der Grift, E. A. (2024). Do wildlife crossing structures mitigate the barrier effect of roads on animal movement? A global assessment. *Journal of Applied Ecology*, *61*(3), 417-430. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14582>
- SPW. (2018, janvier 9). *Évolution des populations d'ongulés sauvages—État de l'environnement wallon*. Etat de l'environnement wallon. <https://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/FFH 10.html>

- SPW. (2018b, janvier 9). *État des populations de mammifères non volants—État de l'environnement wallon*. Etat de l'environnement wallon.  
[https://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/FFH Focus 4.html](https://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/FFH_Focus_4.html)
- Stankowich, T. (2008). Ungulate flight responses to human disturbance : A review and meta-analysis. *Biological Conservation*, 141(9), 2159-2173.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.026>
- Šver, L., Bielen, A., Križan, J., & Gužvica, G. (2016). Camera Traps on Wildlife Crossing Structures as a Tool in Gray Wolf (*Canis lupus*) Management—Five-Years Monitoring of Wolf Abundance Trends in Croatia. *PLOS ONE*, 11(6), e0156748.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0156748>
- Sylvie Vanpeene-Bruhier, & Dalban-Canassy, J. (2006). *Etat des lieux de la connaissance et des attentes des acteurs sur l'impact des infrastructures de transport terrestre sur les paysages et les écosystèmes*. CEMAGREF - Unité de recherche Ecosystèmes montagnards. [https://cpdp.debatpublic.fr/cdpd-lgv-pocl/DOCS/DOCUMENTS\\_DEBAT/ETUDES\\_PUBLIC/ETAT\\_DES\\_LIEUX\\_DE\\_LA\\_CONNAISSAN.PDF](https://cpdp.debatpublic.fr/cdpd-lgv-pocl/DOCS/DOCUMENTS_DEBAT/ETUDES_PUBLIC/ETAT_DES_LIEUX_DE_LA_CONNAISSAN.PDF)
- Theyskens B., Bottier S., Cuvelier C., Dejemeppe J., Généreux C., Maes E., Renard V., & Thiry V. (2024). *Diagnostic—État de l'environnement wallon*. Service public de Wallonie (SPW) - Direction de l'état environnemental (DEE).  
<https://etat.environnement.wallonie.be/home/diagnostic.html>
- Torres, A., Jaeger, J. A. G., & Alonso, J. C. (2016). Assessing large-scale wildlife responses to human infrastructure development. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(30), 8472-8477. <https://doi.org/10.1073/pnas.1522488113>
- Tucker, M. A., Böhning-Gaese, K., Fagan, W. F., Fryxell, J. M., Van Moorter, B., Alberts, S. C., Ali, A. H., Allen, A. M., Attias, N., Avgar, T., Bartlam-Brooks, H., Bayarbaatar, B., Belant, J. L., Bertassoni, A., Beyer, D., Bidner, L., van Beest, F. M., Blake, S., Blaum, N., ... Mueller, T. (2018). Moving in the Anthropocene : Global reductions in

terrestrial mammalian movements. *Science*, 359(6374), 466-469.

<https://doi.org/10.1126/science.aam9712>

van der Grift, E. A., van der Ree, R., Fahrig, L., Findlay, S., Houlahan, J., Jaeger, J. A. G., Klar, N., Madriñan, L. F., & Olson, L. (2013). Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity and Conservation*, 22(2), 425-448.

<https://doi.org/10.1007/s10531-012-0421-0>

Warnock-Juteau, K., Bolduc, V., LoScerbo, D., Anderson, M., Daguet, C., & Jaeger, J. A. G. (2022). Co-use of existing crossing structures along roads by wildlife and humans : Wishful thinking? *Nature Conservation*, 47, 235-270.

<https://doi.org/10.3897/natureconservation.47.73060>

Yanes, M., Velasco, J. M., & Suárez, F. (1995). Permeability of roads and railways to vertebrates : The importance of culverts. *Biological Conservation*, 71(3), 217-222.

[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00028-O](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00028-O)

Young, G., King, R., & Allen, B. L. (2023). Where do wildlife cross the road? Experimental evaluation reveals fauna preferences for multiple types of crossing structures. *Global Ecology and Conservation*, 46, e02570. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02570>

Zapata-Ríos, G., & Branch, L. C. (2016). Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biological Conservation*, 193, 9-16. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.10.016>

## 12. ANNEXES

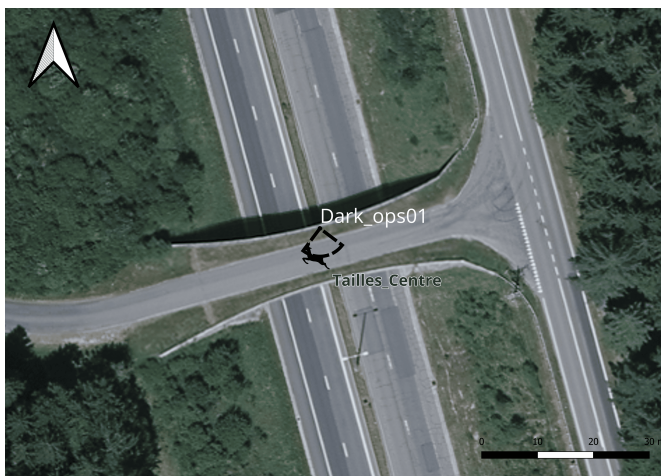
### Annexe 1. Représentation du dispositif de suivi pour chaque passage :

- Tailles Nord :





- Tailles Centre :



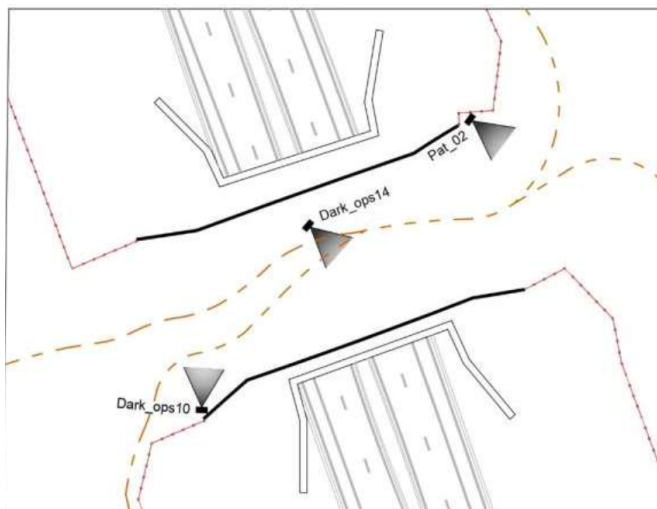
- Tailles Sud :



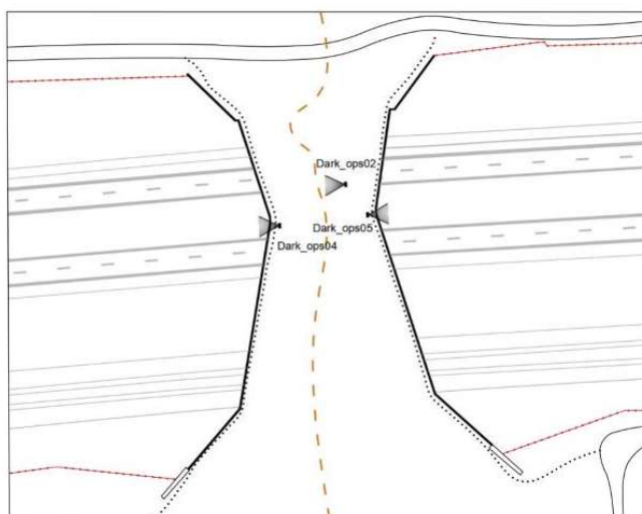
- Couvin Nord :



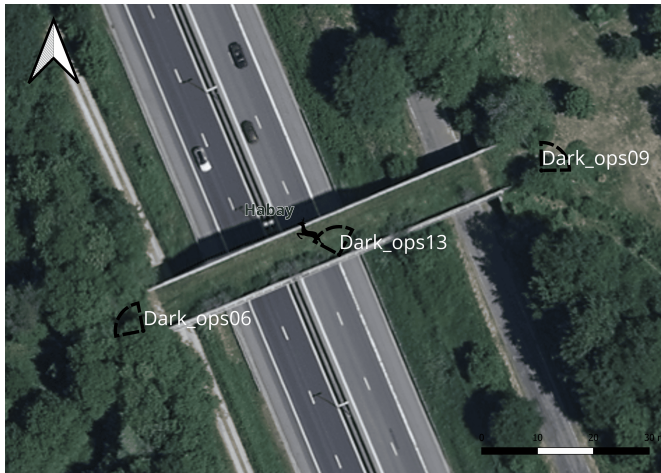
- Couvin Sud :



- Bilstain :



- Habay :



## Annexe 2. Script Python d'extraction d'images depuis vidéos :

### Script principal (script.py) :

# EXTRACTION D'IMAGES AVEC METADONNEES A PARTIR D'UNE VIDEO

```
from frame_extraction import *
```

# Paramètres

# path: chemin d'accès (absolu ou relatif) vers le dossier dans lequel se trouvent les vidéos

```
folder = r"/chemin/vers/le/dossier/videos"
```

# interval: Intervalle de temps (secondes) entre deux images à extraire (ex=2, 0.1, etc..).

```
interval = 1
```

# delay: Temps écoulé (secondes) avant la première extraction d'image.

# Utile pour éviter les flashes sur les prises de nuits

```
delay = 0.2
```

# time\_adjustment: Correction de l'heure dans les métadonnées (ex: 1 ajoute une +1h)

```
time_adjustment= 0
```

```
convert_videos_to_photos(folder = folder,
                          interval=interval,
                          delay=delay,
                          time_adjustment=time_adjustment
                          )
```

### **Annexe 3. Modèles statistiques utilisés :**

#### **3.1. Modèle traversée vs refus :**

Modèle nul :

```
m0 <- glmmTMB(  
  crossing_binary ~ 1 + (1 | species),  
  family = binomial,  
  data = model_crossing_data  
)
```

Rapport d'ouverture seule :

```
m1 <- glmmTMB(  
  crossing_binary ~ openness_ratio + (1 | species),  
  family = binomial,  
  data = model_crossing_data  
)
```

Rapport d'ouverture + végétation :

```
m2 <- glmmTMB(  
  crossing_binary ~ openness_ratio + vegetation_cover_pct + (1 | species),  
  family = binomial,  
  data = model_crossing_data  
)
```

Rapport d'ouverture + Trafic :

```
m3 <- glmmTMB(  
  crossing_binary ~ openness_ratio + traffic_mean + (1 | species),  
  family = binomial,  
  data = model_crossing_data  
)
```

Modèle complet raisonnable :

```
m4 <- glmmTMB(  
  crossing_binary ~ openness_ratio + vegetation_cover_pct + traffic_mean + (1 | species),  
  family = binomial,  
  data = model_crossing_data  
)
```

```

crossing_binary ~ openness_ratio + vegetation_cover_pct + traffic_mean +
(1 | species),
family = binomial,
data = model_crossing_data
)

```

Avec option passage type :

```

m5 <- glmmTMB(
crossing_binary ~ passage_type + openness_ratio + vegetation_cover_pct +
(1 | species),
family = binomial,
data = model_crossing_data
)

```

Trafic + rapport d'ouverture + type de passage :

```

m6 <- glmmTMB(
crossing_binary ~ traffic_mean + openness_ratio + passage_type + (1 | species),
family = binomial,
data = model_crossing_data
)

```

Interaction trafic avec rapport d'ouverture :

```

m7 <- glmmTMB(
crossing_binary ~ traffic_mean * openness_ratio + (1 | species),
family = binomial,
data = model_crossing_data
)

```

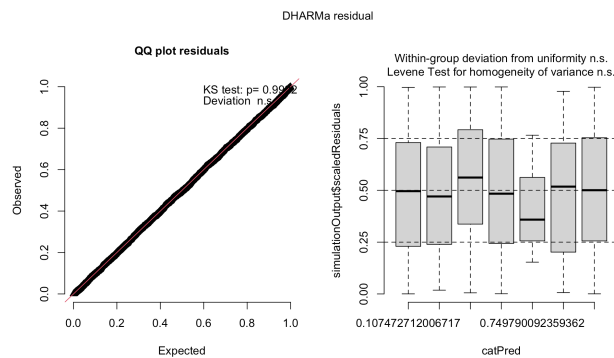
Comparaison avec AICc :

|                      |   |         |       |      |      |         |
|----------------------|---|---------|-------|------|------|---------|
| m7                   | 5 | 1048.04 | 0.00  | 0.52 | 0.52 | -519.01 |
| open+traffic (m3)    | 4 | 1049.63 | 1.59  | 0.24 | 0.76 | -520.81 |
| open+veg+traffic(m4) | 5 | 1050.70 | 2.66  | 0.14 | 0.89 | -520.34 |
| m6                   | 5 | 1051.24 | 3.20  | 0.11 | 1.00 | -520.61 |
| type+open+veg        | 5 | 1062.48 | 14.44 | 0.00 | 1.00 | -526.23 |

|          |   |         |       |      |      |         |
|----------|---|---------|-------|------|------|---------|
| open     | 3 | 1066.93 | 18.89 | 0.00 | 1.00 | -530.46 |
| open+veg | 4 | 1067.82 | 19.78 | 0.00 | 1.00 | -529.91 |
| null     | 2 | 1093.19 | 45.15 | 0.00 | 1.00 | -544.59 |

Meilleur ajustement : modèle m3.

### Diagnostics des résidus :



Graphique 15. Diagnostic des résidus du modèle m3

### 3.2. Modèle de nombre d'évènements indépendants observés :

```
m_use_pois <- glmmTMB(
  n_events ~ openness_ratio + vegetation_cover_pct + traffic_mean +
  passage_type + offset(log(total_camera_days)) +
  (1 | species),
  family = poisson,
  data = use_events
)
```

```
m_use_nb1 <- glmmTMB(
  n_events ~ openness_ratio + vegetation_cover_pct + traffic_mean +
  passage_type + offset(log(total_camera_days)) +
  (1 | species),
  family = nbinom1,
  data = use_events
)
```

```
m_use_nb2 <- glmmTMB(
```

```

n_events ~ openness_ratio + vegetation_cover_pct + traffic_mean +
passage_type + offset(log(total_camera_days)) +
(1 | species),
family = nbinom2,
data = use_events
)

```

```

m_use_gp <- glmmTMB(
n_events ~ openness_ratio + vegetation_cover_pct + traffic_mean +
passage_type + offset(log(total_camera_days)) +
(1 | species),
family = genpois,
data = use_events
)

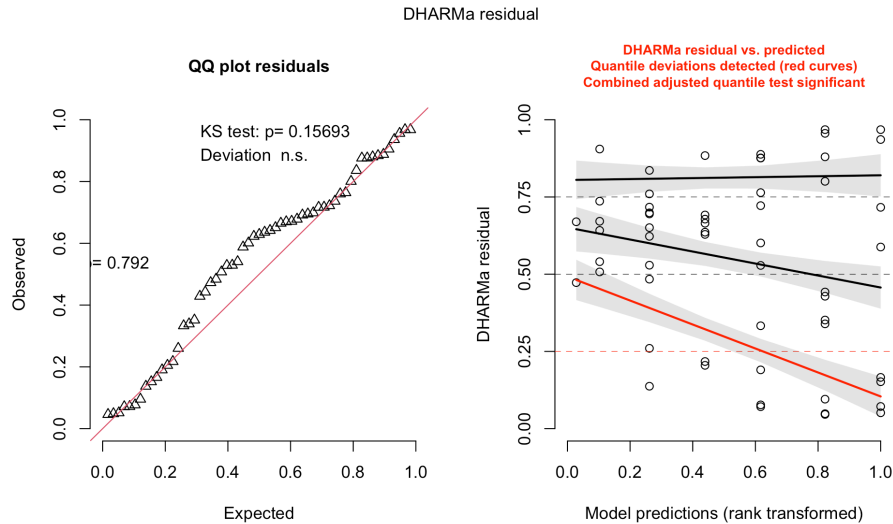
```

Comparaison avec AICc :

|         | K | AICc    | Delta_AICc | AICcWt | Cum.Wt | LL       |
|---------|---|---------|------------|--------|--------|----------|
| nb2     | 7 | 541.56  | 0.00       | 0.94   | 0.94   | -262.64  |
| genpois | 7 | 547.10  | 5.54       | 0.06   | 1.00   | -265.41  |
| nb1     | 7 | 568.78  | 27.22      | 0.00   | 1.00   | -276.25  |
| pois    | 6 | 2271.42 | 1729.86    | 0.00   | 1.00   | -1128.87 |

Meilleur ajustement : modèle nb2

Diagnostics des résidus :



Graphique 16. Diagnostic des résidus du modèle *nb2*

Les diagnostics de résidus indiquent un ajustement globalement satisfaisant du modèle. Le QQ-plot montre une distribution des résidus proche de celle attendue et le test de Kolmogorov-Smirnov n'indique pas de déviation significative ( $p = 0,157$ ). Une légère structure résiduelle est toutefois observée dans le graphique résidus vs valeurs prédites, suggérant que certains facteurs non pris en compte pourraient encore influencer l'utilisation des passages. Néanmoins, aucune violation majeure des hypothèses du modèle n'a été détectée.

### 3.3. Modèle 1 = effet de l'activité anthropique sur le nombre d'événements faune :

```
m_anthro_pois <- glmmTMB(
  fauna_events ~ pedestrian_events + bike_events + vehicle_events +
  offset(log(n_cameras_active)) +
  (1 | site),
  family = poisson,
  data = daily_analysis
)
```

```
m_anthro_nb1 <- glmmTMB(
  fauna_events ~ pedestrian_events + bike_events + vehicle_events +
  offset(log(n_cameras_active)) +
  (1 | site),
```



```
family = nbinom1,
data = daily_analysis
)
```

```
m_anthro_nb1_season <- glmmTMB(
  fauna_events ~ pedestrian_events + bike_events + vehicle_events +
  season +
  offset(log(n_cameras_active)) +
  (1 | site),
  family = nbinom1,
  data = daily_analysis
)
```

```
m_anthro_nb2 <- glmmTMB(
  fauna_events ~ pedestrian_events + bike_events + vehicle_events +
  offset(log(n_cameras_active)) +
  (1 | site),
  family = nbinom2,
  data = daily_analysis
)
```

```
m_anthro_gp <- glmmTMB(
  fauna_events ~ pedestrian_events + bike_events + vehicle_events +
  offset(log(n_cameras_active)) +
  (1 | site),
  family = genpois,
  data = daily_analysis
)
```

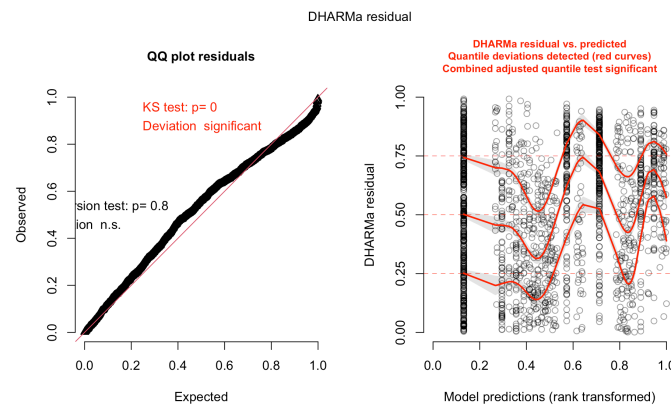
Comparaison avec AICc :

|               | K       | AICc  | Delta_AICc | AICcWt C | um.Wt    | LL |
|---------------|---------|-------|------------|----------|----------|----|
| nb1+saisons 9 | 5572.60 | 0.00  | 1          | 1        | -2777.25 |    |
| nb1 6         | 5584.45 | 11.86 | 0          | 1        | -2786.20 |    |
| genpois 6     | 5587.02 | 14.42 | 0          | 1        | -2787.49 |    |

|      |   |         |        |   |   |          |
|------|---|---------|--------|---|---|----------|
| nb2  | 6 | 5765.06 | 192.46 | 0 | 1 | -2876.51 |
| pois | 5 | 6448.02 | 875.43 | 0 | 1 | -3219.00 |

Meilleur ajustement : modèle *nb1*+saison

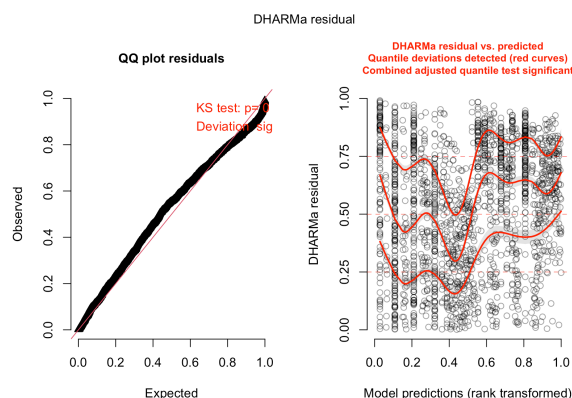
### Diagnostics des résidus :



Graphique 17. Diagnostic des résidus du modèle *nb1*

Au départ le modèle *nb1* a été sélectionné sur base de l'AICc mais le diagnostic résiduel présentait une structure résiduelle non-expliquée relativement importante.

En effet, les diagnostics indiquaient l'absence de sur-dispersion résiduelle, suggérant une adéquation globale du modèle retenu. Toutefois, certaines déviations significatives des résidus par rapport aux prédictions persistaient, indiquant que d'autres facteurs non inclus dans le modèle pourraient également influencer l'activité faunistique journalière.



Graphique 18. Diagnostic des résidus du modèle *nb1*+saisons

Les diagnostics résiduels indiquent une légère structure résiduelle restante, malgré une absence de sur-dispersion, suggérant une structure résiduelle modérée probablement liée à la complexité temporelle de ce genre de données écologiques.

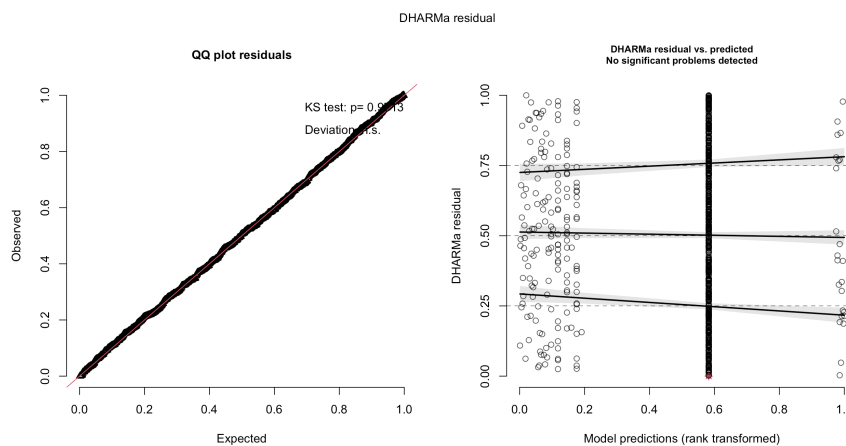
### 3.4. Modèle 2 : effet de l'activité anthropique sur la probabilité de traversée :

```
m_cross_human <- glmmTMB(
  cbind(crossings, refusals) ~ pedestrian_events + bike_events + vehicle_events +
  (1 | site),
  family = binomial,
  data = daily_crossing
)
```

#### Critère d'Akaike corrigé :

| AIC   | BIC   | logLik | deviance | df.resid |
|-------|-------|--------|----------|----------|
| 706.4 | 730.4 | -348.2 | 696.4    | 880      |

#### Diagnostic des résidus :



Graphique 19. Diagnostic des résidus du modèle *m\_cross\_human*

Courbes presque horizontales, pas de structure, pas d'oscillations fortes. Bonne adéquation du modèle.

### Annexe 4. Tableau de sensibilité des fenêtres temporelles testées :

|   | window_min | n_independent_events | n_individual_events | n_species |
|---|------------|----------------------|---------------------|-----------|
| 1 | 2.5        | 4472                 | 8240                | 12        |
| 2 | 5          | 4136                 | 7578                | 12        |
| 3 | 7.5        | 3931                 | 7150                | 12        |
| 4 | 10         | 3774                 | 6787                | 12        |

**Annexe 5. Tableaux supplémentaires exprimés en effectifs réels d’individus :**

Ces chiffres sont à considérer avec prudence méthodologique vis-à-vis du biais de détections multiples pour les dispositifs multi-caméra, ainsi que les périodes de suivi hétérogènes entre passages.

| <b>Passages à faune</b> | <b><i>Canis lupus familiaris</i></b> | <b><i>Equus caballus</i></b> | <b><i>Felis catus</i></b> |
|-------------------------|--------------------------------------|------------------------------|---------------------------|
| Bilstain                | 808                                  | 83                           | 74                        |
| Couvin Nord             | 22                                   | 0                            | 46                        |
| Couvin Sud              | 8                                    | 0                            | 1                         |
| Habay                   | 0                                    | 0                            | 2                         |
| Tailles Centre          | 0                                    | 0                            | 1                         |
| Tailles Nord            | 18                                   | 2                            | 0                         |
| Tailles Sud             | 5                                    | 0                            | 3                         |

*Annexe 5.1. Nombre d’individus animaux domestiques par passage.*

| <b>Passages à faune</b> | <b>Faune sauvage cible</b> | <b>Humains (piétons + vélos)</b> | <b>Véhicules</b> | <b>Animaux domestiques</b> |
|-------------------------|----------------------------|----------------------------------|------------------|----------------------------|
| Bilstain                | 318                        | 2848                             | 68               | 965                        |
| Couvin Nord             | 3793                       | 194                              | 5                | 68                         |
| Couvin Sud              | 3592                       | 22                               | 1                | 9                          |
| Habay                   | 1049                       | 29                               | 4                | 2                          |
| Tailles Centre          | 4                          | 48                               | 1785             | 1                          |

|              |     |     |     |    |
|--------------|-----|-----|-----|----|
| Tailles Nord | 282 | 215 | 20  | 20 |
| Tailles Sud  | 47  | 89  | 505 | 8  |

Annexe 5.2. Nombre d'individus de faune, d'humains et d'animaux domestiques par passage.

|                                | Bilstain | Couvin<br>Nord | Couvin<br>Sud | Habay | Tailles<br>Centre | Tailles<br>Nord | Tailles<br>Sud |
|--------------------------------|----------|----------------|---------------|-------|-------------------|-----------------|----------------|
| <i>Sus scrofa</i>              | /        | 1522           | 2140          | 280   | /                 | 45              | 4              |
| <i>Capreolus<br/>capreolus</i> | 40       | 630            | 390           | 80    | /                 | 29              | 5              |
| <i>Vulpes vulpes</i>           | 26       | 248            | 59            | 159   | 3                 | 67              | 21             |
| <i>Martes spp.</i>             | 44       | 131            | 2             | 96    | 1                 | 40              | /              |
| <i>Meles meles</i>             | 113      | 16             | 5             | 142   | /                 | 11              | /              |
| <i>Cervus elaphus</i>          | 3        | 28             | 116           | 30    | /                 | 3               | /              |
| <i>Procyon lotor</i>           | 33       | 27             | 8             | 13    | /                 | 29              | 9              |
| <i>Felis silvestris</i>        | /        | 12             | /             | 29    | /                 | 18              | 3              |
| <i>Lepus europaeus</i>         | 25       | 1              | 1             | /     | /                 | 28              | 2              |
| <i>Sciurus vulgaris</i>        | 2        | /              | /             | 3     | /                 | 9               | /              |
| <i>Mustela nivalis</i>         | /        | 2              | /             | 1     | /                 | 1               | /              |
| <i>Erinaceus<br/>europaeus</i> | /        | 1              | /             | 1     | /                 | /               | /              |

Annexe 5.3. Nombre d'individus de chaque espèce par passage.

L'annexe 5.3 permet de compléter le graphique 6 en présentant le nombre d'individus de chaque espèce détecté par passage, en tenant compte de la taille du plus grand groupe observé au sein de chaque évènement indépendant.

**Annexe 6. Tableau et graphiques de détails supplémentaires :**

| Passage à<br>faune | Camera | Séquences<br>vides | Nombre total de<br>séquences | Taux de faux positif |
|--------------------|--------|--------------------|------------------------------|----------------------|
|--------------------|--------|--------------------|------------------------------|----------------------|

|             |                 |      |      |        |
|-------------|-----------------|------|------|--------|
| Bilstain    | Bilstain_Centre | 2064 | 2429 | 0,8497 |
| Bilstain    | Bilstain_E      | 1635 | 3250 | 0,5031 |
| Bilstain    | Bilstain_O      | 1072 | 2525 | 0,4246 |
| Couvin_NORD | CouvinN_N       | 1115 | 1505 | 0,7409 |
| Couvin_NORD | CouvinN_NE      | 2282 | 2570 | 0,8879 |
| Couvin_NORD | CouvinN_NO      | 376  | 739  | 0,5088 |
| Couvin_NORD | CouvinN_S       | 1530 | 2148 | 0,7123 |
| Couvin_NORD | CouvinN_SE      | 119  | 256  | 0,4648 |
| Couvin_NORD | CouvinN_SO      | 1245 | 1863 | 0,6682 |
| Couvin_SUD  | CouvinS_N       | 664  | 1119 | 0,5934 |
| Couvin_SUD  | CouvinS_NE      | 1489 | 2339 | 0,6366 |
| Couvin_SUD  | CouvinS_SO      | 329  | 693  | 0,4747 |

|                |            |       |       |        |
|----------------|------------|-------|-------|--------|
| Habay          | Habay_S    | 915   | 987   | 0,9271 |
| Habay          | Habay_SE   | 700   | 1140  | 0,6140 |
| Habay          | Habay_SO   | 62    | 458   | 0,1354 |
| Tailles_CENTRE | TaillesC_N | 19090 | 20967 | 0,9105 |
| Tailles_NORD   | TaillesN_S | 382   | 887   | 0,4307 |
| Tailles_SUD    | TaillesS_N | 382   | 1006  | 0,3797 |

Annexe 6.1. Détail des taux de faux positifs par caméra.

| <b>Espèces</b>             | <b>Traversée certaine</b> | <b>Traversée probable</b> | <b>Traversée incertaine</b> | <b>Refus</b> | <b>Traversées totales</b> | <b>Taux de traversée</b> | <b>Taux de refus</b> |
|----------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------|--------------|---------------------------|--------------------------|----------------------|
| <i>Lepus europaeus</i>     | 0                         | 26                        | 1                           | 1            | 27                        | 0,9643                   | 0,0357               |
| <i>Sus scrofa</i>          | 81                        | 280                       | 715                         | 44           | 1076                      | 0,9607                   | 0,0393               |
| <i>Martes spp.</i>         | 0                         | 58                        | 142                         | 9            | 200                       | 0,9569                   | 0,0431               |
| <i>Capreolus capreolus</i> | 7                         | 283                       | 350                         | 31           | 640                       | 0,9538                   | 0,0462               |
| <i>Procyon lotor</i>       | 0                         | 55                        | 27                          | 4            | 82                        | 0,9535                   | 0,0465               |

|                         |   |     |     |    |     |        |        |
|-------------------------|---|-----|-----|----|-----|--------|--------|
| <i>Vulpes vulpes</i>    | 3 | 180 | 279 | 23 | 462 | 0,9526 | 0,0474 |
| <i>Cervus elaphus</i>   | 5 | 69  | 31  | 7  | 105 | 0,9375 | 0,0625 |
| <i>Meles meles</i>      | 9 | 43  | 106 | 11 | 158 | 0,9349 | 0,0651 |
| <i>Felis silvestris</i> | 1 | 21  | 22  | 4  | 44  | 0,9167 | 0,0833 |

Annexe 6.2. Nombre d'événements indépendants de traversées, taux de traversées et taux de refus par espèce.

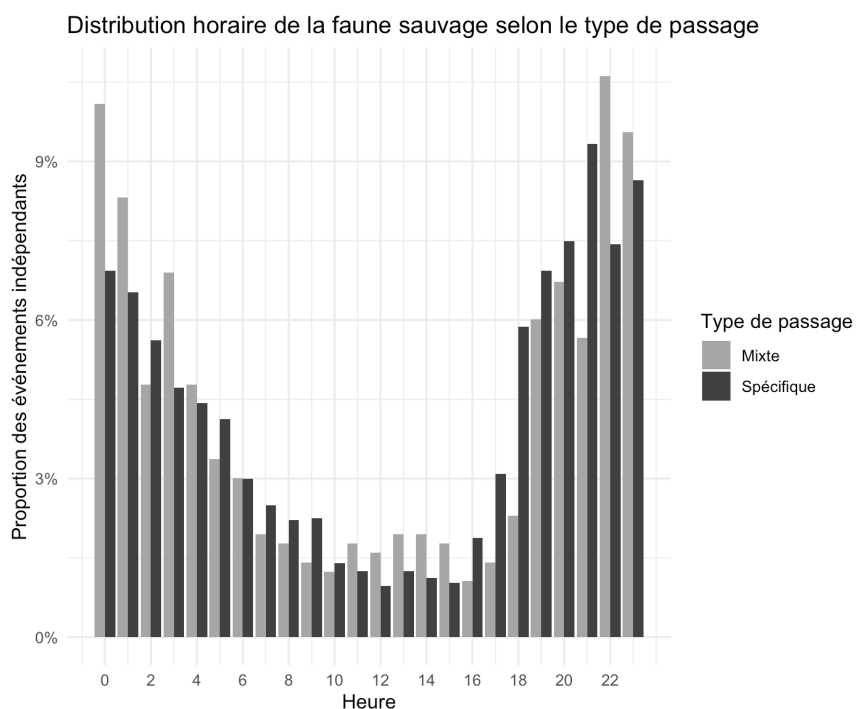
| Passage     | Espèces                    | Dispositif complet | Caméras centrales | Caméras d'entrée |
|-------------|----------------------------|--------------------|-------------------|------------------|
| Couvin_NORD | <i>Capreolus capreolus</i> | 774                | 359               | 415              |
| Couvin_NORD | <i>Cervus elaphus</i>      | 26                 | 10                | 16               |
| Couvin_NORD | <i>Erinaceus europaeus</i> | 1                  | 1                 | 0                |
| Couvin_NORD | <i>Felis silvestris</i>    | 12                 | 7                 | 5                |
| Couvin_NORD | <i>Lepus europaeus</i>     | 2                  | 1                 | 1                |
| Couvin_NORD | <i>Martes spp.</i>         | 133                | 12                | 121              |
| Couvin_NORD | <i>Meles meles</i>         | 14                 | 2                 | 12               |



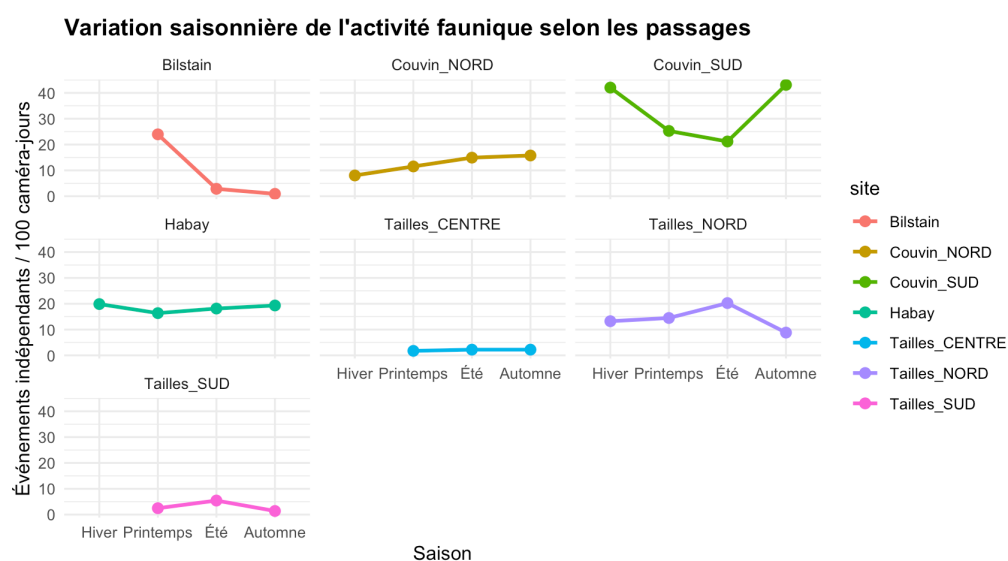
|             |                            |     |     |     |
|-------------|----------------------------|-----|-----|-----|
| Couvin_NORD | <i>Mustela nivalis</i>     | 2   | 1   | 1   |
| Couvin_NORD | <i>Procyon lotor</i>       | 21  | 10  | 11  |
| Couvin_NORD | <i>Sus scrofa</i>          | 699 | 276 | 423 |
| Couvin_NORD | <i>Vulpes vulpes</i>       | 296 | 116 | 180 |
| Couvin_SUD  | <i>Capreolus capreolus</i> | 393 | 97  | 296 |
| Couvin_SUD  | <i>Cervus elaphus</i>      | 131 | 77  | 54  |
| Couvin_SUD  | <i>Lepus europaeus</i>     | 1   | 0   | 1   |
| Couvin_SUD  | <i>Martes spp.</i>         | 2   | 0   | 2   |
| Couvin_SUD  | <i>Meles meles</i>         | 4   | 0   | 4   |
| Couvin_SUD  | <i>Procyon lotor</i>       | 7   | 0   | 7   |
| Couvin_SUD  | <i>Sus scrofa</i>          | 912 | 215 | 697 |
| Couvin_SUD  | <i>Vulpes vulpes</i>       | 57  | 1   | 56  |

|       |                            |     |    |     |
|-------|----------------------------|-----|----|-----|
| Habay | <i>Capreolus capreolus</i> | 51  | 1  | 50  |
| Habay | <i>Cervus elaphus</i>      | 22  | 0  | 22  |
| Habay | <i>Erinaceus europaeus</i> | 1   | 0  | 1   |
| Habay | <i>Felis silvestris</i>    | 32  | 0  | 32  |
| Habay | <i>Martes spp.</i>         | 101 | 0  | 101 |
| Habay | <i>Meles meles</i>         | 179 | 1  | 178 |
| Habay | <i>Mustela nivalis</i>     | 1   | 0  | 1   |
| Habay | <i>Procyon lotor</i>       | 15  | 0  | 15  |
| Habay | <i>Sciurus vulgaris</i>    | 3   | 1  | 2   |
| Habay | <i>Sus scrofa</i>          | 207 | 28 | 179 |
| Habay | <i>Vulpes vulpes</i>       | 166 | 1  | 165 |

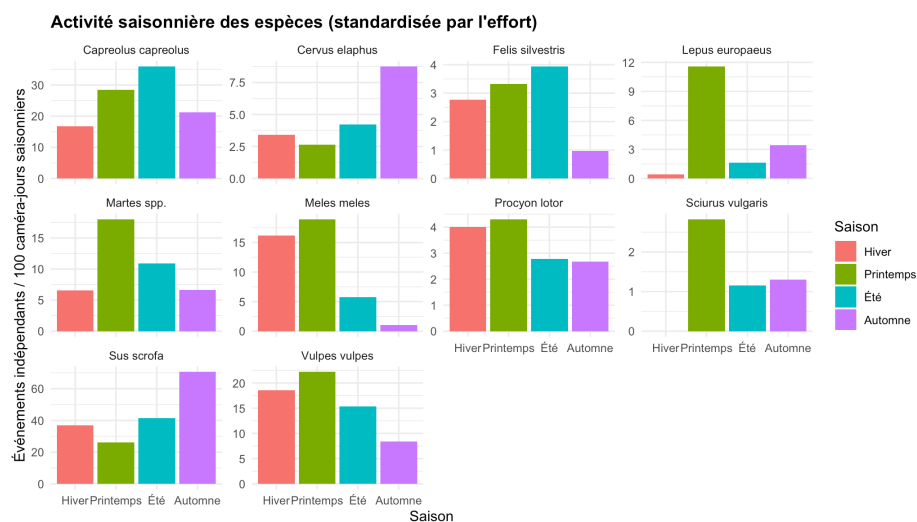
Annexe 6.3. Détails du nombre de détections d'espèces de faune selon le dispositif.



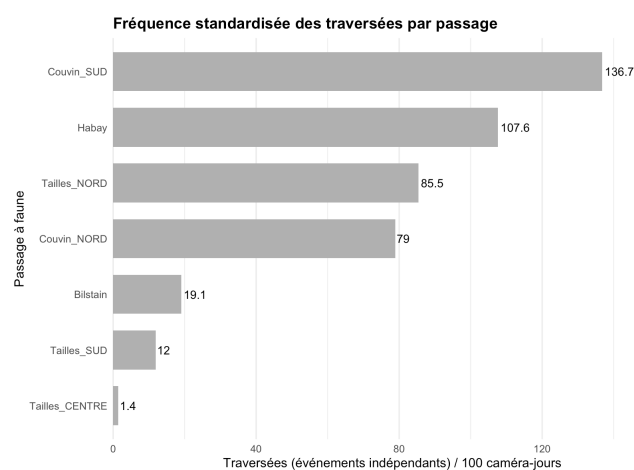
Annexe 6.4. Distribution horaire des événements indépendants de faune par type de passage (mixte ou spécifique), standardisé par 100 caméra-jours.



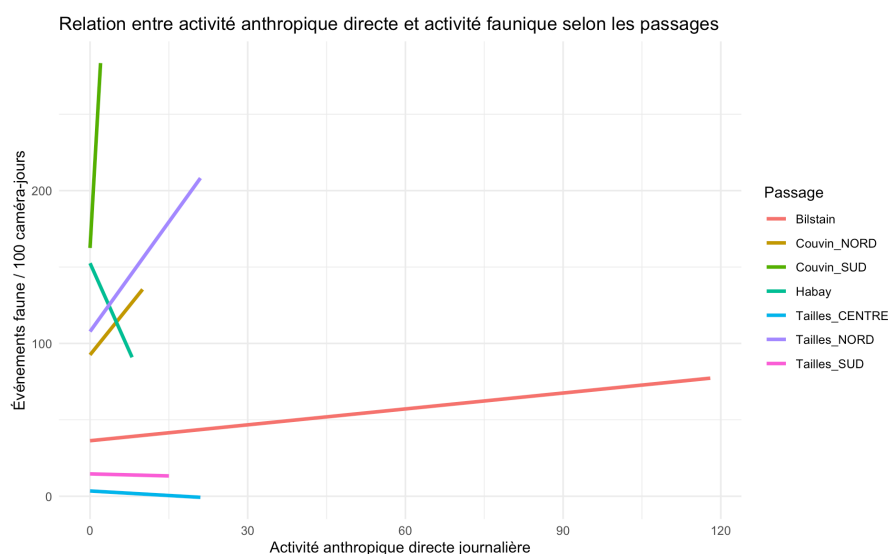
Annexe 6.5. Variation saisonnière de l'activité faunique selon les passages.



Annexe 6.6. Distribution saisonnière des événements indépendants, par espèce.



Annexe 6.7. Comparaison du nombre d'événements indépendants de traversées par passage, standardisé par 100 caméra-jours.



Annexe 6.8. Relation entre activité anthropique directe et activité faunique selon les passages.