

Estimation de la densité du grand gibier par le Random Encounter Model dans le Parc National de la Vallée de la Semois (Belgique)

Auteur : Veron, Lola

Promoteur(s) : Lhoest, Simon

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2024-2025

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/24104>

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.

**ESTIMATION DE LA DENSITÉ DU GRAND
GIBIER PAR LE *RANDOM ENCOUNTER
MODEL* DANS LE PARC NATIONAL DE LA
VALLÉE DE LA SEMOIS (BELGIQUE)**

LOLA VERON

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

ANNÉE ACADEMIQUE 2024-2025

PROMOTEUR : SIMON LHOEST

© Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique¹ de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

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

**ESTIMATION DE LA DENSITÉ DU GRAND
GIBIER PAR LE *RANDOM ENCOUNTER
MODEL* DANS LE PARC NATIONAL DE LA
VALLÉE DE LA SEMOIS (BELGIQUE)**

LOLA VERON

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

ANNÉE ACADEMIQUE 2024-2025

PROMOTEUR : SIMON LHOEST

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier le professeur Simon Lhoest de m'avoir encadrée pour ce travail de fin d'étude, et pour m'avoir guidée avec ses conseils tout au long de ce projet.

Je souhaite également exprimer ma gratitude aux membres du Parc National de la Semois, et plus particulièrement à Romain Candaele, Antoine Crochet, Cécile Lesire et Pierre Martin, pour leur accueil chaleureux au sein de leur équipe et de leurs bureaux, leur bonne humeur sur le terrain, et pour m'avoir permis de découvrir leurs nombreuses missions ainsi que les paysages magnifiques du PNVS. Merci pour l'organisation rigoureuse en amont avec les agents du DNF et votre accompagnement. Merci à Romain Candaele pour ses relectures attentives et ses remarques avisées de même qu'aux deux stagiaires Hugo Binetruy et Alexandre Brenez, pour leur aide précieuse dans l'annotation des photos. Un grand merci également à Marlène Truflandier de m'avoir hébergée durant toute ma période de terrain, et de m'avoir accueillie avec autant de gentillesse.

Je remercie aussi les agents du DNF et gardes forestiers rencontrés sur le terrain, pour leur intérêt envers cette étude et leur vigilance à l'égard des caméras.

Un grand merci à l'équipe du DEMNA, Valérie de Waele, Frédéric Della Libera et Céline Malengreaux, et en particulier à Monsieur Alain Licoppe, pour votre encadrement rigoureux et votre expertise, de l'installation des caméras jusqu'à l'analyse des données. Votre disponibilité, vos réponses précises à mes nombreuses questions ainsi que le partage des données m'ont été d'une aide fort précieuse.

Ce travail marque la fin de cinq belles années passées dans les vieux murs de Gembloux, où j'ai énormément appris, fait des rencontres inoubliables et partagé d'innombrables souvenirs.

Merci à Babeth, Léa, Valou, Emma P., pour votre soutien en toute circonstance, ces folles soirées, la guindaille, les spritz, les voyages, les discussions sans fin... et de m'avoir remotivée à de multiples reprises pendant les moments plus difficiles.

À la Team Tropii (Emma D., Manon, Lisa, Nahama) : merci pour ces fous rires interminables, votre folie, et tous ces souvenirs mémorables au Congo !

À cette année inoubliable en tant que SOC au sein de la merveilleuse Team Office 2024, merci à mes touristes bleus préférés pour tous ces souvenirs : Charlotte, Camille, Babeth, Louise, Marco, Anaïs, Lara, Owen, Quentin, Noah, Antoine, Martin.

Un grand merci à « mes mecs » (Tobias, Alex, Gaëtan, Yanis, Damien, Erwan) d'avoir rendu cette dernière année de colocation si légère et pleine de vie. Vous m'avez permis de déstresser, simplement en étant vous-mêmes. Merci de m'avoir accueillie en cours d'année ... et pour votre incroyable tableau de vaisselle qui a fait de ce Kot-eau un endroit toujours ouvert à tous.les.

Merci à mes parents, d'avoir toujours cru en moi, de m'avoir soutenue dans les moments difficiles, pour vos relectures, et de m'avoir laissé vivre pleinement ma vie étudiante, en toute liberté.

Enfin, merci à toi, Pierre, qui réussit toujours à me faire sourire, peu importe la situation. On fête ça en Islande ?

RÉSUMÉ

Les populations d'ongulés sauvages en Europe, notamment le chevreuil (*Capreolus capreolus*), le cerf élaphe (*Cervus elaphus*) et le sanglier (*Sus scrofa*), connaissent depuis plusieurs décennies une forte croissance, engendrant des impacts écologiques, économiques et sanitaires. Le suivi de ces espèces repose encore sur des méthodes traditionnelles sujettes à des biais et à une précision limitée. Les pièges photographiques couplés au *Random Encounter Model* (REM) offrent une alternative non invasive et fiable pour estimer la densité d'ongulés non marqués. Cette étude applique le REM dans le Parc naturel de la Vallée de la Semois (Belgique) selon un protocole standardisé de 81 caméras et compare les résultats à ceux obtenus par les méthodes du Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole (DEMNA). Les densités estimées sont de $6,5 \pm 1,4$ individus/km² pour le chevreuil, $7,0 \pm 2,6$ individus/km² pour le cerf et $18,0 \pm 6,0$ individus/km² pour le sanglier (coefficients de variation moyen : 30 %). Les corrélations entre indices d'abondance relatifs (RAI), indices nocturnes d'abondance (INA) et données cynégétiques sont faibles, principalement en raison de divergences méthodologiques. Pour le cerf, les estimations issues du REM et du rétrotir convergent uniquement dans le secteur cynégétique bien couvert par le maillage de caméras. L'analyse spatiale des RAI montre une cooccurrence des trois espèces sur 61,7 % des sites, sans ségrégation spatiale marquée. Le REM fournit des estimations absolues assorties d'intervalles de confiance, constituant un atout pour la gestion cynégétique. Une répétition annuelle, couplée à la comparaison avec d'autres approches d'estimation absolue, consoliderait la fiabilité des résultats. Enfin, la mise en relation des densités estimées avec des indicateurs de changement écologique (ICE) permettrait une meilleure compréhension des interactions faune-habitat, offrant des bases solides pour une gestion adaptive.

Mots clés : *Random encounter model*, pièges photographiques, densité, ongulés, chevreuil, cerf, sanglier, indice d'abondance relatif, indice nocturne d'abondance, rétrotir.

ABSTRACT

Populations of wild ungulates in Europe, particularly roe deer (*Capreolus capreolus*), red deer (*Cervus elaphus*), and wild boar (*Sus scrofa*), have experienced a substantial increase over recent decades, generating significant ecological, economic, and sanitary impacts. Monitoring of these species still largely relies on traditional methods, which are prone to biases and limited accuracy. Camera traps combined with the Random Encounter Model (REM) provide a non-invasive and reliable alternative for estimating the density of unmarked ungulates. This study applied the REM in the *Parc naturel de la Vallée de la Semois* (Belgium) following a standardized protocol using 81 camera traps and compared the results with those obtained through the methods used by the *Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole* (DEMNA). Estimated densities were 6.5 ± 1.4 individuals/km² for roe deer, 7.0 ± 2.6 individuals/km² for red deer, and 18.0 ± 6.0 individuals/km² for wild boar (mean coefficient of variation: 30%). Correlations between relative abundance indices (RAI), nocturnal abundance indices (INA), and hunting statistics were weak, mainly due to methodological discrepancies. For red deer, REM-based estimates and estimation based on the reported hunting bag of previous years converged only in the hunting sector well covered by the camera trap grid. Spatial analysis of RAI revealed co-occurrence of the three species in 61.7% of sites, with no marked spatial segregation. The REM provides absolute density estimates accompanied by confidence intervals, representing a valuable asset for game management. Annual repetition of the survey, coupled with comparison to other absolute estimation approaches, would strengthen the reliability of the results. Finally, linking estimated densities to ecological change indicators (ICE) would enhance a better understanding of wildlife-habitat interactions, thereby providing a solid basis for adaptive management.

Keywords: Random encounter model, camera traps, density, ungulates, roe deer, red deer, wild boar, relative abundance index, nocturnal abundance index.

Table des matières

1.	Introduction.....	1
2.	Matériel et méthodes.....	5
2.1.	Zone d'étude	5
2.2.	Collecte des données.....	5
2.2.1.	Plan d'échantillonnage	5
2.2.2.	Caméras.....	6
2.3.	Traitemet des données - Plateforme Agouti.....	6
2.3.1.	Etalonnage du capteur	7
2.3.2.	Calibration du déploiement.....	8
2.3.3.	Identification des espèces	8
2.3.4.	Caractérisation des trajectoires	8
2.3.5.	Export des données	9
2.4.	Calcul de densité du <i>Random Encounter Model</i> (REM).....	9
2.5.	Calcul des indices d'abondance relative (RAI).....	10
2.6.	Comparaison des données caméra avec celles issues des méthodes actuellement employées	11
2.6.1.	Corrélation RAI, INA et statistiques de chasse	12
2.6.1.1.	Données de l'indice nocturne d'abondance (INA).....	12
2.6.1.2.	Données de la chasse	13
2.6.2.	Comparaison <i>Random Encounter Model</i> (REM) et rétrotir pour <i>Cervus elaphus</i>	13
2.7.	Activité journalière	16
2.8.	Logiciels utilisés	16
3.	Résultats	17
3.1.	Densité du <i>Random Encounter Model</i> (REM).....	17
3.2.	Indices d'abondance relative (RAI).....	19
3.3.	Comparaison des données caméra avec celles issues des méthodes actuellement employées	20
3.3.1.	Corrélation RAI, INA et statistiques de chasse	20
3.3.2.	Comparaison <i>Random Encounter Model</i> (REM) et rétrotir pour <i>Cervus elaphus</i>	22
3.4.	Activité journalière	23
4.	Discussion	24
4.1.	Densité du <i>Random Encounter Model</i> (REM).....	24
4.2.	Indices d'abondance relative (RAI).....	26
4.3.	Comparaison des données caméra avec celles issues des méthodes actuellement employées	27
4.3.1.	Corrélation RAI, INA et statistiques de chasse	27
4.3.2.	Comparaison <i>Random Encounter Model</i> (REM) et rétrotir pour <i>Cervus elaphus</i>	29

4.4. Activité journalière	30
5. Limites de l'étude et perspectives.....	32
6. Conclusion	34
7. Contribution personnelle	34
8. Bibliographie.....	35

Table des figures

Figure 1. Localisation de la zone d'étude au sein de la Belgique (<i>Sources : PNVS ; WalOnMap</i>).	6
Figure 2. Grille d'échantillonnage systématique (1,5 x 1,5 km) des 81 caméras couvrant les forêts publiques au sein du Parc National de la Semois (PNVS), réparties au sein du Conseil Cynégétique de la Semois (CCS) et de ses cinq secteurs (CCSS1, CCSS2, CCSS3, CCSS4, CCSS5) (<i>Sources : Forestimator ; PNVS ; WalOnMap</i>).	7
Figure 3. Réseau des 28 parcours d'indice nocturne d'abondance (INA) traversant la zone d'étude contrainte au Conseil Cynégétique de la Semois (CCS).....	14
Figure 4. Cartographie des 27 territoires de chasse couvrant la zone d'étude contrainte au Conseil Cynégétique de la Semois (CCS).	15
Figure 5. Densités de populations estimées via le <i>Random Encounter Model</i> pour <i>Capreolus capreolus</i> , <i>Cervus elaphus</i> et <i>Sus scrofa</i> au sein du Parc National de la Vallée de la Semois.....	19
Figure 6. Distribution spatiale du RAI_{idv} pour <i>Capreolus capreolus</i> (A), <i>Cervus elaphus</i> (B) et de <i>Sus scrofa</i> (C) au sein du Parc National de la Vallée de la Semois.....	20
Figure 7. Corrélations entre les RAI, les INA et les statistiques de chasse (nombre d'individus tirés par 100 ha, par journée, et par 100 ha/journée), pour chaque espèce (A : <i>Capreolus capreolus</i> , B : <i>Cervus elaphus</i> , C : <i>Sus scrofa</i>), à l'échelle des 26 territoires de chasse du CCS	21
Figure 8. Comparaison entre la densité de <i>Cervus elaphus</i> estimée via le <i>Random Encounter Model</i> (REM) et la densité estimée sur base de la méthode du rétrotir dans les différents Secteurs du Conseil Cynégétique de la Semois : CCSS1 (individus=161), CCSS3 (individus=239), CCSS4 (individus=608) ...	22
Figure 9. Activité journalière estimée de <i>Capreolus capreolus</i> (A), de <i>Cervus elaphus</i> (B) et de <i>Sus scrofa</i> (C) au sein du Parc National de la Vallée de la Semois.....	23

Table des tableaux

Tableau 1. Répartition des caméras selon les différents secteurs cynégétiques.....	7
Tableau 2. Paramètres et méthodes d'estimation utilisés dans le <i>Random Encounter Model</i>	11
Tableau 3. Résumé des méthodes de recensement mobilisées à partir des données issues de l'étude caméra (REM et RAI) et des données fournies par le DEMNA (INA, statistiques de chasse et rétrotir)...	12
Tableau 4. Liste des package utilisés dans l'environnement RStudio ainsi que leurs versions respectives.	16
Tableau 5. Densité estimée de <i>Capreolus capreolus</i> via le <i>Random Encounter Model</i> au sein du Parc National de la Vallée de la Semois, sans et avec distinction du sexe des individus.....	18
Tableau 6. Densité estimée de <i>Cervus elaphus</i> via le <i>Random Encounter Model</i> au sein du Parc National de la Vallée de la Semois, sans et avec distinction du sexe des individus.	18
Tableau 7. Densité estimée de <i>Sus scrofa</i> via le <i>Random Encounter Model</i> au sein du Parc National de la Vallée de la Semois.	18
Tableau 8. Nombre de caméras ayant détecté soit <i>Capreolus capreolus</i> , soit <i>Cervus elaphus</i> , soit <i>Sus scrofa</i> , les trois espèces simultanément, ou l'absence d'une d'entre elle sur la grille d'échantillonnage (81 caméras).	19
Tableau 9. Statistiques descriptives des indices RAI, de l'INA et des indicateurs cynégétiques pour les trois espèces étudiées (n = 74 caméras).	21
Tableau 10. Densité estimée de <i>Cervus elaphus</i> via le <i>Random Encounter Model</i> au sein des Secteurs du Conseil cynégétique de la Semois (CCSS1-4).....	22

Table des Annexes

Annexe 1. Modèle des caméras utilisées : <i>Bushnell CORE S-4K Model #119987M</i>	I
Annexe 2. Tableau récapitulatif des paramètres encodés pour chaque caméra (Bushnell, 2021).	II
Annexe 3. Jalon gradué tous les 20 cm jusqu'à une hauteur de 100 cm.	II
Annexe 4. Calibration du modèle de la caméra en intérieur selon les recommandations de Rowcliffe (2022).	III
Annexe 5. Schéma d'une calibration adéquate d'une caméra (plus de 20 points couvrant de manière homogène toute la zone de détection).....	III
Annexe 6. Annotation d'un jalon correctement positionné (capture d'écran de la plateforme Agouti).	IV
Annexe 7. Numérisation de la trajectoire de l'animal (capture d'écran de la plateforme Agouti).	IV
Annexe 8. Probabilité de détection en fonction du rayon effectif pour <i>Capreolus capreolus</i> , <i>Cervus elaphus</i> et <i>Sus scrofa</i>	V
Annexe 9. Courbes de calibration affichées dans RStudio.....	VI
Annexe 10. Valeurs de l'indice nocturne d'abondance (INA) de <i>Capreolus capreolus</i> observées lors des 4 sorties de printemps 2025 (18/03, 25/03, 01/04, 08/04) sur les 28 parcours traversant la zone d'étude (Source : Département d'Études du Milieu Naturel et Agricole DEMNA - Céline Malengreaux, 2025).	VII
Annexe 11. Valeurs de l'indice nocturne d'abondance (INA) de <i>Cervus elaphus</i> observées lors des 4 sorties de printemps 2025 (18/03, 25/03, 01/04, 08/04) sur les 28 parcours traversant la zone d'étude (Source : Département d'Études du Milieu Naturel et Agricole DEMNA - Céline Malengreaux, 2025).	VII
Annexe 12. Arbre décisionnel utilisé pour l'attribution d'un parcours d'indice nocturne d'abondance (INA) à une caméra.....	VIII
Annexe 13. Calcul de la densité de <i>Cervus elaphus</i> par la méthode du rétrotir.....	XI
Annexe 14. Ensemble des espèces détectées durant la période d'échantillonnage (18 février au 11 avril 2025).....	XIV
Annexe 15. Répartition des séquences selon le type d'observation enregistré par les caméras (n = 5118)	XIV
Annexe 16. Synthèse du nombre de séquences annotées pour les trajectoires des trois espèces cibles, avant et après troncature des distances radiales (< 2 m et > 10 m), et après exclusion des caméras problématiques (déploiement, calibration).	XIV
Annexe 17. Paramètres estimés ayant conduit au calcul de la densité de <i>Capreolus capreolus</i> au sein du Parc National de la Vallée de la Semois (PNVS), selon la méthode du <i>Random Encounter Model</i> : résultats globaux et par sexe.	XV
Annexe 18. Paramètres estimés ayant conduit au calcul de la densité de <i>Cervus elaphus</i> au sein du Parc National de la Vallée de la Semois (PNVS), selon la méthode du <i>Random Encounter Model</i> : résultats globaux et par sexe.	XVI
Annexe 19. Paramètres estimés ayant conduit au calcul de la densité de <i>Sus scrofa</i> au sein du Parc National de la Vallée de la Semois (PNVS), selon la méthode du <i>Random Encounter Model</i> : résultats globaux.	XVII
Annexe 20. Paramètres estimés ayant conduit au calcul de la densité de <i>Cervus elaphus</i> au sein des différents Secteurs du Conseil Cynégétique de la Semois (CCSS1, CCSS3, CCSS4), selon la méthode du <i>Random Encounter Model</i>	XVII

Annexe 21. Modèle d'occupation de <i>Cervus elaphus</i> à l'échelle du Parc National de la Vallée de la Semois (PNVS).	XVIII
---	-------

Abréviation

ASBL	Association Sans But Lucratif
CCS	Conseil Cynégétique de la Semois
CCSS1	Conseil Cynégétique de la Semois Secteur 1
CCSS2	Conseil Cynégétique de la Semois Secteur 2
CCSS3	Conseil Cynégétique de la Semois Secteur 3
CCSS4	Conseil Cynégétique de la Semois Secteur 4
CCSS5	Conseil Cynégétique de la Semois Secteur 5
CMR	Capture-Marquage-Recapture
CTDS	Camera Trap Distance Sampling
CV	Coefficient de Variation
DEMNA	Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole
DIST	Distance
DNF	Département de la Nature et des Forêts
ENETWILD	An International Network of Wildlife professionals
EOW	European Observatory of Wildlife
EVENT	Évènement
EX	Exemple
GPS	Global Positioning System
IA	Intelligence Artificielle
IC	Intervalle de Confiance
ICE	Indicateurs de Changement Écologique
IDV	Individu
INA	Indice Nocturne d'Abondance
INBO	Instituut Voor Natuur - en BosOnderzoek (Research Institute for Nature and Forest)
MAX	Maximum
MIN	Minimum
MP	Méga Pixel
NA	Not Available
NBR	Nombre
PIR	Passive Intra Red
PNVS	Parc National de la Vallée de la Semois
PX	Pixel
RAI	Indice d'Abondance Relatif
REM	Random Encounter Model
RGPD	Règlement Général sur la Protection des Données
SCR	Modèle de Capture-Recapture Spatialisé
REST	Random Encounter and Staying Time
SPW	Service Public de Wallonie
STE	Space-To-Event
TTE	Time-To-Event

Index

Agouti	Plateforme web (https://www.agouti.eu) porté par l'INBO et l'université de Wageningen. Dédiée à la gestion, l'annotation et l'analyse de données issues de pièges photographiques. Elle permet notamment la calibration, l'étalonnage, l'organisation des images, la numérisation des trajectoires de déplacement des animaux et l'export des variables nécessaires à l'application du modèle REM.
---------------	--

Annotation	Processus réalisé dans Agouti au cours duquel sont renseignées manuellement des informations sur les images capturées (espèce, nombre, sexe) ou les photos de calibration (localisation de repères sur les jalons gradués).
Calibration	Procédure réalisée sur le terrain à chaque station, consistant à photographier des jalons gradués placés à des emplacements précis pour caractériser le champ de vision de la caméra et permettre l'estimation des distances et des vitesses des animaux observés.
Caméra	Synonyme de piège photographique. Dispositif électronique utilisé pour détecter et photographier automatiquement la faune.
Déploiement	Phase d'installation des capteurs sur le terrain, selon un protocole standardisé par Rowcliffe (2022). Chaque déploiement possède sa propre calibration. Plusieurs déploiements possibles par localisation (par exemple lors d'un changement de carte SD en cours de relevé).
Etalonnage	Étape technique réalisée hors terrain pour un modèle spécifique de la caméra, qui consiste à calibrer l'optique du capteur à partir d'images de repères connus, afin d'enregistrer ses caractéristiques photogrammétriques dans Agouti.
Photogrammétrie	Technique mathématique permettant d'extraire des informations sur la scène tridimensionnelle réelle capturée par la caméra à partir d'images en deux dimensions.
Séquence	Groupe d'images prises consécutivement par une caméra dans un intervalle temporel défini (par défaut : 2 minutes dans Agouti), utilisé pour regrouper des détections considérées comme un même événement.

1. Introduction

Au cours des dernières décennies, les populations d'ongulés sauvages, particulièrement le chevreuil (*Capreolus capreolus*), le cerf élaphe (*Cervus elaphus*) et le sanglier (*Sus scrofa*) ont fortement augmenté en Europe (Morellet *et al.*, 2007 ; Kuijper *et al.*, 2009 ; Massei *et al.*, 2014 ; Pfeffer *et al.*, 2017 ; Carpio *et al.*, 2020). Cette dynamique résulte d'un ensemble de facteurs favorables : changements d'occupation des terres, hivers plus cléments, nourrissage, fructifications forestières plus fréquentes, et disparition historique des grands prédateurs, notamment du loup (*Canis lupus*) (Côté *et al.*, 2004 ; Geisser & Reyer, 2005 ; Cutini *et al.*, 2013 ; Licoppe *et al.*, 2014 ; Vetter *et al.*, 2015 ; Pfeffer *et al.*, 2017 ; Lambinet, 2022). Cette croissance des effectifs s'accompagne également d'une extension de leur aire de répartition (Geisser & Reyer, 2005 ; Milner *et al.*, 2006), y compris en Wallonie (Licoppe, 2025). *Cervus elaphus*, autrefois cantonné au sud du sillon Sambre-et-Meuse, colonise de nouveaux massifs depuis 2010, en partie à la suite de repeuplements accidentels provenant de certains parcs (Service public de Wallonie - SPW, 2023). *Sus scrofa* s'étend également vers le nord et l'ouest du territoire régional, occupant aujourd'hui presque l'ensemble du territoire wallon (Licoppe, 2025). Cette progression est confirmée par les données de chasse wallonne : entre 2014 et 2022, les prélèvements ont augmenté de 42 % pour *Cervus elaphus*, de 8 % pour *Capreolus capreolus* et de 24 % pour *Sus scrofa* (Licoppe, 2025).

Cette hausse des effectifs entraîne d'importantes conséquences écologiques, économiques et sociales, engendrant notamment des conflits croissants avec les activités humaines (Morellet *et al.*, 2007 ; Cutini *et al.*, 2013 ; Pfeffer *et al.*, 2017 ; Carpio *et al.*, 2020 ; Lambinet, 2022), tels que des dégâts agricoles (Bleier *et al.*, 2012), des collisions routières (Lehaire *et al.*, 2013), et la transmission de maladies, comme en témoigne la récente crise de la peste porcine africaine (Licoppe *et al.*, 2023). La gestion forestière et la préservation des écosystèmes sont également impactées par les densités croissantes d'ongulés (Kuijper *et al.*, 2009). *Cervus elaphus* écorce particulièrement l'épicéa commun (*Picea abies*) et le douglas (*Pseudotsuga menziesii*), ce qui provoque une forte perte de production de matière première ligneuse de haute valeur ajoutée qui peut principalement être modulée par la régulation des populations (Candaele *et al.*, 2020).

À ces pressions s'ajoute le problème majeur du déficit de régénération naturelle, causé par la pression du gibier, à travers l'abrutissement ou l'arrachage des jeunes plants (Licoppe *et al.*, 2016 ; Skoták *et al.*, 2021 ; Unkule *et al.*, 2022). Cette pression modifie la composition des peuplements en favorisant les espèces moins appétées, réduisant ainsi la diversité spécifique et compromettant les fonctions écologiques et la résilience des forêts (Ramirez *et al.*, 2018 ; Unkule *et al.*, 2022 ; Candaele *et al.*, 2023). Alors que le changement climatique modifie déjà l'aire de répartition de nombreuses essences (Koch *et al.*, 2022 ; Wessely *et al.*, 2024), les ongulés accentuent ce déséquilibre en altérant la dynamique de régénération de façon défavorable aux espèces les plus adaptées aux stress climatiques futurs (Candaele *et al.*, 2023). Ce constat est préoccupant pour des essences comme le chêne sessile (*Quercus petraea*), en recul dans les hêtraies ardennaises (Alderweireld *et al.*, 2010). Espèce héliophile, appétée mais prometteuse face aux changements climatiques (Petit *et al.*, 2020), sa régénération est entravée par l'abrutissement répété, limitant sa croissance et sa compétitivité face à des espèces plus tolérantes à l'ombre comme le hêtre (*Fagus sylvatica*) (Alderweireld *et al.*, 2010). Or, le maintien de forêts mélangées, notamment de type *Quercus–Fagus*, est crucial pour renforcer la résilience des écosystèmes (Candaele *et al.*, 2023). Face à ces enjeux, les propriétaires forestiers doivent investir dans des dispositifs de protection (ex. clôtures) pour préserver la régénération naturelle, ou recourir à des plantations artificielles pour garantir le renouvellement forestier, mais le coût élevé de ces moyens de protection limite quantitativement leur mise en œuvre.

La connaissance des densités de population est essentielle pour la gestion des ongulés, notamment dans l'élaboration des plans de tir, ainsi que pour l'évaluation des impacts sur la régénération

forestière (Morellet *et al.*, 2011 ; Pfeffer *et al.*, 2017 ; Palencia *et al.*, 2022). En Europe, plusieurs méthodes existent : directes (comptages visuels), ou indirectes (indices de présence) (Morellet *et al.*, 2011 ; Bernardello, 2024). Toutefois, les approches traditionnelles — comptages nocturnes, battues de recensement, analyse des cohortes, transects linéaires ou dénombrements de fèces — présentent d'importants biais, un manque de précision et une faible fiabilité pour la gestion opérationnelle (Morellet *et al.*, 2007 ; Palencia *et al.*, 2021). À ce jour, aucune ne présente un rapport coût-efficacité satisfaisant pour un usage routinier à des fins de gestion (Morellet *et al.*, 2011). Dans ce contexte, la gestion adaptative émerge et constitue une alternative pertinente. Elle repose sur le suivi d'indicateurs tels que la performance individuelle, la productivité ou la qualité de l'habitat, permettant d'orienter les décisions sans recourir à des estimations absolues. Ce processus d'apprentissage progressif, fondé sur l'ajustement des actions en fonction des réponses observées, requiert des suivis continus, des protocoles standardisés et une coordination étroite entre les acteurs, notamment les chasseurs, pour la collecte des données (Bertouille, 2008 ; Morellet *et al.*, 2011).

En Wallonie, le développement de protocoles standardisés de suivi se concentre principalement sur *Cervus elaphus*, seule espèce soumise à un plan de tir nécessitant une estimation de population. L'indice nocturne d'abondance (INA), basé sur des comptages printaniers de nuit à l'aide de phares le long de parcours en véhicule, exprime le nombre moyen d'animaux observés par kilomètre parcouru (Licoppe *et al.*, 2010 ; Licoppe & Malengreaux, 2012). Bien qu'optimisé pour *Cervus elaphus*, il fournit aussi des données sur *Capreolus capreolus*, mais reste inadapté à *Sus scrofa*, peu détectable en raison de l'absence de couche réfléchissante oculaire (*tapetum lucidum* ; Licoppe & Malengreaux, 2012). Cette méthode indicielle permet de détecter les tendances démographiques sur au moins trois ans, à condition de répéter les comptages annuellement (idéalement quatre fois) sur les mêmes parcours afin de lisser les biais liés à la visibilité, à la météo ou à la distribution du gibier. Les parcours sont sélectionnés en bordure de prairies ou de gagnages pour optimiser la détection de *Cervus elaphus* (Licoppe & Malengreaux, 2012). En 2022, le réseau couvrait 264 parcours d'environ 28 km chacun (SPW, 2023).

En complément, depuis 2015, la législation wallonne impose aux conseils cynégétiques — association sans but lucratif (ASBL) regroupant les chasseurs à l'échelle territoriale (Widar, 2024) — de rapporter les statistiques de chasse pour toutes les espèces (Licoppe, 2025). Toutefois, l'absence de canevas uniforme et de constat de tir obligatoire pour les espèces autres que *Cervus elaphus* limite la fiabilité des données pour *Capreolus capreolus* et *Sus scrofa* (SPW, 2023 ; Licoppe, 2025). En outre, les prélèvements ne reflètent pas toujours fidèlement l'évolution des effectifs, notamment chez *Cervus elaphus*, où ils sont influencés par les quotas imposés (Licoppe, 2025). Une estimation plus robuste des effectifs nécessite de tenir compte de l'effort de chasse consenti par unité de gestion. Ceci a été démontré pour *Sus scrofa*, dont les densités sont souvent déduites du nombre de prélèvements, supposé proportionnel à l'abondance uniquement si l'effort de chasse est constant (Licoppe *et al.*, 2016 ; Lambinet, 2022).

Pour *Cervus elaphus*, la méthode des rétrotirs, fondée sur un taux de reproduction constant (33 %), les prélèvements de l'année antérieure, l'évolution des INA au cours des dernières années, et appliquée à l'échelle d'un conseil cynégétique ($> 5\,000$ ha), fournit une estimation du nombre d'individus avant mise-bas plus fiable que n'importe quelle autre technique de comptage classique (Licoppe *et al.*, 2018).

L'utilisation des pièges photographiques constitue une alternative prometteuse pour améliorer le suivi des ongulés. Devenue incontournable en écologie faunistique au cours de la dernière décennie, cette méthode a bénéficié de sa démocratisation, notamment auprès des chasseurs sportifs (Rovero *et al.*, 2013). Les caméras, déclenchées automatiquement par le mouvement, offrent des données visuelles objectives permettant d'identifier les espèces, de suivre leur activité et d'estimer leur densité (Pfeffer *et al.*, 2017 ; He *et al.*, 2024). Leur fonctionnement continu, leur faible besoin en intervention humaine, leur adaptabilité à divers milieux, et leur caractère non invasif les rendent idéales pour un suivi long

terme et multi-espèces (Rowcliffe *et al.*, 2016 ; Palencia *et al.*, 2021 ; Palencia *et al.*, 2022 ; Wiegers *et al.*, 2024 ; Zampetti *et al.*, 2024). Leur coût raisonnable, hors investissement initial, et la standardisation des données collectées renforcent leur intérêt pour des suivis à large échelle (Palencia *et al.*, 2022 ; He *et al.*, 2024 ; Wiegers *et al.*, 2024).

Différentes approches sont utilisées, selon les espèces ciblées, pour estimer la densité de population à partir des données caméras. Lorsque les individus sont identifiables, les modèles de capture-recapture spatialisés (SCR) sont privilégiés (Drion, 2021 ; Wiegers *et al.*, 2024). Pour les espèces non marquées comme les ongulés, plusieurs méthodes alternatives existent : *Random Encounter Model* (REM) (Rowcliffe *et al.*, 2008), *Time-To-Event* (TTE) (Moeller *et al.*, 2018), *Space-To-Event* (STE) (Moeller *et al.*, 2018), *Camera Trap Distance Sampling* (CTDS) (Howe *et al.*, 2017), ou encore les modèles structurés par site (Royle–Nichols et N-mixture ; Kéry & Royle, 2015) (Gilbert *et al.*, 2021). Ces approches diffèrent notamment par leur traitement du cadre d'échantillonnage effectif (Palencia *et al.*, 2021). Les modèles structurés par site estiment des densités pour la zone d'échantillonnage effective des caméras mais ne permettent pas aisément d'extrapolation spatiale, notamment en raison d'une surface d'échantillonnage souvent inconnue (Gilbert *et al.*, 2021). À l'inverse, les modèles REM, TTE, STE et CTDS produisent une estimation correspondant au champ de vision collectif des caméras et donc une densité moyenne extrapolable à l'échelle du territoire. Ils conviennent mieux aux suivis multi-espèces et autorisent une disposition flexible des caméras, contrairement aux modèles structurés par site, où l'observation d'un même individu sur plusieurs caméras fausse les estimations (Gilbert *et al.*, 2021). En contrepartie, ces méthodes nécessitent des données auxiliaires, telles que la surface de détection des caméras (REM, TTE, STE, CTDS), ainsi que la distance quotidienne parcourue (REM, TTE), ou la distance de détection (CTDS) (Gilbert *et al.*, 2021).

Parmi ces approches, le REM s'est imposé pour estimer la densité d'espèces non marquées, avec de nombreuses applications réussies (Pfeffer *et al.*, 2017 ; Palencia *et al.*, 2021 ; Guerrasio *et al.*, 2022 ; Palencia *et al.*, 2022). Il présente plusieurs avantages : il repose sur des hypothèses plus souples que TTE (hypothèse de distribution de Poisson pour les animaux) ou STE (homogénéité de l'abondance), convient mieux aux espèces grégaires et abondantes que le CTDS (plus adapté aux espèces à faible densité), et il est plus robuste aux violations de l'hypothèse de population fermée (Gilbert *et al.*, 2021 ; Wiegers *et al.*, 2024). Développé par Rowcliffe *et al.* (2008), le REM s'inspire du modèle classique en deux dimensions des gaz, dans lequel le nombre attendu de contacts est simplement le rapport de la surface couverte par toutes les particules présentes à la surface totale (He *et al.*, 2024). En manipulant cette équation, il devient possible d'estimer la densité animale en modélisant les rencontres aléatoires entre les animaux en déplacement et les caméras statiques, en tenant compte de variables clés telles que la vitesse de déplacement des animaux et le champ de détection des caméras (défini par son rayon et son angle), qui influencent le taux de rencontre (c'est-à-dire le nombre d'animaux détectés par unité d'échantillonnage) (Rowcliffe *et al.* 2008 ; Palencia *et al.*, 2022). Il ne nécessite ni identification individuelle, ni suivis répétés d'un même individu, et repose sur l'hypothèse que les caméras sont positionnées aléatoirement par rapport aux déplacements des animaux, sans ciblage de structures attractives telles que les coulées (Rowcliffe *et al.*, 2008). Des avancées récentes permettent également d'estimer la distance journalière parcourue à partir des seules données photo, facilitant l'application du REM (Rowcliffe *et al.*, 2016 ; Palencia *et al.*, 2021).

Le Parc national de la Vallée de la Semois (PNVS), récemment créé en Belgique, poursuit plusieurs objectifs en matière de conservation et de gestion écologique, notamment l'adaptation des forêts au changement climatique, la lutte contre les espèces exotiques envahissantes, et le renforcement du dialogue entre chasseurs et gestionnaires (PNVS, 2023). Dans ce contexte, le suivi multi-espèces par caméra, *via* la méthode REM a été priorisé pour les ongulés, en raison de leur rôle clé dans les dynamiques forestières et de leur impact sur la régénération naturelle. Ces espèces conditionnent ainsi la réussite de plusieurs actions prioritaires du plan de gestion du parc. Un suivi faunistique robuste permet en outre d'objectiver les dialogues entre acteurs locaux. Le suivi des ongulés est également

Introduction

stratégique en vue du retour potentiel de grands prédateurs, tels que le lynx (*Lynx lynx*), dont l'installation dépend de la disponibilité en proies, indicateur clé de la capacité d'accueil du territoire.

Cette étude vise à évaluer la faisabilité de la méthode REM pour estimer la densité des principaux ongulés (*Capreolus capreolus*, *Cervus elaphus*, *Sus scrofa*) dans les forêts publiques du PNVS. Il s'agit d'analyser la robustesse de cette approche, de la comparer aux méthodes actuellement employées en Wallonie, et d'en identifier les avantages et limites afin d'en déterminer le potentiel pour un suivi à grande échelle et sur le long terme.

2. Matériel et méthodes

2.1. Zone d'étude

Le PNVS est situé au sud de la Belgique, à cheval sur les provinces du Luxembourg et de Namur. Il est localisé au cœur des Parcs naturels de l'Ardenne méridionale et de Gaume et couvre 28 903 hectares, répartis sur huit communes et quatre cantonnements du Département de la Nature et des Forêts (DNF) (Bièvre, Bouillon, Neufchâteau, Florenville) (Fig. 1). Créé en 2021 suite à un appel à projets du gouvernement wallon, il constitue l'un des deux nouveaux Parcs nationaux de Wallonie (PNVS, 2022).

Le territoire du PNVS est traversé par la Semois (Fig. 1) et comprend, avec ses affluents, un réseau hydrographique totalisant plus de 680 km de cours d'eau. La couverture forestière atteint 86,5 %, majoritairement publique (80 %). De vastes massifs feuillus composent la forêt publique, dans laquelle sont disséminés des peuplements résineux qui appartiennent le plus souvent à des privés (68 % de la forêt privée du parc est résineuse). Sur l'ensemble du PNVS, le ratio feuillus/ résineux est de 60/40 (PNVS, 2022) ; les forêts sont davantage dominées par le chêne à l'ouest et par le hêtre à l'est du parc (Lisein *et al.*, 2022).

Le parc se situe majoritairement dans la région bioclimatique de la Basse et Moyenne Ardenne, avec quelques zones à l'est qui se trouvent en Haute Lorraine. Les précipitations annuelles varient de 1 170 à 1 779 mm, pour une température moyenne annuelle de 8,7°C (Basse et Moyenne Ardenne) et 8,9°C (Haute Lorraine) (Van der Perre *et al.*, 2015). La Lorraine, riche en calcaire, est dominée par l'agriculture, alors que l'Ardenne, sur sols plus schisteux, est essentiellement forestière. La Semois forme des méandres libres dans une large plaine alluviale en Lorraine, tandis qu'elle trace des méandres profonds bordés de versants abrupts en Ardennes (PNVS, 2022).

La diversité des habitats naturels est élevée : vastes massifs forestiers, zones humides, cours d'eau naturels et leurs abords, méandres abandonnés (« fossiles »), versants boisés et rocheux, carrières souterraines (ardoisières) et à ciel ouvert, rochers, fagnes et landes. Ces milieux abritent une faune remarquable, dont 19 espèces de mammifères terrestres, parmi lesquelles le chat forestier est particulièrement emblématique. De plus, 15 648 ha sont classés Natura 2000, et 95 ha en réserves naturelles agrées (PNVS, 2022). La gestion cynégétique est assurée par le Conseil Cynégétique de la Semois (CCS), divisé en cinq secteurs cynégétiques (Conseil Cynégétique de la Semois Secteur 1, CCSS2, CCSS3, CCSS4, CCSS5), couvrant l'essentiel du territoire (Fig. 2). Ces secteurs regroupent plusieurs territoires, attribués à différents titulaires du droit de chasse. Au total, 27 territoires de chasse sont situés au sein du périmètre du CCS (Fig. 4).

2.2. Collecte des données

2.2.1. Plan d'échantillonnage

Le déploiement des caméras a suivi le protocole standardisé de l'*European Observatory of Wildlife* (EOW ; Rowcliffe, 2022). Une grille d'échantillonnage systématique de 1,5 x 1,5 km a été créée de manière à couvrir l'ensemble des forêts publiques du PNVS (20 463 ha) et sans tenir compte de la délimitation des secteurs cynégétiques (Fig. 2 ; Tableau 1). Le seul écart aux critères de l'EOW fut la période de suivi, réalisée en fin d'hiver plutôt qu'en période estivale.

Les 81 points de la grille ont été équipés d'une caméra (0,4 caméra/km²), placée au plus proche du point théorique. En cas de site inadapté (absence d'arbres, végétation trop dense, trop proche d'un sentier, etc.), un emplacement alternatif a été choisi dans un rayon de 100 mètres, tout en maintenant un environnement similaire. L'écart moyen entre le point théorique et réel est de 26,0 m (min. : 0,5 m ; max. : 98,9 m). Les caméras ont été installées indifféremment de tout élément lié au comportement ou à la présence de la faune (coulées empruntées par les animaux, sources d'eau, souilles, gagnages).

Les coordonnées *Global Positioning System* (GPS) de l'emplacement de chaque caméra ont été enregistrées avec QField (OPENGIS.ch., 2025), et les identifiants du matériel (caméra, cartes SD, cadenas) ont été consignés.

Les caméras ont été positionnées à 50 cm de hauteur du sol, orientées plein nord et parallèles à la pente (Palencia *et al.*, 2021 ; Gembloux Agro-Bio Tech & Nature+, 2024). La végétation herbacée a été légèrement dégagée sur un rayon de trois mètres pour améliorer la visibilité dans les cinq premiers mètres et éviter le déclenchement intempestif de l'appareil.

La période de déploiement s'est étendue du 18 février au 11 avril 2025, pour un effort d'échantillonnage de 3 562 caméras.jours, dépassant le seuil minimal de 1 000 caméras.jours (Gembloux Agro-Bio Tech & Nature+, 2024). Un contrôle aléatoire de 57 caméras, après trois semaines d'installation, a confirmé l'état satisfaisant du matériel (batterie, carte SD), ne justifiant pas de visite complète sur la grille.

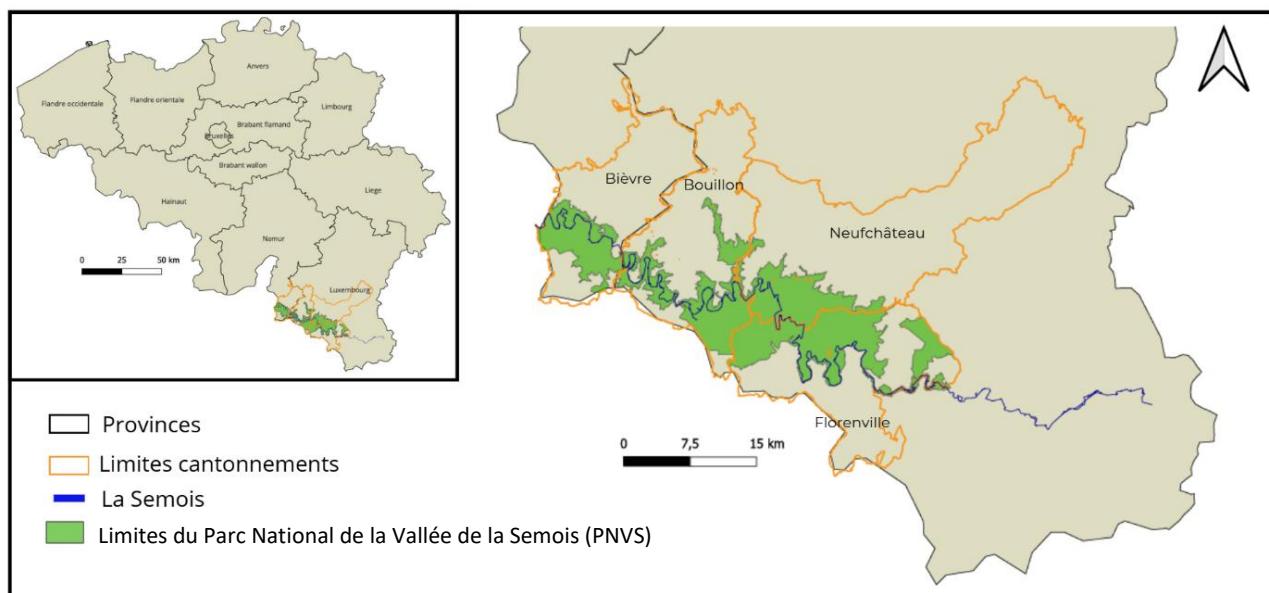


Figure 1. Localisation de la zone d'étude au sein de la Belgique (Sources : PNVS ; WalOnMap).

2.2.2. Caméras

Les caméras utilisées sont des *Bushnell CORE S-4K Model #119987M*, équipées de cartes SDHC 32 GO, de 6 piles alcalines AA, et placées dans un caisson antivol verrouillé par un cadenas Python (Annexe 1).

Elles ont été programmées pour fonctionner 24 h/24, avec une rafale de 6 photos par détection, à une résolution de 2 592 x 1 464 pixels (px), et un délai minimal de 0,5 s entre deux déclenchements. L'ensemble des réglages enregistrés sur chaque appareil est repris en Annexe 2.

2.3. Traitement des données - Plateforme Agouti

Le stockage et l'annotation des données ont été réalisés sur la plateforme Agouti, dédiée aux inventaires par pièges photographiques, développée par l'*Instituut voor Natuur - en BosOnderzoek* (INBO) et l'université de Wageningen (Wageningen University & INBO, 2025). Elle permet l'organisation et l'annotation des images capturées ainsi que l'extraction des variables requises à l'application du REM (angle et rayon effectifs de détection, distance parcourue et vitesse de déplacement des individus). Agouti intègre une fonctionnalité de caractérisation des distances basée sur la photogrammétrie. Cette fonctionnalité requiert une calibration de chaque déploiement et un étalonnage du modèle de caméra utilisé.

Le protocole a suivi les recommandations de la formation en ligne de *An International Network of Wildlife professionals* (ENETWILD ; ENETWILD, 2024a,b,c), visant à harmoniser les protocoles de collecte faunistiques en Europe.

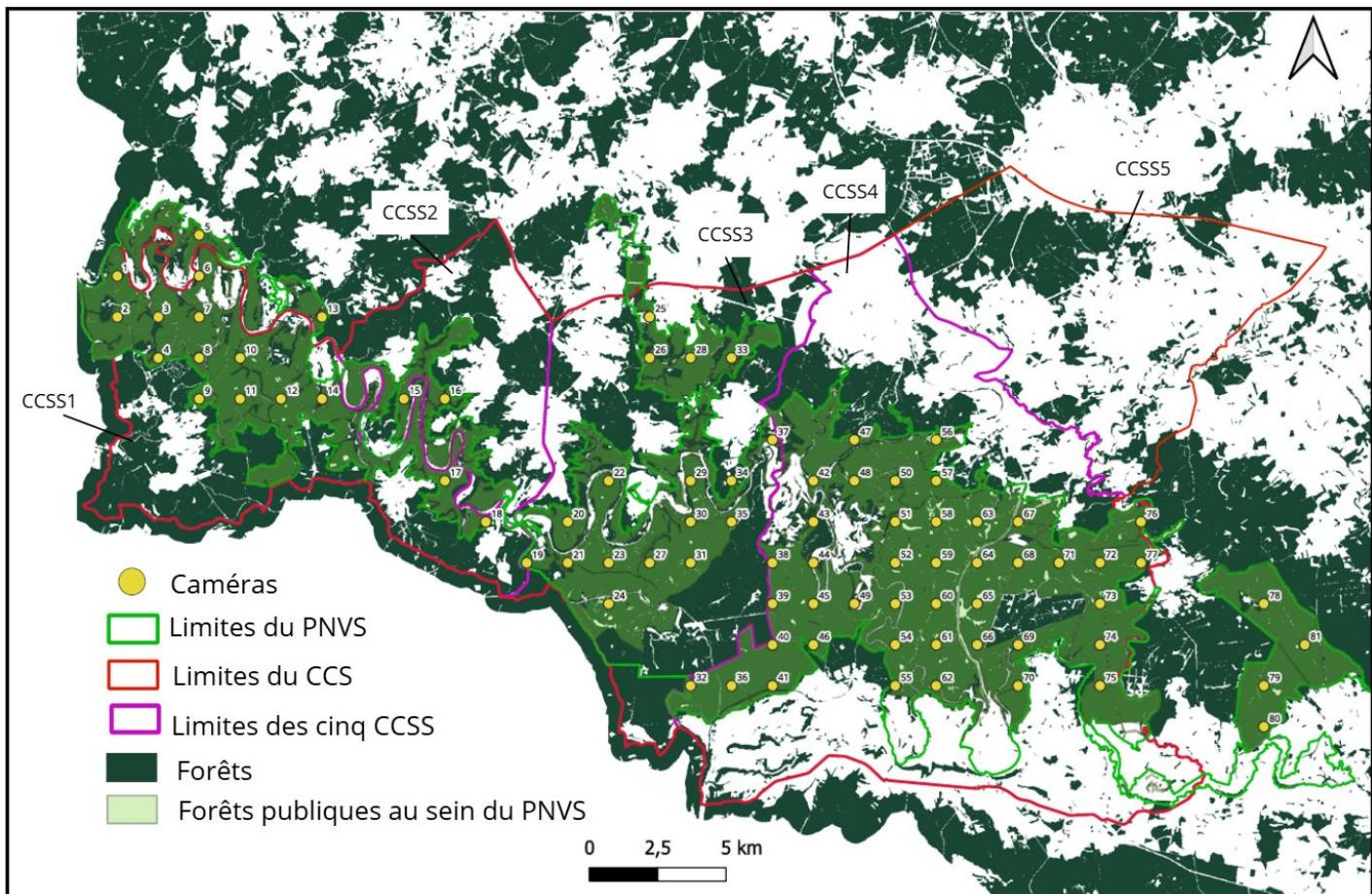


Figure 2. Grille d'échantillonnage systématique (1,5 x 1,5 km) des 81 caméras couvrant les forêts publiques au sein du Parc National de la Semois (PNVS), réparties au sein du Conseil Cynégétique de la Semois (CCS) et de ses cinq secteurs (CCSS1, CCSS2, CCSS3, CCSS4, CCSS5) (Sources : Forestimator ; PNVS ; WalOnMap).

Tableau 1. Répartition des caméras selon les différents secteurs cynégétiques.

Nom de la zone d'étude	Surface de la zone d'étude (en ha)	Surface forestière (en ha)	Surface forestière recouverte par la grille d'échantillonnage (en ha)	Nombre de caméras
PNVS	28 903,56	24 977,78	20 462,55 (81,9 %)	81
CCS	59 179,14	37 767,60	17 812,86 (47,2 %)	75
CCSS1	9 101,54	7 679,27	3 579,83 (46,6 %)	14
CCSS2	5 127,87	3 454,75	892,96 (25,8 %)	2
CCSS3	12 108,91	9 060,65	3 911,45 (43,2 %)	17
CCSS4	23 588,65	14 806,00	9 428,62 (63,7 %)	42

CCS : Conseil Cynégétique de la Semois, CCSS1-4 : Conseil Cynégétique de la Semois Secteur 1 – 4, PNVS : Parc National de la Semois

2.3.1. Etalonnage du capteur

Le modèle de caméra *Bushnell CORE S-4K Model #119987M* n'étant pas encore étalonné sur Agouti au début de la campagne d'observation, un étalonnage a été réalisé à l'aide de 15 photos prises en intérieur de jalons gradués (Annexe 3) positionnés à 1, 2, 3, 4 et 5 mètres de la caméra, et à des angles de 0, -25 et +25° par rapport au champ de visée (Annexe 4). L'enregistrement des paramètres photogrammétriques du modèle a ensuite été effectué par un opérateur Agouti.

2.3.2. Calibration du déploiement

L'estimation de la densité *via* le modèle REM nécessite une calibration sur le terrain, afin de déterminer la position exacte des animaux photographiés et d'en déduire leur vitesse de déplacement (Palencia *et al.*, 2021). Cette calibration a été réalisée sur les 81 stations à l'aide de jalons gradués, puis annotée *via* la plateforme Agouti.

Sur le terrain, quatre jalons gradués (deux par personne), marqués tous les 20 cm sur une hauteur d'un mètre à l'aide de scotch noir (Annexe 3), ont été positionnés perpendiculairement à la ligne de visée de la caméra. Un premier jalon a été maintenu immobile à un mètre de la caméra pendant 5 à 10 secondes afin de garantir une image nette. Ensuite, les jalons ont été déplacés dans le champ de vision de la caméra, de 25 à 30 positions différentes, espacées d'environ 0,5 m, en veillant à ce que le bas du jalon soit bien en contact avec le sol (Annexe 5). Cette procédure a permis de déclencher la caméra à de multiples reprises (au moins 120 photos ; Frédéric Della Libera, communication personnelle 2025).

Lors de l'analyse, les images de calibration réalisées sur le terrain à chacune des 81 stations ont été annotées dans Agouti. Chaque photo valide - jalon droit, perpendiculaire à la ligne de visée de la caméra et en contact avec le sol – a été annotée en pointant deux repères situant le haut et le bas du jalon, et en renseignant les hauteurs respectives (Annexe 6). L'idéal est de disposer d'au moins 25 à 30 photos annotées, réparties à différents emplacements dans le champ de vision de la caméra. Cette étape a permis de calculer par photogrammétrie les paramètres propres au déplacement de chaque individu (angle et rayon effectifs de détection ; distance parcourue ; vitesse).

2.3.3. Identification des espèces

L'application DeepFaune version 1.3 (Europe) (Rigoudy *et al.*, 2023) a été utilisée pour réaliser un pré-tri automatisé des images avec une intelligence artificielle (IA), permettant d'écartier celles sans animaux, allégeant ainsi le tri manuel sur Agouti (Zampetti *et al.*, 2024).

Ensuite, les photos ont été importées sur Agouti et regroupées en séquences de 2 minutes (paramètre par défaut recommandé par Rowcliffe, 2022). Les détections appartenant à des séquences différentes ont été traitées comme des événements indépendants.

Pour chaque séquence, les informations suivantes ont été annotées manuellement :

- L'espèce ;
- Le nombre d'individus ;
- Le sexe (mâle/ femelle), si identifiable.

Les mammifères ont majoritairement été identifiés jusqu'au niveau de l'espèce ou du genre, à l'exception des Mustélidés et des Rodentia, identifiés au niveau de la famille. Les oiseaux, reptiles et amphibiens ont été encodés jusqu'à la classe pour une éventuelle valorisation ultérieure par d'autres études.

2.3.4. Caractérisation des trajectoires

Les trajectoires ont été caractérisées pour *Capreolus capreolus*, *Cervus elaphus* et *Sus scrofa*. Le pied avant visible en contact avec le sol sur le plus grand nombre de photos a été suivi image par image. Si le pied était caché par un obstacle sur l'image ou hors champ, son emplacement supposé au sol a été pointé (He *et al.*, 2024). La trajectoire complète de l'animal apparaît alors à l'écran, permettant au logiciel de calculer et d'enregistrer la distance parcourue, la vitesse de déplacement ainsi que l'angle et le rayon effectifs de détection (Annexe 7). Les trajectoires ont été numérisées pour les individus dont le pied était clairement visible sur au minimum deux images de la séquence (sans obstruction par

la végétation, ni déplacement à une distance excessive de la caméra, rendant le suivi impossible), et ont été sélectionnées de manière répartie entre le début et la fin de la période d'échantillonnage.

Les individus présentant des réactions à la caméra (curiosité ou fuite) et les individus au repos ont uniquement été pris en compte pour les calculs du niveau d'activité et du taux de rencontre (Tableau 2). Leurs trajectoires n'ont pas été numérisées (Rowcliffe *et al.*, 2016 ; Wiegers *et al.*, 2024).

2.3.5. Export des données

Une fois les espèces identifiées et les trajectoires des espèces d'intérêt (*Capreolus capreolus*, *Cervus elaphus* et *Sus scrofa*) numérisées, l'ensemble des données a été exporté depuis Agouti.

2.4. Calcul de densité du *Random Encounter Model* (REM)

La densité absolue de chaque espèce cible a été estimée *via* le *Random Encounter Model* (REM) (équation 1), qui modélise les rencontres aléatoires entre les animaux et les caméras, tout en intégrant les variables influençant le taux de rencontre (Rowcliffe *et al.*, 2008). Cette densité (D) est calculée en fonction du taux de détection, de la zone de détection des caméras (angle et rayon effectifs), ainsi que du comportement de déplacement des animaux (vitesse en période d'activité et proportion d'activité journalière) (Tableau 2) (Palencia *et al.*, 2021).

$$D = \frac{Y}{H} * \frac{\pi}{v * r * (2 + \theta)} \quad (\text{équation 1})$$

où Y correspond au taux de rencontre moyen sur l'ensemble de la grille (nombre d'animaux détectés par jour et par caméra), H est l'effort total de surveillance par caméra (exprimé en nombre de caméras.jours), v est la vitesse journalière (en km/jour), et r et θ représentent respectivement le rayon (en kilomètre) et l'angle effectifs (en radians) de la zone de détection des caméras.

La vitesse journalière est le produit de la vitesse en période d'activité par le niveau d'activité sur 24 heures des animaux. La vitesse en activité est obtenue en divisant la distance parcourue par la durée de chaque séquence de détection (Palencia *et al.*, 2021 ; Tableau 2). Le niveau d'activité représente la proportion de temps journalier durant laquelle les animaux sont actifs (Tableau 2). Ces différents paramètres ont été estimés à l'aide du code proposé par Rowcliffe (2025) et des packages *camtrapDensity* et *camtraptor* (Tableau 4).

Un filtrage a exclu les rayons effectifs extrêmes (< 2 m et > 10 m) pour améliorer la fiabilité des vitesses estimées (Valérie De Waele, communication personnelle 2025). En effet, les passages trop proches ou trop éloignés de la caméra augmentent le risque d'erreur dans l'annotation des distances. L'Annexe 8 montre d'ailleurs une forte baisse de la probabilité de détection au-delà de 8 à 10 mètres. Les valeurs d'angle et de vitesse associées à ces rayons ont donc été écartées pour garantir des estimations plus robustes.

Le REM repose sur l'hypothèse centrale selon laquelle les animaux se déplacent indépendamment des uns des autres et de manière aléatoire par rapport aux caméras (Rowcliffe *et al.*, 2013). Il est donc essentiel que les caméras soient placées de manière représentative dans la zone d'étude sans ciblage délibéré de zones de forte activité animale (ex. les coulées). L'échantillonnage systématique adopté dans cette étude garantit cette représentativité : l'observation d'éléments liés aux activités des ongulés est proportionnelle à leur disponibilité dans la zone d'étude. Par ailleurs, les dispositifs ne doivent ni attirer, ni repousser les animaux afin d'éviter toute modification artificielle du taux de rencontre ou de la vitesse de déplacement (Rowcliffe *et al.*, 2013 ; Rowcliffe *et al.*, 2016), ce qui a été assuré par l'absence d'appâts et l'usage de capteurs infrarouges, les rendant relativement indétectables.

Le matériel utilisé doit également répondre à certains critères. Le délai entre les déclenchements doit être minimal afin qu'une série de photos en rafale soit prise pour mesurer de manière optimale la distance parcourue par les animaux dans le champ de détection (Annexe 2). Il est primordial que les images soient horodatées à la seconde près, et ces paramètres doivent être rigoureusement vérifiés lors de l'installation sur le terrain (Rovero *et al.*, 2013 ; Rowcliffe *et al.*, 2016).

Lors de l'analyse, les données sont soumises à une vérification *via* la fonction *check_deployment_models*, qui génère des courbes de calibration spécifiques à chaque déploiement (Annexe 9). Ces courbes doivent être validées manuellement. En cas d'invalidation, les paramètres mesurés (angle, rayon, distance, vitesse) pour ce déploiement sont écartés pour la suite des analyses.

Deux motifs principaux ont conduit à l'exclusion de certains déploiements : (1) des courbes de calibration non valides, où les points représentant les jalons gradués se trouvent éloignés des courbes attendues, ou dont les courbes sont trop espacées entre elles (Annexe 9) (ENETWILD, 2024c) ; (2) un problème de déploiement ayant conduit au déplacement du champ de vision entre la calibration et les premières images de faune, induit par une fixation instable ou une mauvaise manipulation sur le terrain. Même si la courbe était valide, toute modification de l'angle de la caméra rend les annotations de distance inexploitables pour un tel déploiement.

La densité a été estimée pour trois espèces à l'échelle du PNVS : *Capreolus capreolus*, *Cervus elaphus* et *Sus scrofa*. Une distinction par sexe a également été effectuée, sauf pour *Sus scrofa* où le sexage s'est avéré trop complexe.

2.5. Calcul des indices d'abondance relative (RAI)

Deux indices d'abondance relative (RAI) ont été calculés pour chaque espèce à l'échelle de chaque caméra, selon les équations 2 et 3 (O'Brien, 2011), afin d'illustrer les variations spatiales de densité. L'indice basé sur le nombre d'individus détectés (RAI_{idv}) est particulièrement adapté aux espèces grégaires telles que *Cervus elaphus* ou *Sus scrofa*, pour lesquelles ignorer la taille des groupes peut entraîner une sous-estimation des indices et biaiser les comparaisons interspécifiques. Dans ces cas, il est donc préférable d'utiliser le RAI fondé sur le nombre d'individus (Palmer *et al.*, 2018 ; Ferretti *et al.*, 2023). L'indice basé sur le nombre de détections indépendantes (RAI_{event}), plus couramment utilisé dans la littérature, a été calculé en appliquant un seuil d'indépendance de 15 minutes (De Harlez, 2023).

$$RAI_{idv} = \frac{\text{Nombre d'individus observés}}{\text{Nombre de caméras.jours considéré}} * 100 \quad (\text{équation 2})$$

$$RAI_{event} = \frac{\text{Nombre de détections indépendants}}{\text{Nombre de caméras.jours considéré}} * 100 \quad (\text{équation 3})$$

Tableau 2. Paramètres et méthodes d'estimation utilisés dans le *Random Encounter Model*.

Paramètre	Unité	Définition	Méthode d'estimation	Paramètres du modèle
Rayon effectif (r)	Kilomètre	Distance maximale à laquelle un animal est détecté. Définit la zone de détection de la caméra.	Modèle de détection radiale (<i>fit_detmodel</i>) sur les distances mesurées par photogrammétrie. Fonction de détection de type <i>half-normal</i> (probabilité décroissante avec la distance) pour estimer à quelle distance moyenne un animal est détecté avec une probabilité de 1.	rayon ~ 1, sans covariable ; fonction <i>half-normal</i> ; optimisation par maximum de vraisemblance ; filtrage des valeurs extrêmes (< 2 et > 10 m).
Angle effectif (θ)	Radians	Largeur angulaire du champ de détection effectif. Définit la zone de détection de la caméra.	Modèle de détection angulaire (<i>fit_detmodel</i>) ajusté sur les angles d'approche estimés à partir des photos, en radians. Fonction <i>half-normal</i> : probabilité de détection maximale de face, décroissante latéralement.	angle ~ 1 ; fonction <i>half-normal</i> .
Vitesse en activité	Kilomètre/heure	Vitesse moyenne de déplacement pendant les périodes d'activité.	Moyenne des vitesses corrigées par la probabilité de détection (angle d'approche et distance entre l'animal et la caméra).	vitesse ~ 1 ; filtrage des valeurs extrêmes (< 0,01 et > 10 m/s).
Niveau d'activité	/	Proportion de la journée (24 h) pendant laquelle les animaux sont actifs.	Estimée à partir des heures de détection (converties en radians) en ajustant une courbe de densité circulaire (<i>fitact</i>) selon la méthode décrite par Rowcliffe <i>et al.</i> (2014). Cette méthode repose sur l'hypothèse clé selon laquelle l'ensemble des individus de la population échantillonnée est actif au pic d'activité quotidien.	Fonction <i>fitact</i> ; transformation horaire en radians ; estimation des intervalles de confiance (IC) par rééchantillonnage <i>bootstrap</i> .
Vitesse journalière (v)	Kilomètre/jour	Distance moyenne parcourue par jour, incluant les périodes d'inactivité.	Calculée comme le produit : vitesse en activité x niveau d'activité x 24.	/
Taux de rencontre (Y)	Individus* (jour*caméra) ⁻¹	Nombre moyen d'animaux détectés par jour et par caméra.	Rapport entre le nombre d'animaux détectés et l'effort total (nombre de jours x nombre de caméras).	Donnée descriptive basée sur l'effort de piégeage.
Densité estimée	Individus/km ²	Nombre d'individus estimé par unité de surface (densité absolue).	Estimation <i>via</i> le modèle REM à partir des paramètres précédents.	Formule de l'équation 1.

2.6. Comparaison des données caméra avec celles issues des méthodes actuellement employées

Les estimations de densité de population issues du REM ont été comparées aux estimations issues des méthodes actuellement utilisées par le Département d'Études du Milieu Naturel et Agricole (DEMNA) en Wallonie, à savoir les indices nocturnes d'abondance (INA) et les statistiques de chasse (Tableau 3). Pour *Cervus elaphus*, des estimations de densité sont également produites *via* la méthode du rétrotir (Annexe 13).

Cette comparaison a été effectuée à l'aide de coefficients de corrélation entre les indices RAI, les valeurs INA et les statistiques de chasse. Les densités issues du REM et du rétrotir ont été comparées pour trois secteurs cynégétiques (CCSS1, CCSS3 et CCSS4).

Tableau 3. Résumé des méthodes de recensement mobilisées à partir des données issues de l'étude caméra (REM et RAI) et des données fournies par le DEMNA (INA, statistiques de chasse et rétrotir). Pour chaque méthode, les données utilisées, l'unité de mesure, la période d'échantillonnage, l'échelle d'étude ainsi que les espèces concernées sont indiquées.

	Méthode	Données	Unité	Espèces concernées	Echelle	Période d'échantillonnage
Etude caméra	REM	Observations du réseau de 81 caméras.	Individus/km ²	<i>C. capreolus</i> <i>C. elaphus</i> <i>S. scrofa</i>	1 valeur pour le PNVS	Février – avril 2025
	RAI		/	<i>C. capreolus</i> <i>C. elaphus</i> <i>S. scrofa</i>	1 valeur pour chacune des 81 caméras	Février – avril 2025
DEMNA	INA	Comptage d'individus par espèce, observés sur un tracé parcouru en voiture.	Individus/km	<i>C. capreolus</i> <i>C. elaphus</i>	28 parcours INA traversant le CCS	Mars – avril 2025
	Statistiques de chasse	Nombre d'individus par espèce tirés durant la chasse.	Nombre d'individus tirés	<i>C. capreolus</i> <i>C. elaphus</i> <i>S. scrofa</i>	27 territoires de chasse traversant le CCS	Octobre – décembre 2024
	Rétrotir	Taux de reproduction de l'espèce, statistiques de chasses antérieures, INA des trois années précédentes et de l'année actuelle.	Individus/km ²	<i>C. elaphus</i>	CCSS1, CCSS3, CCSS4	Années 2022, 2023, 2024, 2025

DEMNA : Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole, INA : indice nocturne d'abondance, RAI : indice d'abondance relatif, REM : Random Encounter Model.

2.6.1. Corrélation RAI, INA et statistiques de chasse

Afin d'évaluer la cohérence des tendances fournies par les trois approches (RAI, INA et statistiques de chasse), des analyses de corrélation ont été menées séparément pour *Capreolus capreolus*, *Cervus elaphus* et *Sus scrofa*. Pour chaque espèce, les corrélations entre le RAI_{idv} et les indicateurs issus du DEMNA (INA et statistiques de chasse) ont été examinées, avant d'effectuer cette même comparaison avec le RAI_{event}. Une analyse globale, toutes espèces confondues, n'a pas été réalisée, les différences de domaines vitaux et de modes de gestion rendant cette approche peu pertinente.

L'analyse s'est concentrée sur les 74 caméras situées à l'intérieur du périmètre du CCS, après l'exclusion des caméras situées hors limites (n°5, 13, 78, 79, 80, 81 – Fig. 2) et de la caméra n°15, isolée par la Semois de tout parcours INA voisin (Fig. 3). Pour chaque caméra, les valeurs de RAI des trois espèces ont été couplées à l'INA disponible pour *Capreolus capreolus* et *Cervus elaphus*, ainsi qu'aux indicateurs cynégétiques suivants calculés à l'échelle de chaque territoire de chasse : nombre d'individus tirés pour 100 hectares (idv_tire_100ha), pour une journée de battue (idv_tire_journee), et pour 100 hectares et par journée de battue (idv_tire_100ha_journee).

2.6.1.1. Données de l'indice nocturne d'abondance (INA)

Les données INA, transmises par le DEMNA, proviennent de 28 parcours d'une longueur moyenne de 21,9 km (min. : 7,5 km ; max. : 33,9 km ; médiane : 22,8 km), traversant la grille d'échantillonnage (Fig. 3). Les comptages visuels de *Capreolus capreolus* et *Cervus elaphus* ont été réalisés lors de quatre sorties printanières (18/03, 25/03, 01/04 et 08/04/2025), et les valeurs moyennes par parcours, calculées à partir des INA journaliers (Annexes 10 et 11), ont été retenues pour lisser les biais liés aux variations de visibilité et donc de détectabilité (Licoppe & Malengreaux, 2012).

Chaque caméra a été associée à la valeur INA du parcours le plus proche ou, lorsque nécessaire, à la moyenne des deux parcours les plus proches. Pour ce faire, les distances entre chaque caméra et les deux parcours INA les plus proches (dist1 et dist2) ont été calculées. Lorsque la différence entre dist1 et dist2 était inférieure à 500 m, un examen cartographique a été réalisé afin d'identifier d'éventuels obstacles naturels ou anthropiques (ex. la Semois, routes principales) susceptibles d'altérer l'accessibilité entre la caméra et les parcours. Dans ces cas, la valeur INA du parcours situé du même côté de l'obstacle que la caméra a été retenue. En l'absence de critère discriminant, la moyenne des deux INA a été utilisée. La procédure détaillée ainsi que l'attribution finale des parcours INA aux caméras sont présentées en Annexe 12. La distance moyenne entre chacune des 74 caméras et le parcours INA le plus proche était de 0,27 km (min. : 0 km ; max. : 1,03 km ; médiane : 0,23 km). Aucun INA n'a été calculé pour *Sus scrofa*, espèce difficilement détectable par comptage visuel nocturne (absence de *tapetum lucidum* ; Licoppe & Malengreaux, 2012).

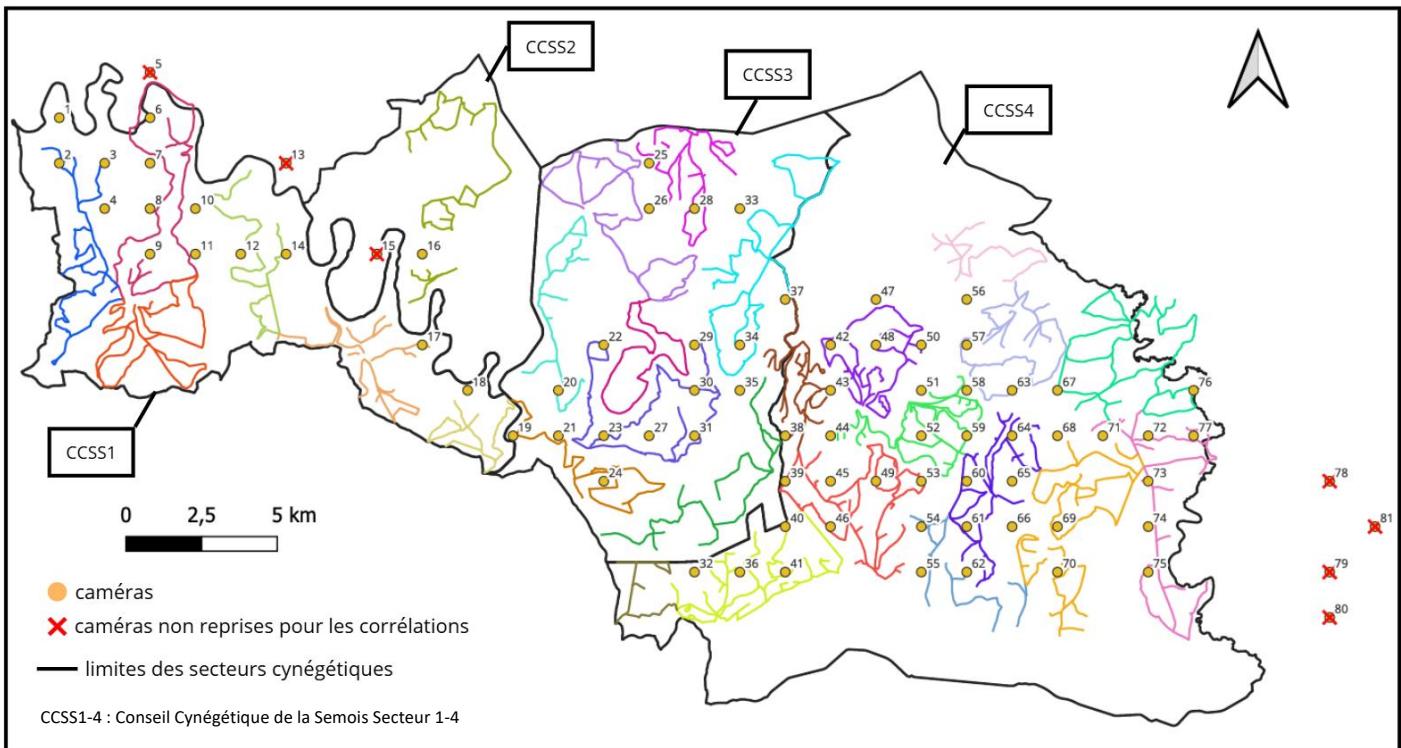
2.6.1.2. Données de la chasse

Les données cynégétiques fournies par le DEMNA concernent 27 territoires de chasse inclus dans le CCS (Fig. 4). Pour chaque territoire, ont été collectés : le nombre d'individus prélevés en 2024 pour chaque espèce, la superficie, le nombre de journées de battue déclarées à l'administration (surévaluation des journées de chasse, communication personnelle Licoppe Alain 2025), et le nombre de battues avec au moins un constat d'abattage de *Cervus elaphus* (sous-évaluation des journées de chasse, communication personnelle Licoppe Alain 2025). Des corrections ont été appliquées : (1) utilisation du nombre moyen de journées de battue afin de limiter les biais liés à la sous- ou surestimation de ce paramètre, (2) redistribution proportionnelle des prélèvements agrégés entre territoires gérés par un même titulaire, en fonction des surfaces, pour *Capreolus capreolus* et *Sus scrofa* (six cas marqués en rouge ; Fig. 4). À partir de ces données, les indicateurs cynégétiques ont été calculés (idv_tire_100ha ; idv_tire_journee ; idv_tire_100ha_journee). Les données du territoire de Poupehan, lié à la caméra n°15 exclue, ont également été écartées. L'analyse porte ainsi sur 26 territoires, avec une couverture moyenne de 2,8 caméras par territoire (min. : 1 caméra ; max. : 9 caméras), représentant une densité moyenne de 0,5 caméra/km² (Fig. 4). La majorité des territoires (58 % ; n = 15) ne sont couverts que par une ou deux caméras, tandis que seulement 19 % (n = 5) disposent de cinq caméras ou plus.

2.6.2. Comparaison *Random Encounter Model* (REM) et rétrotir pour *Cervus elaphus*

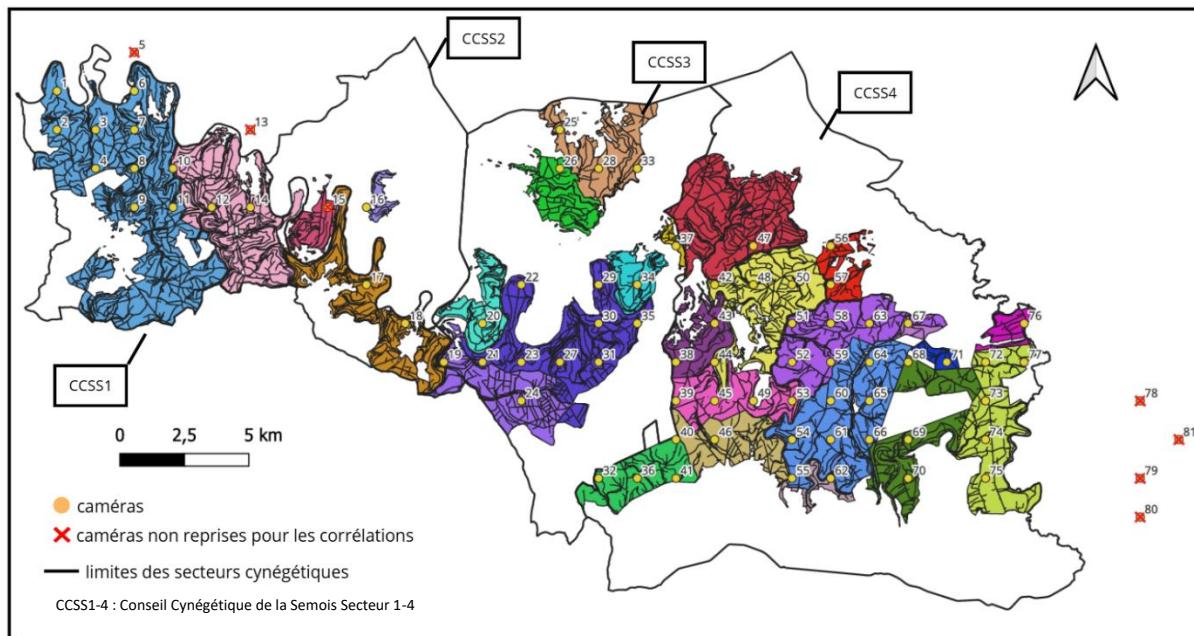
Une comparaison entre les densités (D) estimées *via* le REM et celles issues de la méthode du rétrotir a été réalisée pour *Cervus elaphus*, seule espèce soumise à un plan de tir avec obligation de constat. La méthode du rétrotir repose sur les prélèvements de l'année précédente (*i-1*), les dynamiques de population dérivées des INA sur quatre années minimum (dont l'année en cours), un taux de reproduction fixé à 33 %, et la surface des territoires (équation 4 ; Annexe 13). Des scénarios de population sont générés et ceux présentant la meilleure corrélation positive avec la moyenne mobile des INA sont retenus pour estimer l'effectif pré-mise bas. Ce dernier est ensuite rapporté à la surface pour obtenir une densité servant à l'élaboration des plans de tir (Licoppe *et al.*, 2018). La moyenne mobile de l'INA pour une année *i* est définie comme la moyenne des INA des années *i-1*, *i* et *i+1* et permet d'atténuer les variations interannuelles de détectabilité (Licoppe & Malengreaux, 2012 ; Annexe 13). Il est important de souligner que l'hypothèse d'un taux de reproduction constant à 33 % n'est valable que si l'équilibre des sexes est respecté, ce qui reste difficile à vérifier. Pour cette raison, il est recommandé de restreindre cette méthode à de grandes surfaces (> 5 000 ha) (Licoppe *et al.*, 2018). Cette méthode n'est applicable qu'à *Cervus elaphus* en raison de la stabilité relative de son taux de reproduction interannuel, contrairement à *Capreolus capreolus* et *Sus scrofa* (Licoppe & Malengreaux, 2012 ; Licoppe *et al.*, 2014 ; Lambinet, 2022).

$$D_i = (D_{i-1} * \text{taux de reproduction}) - \left(\frac{\text{individus tirés}}{1 000 \text{ ha}} \right)_{i-1} \quad (\text{équation 4})$$



	Parcours INA	Correspondance parcours INA du DEMNA	Secteur cynégétique	Longueur (km)
—	Bievre_01	CCS_Bievre_Secteur_01	CCSS1	16,3
—	Bievre_02	CCS_Bievre_Secteur_02	CCSS1	27,5
—	Bievre_03	CCS_Bievre_Secteur_03	CCSS1	22,6
—	Bievre_04	CCS_Bievre_Secteur_04	CCSS1	25,0
—	Bouillon_01	CCS_Bouillon_Secteur_Bouillon_Corbion_2017	CCSS1	11,0
—	Bouillon_02	CCS_Bouillon_Secteur_Corbion_Ban_d_Alle_2017	CCSS1	19,4
—	Bouillon_03	CCS_Bouillon_Secteur_Ucimont_Menuchenet_Vivy_2022	CCSS2	22,7
—	Bouillon_04	CCS_Bouillon_Secteur_Bellevaux_Les_Hayons_Plainevaux	CCSS3	24,5
—	Bouillon_05	CCS_Bouillon_Secteur_Bouillon_1_2_3	CCSS3	24,6
—	Bouillon_06	CCS_Bouillon_Secteur_Fays_les_Veneurs	CCSS3	19,8
—	Bouillon_07	CCS_Bouillon_Secteur_Les_Amerois	CCSS3	19,6
—	Bouillon_08	CCS_Bouillon_Secteur_Les_Hayons_Dohan	CCSS3	14,3
—	Bouillon_09	CCS_Bouillon_Secteur_Petite_Royale	CCSS3	16,4
—	Bouillon_10	CCS_Bouillon_Secteur_Thirifontaine_Buhan	CCSS3	15,2
—	Bouillon_11	CCS_Bouillon_Secteur_Grand_Hez	CCSS4	7,5
—	Florenville_01	CCS_Florenville_Secteur_01_Azy_2022	CCSS4	12,7
—	Florenville_02_03	CCS_Florenville_Secteur_02_03_Chiny_Burnechamps_Peterbroeck	CCSS4	33,9
—	Florenville_04	CCS_Florenville_Secteur_04_Chiny_Suxy_St_Medard	CCSS4	25,9
—	Florenville_05_06	CCS_Florenville_Secteur_05_06_Epioux	CCSS4	25,3
—	Florenville_07	CCS_Florenville_Secteur_07_Muno	CCSS4	31,0
—	Florenville_08	CCS_Florenville_Secteur_08_Ste_Cecile	CCSS4	31,5
—	Neufchateau_01	CCS_Neufchateau_01	CCSS3	29,7
—	Neufchateau_02	CCS_Neufchateau_02_2016	CCSS4	11,8
—	Neufchateau_03	CCS_Neufchateau_03_2016	CCSS4	28,1
—	Neufchateau_04	CCS_Neufchateau_04	CCSS4	31,8
—	Neufchateau_05	CCS_Neufchateau_05_2016	CCSS4	22,9
—	Neufchateau_07	CCS_Neufchateau_07	CCSS4	19,8
—	Neufchateau_08	CCS_Neufchateau_08_2016	CCSS4	23,0

Figure 3. Réseau des 28 parcours d'indice nocturne d'abondance (INA) traversant la zone d'étude contrainte au Conseil Cynégétique de la Semois (CCS). La légende reprend les noms des parcours INA utilisés dans le cadre de ce travail ainsi que les correspondances avec les noms attribués par le Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole (DEMNA), leur longueur et leur appartenance au secteur cynégétique (Source : DEMNA - Céline Malengreaux, 2025).



	Territoire	Surface (ha)	Secteur cynégétique	Nombre de caméras	Densité (nombre de caméras/km ²)	Nombre moyen de journées de battue	Nombre d'individus tirés		
							C. capreolus	C. elaphus	S. scrofa
Auby Sud	347,0	CCSS3	1	0,3	4,0	7	8	3	
Ban d'Alle	1 620,8	CCSS1	3	0,2	6,0	4	69	93	
Bellevaux	524,5	CCSS3	1	0,2	4,0	22	5	28	
Bertrix Ardoisières	1 580,1	CCSS4	1	0,1	6,5	45	10	28	
Boucauderie-Corbion-Poupehan	1 096,7	CCSS1	2	0,2	6,5	12	18	114	
Bouillon	1 606,4	CCSS3	8	0,5	8,5	29	23	96	
Buhan	485,3	CCSS3	1	0,2	3,0	10	2	15	
Cerisier Wanchie	72,8	CCSS4	1	1,4	3,0	0	3	8	
Chassep.Azy Lacuis	123,1	CCSS4	1	0,8	3,5	5	2	34	
Conques-Ste-Cecile	714,6	CCSS4	4	0,6	7,0	7	23	61	
Cugnon	68,7	CCSS3	1	1,5	3,5	4	7	1	
Fays-Les-Veneurs	814,8	CCSS3	3	0,4	5,0	39	8	14	
FDIH	1 106,6	CCSS4	5	0,5	5,5	9	13	21	
Grand Chiny Est	1 177,1	CCSS4	5	0,4	5,0	42	11	28	
Grand Chiny Ouest	907,1	CCSS4	3	0,3	2,5	10	9	58	
Herbeumont Cne	1 162,8	CCSS4	4	0,3	6,5	9	27	21	
Le Fréty	188,8	CCSS4	1	0,5	3,5	8	6	9	
Les Epioux	1 687,5	CCSS4	7	0,4	6,5	15	54	82	
Mortehan	463,1	CCSS4	2	0,4	7,5	4	37	39	
Muno Foret	650,6	CCSS4	4	0,6	5,0	8	16	124	
Petite Royale	897,0	CCSS3	2	0,2	7,0	9	26	70	
Poupehan	258,9	CCSS2	1	0,4	3,0	10	0	18	
Saint-Médard	316,0	CCSS4	2	0,6	4,0	9	16	3	
Saint-Medard (Herbeumont-Chiny)	111,2	CCSS4	1	0,9	3,5	7	5	8	
Ste-Cecile Commune	690,5	CCSS4	1	0,1	6,5	7	12	59	
Sugny-Bohan	3 506,0	CCSS1	9	0,3	16,0	45	109	177	
Ucimont Prive	106,4	CCSS2	1	0,9	3,0	4	0	12	

Figure 4. Cartographie des 27 territoires de chasse couvrant la zone d'étude contrainte au Conseil Cynégétique de la Semois (CCS). La légende reprend le nom de chaque territoire, sa surface, son appartenance au secteur cynégétique (CCS Secteur 1, CCSS2, CCSS3, CCSS4), le nombre de caméras se trouvant au sein du territoire ainsi que le nombre d'individus tirés pour chaque espèce et le nombre moyen de journées de battue. En rouge, les chiffres des six territoires ayant fait l'objet d'une redistribution au pro-rata de leur surface. En bleu, le territoire de la caméra n°15 écarté dans les analyses (Source : Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole (DEMNA) – Alain Licoppe, 2025).

La comparaison avec le REM a été restreinte aux trois secteurs du CCS disposant chacun d'au moins 10 caméras (CCSS1, CCSS3 et CCSS4) (Tableau 1 ; Fig. 2), afin d'assurer une correspondance spatiale entre les méthodes. Pour chaque secteur, une plage de densité issue du rétrotir a été sélectionnée à partir des scénarios présentant une forte corrélation positive avec la moyenne mobile de l'INA. La borne inférieure de cette plage a été retenue comme IC_{inf} , la borne supérieure comme IC_{sup} , et la moyenne des deux comme estimation ponctuelle de la densité par rétrotir (Annexe 13).

2.7. Activité journalière

Les modèles d'activité journalière des trois espèces, générés *via* le package *activity* (Tableau 4), ont été comparés (Rowcliffe *et al.*, 2014).

2.8. Logiciels utilisés

L'ensemble des analyses a été réalisé à l'aide de QGIS version 3.28 (QGIS Development Team, 2025), QField (OPENGIS.ch., 2025) et RStudio version 2024.12.1.563 (R Core Team, 2024) (Tableau 4). Certaines sections de ce travail ont été reformulées à l'aide de l'intelligence artificielle ChatGPT 3-5 (OpenAI, 2025), utilisée comme outil d'aide à la rédaction. Elle a également contribué à la clarification de certaines portions de code R.

Tableau 4. Liste des package utilisés dans l'environnement RStudio ainsi que leurs versions respectives.

Package	Version	Source
activity	1.3.4	Rowcliffe, 2023
camtrapDensity	0.1.15	Niedballa <i>et al.</i> , 2024
camraptor	0.28.0	Oldoni <i>et al.</i> , 2025
dplyr	1.1.4	Wickham <i>et al.</i> , 2023
ggcorrplot	0.1.4.1	Kassambara, 2023
ggplot2	3.5.2	Wickham <i>et al.</i> , 2025
kableExtra	1.4.0	Zhu, 2024
knitr	1.50	Xie, 2025
leaflet	2.2.2	Cheng <i>et al.</i> , 2024
lubridate	1.9.4	Spinu <i>et al.</i> , 2024
readxl	1.4.3	Wickham & Bryan, 2025
tidyverse	1.3.1	Wickham <i>et al.</i> , 2024

3. Résultats

Les 81 caméras ont enregistré 826 individus de *Capreolus capreolus* (770 événements indépendants), 1 056 individus de *Cervus elaphus* (494 événements indépendants) et 2 755 individus de *Sus scrofa* (1 036 événements indépendants). Parmi *Capreolus capreolus*, 340 femelles, 334 mâles, et 152 individus indéterminés ont été identifiés ; pour *Cervus elaphus*, 309 femelles, 290 mâles et 457 indéterminés. L'ensemble des espèces détectées est présenté en Annexe 14. Par ailleurs, 2,5 % des séquences n'ont pas pu être identifiées (présence d'une ombre noire dans le champ de vision, avec uniquement les yeux réfléchissants visibles) (Annexe 15).

Les caméras ont fonctionné pendant 3 562 caméras.jours, avec une moyenne de 44 jours par caméra (écart-type : ± 7 jours ; min. : 3 jours ; max. : 49 jours ; médiane : 45 jours). 57 dispositifs ont été vérifiés à mi-parcours pour s'assurer de leur bon fonctionnement. Trois d'entre eux ont été volés après ce contrôle (caméras n°60, 61, 66 ; Fig. 2), et quatre ont présenté des défaillances (caméras n°10, 35, 39, 50 ; Fig. 2), entraînant une interruption partielle ou totale de leur fonctionnement. Toutes les caméras qui ont collecté des images, même pendant quelques jours, ont été incluses dans les analyses. Les données de vitesse, de rayon et d'angle effectifs ont toutefois été exclues pour les caméras mal calibrées ou mal déployées (cf. section 2.4).

Après troncation des rayons extrêmes (< 2 m et > 10 m) et exclusion des caméras problématiques, 182, 50 et 126 séquences ont respectivement été utilisées pour estimer les paramètres de vitesse, de rayon et d'angle effectifs chez *Capreolus capreolus*, *Cervus elaphus* et *Sus scrofa* (Annexe 16).

Le tri initial des 395 485 photos par l'IA DeepFaune version 1.3 (Rigoudy *et al.*, 2023) a permis d'éliminer 63 % des images vides. Seules les images restantes ont été importées sur Agouti. Le taux d'erreur de classification des images comme « vides » est estimé à 0,7 % (équation 5).

$$\text{Taux d'erreur} = \frac{\text{nombre d'images classées comme vides par l'IA et vérifiées par l'humain}}{\text{nombre d'images mal classées}} * 100 \quad (\text{équation 5})$$

3.1. Densité du *Random Encounter Model* (REM)

La densité estimée de *Capreolus capreolus* est de $6,5 \pm 1,4$ individus/km², avec une densité légèrement supérieure chez les femelles ($3,1 \pm 0,9$ individus/km²), malgré des taux de détection similaires entre sexes (Tableau 5, Fig. 5). Pour *Cervus elaphus*, la densité totale est de $7,0 \pm 2,6$ individus/km², avec des valeurs proches entre mâles ($1,7 \pm 0,9$ individus/km²) et femelles ($1,5 \pm 0,8$ individus/km²) (Tableau 6, Fig. 5). *Sus scrofa* présente la densité la plus élevée ($18,0 \pm 6,0$ individus/km² ; Tableau 7, Fig. 5). Le coefficient de variation (CV) dépasse 20 % pour toutes les estimations, atteignant plus de 50 % pour les densités par sexe chez *Cervus elaphus*, ce qui témoigne d'une plus grande incertitude liée au faible nombre de données utilisées pour obtenir ces valeurs.

Les estimations des paramètres utilisés pour les calculs de densité sont détaillées dans les Annexes 17 à 19.

Résultats

Tableau 5. Densité estimée de *Capreolus capreolus* via le Random Encounter Model au sein du Parc National de la Vallée de la Semois, sans et avec distinction du sexe des individus.

Sexe	Nombre de caméras	Rayon effectif de détection r (en m)	Angle effectif de détection θ (en degré)	Vitesse journalière v (en km/jour)	Taux de rencontre Y (individus* (jour*caméra) $^{-1}$)	Densité estimée (individus/km 2 , moyenne \pm écart-type ; IC ; CV)
Global idv.=826	81	7,16 n=182	37,43 n=182	5,54	0,22	6,5 \pm 1,4 IC : [4,3 - 9,9] CV : 0,21
Femelle idv.=340	81	6,95 n=91	40,06 n=91	4,87	0,09	3,1 \pm 0,9 IC : [1,8 - 5,5] CV : 0,29
Mâle idv.=334	81	7,53 n=78	38,00 n=78	6,23	0,09	2,2 \pm 0,7 IC : [1,3 - 4,0] CV : 0,30

CV : coefficient de variation, IC : intervalle de confiance, idv. : nombre d'individus recensés, n : nombre d'observations utilisées.

Tableau 6. Densité estimée de *Cervus elaphus* via le Random Encounter Model au sein du Parc National de la Vallée de la Semois, sans et avec distinction du sexe des individus.

Sexe	Nombre de caméras	Rayon effectif de détection r (en m)	Angle effectif de détection θ (en degré)	Vitesse journalière v (en km/jour)	Taux de rencontre Y (individus* (jour*caméra) $^{-1}$)	Densité estimée (individus/km 2 , moyenne \pm écart-type ; IC ; CV)
Global idv.=1056	81	7,60 n=50	42,05 n=50	6,06	0,28	7,0 \pm 2,6 IC : [3,5 - 14,0] CV : 0,37
Femelle idv.=309	81	6,98 n=15	37,57 n=15	8,96	0,08	1,5 \pm 0,8 IC : [0,6 - 4,0] CV : 0,52
Mâle idv.=290	81	8,44 n=25	42,05 n=25	6,08	0,07	1,7 \pm 0,9 IC : [0,6 - 4,5] CV : 0,54

CV : coefficient de variation, IC : intervalle de confiance, idv. : nombre d'individus recensés, n : nombre d'observations utilisées.

Tableau 7. Densité estimée de *Sus scrofa* via le Random Encounter Model au sein du Parc National de la Vallée de la Semois.

Sexe	Nombre de caméras	Rayon effectif de détection r (en m)	Angle effectif de détection θ (en degré)	Vitesse journalière v (en km/jour)	Taux de rencontre Y (individus* (jour*caméra) $^{-1}$)	Densité estimée (individus/km 2 , moyenne \pm écart-type ; IC ; CV)
Global idv.=2755	81	7,86 n=126	40,85 n=126	5,98	0,73	18,0 \pm 6,0 IC : [9,5 - 34,0] CV : 0,33

CV : coefficient de variation, IC : intervalle de confiance, idv. : nombre d'individus recensés, n : nombre d'observations utilisées.

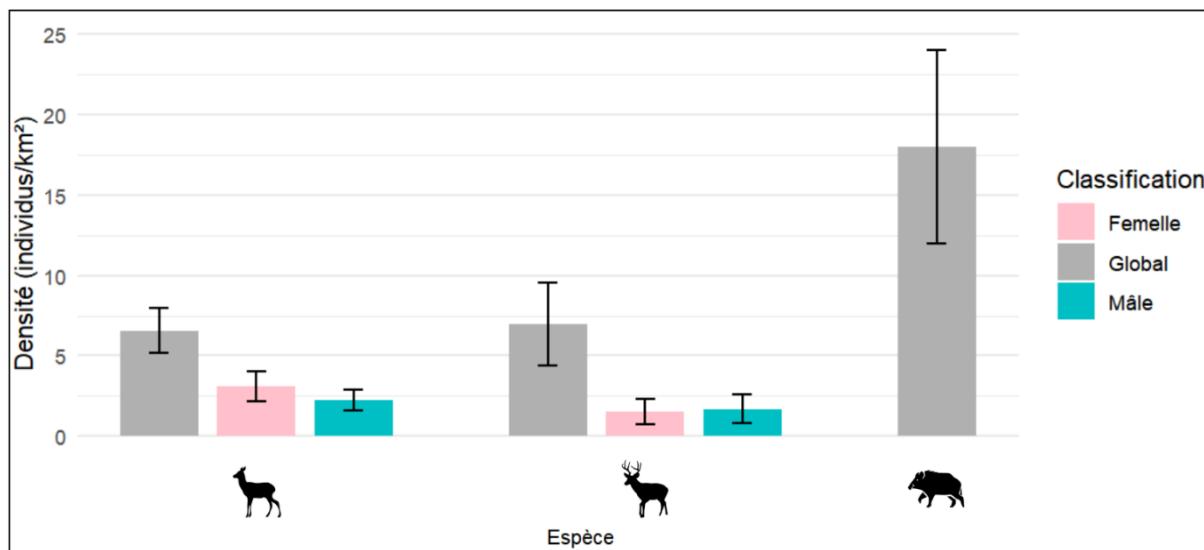


Figure 5. Densités de populations estimées via le Random Encounter Model pour *Capreolus capreolus*, *Cervus elaphus* et *Sus scrofa* au sein du Parc National de la Vallée de la Semois. Les intervalles autour de la moyenne représentent les écarts-types des estimations.

3.2. Indices d'abondance relative (RAI)

Le calcul des RAI montre que 61,7 % des caméras ($n = 50$) ont détecté les trois espèces sur un même site. Une seule caméra n'a détecté aucune des espèces cibles, bien qu'ayant fonctionné durant 44 jours (caméra n°53). *Cervus elaphus* est l'espèce à la distribution spatiale la plus restreinte, apparaissant sur un nombre légèrement inférieur de stations que *Capreolus capreolus* et *Sus scrofa* (Tableau 8).

Les cooccurrences indiquent que *Capreolus capreolus* et *Cervus elaphus* partagent 66,8 % des stations (4,9 % visitées uniquement par les deux cervidés, absence de *Sus scrofa*, et 61,9 % occupées par les trois espèces). Tandis que *Sus scrofa* partage 77,9 % des stations avec *Capreolus capreolus* et 69,3 % avec *Cervus elaphus*. Ces résultats suggèrent un évitement spatial légèrement plus marqué entre les deux cervidés, bien que la forte proportion de stations partagées par les trois espèces (61,7 %) nuance cette hypothèse et révèle une certaine tolérance spatiale à l'échelle du territoire.

L'analyse cartographique des RAI_{idv} (Fig. 6) ne met pas en évidence une ségrégation nette entre espèces, bien que des différences localisées sont observées : *Capreolus capreolus* est plus fréquent au sud-est du parc (Fig. 6A), *Cervus elaphus* au sud-ouest (Fig. 6B), tandis que *Sus scrofa*, détecté sur 87,7 % des caméras, affiche une large distribution avec un noyau de présence au sud du PNVS (Fig. 6C).

Tableau 8. Nombre de caméras ayant détecté soit *Capreolus capreolus*, soit *Cervus elaphus*, soit *Sus scrofa*, les trois espèces simultanément, ou l'absence d'une d'entre elle sur la grille d'échantillonnage (81 caméras).

Espèce	<i>Capreolus capreolus</i>	<i>Cervus elaphus</i>	<i>Sus scrofa</i>	Trois espèces présentes	Total
<i>Capreolus capreolus</i>	2 (2,5 %)	4 (4,9 %)	13 (16,0 %)	50 (61,7 %)	69 (85,2 %)
<i>Cervus elaphus</i>	4 (4,9 %)	3 (3,7 %)	6 (7,4 %)	50 (61,7 %)	63 (77,8 %)
<i>Sus scrofa</i>	13 (16,0 %)	6 (7,4 %)	2 (2,5 %)	50 (61,7 %)	71 (87,7 %)
Absente	12 (14,8 %)	18 (22,2 %)	10 (12,3 %)		

Les indices RAI_{event} indiquent des abondances relatives similaires entre *Sus scrofa* (25,4) et *Capreolus capreolus* (17,3), avec une valeur légèrement inférieure pour *Cervus elaphus* (10,8 ; Tableau 9). En revanche, le RAI_{idv} met en évidence des différences plus marquées : *Sus scrofa* présente une abondance relative nettement plus élevée (106,8) que *Capreolus capreolus* (23,6), qui affiche la valeur la plus faible parmi les trois espèces. Le RAI_{idv} reflète le comportement plus grégaire de *Cervus elaphus* et *Sus scrofa*, contrairement à *Capreolus capreolus*, espèce davantage solitaire.

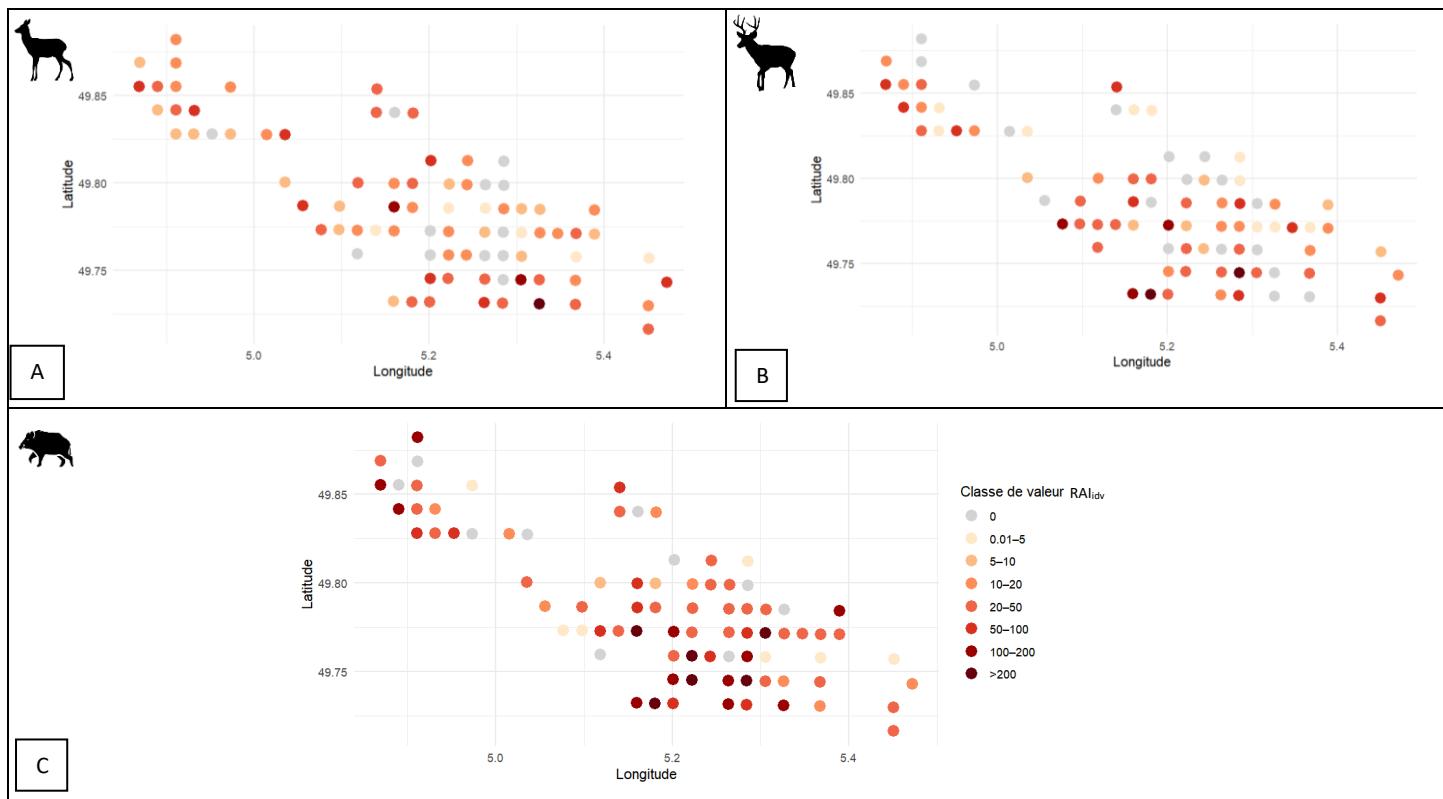


Figure 6. Distribution spatiale du RAI_{idv} pour *Capreolus capreolus* (A), *Cervus elaphus* (B) et de *Sus scrofa* (C) au sein du Parc National de la Vallée de la Semois. Chacun des 81 points représente une caméra et sa couleur indique la classe de valeur du RAI_{idv} . Longitudes et latitudes en degrés décimaux (WGS84). RAI : Indice d'Abondance Relatif.

3.3. Comparaison des données caméra avec celles issues des méthodes actuellement employées

Des analyses ont été effectuées à partir des données issues de 74 caméras réparties sur 26 territoires de chasse afin d'examiner les corrélations entre les données caméras (RAI) et les données (INA, statistiques de chasse) fournies par le DEMNA (Tableau 9).

3.3.1. Corrélation RAI , INA et statistiques de chasse

Les corrélations par espèce entre les indices RAI (RAI_{idv} et RAI_{event}) et les indicateurs du DEMNA (INA et statistiques de chasse) sont très faibles, indiquant une concordance limitée entre les méthodes (Fig. 7). Seule une corrélation modérée est observée entre l'INA et les statistiques cynégétiques pour *Capreolus capreolus* ($r \approx 0,5$; Fig. 7A). Les corrélations entre statistiques de chasse dépassent généralement 0,5, à l'exception d'une très faible corrélation entre *idv_tire_journee* et *idv_tire_100ha_journee* pour *Cervus elaphus* (Fig. 7B).

Aucune différence marquée n'est observée entre les corrélations obtenues avec RAI_{idv} ou RAI_{event} , sauf pour *Sus scrofa*, pour lequel les corrélations entre RAI_{event} et indicateurs cynégétiques, bien que faibles, sont légèrement plus élevées (Fig. 7C).

Ces observations sont confirmées par les régressions linéaires, dont les coefficients de détermination sont globalement très faibles ($R^2 < 0,05$), à l'exception de *Sus scrofa* (jusqu'à $R^2 = 0,29$) et de la relation *Cervus elaphus* $RAI_{idv} \sim$ individus tirés/journée ($R^2 = 0,16$). Ces résultats témoignent d'une absence de relation linéaire marquée entre les données issues des caméras et celles du DEMNA, rendant l'élaboration de modèles prédictifs peu pertinente. Les régressions ne sont donc pas détaillées ici, mais mentionnées à titre illustratif afin de souligner la cohérence des tendances observées dans les corrélations.

Des corrélations (entre RAI, INA et indicateurs cynégétiques) par espèce à l'échelle des territoires ont également été testées pour *Capreolus capreolus* et *Cervus elaphus*. Seule la relation entre les RAI et l'INA a pu être examinée vu que les indicateurs cynégétiques ont été calculés à l'échelle des territoires de chasse. Cette analyse est toutefois limitée par le fait que 58 % (n = 15) des territoires ne disposent que d'une ou deux caméras (Fig. 4), et lorsque plusieurs caméras sont présentes, elles sont souvent associées à une même valeur d'INA, en raison d'un unique parcours nocturne par territoire. Pour ces raisons, l'analyse territoriale ne permet pas de dégager des conclusions pertinentes et a dès lors été abandonnée.

Tableau 9. Statistiques descriptives des indices RAI, de l'INA et des indicateurs cynégétiques pour les trois espèces étudiées (n = 74 caméras).

Capreolus capreolus						
Méthode	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	Unité	n
RAI _{idv}	23,6	11,6	0,0	216,9	/	74
RAI _{event}	17,3	10,5	0,0	148,4	/	74
INA	0,5	0,4	0,1	1,4	Idv./km	74
idv_tire_100ha	0,02	0,4	0,09	1,4	Nbr idv./100ha	74
idv_tire_journee	3,0	2,3	0,5	8,4	Nbr idv./journée	74
idv_tire_100ha_journee	0,4	0,2	0,04	1,8	Nbr idv./100ha/journée	74
Cervus elaphus						
Méthode	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	Unité	n
RAI _{idv}	33,3	14,3	0,0	386,4	/	74
RAI _{event}	10,8	6,1	0,0	117,4	/	74
INA	0,9	0,6	0,0	3,0	Idv./km	74
idv_tire_100ha	2,5	2,4	0,0	10,2	Nbr idv./100ha	74
idv_tire_journee	4,1	3,2	0,0	11,5	Nbr idv./journée	74
idv_tire_100ha_journee	0,4	0,3	0,0	2,9	Nbr idv./100ha/journée	74
Sus scrofa						
Méthode	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	Unité	n
RAI _{idv}	106,8	32,0	0,0	3482,6	/	74
RAI _{event}	25,4	14,4	0,0	421,1	/	74
INA	NA	NA	NA	NA	Idv./km	74
idv_tire_100ha	6,0	5,1	0,9	27,6	Nbr idv./100ha	74
idv_tire_journee	9,8	11,1	0,3	24,8	Nbr idv./journée	74
idv_tire_100ha_journee	1,1	0,7	0,2	7,9	Nbr idv./100ha/journée	74

idv. : individus, INA : Indice Nocturne d'Abondance, NA : Not Available (donnée manquante), nbr : nombre, RAI : Indice d'Abondance Relatif.

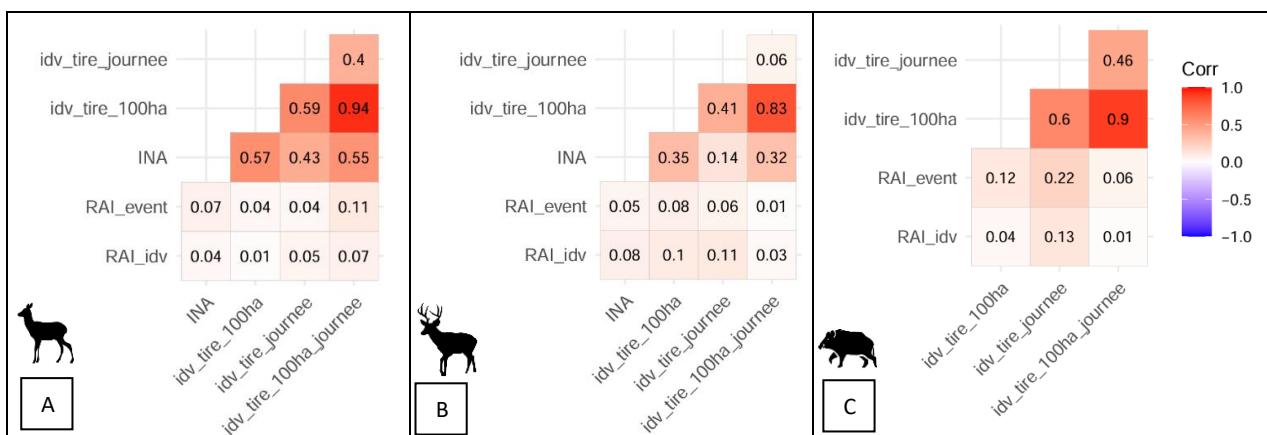


Figure 7. Correlations entre les RAI, les INA et les statistiques de chasse (nombre d'individus tirés par 100 ha, par journée, et par 100 ha/journée), pour chaque espèce (A : *Capreolus capreolus*, B : *Cervus elaphus*, C : *Sus scrofa*), à l'échelle des 26 territoires de chasse du CCS. Les coefficients de corrélation sont colorés en fonction de leur valeur (barre latérale). CCS : Conseil Cynégétique de la Semois, INA : Indice Nocturne d'Abondance, RAI : Indice d'Abondance Relatif.

3.3.2. Comparaison *Random Encounter Model* (REM) et rétrotir pour *Cervus elaphus*

Selon le REM, *Cervus elaphus* présente une densité maximale dans le secteur CCSS3 ($12,6 \pm 7,0$ individus/km 2), bien que le CV y atteigne 56 % en raison du nombre de données limité (Tableau 10). A l'inverse, la méthode du rétrotir indique une densité maximale dans le secteur CCSS1 (8,8 individus/km 2 ; IC : [8,4 – 9,1]), là où le REM fournit l'estimation la plus faible ($3,5 \pm 2,2$ individus/km 2). Les densités estimées par le REM sont supérieures à celles du rétrotir dans les secteurs CCSS3 (6,2 individus/km 2 , IC : [5,1 – 7,2]) et CCSS4 (6,4 individus/km 2 , IC : [6,0 – 6,7]) (Fig. 8). Néanmoins, les valeurs du rétrotir se situent dans l'intervalle de confiance du REM. L'ensemble des paramètres estimés pour la méthode REM est disponible en Annexe 20.

Tableau 10. Densité estimée de *Cervus elaphus* via le *Random Encounter Model* au sein des Secteurs du Conseil cynégétique de la Semois (CCSS1-4).

Secteur cynégétique	Nombre de caméras	Rayon effectif de détection r (en m)	Angle effectif de détection θ (en degré)	Vitesse journalière v (en km/jour)	Taux de rencontre γ (individus* (jour*caméra) $^{-1}$)	Densité estimée (individus/km 2 , moyenne \pm écart-type ; IC ; CV)
CCSS1 idv.=161	14	8,67 n=7	36,59 n=8	8,24	0,21	$3,5 \pm 2,2$ IC : [1,1 – 11,0] CV : 0,64
CCSS3 idv.=239	17	8,65 n=11	37,57 n=12	3,09	0,28	$12,6 \pm 7,0$ IC : [4,5 - 34,9] CV : 0,56
CCSS4 idv.=608	42	6,91 n=22	40,85 n=24	7,52	0,32	$7,1 \pm 3,9$ IC : [2,6 - 19,6] CV : 0,56

CV : coefficient de variation, IC : intervalle de confiance, idv. : nombre d'individus recensés, n : nombre d'observations utilisées.

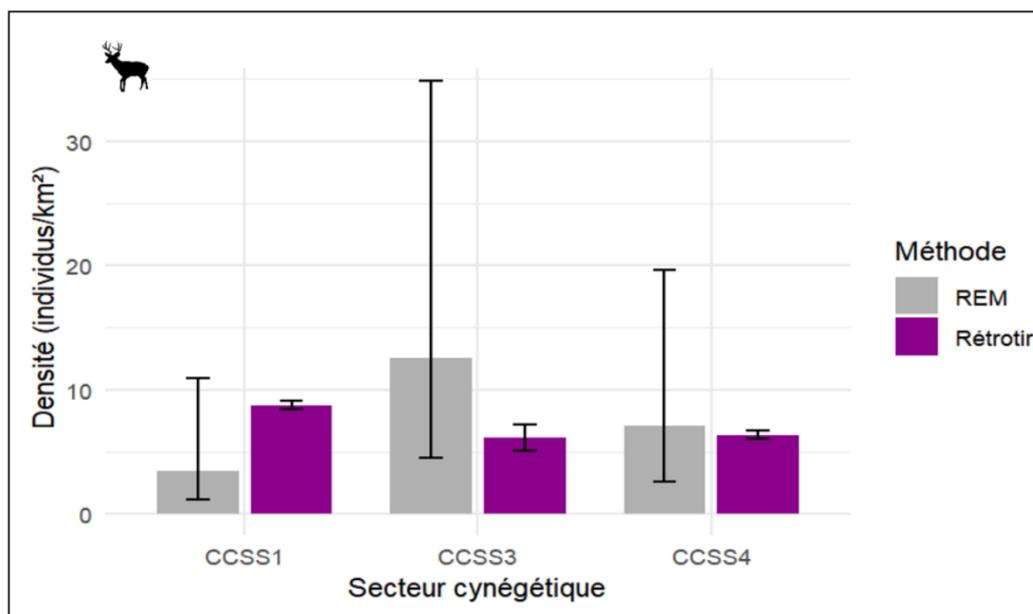


Figure 8. Comparaison entre la densité de *Cervus elaphus* estimée via le *Random Encounter Model* (REM) et la densité estimée sur base de la méthode du rétrotir dans les différents Secteurs du Conseil Cynégétique de la Semois : CCSS1 (individus=161), CCSS3 (individus=239), CCSS4 (individus=608). Pour chaque estimation, les intervalles de confiance supérieurs et inférieurs sont indiqués. (Source : Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole DEMNA – Alain Licoppe, 2025).

3.4. Activité journalière

Capreolus capreolus et *Cervus elaphus* présentent des rythmes d'activité similaires, avec deux pics marqués à l'aube (5h – 7h) et en fin de journée (17h – 20h), traduisant une activité crépusculaire (Fig. 9A-B). *Sus scrofa*, quant à lui, est essentiellement nocturne, avec un pic d'activité vers 18h et une activité diurne plus faible (Fig. 9C).

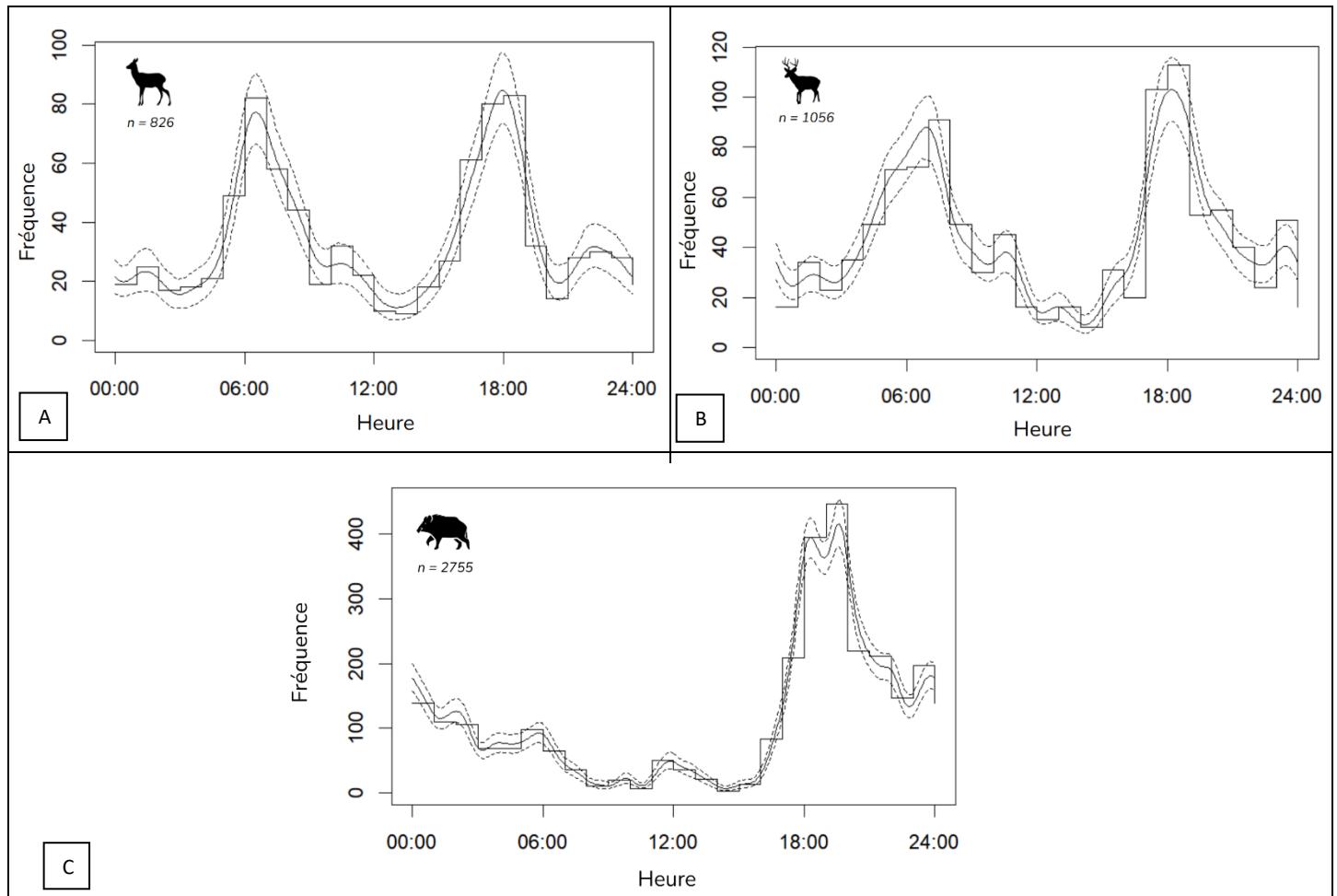


Figure 9. Activité journalière estimée de *Capreolus capreolus* (A), de *Cervus elaphus* (B) et de *Sus scrofa* (C) au sein du Parc National de la Vallée de la Semois. Les histogrammes représentent les fréquences horaires d'observations, tandis que la courbe pleine indique la densité de probabilité estimée de l'activité, accompagnée d'un intervalle de confiance (courbes pointillées) basé sur 1 000 réplicats. n : nombre d'observations utilisées.

4. Discussion

4.1. Densité du *Random Encounter Model* (REM)

Les estimations de densité obtenues pour *Capreolus capreolus*, *Cervus elaphus* et *Sus scrofa* dans le PNVS se sont révélées relativement précises et cohérentes avec les valeurs observées en Wallonie. Elles soulignent l'abondance plus marquée de *Sus scrofa* par rapport aux cervidés et fournissent, pour cette espèce, une estimation de densité jusqu'alors basée uniquement sur les statistiques de tir ou des méthodes plus contraignantes, telles que le capture-marquage-recapture (CMR) appliqué sur des sites expérimentaux (ex. camp militaire de Marche-en-Famenne ; Licoppe *et al.*, 2014). Ainsi, le REM apparaît comme une méthode pertinente et opérationnelle à cette échelle pour ces trois espèces.

Néanmoins, les CV dépassent le seuil recommandé de 20 % pour des applications de gestion (Guerrasio *et al.*, 2022), atteignant respectivement 21 %, 37 % et 33 % pour *Capreolus capreolus*, *Cervus elaphus* et *Sus scrofa*. Cette imprécision découle principalement du nombre limité de séquences annotées pour estimer les paramètres clés (vitesse, angle et rayon effectifs), notamment chez *Cervus elaphus* (50 séquences, contre 182 pour *Capreolus capreolus* ; Annexe 16), alors que Palencia & Barroso (2024) recommandent au moins 100 séquences couvrant deux mois d'échantillonnage. Toutefois, l'ordre de grandeur des CV observés s'inscrit dans les plages rapportées par Palencia *et al.* (2022), qui indiquent un CV moyen de 0,47 % (min. : 0,13 % ; max. : 0,47 %) pour le REM sur six espèces, incluant *Capreolus capreolus*, *Cervus elaphus* et *Sus scrofa*.

Chez *Cervus elaphus*, la subdivision par sexe, combinée à un taux élevé d'individus non sexés (43 %, contre 18 % chez *Capreolus capreolus*), accentue cette incertitude (CV > 50 %), en raison d'un faible nombre d'observations (Tableau 6). Le sexage est pourtant essentiel pour (i) vérifier l'hypothèse de sex-ratio 1:1 sous-jacente à la méthode du rétrotir, (ii) orienter les plans de tir différenciés par sexe, (iii) comprendre la dynamique de population et évaluer les impacts potentiels de la chasse sélective (ex. chasse aux trophées) sur la reproduction (Brunot *et al.*, 2025).

Plusieurs facteurs expliquent le faible nombre de données exploitables : déplacement de caméras (par *Sus scrofa* n=4 ou l'homme n=3), courbes de calibration invalides, erreurs de déploiement (cf. section 2.4). Ces aléas, en partie inhérents à une première expérience de terrain de l'équipe, pourraient être limités en vissant les caméras aux arbres, comme le pratique le DEMNA. En effet, la stabilité du champ de vision est cruciale pour garantir la robustesse des paramètres (vitesse, angle, rayon), puisque le REM repose sur une calibration individuelle des caméras.

La fiabilité des estimations de densité repose sur la précision des paramètres intégrés. Une surestimation du taux de contact conduit à une surestimation de la densité, tandis qu'une surestimation de la vitesse journalière ou de la zone de détection entraîne une sous-estimation (équation 1 ; Palencia *et al.*, 2022). La vitesse journalière est dérivée du niveau d'activité (Tableau 2), et suppose que tous les individus détectés sont actifs. Cette hypothèse peut être biaisée si des animaux au repos déclenchent les caméras, menant à une sous-estimation de la densité. Quatre individus ont été observés couchés devant la caméra sur trois dispositifs (n°8, 22 et 30) durant la nuit, générant 4 à 11 séquences par individu (durée moyenne du temps de repos : 1h36 ; min. : 22 min ; max. : 3h12).

Des erreurs de comptage dans le dénombrement d'individus de grands groupes (*Cervus elaphus*, *Sus scrofa*) ou la présence prolongée d'un individu devant la caméra, générant plusieurs séquences (ex. individu au repos), peuvent également fausser le taux de rencontre. Par ailleurs, la variabilité du taux de rencontre entre stations explique une grande part de la variance des estimations, les individus étant souvent agrégés et surdispersés (Palencia *et al.*, 2022 ; Palencia & Barroso, 2024). Ce taux étant

également influencé par des conditions locales (microsites), l'intégration de covariables liées aux microsites pourrait améliorer la précision des estimations (Palencia *et al.*, 2021).

L'augmentation du nombre de points d'échantillonnage permet également de réduire la variabilité du taux de rencontre, en particulier pour les populations les plus agrégées (du plus au moins agrégé : *Capreolus capreolus*, *Cervus elaphus*, *Sus scrofa* ; Palencia *et al.*, 2024), bien que le coût du matériel limite souvent le déploiement de nombreuses caméras. Une alternative consiste à recourir à un échantillonnage rotatif, dans lequel un nombre réduit de caméras sont déplacées vers de nouveaux points au cours de la période d'étude. Des simulations montrent qu'un dispositif de 15 caméras déplacées deux fois, couvrant ainsi 45 points indépendants, minimise le CV. Il est recommandé de maintenir chaque déploiement au moins trois semaines, les taux de détection étant très variables durant les premiers jours. Bien que l'efficacité d'un tel dispositif dépende de l'espèce et du contexte, l'échantillonnage rotatif apparaît comme une stratégie optimale pour la surveillance simultanée d'espèces aux schémas de distribution différents (Palencia *et al.*, 2024).

Les paramètres du modèle REM peuvent aussi être influencés par le modèle de caméra et ses réglages, affectant la détectabilité et la robustesse des résultats (Burton *et al.*, 2015 ; Bernardello, 2024). Des différences de sensibilité entre caméras, bien que de même modèle, ont été observées lors de leur installation sur le terrain, ce qui a pu impacter les taux de rencontre. Il est donc essentiel d'évaluer rigoureusement les performances du matériel avant déploiement. Des caméras avec des temps de récupération supérieurs à ceux annoncés par le fabricant peuvent générer des biais sur les estimations de vitesse ou des taux de rencontre (Burton *et al.*, 2015 ; Palencia *et al.*, 2021). L'utilisation d'appareils à temps de déclenchement et récupération rapides est donc recommandée dans le cadre du REM, critère respecté dans cette étude par le choix de caméra répondant à ces exigences (Rovero *et al.*, 2013 ; Rowcliffe *et al.*, 2016 ; Bernardello, 2024).

Les déplacements en groupe, notamment chez *Cervus elaphus* et *Sus scrofa*, peuvent biaiser l'estimation du taux de rencontre, le modèle reposant sur l'hypothèse que les animaux se déplacent indépendamment les uns des autres (Rowcliffe *et al.*, 2013). De plus, le REM considère les rencontres entre la zone couverte par la caméra et les points représentant les individus, sans tenir compte de la surface occupée par les groupes. Or, ceux-ci peuvent couvrir une surface non négligeable, augmentant la probabilité de rencontre comparativement à des individus seuls (Guerrasio *et al.*, 2022 ; Hayashi & Iijima, 2022). L'intégration de la taille des compagnies pourrait améliorer la précision des estimations pour les espèces sociales. Cependant, le champ de vision étroit de la caméra peut limiter l'estimation complète du nombre d'individus au sein des grands groupes (Hayashi & Iijima, 2022). De plus, la taille des groupes est souvent variable. Une estimation distincte par type de groupe (ex. femelles avec jeunes, subadultes, mâles solitaires chez *Sus scrofa* ; Licoppe, 2024) est alors recommandée (Guerrasio *et al.*, 2022). Des structures sociales sont également observées chez *Cervus elaphus*, incluant des trios matriarcaux (biche, daguet ou bichette et faons) regroupés en hardes, des groupes de mâles boisés ou des mâles solitaires (Hayashi & Iijima, 2022 ; Licoppe, 2024). Ainsi, actuellement, les estimations basées sur le taux de rencontre des individus sont plus fiables que celles basées sur le taux de rencontre des groupes, qui tendent à surestimer la densité, surtout lorsque la taille des groupes varie (Hayashi & Iijima, 2022). Les imprécisions observées pour *Cervus elaphus* et *Sus scrofa*, comparativement à *Capreolus capreolus*, pourraient donc être partiellement attribuées à ces effets de groupe. La prise de conscience croissante de cette limitation dans la littérature récente laisse entrevoir l'intégration progressive de ces effets sociaux dans les futurs développements méthodologiques.

Parmi les méthodes d'estimation de la densité pour des populations non marquées, le REM s'est avéré pertinent dans le cadre de cette étude multi-espèces ciblant des ongulés grégaires. Son usage répandu, sa standardisation *via* le protocole EOW développé par ENETWILD — auquel le PNVS souhaite s'associer pour garantir l'interopérabilité à l'échelle européenne — ainsi que son application actuelle par le DEMNA (ex. camp militaire de Marche-en-Famenne), assurent une harmonisation avec les

données wallonnes et justifie son utilisation. De plus, la plateforme Agouti, adaptée à l'annotation et à l'extraction des paramètres REM, en facilite la mise en œuvre.

Le *Random Encounter and Staying Time* (REST), extension du REM, constitue néanmoins une alternative prometteuse, notamment pour les espèces abondantes. Basée sur l'enregistrement vidéo, cette méthode estime la densité à partir du temps de séjour des individus dans la zone de détection des caméras, ce temps étant inversement lié à la vitesse de déplacement (Nakashima *et al.*, 2017). Elle est moins chronophage que REM en termes de traitement d'images et d'analyse, et fournit des estimations non biaisées, y compris en cas de déplacement en groupe ou de vitesses variables (Nakashima *et al.*, 2017 ; Palencia *et al.*, 2021).

Une comparaison des résultats obtenus avec différentes méthodes testées dans le PNVS, telles que le REST ou le CTDS, permettrait de valider les estimations issues du REM. Dans la littérature, Palencia *et al.* (2021) rapportent une forte corrélation entre les densités estimées par REM, REST et CTDS pour *Cervus elaphus*, mais observent des divergences significatives pour *Sus scrofa* sans raison identifiée. Leurs travaux indiquent une tendance du REM à produire des valeurs plus élevées que le REST et le CTDS, ces deux dernières donnant des résultats équivalents en raison de leur similarité mathématique. Concernant la précision, Palencia *et al.* (2021) ne relèvent pas de différences significatives de CV entre les méthodes, avec des valeurs moyennes de 0,36 % (REM), 0,28 % (REST) et 0,42 % (CTDS). Zampetti *et al.* (2024), comparant REM et CTDS pour *Capreolus capreolus*, ne rapportent pas de CV mais présentent des écarts types de 0,57 individus/km² (CTDS) à 0,66 individus/km² (REM), tandis que l'écart type observé ici pour cette espèce atteint 1,4 individus/km² (Tableau 5).

4.2. Indices d'abondance relative (RAI)

Le calcul du RAI met en évidence la variation spatiale des différentes espèces au sein de la grille d'échantillonnage, révélant des *hotspots* spécifiques et une cooccurrence marquée des trois espèces sur la majorité des caméras.

Des différences entre le RAI_{idv} et RAI_{event} soulignent le comportement plus grégaire de *Cervus elaphus* et *Sus scrofa*, pour lesquels le RAI_{idv} s'avère plus pertinent pour refléter leur abondance. En effet, la comparaison des RAI_{event} de *Capreolus capreolus* et *Sus scrofa* pourrait laisser penser à une abondance similaire, alors que le RAI_{idv} révèle une nette prédominance de *Sus scrofa* dans le paysage (Tableau 9). Cette observation corrobore les résultats de Palmer *et al.* (2018) et Ferretti *et al.* (2023), qui montrent que l'absence de prise en compte du nombre d'individus conduit à une sous-estimation des indices pour les espèces grégaires et à des comparaisons interspécifiques biaisées.

La définition du seuil d'indépendance temporelle entre détections est également déterminante, influençant directement la densité apparente des événements. Un intervalle trop court augmente le risque d'auto-dépendance entre détections successives, biaisant l'interprétation des données, tandis qu'un intervalle trop long peut masquer de nombreuses apparitions d'individus (De Harlez, 2023). Ce paramètre doit être ajusté selon les caractéristiques de l'étude (objectif, conditions spatio-temporelles, plan d'échantillonnage) et les traits écologiques des espèces (rythme d'activité, comportement ; De Harlez, 2023). Bien qu'un seuil de 15 minutes ait été utilisé ici, sur base des travaux de De Harlez (2023), une calibration spécifique par espèce et contexte reste préférable pour limiter les biais.

Malgré sa simplicité, le RAI reste un indice à interpréter avec précaution. Il confond abondance et détectabilité, en supposant un comportement de déplacement constant dans le temps et l'espace (Burton *et al.*, 2015 ; Gilbert *et al.*, 2021), ainsi qu'une relation linéaire entre le nombre de détections et la taille réelle de la population, relation rarement vérifiée (O'Brien, 2011). Il ne corrige pas la détection imparfaite et postule une probabilité de détection homogène entre sites, périodes et

espèces, ce qui peut engendrer des interprétations erronées (Burton *et al.*, 2015 ; Islamova, 2024 ; Lhoest, 2024). En réalité, des individus peuvent traverser la zone de détection sans être enregistrés, ou ne jamais entrer dans cette zone bien qu'êtants présents à proximité (Burton *et al.*, 2015).

La détectabilité varie selon de nombreux facteurs biologiques (taille, comportement grégaire, vitesse de déplacement, domaine vital), environnementaux (conditions météorologiques, caractéristiques du micro-habitat), et techniques (réglages et modèle de la caméra) (Treves *et al.*, 2010 ; Burton *et al.*, 2015 ; De Harlez, 2023 ; Ferretti *et al.*, 2023). Ainsi, une variation du RAI peut refléter une variation de la détectabilité plutôt qu'un changement réel d'abondance (Palmer *et al.*, 2018 ; Palencia *et al.*, 2024). Par exemple, un individu avec un domaine vital plus étendu rencontrera plus de caméras, augmentant artificiellement son RAI. Le domaine vital varie aussi à l'intérieur d'une même espèce selon les conditions locales (Licoppe, 2006 ; De Harlez, 2023). Le déplacement en groupe accroît également la probabilité de détection (Ferretti *et al.*, 2023). *Capreolus capreolus*, espèce solitaire (Licoppe, 2024) avec un domaine vital plus restreint (30 à 40 ha, pouvant dépasser les 100 ha en Ardenne ; Ferretti *et al.*, 2023 ; Licoppe, 2024) présente ainsi une probabilité de détection plus faible que *Cervus elaphus* (domaine vital : 539 à > 1 000 ha pour les mâles ; Prévot & Licoppe, 2013 ; Licoppe, 2024) et *Sus scrofa* (domaine vital : 623 à > 1 000 ha pour les mâles ; Prévot et Licoppe, 2013 ; Licoppe, 2024).

Pour être informatif dans un contexte de suivi, le RAI doit être calibré à l'aide de méthodes d'estimation d'abondance obtenues par des méthodes indépendantes, et cette calibration vérifiée dans le temps et l'espace (O'Brien, 2011 ; Gilbert *et al.*, 2021). Sans calibration, cet indice non transposable en densité ne permet que de suivre des tendances à moyen terme sur de vastes territoires (Palmer *et al.*, 2018), comme dans le cadre des INA du DEMNA.

Pour mieux comprendre les facteurs influençant la répartition des espèces, les modèles d'occupation constituent une approche plus robuste, en intégrant explicitement la détection imparfaite (Burton *et al.*, 2015). Ils permettent d'estimer conjointement la probabilité d'occupation et de détection, tout en testant l'effet de covariables écologiques (Horion *et al.*, 2024). Des analyses préliminaires ont été menées dans le cadre de la présente étude et les résultats, présentés et discutés en Annexe 21, n'ont révélé aucun effet significatif des covariables testées (distances aux routes et prairies, composition forestière à 500 m, classes d'occupation du sol, présence de *Capreolus capreolus* et *Sus scrofa* via leur RAI_{idv}) sur la probabilité d'occupation de *Cervus elaphus*.

4.3. Comparaison des données caméra avec celles issues des méthodes actuellement employées

4.3.1. Corrélation RAI, INA et statistiques de chasse

Les corrélations observées entre les indices RAI issus des caméras et les indicateurs habituellement utilisés par le DEMNA (INA, statistiques de chasse) révèlent une concordance limitée, principalement en raison de divergences méthodologiques majeures (échelle spatiale, protocole, temporalité) et de facteurs écologiques propres aux espèces.

Les INA, réalisés de nuit sur routes carrossables ciblant les milieux ouverts, maximisent la détection de *Cervus elaphus*, qui est attiré par la végétation précoce des prairies au printemps (Licoppe & Malengreaux, 2012 ; Licoppe & Lievens, s.d.a). Ce protocole repose sur une hypothèse de linéarité avec les effectifs réels et une détectabilité constante, bien que celle-ci soit influencée par la météo, la disponibilité alimentaire en forêt ou les changements brutaux du paysage (chablis, mise-à-blanc...) (Licoppe *et al.*, 2010 ; SPW, 2023). Malgré la répétition des comptages pour gommer cette variabilité (Licoppe *et al.*, 2010 ; Licoppe & Malengreaux, 2012), les écarts entre les effectifs de *Cervus elaphus* observés lors des INA et ceux estimés par rétrotir dans la zone étudiée, suggèrent une sous-détection significative lors des parcours (SPW, 2023). Si des adaptations de parcours peuvent améliorer la détectabilité, elles limitent toutefois la comparabilité interannuelle de l'indice, toute modification du

tracé impliquant un changement de la proportion et du type des habitats inventoriés. Dès lors, les indices obtenus sur des parcours modifiés ne sont plus strictement comparables dans le temps (Licoppe & Malengreaux, 2012 ; Tossens, 2021 ; SPW, 2023).

Afin de limiter les biais d'observation et de perception, les INA sont conçus comme des dispositifs contradictoires : la présence conjointe de forestiers et de chasseurs dans le même véhicule garantit une validation réciproque des observations (Licoppe *et al.*, 2010 ; Licoppe & Malengreaux, 2012).

Les statistiques de chasse doivent également être interprétées avec prudence. Elles peuvent davantage refléter les décisions de gestion que les effectifs réels : plans de tir imposés ou dérogatoires (ex. peste porcine) peuvent erronément suggérer une variation des populations (Licoppe, 2025). Les données analysées présentent plusieurs biais, notamment l'incertitude sur le nombre de journées de battue, et la fiabilité variable du rapportage selon les espèces. L'effort de chasse consenti par unité de gestion constitue pourtant un paramètre clé, dont la prise en compte améliore significativement la robustesse des estimations d'effectifs, comme démontré pour *Sus scrofa* (Licoppe *et al.*, 2016 ; Lambinet, 2022). Les constats de tir ne sont obligatoires que pour *Cervus elaphus*, ce qui affecte la qualité des données pour *Capreolus capreolus* et *Sus scrofa*, fondée sur les déclarations des chasseurs et l'absence de canevas uniforme (SPW, 2023 ; Licoppe, 2025). Malgré un encadrement strict pour *Cervus elaphus* depuis 1989 (constats de tir rédigés par les agents du DNF et systématiquement encodés dans une base de données centralisée ; Bertouille *et al.*, 2014), des cas de fraude subsistent (Licoppe *et al.*, 2018). Par ailleurs, les statistiques utilisées ici ont nécessité une redistribution des prélèvements agrégés entre territoires gérés par un même titulaire, proportionnellement à leur superficie, introduisant une incertitude supplémentaire. Une géolocalisation systématique des tirs permettrait une meilleure précision à l'échelle de ces territoires de chasse.

Les divergences entre RAI, INA et données de chasse s'expliquent également par leur déploiement spatial et temporel. Les caméras, disposées uniformément selon un maillage à l'échelle des forêts publiques du PNVS, couvrent de manière hétérogène les parcours INA et les territoires de chasse. Dans certains cas, une valeur moyenne de deux parcours INA a été attribuée à une caméra située à leur limite, faute de pouvoir déterminer clairement celui ayant potentiellement identifié les mêmes individus que les caméras, introduisant des incertitudes dans les données. De plus, les RAI et INA datent du printemps 2025, tandis que les données de chasse concernent l'automne 2024. Par ailleurs, les méthodes diffèrent en détectabilité : les caméras fonctionnent en continu, sont non intrusives, placées en forêt et adaptées aux trois espèces, tandis que les INA, ponctuels et nocturnes, réalisés sur des chemins carrossables, peuvent perturber la faune et ciblent particulièrement la détection de *Cervus elaphus* en milieu ouvert.

Enfin, au-delà des différences méthodologiques, la mobilité propre à chaque espèce influence les corrélations observées entre les indices. Une meilleure concordance entre RAI et INA aurait pu être attendue pour *Capreolus capreolus*, en raison de son comportement territorial et de son domaine vital restreint (Licoppe, 2024). C'est malgré tout pour cette espèce que les coefficients de corrélation INA avec les indicateurs cynégétiques sont les plus élevés (Fig. 7). À l'inverse, *Cervus elaphus* et *Sus scrofa* possèdent des domaines vitaux plus étendus (respectivement 539 à > 1 000 ha et 623 à > 1 000 ha ; Prévot & Licoppe, 2013 ; Licoppe, 2024) et des déplacements saisonniers plus marqués. *Cervus elaphus* peut parcourir jusqu'à 5 km entre les prairies fréquentées en avril et ses zones de repos diurnes, puisqu'il n'utilise pas systématiquement les prairies les plus proches de sa zone de repos (Licoppe & Lievens, s.d.a). *Sus scrofa*, quant à lui, se déplace entre sites de nourrissage hors période de chasse et montre une faible fidélité spatiale en période de chasse, en raison de sa sensibilité aux dérangements occasionnés par cette activité (Ohashi *et al.*, 2013). Ainsi, les individus détectés au printemps *via* les INA ou les RAI peuvent s'être déplacés hors zone lors de la chasse automnale. Toutefois, chez les femelles *Cervus elaphus*, les domaines vitaux restent relativement stables entre saisons, à l'inverse des

mâles, qui occupent des territoires plus étendus et dont les déplacements sont moins constants (Licoppe & Lievens, s.d.b).

L'absence de corrélations fortes entre les différentes sources de données ne remet malgré tout pas en cause la validité intrinsèque de chacune, mais souligne leur complémentarité et les limites de leur comparaison directe. Une comparaison des méthodes nécessiterait un plan d'échantillonnage spécifiquement conçu à cette fin, harmonisé aux niveaux spatial et temporel, et tenant compte des spécificités biologiques et de la détectabilité propre à chaque espèce et à chaque approche. En l'absence de ces ajustements, toute tentative de mise en relation directe entre méthodes reste peu concluante. Dans cette optique, une étude expérimentale pourrait consister à placer des caméras le long des parcours INA, ou à assurer une couverture homogène des territoires de chasse, afin d'améliorer la comparabilité avec les comptages nocturnes et les statistiques de prélèvement. L'utilisation de caméras permettrait de limiter la subjectivité et la sensibilité aux effets des observateurs des comptages INA, ainsi que leur caractère éprouvant, car réalisés de nuit (Licoppe & Malengreaux, 2012), offrant ainsi des données plus fiables sur les populations de gibiers avant les battues.

4.3.2. Comparaison *Random Encounter Model* (REM) et rétrotir pour *Cervus elaphus*

Les estimations de densité obtenues par la méthode REM diffèrent de celles issues du rétrotir, en particulier dans le secteur CCSS3 (Fig. 8). Cette divergence s'explique notamment par l'absence de couverture des forêts privées par le réseau de caméras, alors qu'elles représentent une part importante de ce territoire. Ainsi, seulement 43 % des forêts du CCSS3 sont couvertes par la grille d'échantillonnage (Fig. 2 ; Tableau 1). Une situation similaire est observée dans le CCSS1, où la différence d'estimation est également marquée. Dans ce cas, le réseau de caméras est contraint par les limites du PNVS, qui n'incluent pas la partie sud du territoire, ne couvrant ainsi que 47 % des forêts du CCSS3 (Fig. 2 ; Tableau 1).

Ces différences reflètent les divergences de couverture spatiale entre les deux méthodes : le rétrotir intègre l'ensemble des animaux observés *via* les INA et tirés dans les territoires de chasse, incluant les forêts publiques et privées, à l'intérieur comme à l'extérieur du PNVS ; tandis que le REM se limite, dans la présente étude, aux détections en forêts publiques à l'intérieur du PNVS. À l'inverse, les estimations issues des deux méthodes convergent dans le CCSS4, où les caméras couvrent 64 % des forêts (Fig. 2 ; Tableau 1), ce qui renforce la cohérence des résultats obtenus au travers du REM.

Les écarts observés entre les méthodes REM et rétrotir doivent être interprétés à la lumière de leurs limites méthodologiques respectives (cf. section 4.1), ainsi que des incertitudes associées aux INA et aux statistiques de chasse, qui influencent fortement le calcul du rétrotir (cf. section 4.3.1). Le rétrotir repose sur plusieurs hypothèses susceptibles d'affecter considérablement les estimations de densité. Il suppose notamment un taux de reproduction fixé à 33 % à l'échelle de la Wallonie, bien qu'il puisse varier localement, notamment en fonction de la disponibilité alimentaire, qui affecte le taux de participation des bichettes à la reproduction (Licoppe *et al.*, 2018). La méthode présume également un équilibre des sexes, difficilement vérifiable. Pour que cette hypothèse soit raisonnablement respectée, l'analyse doit être menée sur des surfaces étendues ($> 5\,000$ ha) comparées à leur domaine vital (539 à $> 1\,000$ ha pour les males ; Prévot & Licoppe, 2013 ; Licoppe, 2024). Une estimation sur une si large échelle permet aussi de tenir compte des différences entre domaines vitaux printaniers (période de comptage à l'aide des INA) et automnaux (période de chasse ; Licoppe, 2024). Par ailleurs, la précision de la surface de référence — définie comme la surface forestière durablement occupée par *Cervus elaphus* — est déterminante pour le calcul. Elle est généralement estimée par le DNF sur base de sa connaissance du terrain, mais fait rarement l'objet de discussion au sein des conseils cynégétiques, car la superficie de ces derniers est généralement entièrement occupée par l'espèce (Licoppe *et al.*, 2018).

Le choix du scénario optimal ne repose pas uniquement sur la meilleure corrélation avec la moyenne mobile de l'INA, il requiert également une analyse un peu plus complexe et réfléchie. Son évaluation implique de considérer la densité minimale estimée pour l'année en cours au vu des individus tirés les années précédentes (par exemple 90 - 95 individus/ 1 000 ha pour le CCSS1 en 2025 ; Annexe 13) et le taux d'accroissement de 33 % de la population. D'autres critères doivent être intégrés, tels que le taux de réalisation des plans de tir en analysant les causes expliquant leur réalisation ou non (densité de départ sous-estimée, nombre de journées de chasse plus important), ainsi que la structure des prélèvements, notamment le ratio biches/faons (Alain Licoppe, communication personnelle 2025). Ce dernier indique si le conseil cynégétique tend à réduire la population en ciblant les femelles reproductrices, ou au contraire s'il cible préférentiellement les faons pour maintenir un grand nombre de génitrices (Bertouille *et al.*, 2014).

Pour terminer, les résultats issus du modèle rétrotir doivent être considérés comme des niveaux indicatifs de densité, utiles comme base de réflexion et de discussion, mais non comme des vérités absolues, au vu des nombreuses hypothèses sous-jacentes. Ces résultats doivent être interprétés à la lumière de la réalité de terrain. Des paramètres supplémentaires (proportion d'individus boisés, de biches et de faons tirés, variabilité spatio-temporelle du taux de reproduction, etc.) pourrait améliorer la précision du modèle, au risque toutefois de le rendre ininterprétable (Licoppe *et al.*, 2018).

4.4. Activité journalière

Le rythme d'activité bimodal et crépusculaire observé chez *Capreolus capreolus* et *Cervus elaphus* concorde avec de nombreux travaux antérieurs (Georgii, 1981 ; Pépin *et al.*, 2009 ; Pagon *et al.*, 2013 ; Stache *et al.*, 2013 ; Ensing *et al.*, 2014 ; Mori *et al.*, 2019 ; Islamova, 2024). Ce rythme peut néanmoins être modulé par plusieurs facteurs. La présence de prédateurs, tels que *Canis lupus*, peut inciter ces espèces à privilégier les périodes de faible luminosité (Mori *et al.*, 2019 ; Islamova, 2024). Les activités humaines — chasse, tourisme, présence de chiens, sylviculture — influencent également leur comportement, favorisant une activité plus nocturne (Georgii, 1981 ; Kamler *et al.*, 2007 ; Ensing *et al.*, 2014 ; Zanni *et al.*, 2020). La présence humaine diurne contraint les individus à fréquenter les prairies ou sites de nourrissage durant les périodes sombres (Georgii, 1981), révélant une adaptation comportementale au dérangement. Chez *Capreolus capreolus*, une forte densité canine n'altère pas significativement le rythme d'activité, mais induit une légère augmentation de l'activité nocturne et une uniformisation du profil journalier, reflétant une certaine plasticité comportementale (Islamova, 2024).

Des variations interindividuelles ont également été observées chez les deux espèces de cervidés (Pagon *et al.*, 2013 ; Stache *et al.*, 2013 ; Bonnot *et al.*, 2015). Chez *Cervus elaphus*, la synchronisation des rythmes est plus marquée en hiver, probablement en lien avec la formation de grands groupes ou le nourrissage artificiel, tandis que l'été, la dispersion des individus favorise une activité plus individualisée (Georgii, 1981). Chez *Capreolus capreolus*, cette variabilité s'explique par le fait qu'il s'agit d'une espèce solitaire avec peu de coordination entre individus (Stache *et al.*, 2013). Néanmoins, la photopériode et la thermopériode demeurent les principaux déterminants des rythmes d'activité, expliquant les variations saisonnières observées (Georgii, 1981 ; Pagon *et al.*, 2013 ; Bonnot *et al.*, 2015 ; Zanni *et al.*, 2020). Enfin, *Cervus elaphus*, comme d'autres ongulés, semble peu influencé par son horloge biologique interne, réagissant principalement aux variations de lumière ambiante (Ensing *et al.*, 2014).

En revanche, *Sus scrofa* présente un patron d'activité majoritairement nocturne, avec un pic vers 18h et une faible activité diurne, conforme aux observations de Zanni *et al.* (2020) et Gordigiani *et al.* (2021). A l'instar des cervidés, l'augmentation de l'activité nocturne constitue une stratégie compensatoire face aux perturbations diurnes telles que la chasse, les activités humaines ou la prédateur (Ohashi *et al.*, 2013 ; Gordigiani *et al.*, 2021 ; Lenoir, 2024). *Sus scrofa* est d'ailleurs

particulièrement connu pour s'adapter aux conditions locales, ce qui pourrait d'ailleurs être l'un des facteurs expliquant sa récente et rapide expansion démographique en Europe (Ohashi *et al.*, 2013 ; Podgórska *et al.*, 2013). Ainsi, dans les paysages dominés par l'homme, il devient majoritairement nocturne et ce indépendamment des variations saisonnières de la photopériode, alors que, dans des milieux plus naturels, l'activité est répartie de manière plus homogène sur les 24 heures et il tend à être plus diurne (Ohashi *et al.*, 2013 ; Podgórska *et al.*, 2013 ; Gordigiani *et al.*, 2021). L'activité diurne varie également selon les saisons (Podgórska *et al.*, 2013). Sur le plan évolutif, cette activité nocturne est surprenante, l'espèce étant dépourvue de *tapetum lucidum*, ce qui suggère une origine diurne. Toutefois, *Sus scrofa* s'appuie principalement sur l'odorat pour la recherche alimentaire, ce qui lui permet d'être actif malgré une faible visibilité. Son activité nocturne apparaît donc comme une réponse plastique aux pressions anthropiques (Gordigiani *et al.*, 2021).

5. Limites de l'étude et perspectives

Cette étude constitue la première application de la méthode REM au suivi des ongulés dans le PNVS. Une répétition interannuelle permettrait de confirmer l'ordre de grandeur des estimations, de détecter des tendances démographiques robustes et de renforcer la fiabilité des résultats. La comparaison avec d'autres méthodes d'évaluation absolue de densité, telles que le REST ou le CTDS, contribuerait à valider ces estimations. L'amélioration du protocole, notamment par la fixation des caméras à l'aide de vis, réduirait les modifications du champ de détection et la perte de données. La mise en place d'un suivi standardisé à l'échelle des secteurs cynégétiques faciliterait la comparaison avec les indices du DEMNA. Pour obtenir des estimations de densité absolue en vue d'alimenter le dialogue sur les quotas de tir, un suivi est recommandé durant l'été (juillet-septembre), sur une période optimale d'environ deux mois, conformément aux recommandations de l'EOW (Rowcliffe, 2022). Des suivis dépassant 2 à 3 mois ne sont pas conseillés, afin de limiter l'influence des variations saisonnières (disponibilité des ressources, conditions météorologiques, détectabilité des espèces) ou des actions de gestion (ex. la chasse) sur la densité et la distribution spatiale des individus (Palencia & Barroso, 2024 ; Palencia *et al.*, 2024).

Si un déploiement à large échelle est techniquement réalisable après une formation de terrain, il reste constraint par le coût élevé du matériel (Palencia *et al.*, 2022 ; Wiegers *et al.*, 2024), le nombre important de caméras requis pour assurer une couverture homogène du territoire (même si un dispositif rotatif peut être envisagé ; cf. section 4.1), le traitement chronophage des images malgré l'appui de l'IA (encore imparfaite actuellement pour l'identification des espèces et incapable de générer automatiquement les paramètres de vitesse, angle et rayon effectifs ; Zampetti *et al.*, 2024) et les réticences de certains acteurs locaux face aux dispositifs. Certaines parties prenantes perçoivent en effet les caméras comme intrusives, bien que le Règlement Général sur la Protection des Données (RGPD) impose un cadre strict (Parlement européen, 2016). Une communication préalable avec les acteurs concernés est indispensable pour favoriser l'acceptation, prévenir les dégradations du matériel et mettre en avant les bénéfices collectifs d'une meilleure connaissance des populations.

Par ailleurs, une estimation brute de densité, absolue ou relative, reste peu informative si elle n'est pas mise en lien avec la qualité de l'habitat et les processus démographiques (Morellet *et al.*, 2007). La gestion actuelle de *Cervus elaphus* repose sur des densités cibles théoriques (2,0 – 2,5 individus/km² en milieu pauvre ; 3,0 – 3,5 en milieu moyen ; 4,0 – 4,5 en milieu riche ; Licoppe & Malengreaux, 2012), définies, à l'époque, à partir de comptages supposant une détectabilité parfaite (Bertouille, 2008). Souvent dépassés par les estimations actuelles, ces seuils sont aujourd'hui remis en cause quant à leur pertinence, bien qu'ils continuent de guider les objectifs cynégétiques (Licoppe & Malengreaux, 2012). Si les estimations absolues de densité sont utiles pour définir les quotas de prélèvement, une gestion efficace doit également intégrer des données sur l'état de l'habitat et la pression exercée par les populations, afin de mieux comprendre la relation densité-habitat (Morellet *et al.*, 2011 ; Licoppe *et al.*, 2018) et d'estimer la capacité d'accueil (nombre maximal d'animaux qu'un territoire peut accueillir en fonction des ressources disponibles ; Candaele, 2015).

Ainsi, les indicateurs de changement écologique (ICE), utilisés en gestion adaptive, constituent des outils complémentaires prometteurs pour guider les décisions relatives aux densités-cibles (Bertouille, 2008 ; Licoppe *et al.*, 2010 ; Morellet *et al.*, 2011). Pour être pertinents, ces indicateurs doivent être sensibles aux pressions exercées, réagir aux perturbations de manière prévisible, refléter les variations de densité relative, être robustes, facilement mesurables, et peu variables dans leurs réponses (Bertouille, 2008 ; Morellet *et al.*, 2011). Ils traduisent l'équilibre entre les individus, les populations et le milieu, et permettent une interprétation pertinente des dynamiques démographiques à l'échelle locale (Bertouille, 2008). Ils incluent des indicateurs sur l'individu (masse corporelle, longueur des

mâchoires ou des pattes), sur la population (comptage nocturne aux phares), et sur l'environnement (pression sur la végétation, dégâts forestiers ou agricoles) (Bertouille, 2008 ; Licoppe, 2024).

En Wallonie, l'INA est actuellement le seul ICE appliqué à large échelle, exclusivement pour *Cervus elaphus*, alors que *Capreolus capreolus*, malgré son fort impact potentiel sur la végétation ligneuse, ne fait l'objet d'aucun suivi systématique (Licoppe *et al.*, 2016). Des indicateurs relatifs à la pression sur la flore (indice d'abrutissement, indice de consommation) existent, mais restent peu employés, en partie car ils nécessitent de travailler sur un matériel végétal existant, parfois rare ou absent dans les milieux fortement déséquilibrés ou peu productifs (Licoppe *et al.*, 2016). D'autres méthodes, telles que les enclos/exclos ou le suivi de la croissance de la myrtille, sont également testées, mais restent contraignantes en raison de leur exigence en main-d'œuvre sur des périodes courtes et de leur sensibilité aux variations climatiques (Licoppe *et al.*, 2010 ; Licoppe *et al.*, 2016). Ces indices ne permettant pas toujours d'identifier l'espèce responsable des dégâts, des estimations spécifiques par espèce demeurent indispensables, et le développement d'ICE adaptés à chacune est à encourager (Licoppe & Malengreaux, 2012).

Bien que les ICE ne soient pas affectés par la variabilité de la détectabilité, leur efficacité dépend d'une standardisation stricte des protocoles, d'une application continue et d'un fort engagement des acteurs locaux (Licoppe *et al.*, 2010 ; Morellet *et al.*, 2011 ; Licoppe *et al.*, 2016). Approfondir l'usage combiné des ICE et des données de densité représenterait une avancée majeure vers une gestion adaptative fondée sur une meilleure compréhension des interactions faune-habitat.

6. Conclusion

Cette étude confirme la faisabilité de la méthode REM pour estimer la densité de *Capreolus capreolus*, *Cervus elaphus* et *Sus scrofa* à l'échelle du PNVS grâce aux données collectées par des caméras. Les résultats montrent une forte occupation du territoire par les trois espèces, avec une prédominance de *Sus scrofa*. Le protocole EOW, couplé à l'annotation des trajectoires *via* Agouti et à l'application rigoureuse du REM, constitue une méthode robuste, standardisée, non invasive, reproductible et adaptée à un suivi multi-espèces à long terme et à grande échelle. Bien que la précision des estimations reste perfectible, leur caractère absolu et la disponibilité d'intervalles de confiance constituent des atouts majeurs pour éclairer les décisions relatives aux quotas de chasse.

Toutefois, les estimations de densité, qu'elles soient absolues ou relatives, doivent être interprétées avec précaution, car elles reposent sur de nombreuses hypothèses et fournissent avant tout des niveaux indicatifs. Une combinaison d'indicateurs, sélectionnés en fonction des objectifs, de l'échelle spatio-temporelle et de l'écologie des espèces ciblées (Gilbert *et al.*, 2021), permet une évaluation plus complète des populations. De plus, la validation des densités issues du REM par comparaison avec d'autres méthodes absolues (REST, CTDS) renforcerait la fiabilité des résultats. Enfin, pour progresser vers une gestion adaptive, la combinaison des estimations de densité et des ICE, associée à des protocoles standardisés, applicables à large échelle et à l'implication des acteurs locaux, améliorerait l'évaluation de l'état du système ongulés-habitat (Morellet *et al.*, 2011).

7. Contribution personnelle

Mes contributions personnelles à ce travail de fin d'étude ont débuté par l'élaboration du protocole et de la grille d'échantillonnage, en collaboration avec Simon Lhoest (Gembloux Agro-Bio-tech - GxABT) et Romain Candaele (PNVS). J'ai ensuite participé activement au placement, au contrôle à mi-parcours, à l'enlèvement des caméras ainsi qu'à l'organisation logistique de ces interventions tout en bénéficiant de l'aide des membres du PNVS sur le terrain.

À l'issue de cette période de récolte des données, j'ai analysé l'ensemble des images sur la plateforme Agouti et numérisé les trajectoires des espèces d'intérêt. Ce travail a été réalisé avec le soutien de deux stagiaires du PNVS et des conseils du DEMNA.

J'ai mené l'ensemble des analyses statistiques, en profitant des recommandations de Valérie De Waele (DEMNA) pour les analyses REM, et de celles d'Alain Licoppe pour les comparaisons avec les données INA et les statistiques de chasse du DEMNA qu'il m'a fournies.

Enfin, j'ai interprété l'ensemble des résultats obtenus et rédigé l'intégralité de ce document.

8. Bibliographie

- Alderweireld, M., Ligot, G., Latte, N., Claessens, H. (2010). Le chêne en forêt ardennaise, un atout à préserver. *Forêt Wallonne*, 109, 10-24. https://www.researchgate.net/publication/284831494_Le_chene_en_foret_ardennaise_un_atout_a_preserver.
- Bengsen, A., Leung, L., Lapidge, S., Gordon, I. (2011). Using a General Index Approach to Analyze Camera-Trap Abundance Indices. *The Journal of Wildlife Management*, 75 (5), 1222-1227. DOI : 10.1002/jwmg.132.
- Bernardello, E. (2024). Evaluation du random encounter model dans un environnement contrôlé. *Travail de fin d'étude Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège*. <http://hdl.handle.net/2268.2/20429>.
- Bertouille, S. (2008). Dynamique des populations de cerf en Région wallonne. *Forêt Wallonne*, 94, 56-66. <https://wildlifeandman.be/docs/128-dynamique-des-populations-de-cerf-en-ry-gion-wallonne.pdf>.
- Bertouille, S., Duran, V., Licoppe, A., Malengreaux, C., Manet, B., Petit, F., Villers, M. (2014). Rapport Cerf 2013-2014. SPW / DGO3 / DEMNA et DNF, Gembloux. 58 p. <https://wildlifeandman.be/docs/rapport-cerf-2013-2014.pdf>.
- Bleier, N., Lehoczki, R., Újváry, D., Szemethy, L., Csányi, S. (2012). Relationships between wild ungulate density and crop damage in Hungary. *Acta theriologica*, 4 (57), 351-359. DOI : 10.1007/s13364-012-0082-0.
- Bonnot, N., Verheyden, H., Blanchard, P., Cote, J., Debeffe, L., Cargnelutti, B., Klein, F., Hewison, A. J. M., Morellet, N. (2015). Interindividual variability in habitat use: evidence for a risk management syndrome in roe deer? *Behavioral Ecology*, 26 (1), 105-114. DOI : 10.1093/beheco/aru169.
- Brunot, M., Morellet, N., Bonnet, A., Cebe, N., Chaval, Y., Rames, J.L., Lourtet, B., Merlet, J., Gaillard, J.M., Pellerin, M., Hewison, M.A.J. (2025). Access to agricultural crops promotes first-year growth in a wild herbivore. *European Journal of Wildlife Research*, 71 (25). DOI : 10.1007/s10344-025-01899-3.
- Burton, C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J., Bayne, E., Boutin, S. (2015). Review: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, 52 (3), 675-685. DOI : 10.1111/1365-2664.12432.
- Bushnell. (2021). Manuel instruction Bushnell CORE DS-4K / S-4K. *Bushnell Outdoor Products*. https://www.bushnell.com/on/demandware.static/-/Library-Sites-HuntShootAccessoriesSharedLibrary/default/dw6861c65e/productPdfFiles/Bushnell_DS-4k_4K-S_Manual.pdf.
- Candaele, R. (2015). Elaboration d'une cartographie de la capacité d'accueil pour le cerf à l'échelle des entités de gestion cynégétique validée par une série d'indicateurs de la performance physique des individus. *Travail de fin d'étude Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège*.
- Candaele, R., Lejeune, P., Licoppe, A., Malengreaux, C., Brostaux, Y., Morelle, K., Latte, N. (2020). Mitigation of bark stripping on spruce: the need for red deer population control. *European Journal of Forest Research*, 140 (1), 227-240. DOI : 10.1007/s10342-020-01326-z.

Bibliographie

- Candaele, R., Ligot, G., Licoppe, A., Lievens, J., Fichefet, V., Jonard, M., Andre, F., Lejeune, P. (2023). Interspecific growth reductions caused by wild ungulates on tree seedlings and their implications for temperate *Quercus-Fagus* forests. *Forests*, 14 (7), 1330. DOI : 10.3390/f14071330.
- Carpio, A., Acevedo, P., Apollonio, M. (2020). Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations. *Mammal Review*, 51 (1), 95-108. DOI : 10.1111/mam.12221.
- Chandler, R., Kellner, K., Fiske, I., Miller, D., Royle, A., Hostetler, J., Hutchinson, R., Smith, A., Pautrel, L. (2025). *unmarked: Models for Data from Unmarked Animals. R package version 1.5.0.* <https://cran.r-project.org/web/packages/unmarked/index.html>.
- Cheng, J., Schloerke, B., Karambelkar, B., Xie, Y. (2024). *leaflet: Create Interactive Web Maps with the JavaScript 'Leaflet' Library. R package version 2.2.2.* <https://cran.r-project.org/web/packages/leaflet/index.html>.
- Côté, S., Rooney, T., Tremblay, J.P., Dussault, C., Waller, D. (2004). Ecological impacts of deer overabundance on temperate and boreal forests. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 35, 114-147. DOI : 10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105725.
- Cutini, A., Chianucci, F., Chirichella, R., Donaggio, E., Mattioli, L., Apollonio, M. (2013). Mast seeding in deciduous forests of the northern Apennines (Italy) and its influence on wild boar population dynamics. *Annals of Forest Science*, 70, 493–502. DOI : 10.1007/s13595-013-0282-z.
- De Harlez, T. (2023). Inventaire de mammifères par pièges photographiques en Wallonie et optimisation des méthodes d'échantillonnage. *Travail de fin d'étude Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège.* <http://hdl.handle.net/2268.2/18067>.
- Donini, V., Pedrotti, L., Ferretti, F., Lacona, E., Lorenzetti, L., Cozzi, F., Corlatti, L. (2025). Spatial and Temporal Relationships Between Roe and Red Deer in an Alpine Area. *Ecology and Evolution*, 15 (1), e70777. DOI : 10.1002/ece3.70777
- Drion, Z. (2021). Estimation de la densité actuelle de Renards roux (*Vulpes vulpes*) dans la Réserve naturelle des Hautes Fagnes, et synthèse des observations de suivi de l'espèce en Hertogenwald depuis 1983. *Travail de fin d'étude Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège.* <http://hdl.handle.net/2268.2/13938>.
- ENETWILD. (2024a). *The project – ENETWILD.* <https://enetwild.com/the-project/>.
- ENETWILD. (2024b). *Enetwild EOW First Training Course April 2024 – Training 1: Field protocol [Vidéo].* YouTube. <https://www.youtube.com/watch?v=fFOoZe3dt8Y>.
- ENETWILD. (2024c). *Enetwild EOW Second Training Course April 2024 – Training 2: Agouti and data analysis [Vidéo].* YouTube. <https://www.youtube.com/watch?v=OHH8ww8vcBw>.
- Ensing, E., Ciuti, S., Wijs, F., Lentferink, D., Hoedt, A., Boyce, M., Hut, R. (2014). GPS based daily activity patterns in European Red Deer and North American Elk (*Cervus elaphus*): indication for a weak circadian clock in ungulates. *Plos One*, 9 (9). DOI : 10.1371/journal.pone.0106997.
- Ferretti, F., Lazzeri, L., Fattorini, N. (2023). A test of motion-sensitive cameras to index ungulate densities: group size matters. *The Journal of Wildlife Management*, 87 (3), e22356. DOI : 10.1002/jwmg.22356.

Franchini, M., Peric, T., Frangini, L., Prandi, A., Comin, A., Rota, M., Filacorda, S. (2023). You're stressing me out! Effect of interspecific competition from red deer on roe deer physiological stress response. *Journal of Zoology*, 320 (1), 63-74. DOI : 10.1111/jzo.13058.

Geisser, H. & Reyer, H. (2005). The influence of food and temperature on population density of wild boar (*Sus scrofa*) in the Thurgau (Switzerland). *Journal of Zoology*, 267 (1), 89-96. DOI : 10.1017/S095283690500734X.

Gembloix Agro-Bio Tech (ULiège) & Nature+. (2024). *FauneFAC : Boîte à outils méthodologique pour la réalisation d'inventaires de la faune sauvage par pièges photographiques, capteurs acoustiques et ADN environnemental*. Financé par le PPECF. Consulté le 3 février 2025 sur <https://www.gembloix.ulg.ac.be/faunefac/>.

Georgii, B. (1981). Activity patterns of female red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Alps. *Oecologia*, 49 (1), 127-136. DOI : 10.1007/BF00376910.

Gilbert, N.A., Clare, J.D., Stenglein, J.L., Zuckerberg, B. (2021). Abundance estimation of unmarked animals based on camera-trap data. *Conservation Biology*, 35 (1), 88-100. DOI : 10.1111/cobi.13517.

Goldstein, B.R., Jensen, A.J., Kays, R., Cove, M.V., McShea, W.J., Rooney, B., Kierepka, E.M., Pacifici, K. (2024). Guidelines for estimating occupancy from autocorrelated camera trap detections. *Methods in Ecology and Evolution*, 15 (7), 1177-1191. DOI:10.1111/2041-210X.14359.

Gordigiani, L., Viviano, A., Brivio, F., Grignolio, S., Lazzeri, L., Marcon, A., Mori E. (2021). Carried away by a moonlight shadow: activity of wild boar in relation to nocturnal light intensity. *Mammal Research*, 67 (1), 3. DOI : 10.1007/s13364-021-00610-6.

Guerrasio, T., Brogi, R., Marcon, A., Apollonio, M. (2022). Assessing the precision of wild boar density estimations. *Wildlife Society Bulletin*, 46 (4), e1335. DOI : 10.1002/wsb.1335.

Hayashi, K. & Iijima, H. (2022). Density estimation of non-independent unmarked animals from camera traps. *Ecological Modelling*, 472, 110100. DOI : 10.1016/j.ecolmodel.2022.110100.

He, S., Rowcliffe, M., Lin, H., Carbone, C., Liefing, Y., Thapa, S., Shrestha, B., Jansen, P. (2024). A random encounter model for wildlife density estimation with vertically oriented camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 11 (3), 327-338. DOI : 10.1002/rse2.427

Horion, R., Woodgate, Z., Drouilly, M. (2024). First insights into the spatio-temporal ecology of sympatric large carnivores in Niokolo-Koba National Park, Senegal. *Oryx*, 58 (5). DOI : 10.1017/S0030605323001746.

Howe, E.J., Buckland, S.T., Després-Einspenner, M.L., Kühl, H.S. (2017). Distance sampling with camera traps. *Methods in Ecology and Evolution*, 8 (11), 1558-1565. DOI : 10.1111/2041-210X.12790.

Islamova, D. (2024). Le rythme d'activité du chevreuil (*Capreolus capreolus*), comparaison entre la gestion publique et privée des forêts. *Travail de fin d'étude Gembloix Agro-Bio Tech, Université de Liège*. <http://hdl.handle.net/2268.2/21529>.

Kamler, J., Jedrzejewska, B., Jedrzejewski, W. (2007). Activity Patterns of Red Deer in Białowieża National Park, Poland. *Journal of Mammalogy*, 88 (2), 508-514. DOI : 10.1644/06-MAMM-A-169R.1.

Kassambara, A. (2023). *ggcorrplot: Visualization of a Correlation Matrix using 'ggplot2'*. R package version 0.1.4.1. <https://cran.r-project.org/web/packages/ggcorrplot/index.html>.

Kéry, M., Royle, J.A. (2015). Analysis of distribution, abundance and species richness in R and Bugs. *Applied Hierarchical Modeling in Ecology*. 1st edition. ISBN: 9780128013786

Koch, O., de Avila, A.L., Heinen, H., Albrecht, A.T. (2022). Retreat of major european tree species distribution under climate change—minor natives to the rescue? *Sustainability*, 14 (9), 5213. DOI : 10.3390/su14095213.

Kuijper, D.P.J., Cromsigt, J.P.G.M., Churski, M., Adam, B., Jędrzejewska, B., Jedrzejewski, W. (2009). Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *Forest Ecology and Management*, 258 (7), 1528-1535. DOI : 10.1016/j.foreco.2009.07.010.

Lambinet, M. (2022). Utilisation des données de tableau et d'effort de chasse pour l'évaluation des populations de sangliers - Application au camp militaire de Marche-en-Famenne. *Travail de fin d'étude Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège*. <http://hdl.handle.net/2268.2/14916>.

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, 13-21. <https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/143751/1/13-21-1.pdf>.

Lenoir, L. (2024). Impacts de la présence du loup (*Canis lupus*) sur les populations de ses espèces proies dans les Hautes Fagnes. *Travail de fin d'étude Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège*. <http://hdl.handle.net/2268.2/21628>.

Lhoest, S. (2024). Wildlife monitoring by camera traps. Cours magistral. *Uliège – Gembloux Agro-Bio Tech*.

Licoppe, A. (2006). The diurnal habitat used by red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Haute Ardenne. *European Journal of Wildlife Research*, 52 (3), 164-170. DOI : 10.1007/s10344-006-0027-5.

Licoppe, A. (2024). Chapitre 2 : Biologie du cerf et du chevreuil. Cours magistral. *Uliège – Gembloux Agro-Bio Tech*.

Licoppe, A. (2025) Statistiques de chasse des conseils cynégétiques wallons de 2015 à 2022. SPW/EDIWALL. *Rapports Faune-Flore-Habitats*, 4, 62. <https://ediwall.wallonie.be/rapports-faune-flore-habitats-04-statistiques-de-chasse-des-conseils-cynegetiques-wallons-de-2015-a-2022-2025-numerique-134471>.

Licoppe, A., De Waele, V., Malengreux, C., Paternostre, J., Van Goethem, A., Desmecht, D., Herman, M., Linden, A. (2023). Management of a focal introduction of ASF virus in wild boar: the belgian experience. *Pathogens*, 12 (2), 152. DOI : 10.3390/pathogens12020152.

Licoppe, A., Dumont De Chassart, C., Della Libera, F., Prévot, C. (2014). Les paramètres de dynamique de population du sanglier en Wallonie. *Forêt wallonne*, 131, 17-33. <https://wildlifeandman.be/docs/361-sanglier-dynamique-pop-wallonie-fw131-17-33-dynamiquesanglier-.pdf>.

Licoppe, A., Lievens, J. (s.d.a). Utilisation de la plaine agricole par le cerf élaphe et effets sur les résultats de comptages aux phares : cas des prairies de la Vesdre en Hertogenwald. *Département de l'Etude du Milieu naturel et agricole*. <https://wildlifeandman.be/docs/248-licoppe-y-cologie-du-dy-placement.pdf>.

Licoppe, A., Lievens, J. (s.d.b). Seasonal home ranges of red deer (*Cervus elaphus*) and its impact on the scale of culling management. *Natural and Agricultural Environmental Studies Department*.

Licoppe, A., Lievens, J., Bertouille, S. (2010). Bilan méthodologique des méthodes de comptage du cerf. *Forêt Wallonne*, 105, 26-37. https://foretnature.be/wp-content/uploads/2024/10/fw105_26-37comptage.pdf.

Licoppe, A. & Malengreaux, C. (2012). Vers une généralisation de l'indice nocturne pour le suivi du cerf. Aspects pratiques, premiers résultats et implications pour l'élaboration des plans de tir. *Forêt Wallonne*, 117, 27-37. <https://www.wildlifeandman.be/docs/Vers-une-generalisation-indice-nocturne-suivi-Cerf.pdf>.

Licoppe, A., Malengreaux, C., Duran, V., Bertouille, S. (2018). Le plan de tir "cerf" en Wallonie. *Forêt.Nature*, 146, 42-48. https://www.researchgate.net/publication/327318151_Le_plan_de_tir_cerf_en_Wallonie.

Licoppe, A., Malengreaux, C., Saïd, S., Vandenschrick, F., Coune, T., Lievens, J. (2016). L'utilisation des enclos-exclos pour le suivi de l'herbivorie : expériences wallonnes. *Forêt Nature*, 139, 39-49. https://www.researchgate.net/publication/306118578_L'utilisation_des_enclos-exclos_pour_le_suivi_de_l'herbivorie_experiences_wallonnes.

Lisein, J., Claessens, H., Quevauvillers, S., Lejeune, P. (2022). Forestimator : un nouveau portail cartographique pour l'information forestière en Wallonie. *Forêt Nature*, 162, 40-47. https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/291563/1/2022_Forestimator-FO162-40-47.pdf.

Massei, G., Kindberg, J., Licoppe, A., Dragan, G., Sprem, N., Kamler, J., Baubet, E., Hohmann, U., Monaco, A., Ozolins, J., Cellina, S., Podgórska, T., Fonseca, C., Markov, N., Pokorný, B., Rosell, C., Náhlik, A. (2014). Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest Management Science*, 71 (4), 492-500. DOI : 10.1002/ps.3965.

Milner, J., Bonenfant, C., Mysterud, A., Gaillard, J.M., Csányi, S., Stenseth, N. (2006). Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: Biological and cultural factors. *Journal of Applied Ecology*, 43 (4), 721-734. DOI : 10.1111/j.1365-2664.2006.01183.x.

Moeller, A.K., Lukacs, P.M., Horne, J.S. (2018). Three novel methods to estimate abundance of unmarked animals using remote cameras. *Ecosphere*, 9 (8), e02331. DOI : 10.1002/ecs2.2331.

Morellet, N., Gaillard, J.M., Hewison, A.J.M., Ballon, P., Boscardin, Y., Duncan, P., Klein, F., Maillard, D. (2007). Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 44 (3), 634-643. DOI : 10.1111/j.1365-2664.2007.01307.x.

Morellet, N., Klein, F., Solberg, E., Reidar, A. (2011). Chapter 5 : The census and management of populations of ungulates in Europe. *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*. Cambridge University Press, 106-143. DOI : 10.1017/CBO9780511974137.006.

Mori, E., Bagnato, S., Sangiuliano, A., Rotondaro, F., Marchianò, V., Cascini, V., Poerio, L., Ferretti, F. (2019). Spatiotemporal mechanisms of coexistence in an European mammal community in a protected area of southern Italy. *Journal of Zoology*, 310 (3), 232-245. DOI : 310. 10.1111/jzo.12743.

Nakashima, Y., Fukasawa, K., Samejima, H. (2017). Estimating animal density without individual recognition using information derivable exclusively from camera traps. *Journal of Applied Ecology*, 55 (2), 735-744. DOI : 10.1111/1365-2664.13059.

Niedballa, J., Courtiol, A., Sollmann, R. (2024). *camtrapR: Camera trap data management and preparation of occupancy and spatial capture-recapture analyses. R package version 2.3.0*. <https://cran.r-project.org/web/packages/camtrapR/index.html>.

O'Brien, T.G. (2011). Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. In: O'Connell, A., Nichols, J., Ullas Karanth, K. eds. Camera Traps in Animal Ecology - Methods and Analyses. Springer, 271. https://www.researchgate.net/publication/278704754_Camera_Traps_in_Animal_Ecology.

Ohashi, H., Saito, M., Horie, R., Tsunoda, H., Noba, H., Ishii, H., Kuwabara, T., Hiroshige, Y., Koike, S., Hoshino, Y., Toda, H., Kaji, K. (2013). Differences in the activity pattern of the wild boar *Sus scrofa* related to human disturbance. *European Journal of Wildlife Research*, 59 (2), 167–177. DOI : 10.1007/s10344-012-0661-z.

Oldoni, D., Desmet, P., Huybrechts, P. (2025). *camtraptor: Read, Explore and Visualize Camera Trap Data Packages. R package version 0.28.0.* <https://github.com/inbo/camtraptor?tab=readme-ov-file>.

OpenAI. (2025). ChatGPT (version GPT-3.5). *Modèle d'intelligence artificielle.* <https://chat.openai.com>.

OPENGIS.ch. (2025). *QField Application mobile.* <https://qfield.org>

Pagon, N., Grignolio, S., Pipia, A., Bongi, P., Bertolucci, C., Apollonio, M. (2013). Seasonal variation of activity patterns in roe deer in a temperate forested area. *Chronobiology international*, 30 (6). DOI : 10.3109/07420528.2013.765887.

Palencia, P. & Barroso, P. (2024). How many sequences should I track when applying the random encounter model to camera trap data? *Journal of Zoology*, 324 (2), 155-162. DOI : 10.1111/jzo.13204.

Palencia, P., Barroso, P., Vicente, J., Hofmeester, T., Ferreres, J. Acevedo, P. (2022). Random encounter model is a reliable method for estimating population density of multiple species using camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 8 (5), 670-682. DOI : 10.1002/rse2.269.

Palencia, P., Rowcliffe, J.M., Vicente, J., Acevedo, P. (2021). Assessing the camera trap methodologies used to estimate density of unmarked populations. *Journal of Applied Ecology*, 58 (8), 1583–1592. DOI : 10.1111/1365-2664.13913.

Palencia, P., Sereno-Cadierno, J., Carniato, D., Marques, T., Hofmeester, T., Vicente, J., Acevedo, P. (2024). Clustered and rotating designs as a strategy to obtain precise detection rates in camera trapping studies. *Journal of Applied Ecology*, 61 (7), 1649-1661. DOI : 10.1111/1365-2664.14690.

Palmer, M., Swanson, A., Kosmala, M., Arnold, T., Packer, C. (2018). Evaluating relative abundance indices for terrestrial herbivores from large-scale camera trap surveys. *African Journal of Ecology*, 56 (4), 791-803. DOI : 10.1111/aje.12566.

Parc national de la Vallée de la Semois. (2022). Résumé des plans directeur et opérationnel. Consulté le 3 février 2025 sur https://semois-parcnational.be/wp-content/uploads/2024/01/resume-des-plans-directeurs-et-operationnels-1_compressed.pdf.

Parc national de la Vallée de la Semois. (2023). Projet de Parc National de la Vallée de la Semois - Plan opérationnel 2023-2026.

Parlement européen. (2016). Règlement (UE) 2016/679 du Parlement européen et du Conseil du 27 avril 2016 relatif à la protection des personnes physiques à l'égard du traitement des données à caractère personnel et à la libre circulation de ces données (RGPD). *Journal officiel de l'Union européenne*, L 119, 1-88. Consulté le 4 août 2025 sur <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32016R0679&from=EN>.

Pépin, D., Morellet, N., Goulard, M. (2009). Seasonal and daily walking activity patterns of free-ranging adult red deer (*Cervus elaphus*) at the individual level. *European Journal of Wildlife Research*, 55 (5), 479–486. DOI : 10.1007/s10344-009-0267-2.

Petit, S., Joussemel, F., Lisein, J., de Mahieu, A., Maus, L., Titeux, H., Claessens, H., Ponette, Q., Neuberg, M., Wolter, F., Weissen, F. (2020). Fichier écologique des essences du Grand-Duché de Luxembourg. *Forêt.Nature, UCLouvain-ELIe, ULiège-GxABT, Administration de la Nature et des Forêts*. <https://www.fichierecologique.be/resources/fee/FEE-CS.pdf>.

Pfeffer, S., Spitzer, R., Allen, A., Hofmeester, T., Ericsson, G., Widemo, F., Singh, N., Cronsigt, J. (2017). Pictures or pellets? Comparing camera trapping and dung counts as methods for estimating population densities of ungulates. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4 (2), 173-183. DOI : 10.1002/rse2.67.

Podgórski, T., Grzegorz, B., Jędrzejewska, B., Sönnichsen, L., Śnieżko, S., Jedrzejewski, W., Okarma, H. (2013). Spatiotemporal behavioural plasticity of wild boar (*Sus scrofa*) under contrasting conditions of human pressure: primeval forest and metropolitan area. *Journal of Mammalogy*, 94 (1), 109-119. DOI : 10.1644/12-MAMM-A-038.1.

Prévot, C. & Licoppe, A. (2013). Comparing red deer (*Cervus elaphus* L.) and wild boar (*Sus scrofa* L.) dispersal patterns in southern Belgium. *European Journal of Wildlife Research*, 59 (6), 795–803. DOI : 10.1007/s10344-013-0732-9.

QGIS Development Team. (2025). *QGIS Geographic Information System* version 3.28 . Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

R Core Team (2024). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*. <https://www.R-project.org/>.

Ramirez, J.I., Jansen, P.A., Poorter, L. (2018). Effects of wild ungulates on the regeneration, structure and functioning of temperate forests: A semi-quantitative review. *Forest Ecology and Management*, 424, 406–419. DOI : 10.1016/j.foreco.2018.05.016.

Rigoudy, N., Dussert, G., Benyoub, A. et al. (2023). The DeepFaune initiative: a collaborative effort towards the automatic identification of European fauna in camera trap images. *European Journal of Wildlife Research*, 69 (6), 113. DOI : 10.1007/s10344-023-01742-7.

Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., Meek, P. (2013). “ Which camera trap type and how many do I need? ” A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix*, 24 (2). DOI : 10.4404/hystrix-24.2-8789.

Rowcliffe, M. (2022). European Observatory of Wildlife protocol. https://wildlifeobservatory.org/wp-content/uploads/2022/05/1-EOW_CCourse_May2022_ENETWILD.zip.

Rowcliffe, M. (2023). *activity: Animal Activity Statistics*. R package version 1.3.4. <https://cran.r-project.org/web/packages/activity/index.html>.

Rowcliffe, M. (2025). *Camtraptor R package*. <https://github.com/MarcusRowcliffe/camtrapDensity>.

Rowcliffe, M., Field, J., Turvey, S., Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45 (4), 1228–1236. DOI : 10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x.

- Rowcliffe, M., Jansen, P., Kays, R., Kranstauber, B., Carbone, C. (2016). Wildlife speed cameras: measuring animal travel speed and day range using camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2 (2), 84-94. DOI : 2. 10.1002/rse2.17.
- Rowcliffe, M., Kays, R., Carbone, C., Jansen, P. (2013). Clarifying assumptions behind the estimation of animal density from camera trap rates. *Journal of Wildlife Management*, 77 (5). DOI : 10.1002/jwmg.533.
- Rowcliffe, M., Kays, R., Kranstauber, B., Carbone, C., Jansen, P.A. (2014). Quantifying levels of animal activity using camera-trap data. *Methods in Ecology and Evolution*, 5 (11), 1170–1179. DOI : 10.1111/2041-210X.12278.
- Service Public de Wallonie (SPW) - Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole. (2023). Rapport Cerf saison 2022-2023.
- Skoták, V., Drimaj, J., Kamler, J. (2021). Evaluation of damage to forest tree plantations by wild boar in the Czech Republic. *Human-Wildlife Interactions*, 15 (1), 13. DOI : 10.26077/109a-e424.
- Spinu, V., Grolemund, G., Wickham, H. (2024). *lubridate: Make dealing with dates a little easier. R package version 1.9.4.* <https://cran.r-project.org/web/packages/lubridate/index.html>.
- Stache, A., Heller, E., Hothorn, T., Heurich, M. (2013). Activity patterns of european roe deer (*Capreolus capreolus*) are strongly influenced by individual behavior. *Folia Zoologica*, 62 (1), 67-75. DOI : 10.25225/fozo.v62.i1.a10.2013.
- Toessens, S. (2021). Analyse de la dynamique des populations de rats laveurs (*Procyon lotor*) en Wallonie et estimation des densités de population dans deux massifs forestiers par pièges photographiques. *Travail de fin d'étude Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège*. <http://hdl.handle.net/2268.2/11001>.
- Treves, A., Mwima, P., Plumptre, A., Isoke, S. (2010). Camera-trapping forest–woodland wildlife of western Uganda reveals how gregariousness biases estimates of relative abundance and distribution. *Biological Conservation*, 143 (2), 521-528. DOI : 10.1016/j.biocon.2009.11.025.
- Unkule, M., Piedallu, C., Courbaud, B., Balandier, P. (2022). Climate and ungulate browsing impair regeneration dynamics in spruce-fir-beech forests in the French Alps. *Annals of Forest Science*, 79 (11). DOI : 10.1186/s13595-022-01126-y.
- Van der Perre, R., Bythell, S., Bogaert, P., Claessens, H., Ridremont, F., Tricot, C., Vincke, C., Ponette, Q. (2015). La carte bioclimatique de Wallonie : un nouveau découpage écologique du territoire pour le choix des essences forestières. *Forêt Nature*, 135, 47-58. https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/185875/1/vanderperre_fn_2015_135_47-58.pdf.
- Vetter, S., Ruf, T., Bieber, C., Arnold, W. (2015). What is a mild winter? Regional differences in within-species responses to climate change. *Plos One*, 10 (7), e0132178. DOI : 10.1371/journal.pone.0132178.
- Wageningen University & INBO (2025). *Agouti*. <https://www.agouti.eu/>.
- WalOnMap (2025). Géoportail de la Wallonie – Service public de Wallonie. <https://geoportail.wallonie.be/home.html>.

Wessely, J., Essl, F., Fiedler, K., Gattringer, A., Hülber, B., Ignateva, O., Moser, D., Rammer, W., Dullinger, S., Seidl, R. (2024). A climate-induced tree species bottleneck for forest management in Europe. *Nature Ecology and Evolution*, 8 (6), 1109-1117. DOI : 10.1038/s41559-024-02406-8.

Wickham, H., Bryan, J. (2025). *readxl: Read Excel Files. R package version 1.4.5.* <https://cran.r-project.org/web/packages/readxl/index.html>.

Wickham, H., Chang, W., Henry, L., Pedersen, L.T., Takahashi, K., Wilke, C., Woo, K., Yutani, H., Dunnington, D., Van den Brand, T. (2025). *ggplot2: Create elegant data visualisations using the grammar of graphics. R package version 3.5.2.* <https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/index.html>.

Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., Vaughan, D. (2023). *dplyr: A grammar of data manipulation. R package version 1.1.4.* <https://cran.r-project.org/web/packages/dplyr/index.html>.

Wickham, H., Vaughan, D., Girlich, M. (2024). *tidy: Tidy messy data. R package version 1.3.1.* <https://cran.r-project.org/web/packages/tidyr/index.html>.

Widar, J. (2024). *Rôle et fonctionnement des Conseils cynégétiques. SPWARNE - DNF – Direction Chasse et Pêche.* Consulté le 19 juillet 2025 sur <https://www.uvcw.be/environnement/actus/art-8783>.

Wiegers, J. N., Richard-Hansen, C., Blok, J. E., van der Kuil, R., Gradoz, M., van Kuijk, M. (2024). Can we count you: validating density estimation methods for unmarked wildlife with camera traps. *Biodiversity and Conservation*, 34 (1), 255-270. DOI : 10.1007/s10531-024-02969-9.

Xie, Y. (2025). *knitr: A general-purpose package for dynamic report generation in R. R package version 1.50.* <https://cran.r-project.org/web/packages/knitr/index.html>.

Zampetti, A., Mirante, D., Palencia, P., Santini, L. (2024). Towards an automated protocol for wildlife density estimation using camera-traps. *Methods in Ecology and Evolution*, 15 (12), 2276–2288. DOI : 10.1111/2041-210X.14450.

Zanni, M., Brivio, F., Grignolio, S., Apollonio, M. (2020). Estimation of spatial and temporal overlap in three ungulate species in a Mediterranean environment. *Mammal Research*, 66, 149–162. DOI : 10.1007/s13364-020-00548-1.

Zhu, H. (2024). *kableExtra: Construct complex table with 'kable' and Pipe Syntax. R package version 1.4.0.* <https://cran.r-project.org/web/packages/kableExtra/index.html>.

9. Annexes

Annexe 1. Modèle des caméras utilisées : *Bushnell CORE S-4K Model #119987M*.

Chaque appareil était placé dans un caisson antivol verrouillé par un cadenas Python.



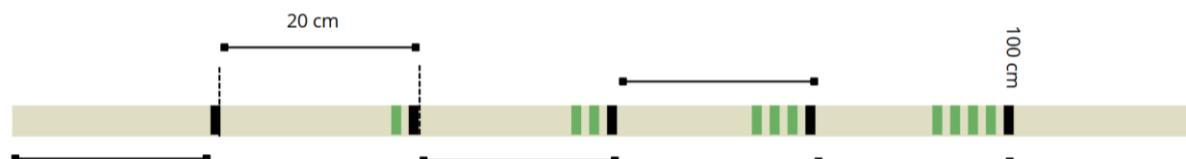
© Lola Veron



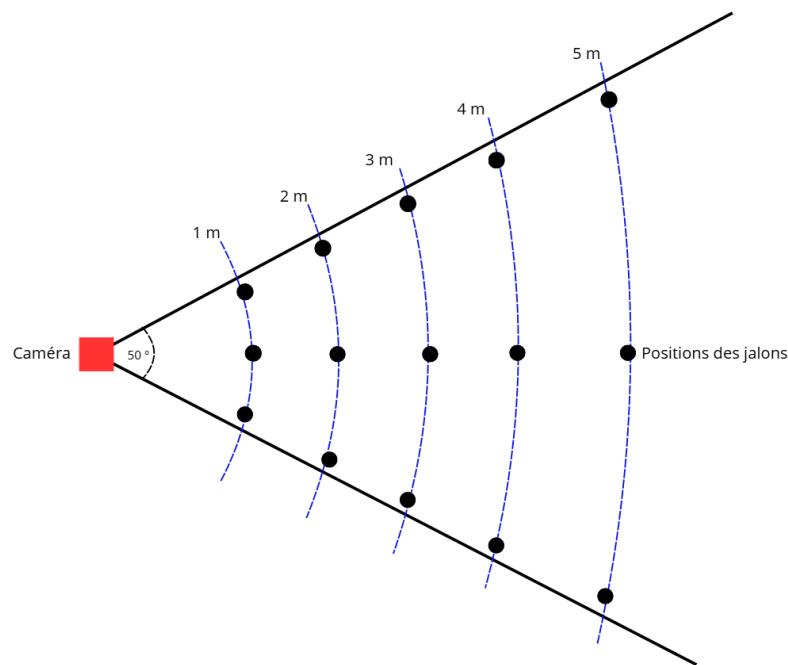
© Lola Veron

Annexe 2. Tableau récapitulatif des paramètres encodés pour chaque caméra (Bushnell, 2021).

Paramètre	Option sélectionnée	Description
Date et heure		Permet de régler l'heure et la date. L'heure d'hiver a été renseignée.
Prérégagements	Mode avancé	Permet de sélectionner des réglages adaptés à différents scénarios ou de personnaliser tous les paramètres (mode avancé).
Mode	Camera	Sélectionne le format d'enregistrement de la caméra, options possibles : photo, vidéo ou photo + vidéo.
Taille de l'image	Moyenne (2592 x 1464 pixels)	Définit la résolution et la taille des images, pouvant correspondre à 2, 4 ou 23 Méga Pixel (MP).
Nombre de prises	6	Définit le nombre de photos qui sont prises en séquence à chaque déclenchement, pouvant aller de 1 à 6.
Format de l'image	16:9	Permet de choisir le rapport d'aspect (16:9 ou 4:3) des photos.
Mode d'éclairage	Longue portée	Définit la vitesse d'obturation et affecte uniquement les images de nuit. Faible : recommandée pour des sujets à moins de 18 mètres. Mouvement rapide : recommandé pour les sujets en mouvement rapide. Portée longue : recommandée pour une illumination maximale et un champ de vision large.
Nom de la caméra	Identifiant inscrit sur l'étiquette du boîtier (ex. PNVS01)	Permet d'entrer un nom personnalisé pour la caméra, qui s'affiche sur l'horodatage des images.
Délais entre les déclenchements	0,5 seconde	Définit le temps pendant lequel la caméra attend avant de répondre à un nouveau déclenchement par le capteur Passive Intra Red (PIR), pouvant aller de 0,5 seconde à 1 heure.
Sensibilité du capteur PIR	Élevé	Définit la sensibilité du capteur PIR, pouvant correspondre à auto, élevé, moyen ou faible.
Mode de fonctionnement	24h/24	Permet de limiter le fonctionnement de la caméra à certains moments de la journée (jour, nuit, 24h/24).
Horodatage sur les photos	Activé	Permet d'activer ou de désactiver l'affichage des informations sur les images (date et heure, température actuelle, phase lunaire, nom de la caméra).
Entrée des coordonnées GPS	Désactivé	Permet de saisir manuellement des coordonnées <i>Global Positioning System</i> (GPS) qui s'afficheront sur les horodatages des images.
Scan automatique	Champ A : début=fin=12h Champ B : début=fin=12h Intervalle : 60 minutes	Permet de prendre des photos sans déclenchement par le capteur PIR, selon une plage horaire et un intervalle défini.

Annexe 3. Jalon gradué tous les 20 cm jusqu'à une hauteur de 100 cm.

Annexe 4. Calibration du modèle de la caméra en intérieur selon les recommandations de Rowcliffe (2022).

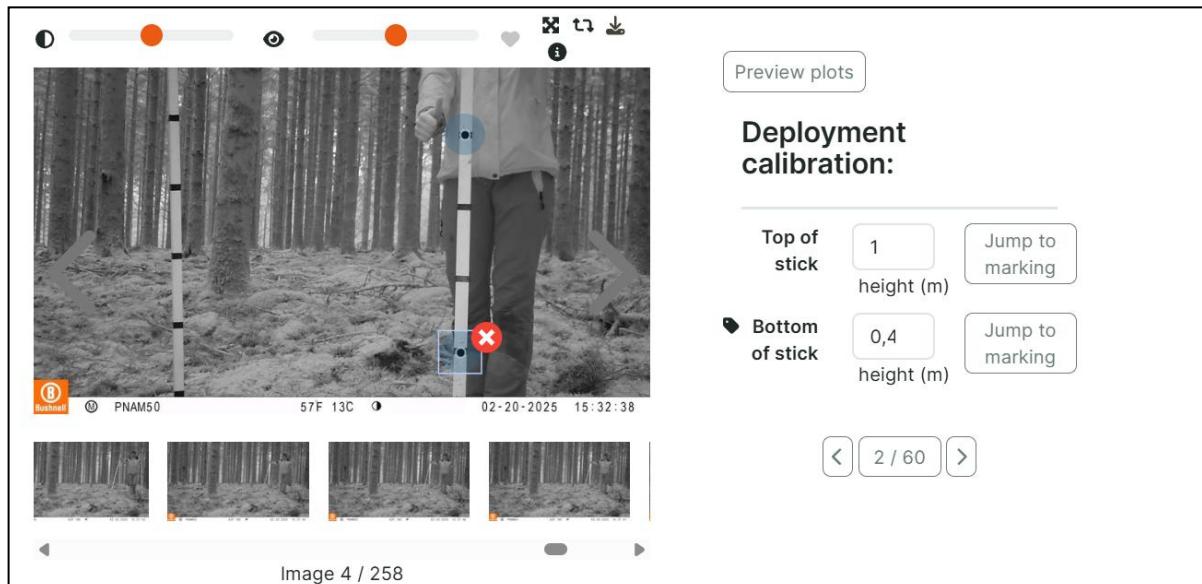


Annexe 5. Schéma d'une calibration adéquate d'une caméra (plus de 20 points couvrant de manière homogène toute la zone de détection). *Les croix représentent toutes les positions du jalon de calibration (Rowcliffe, 2022).*

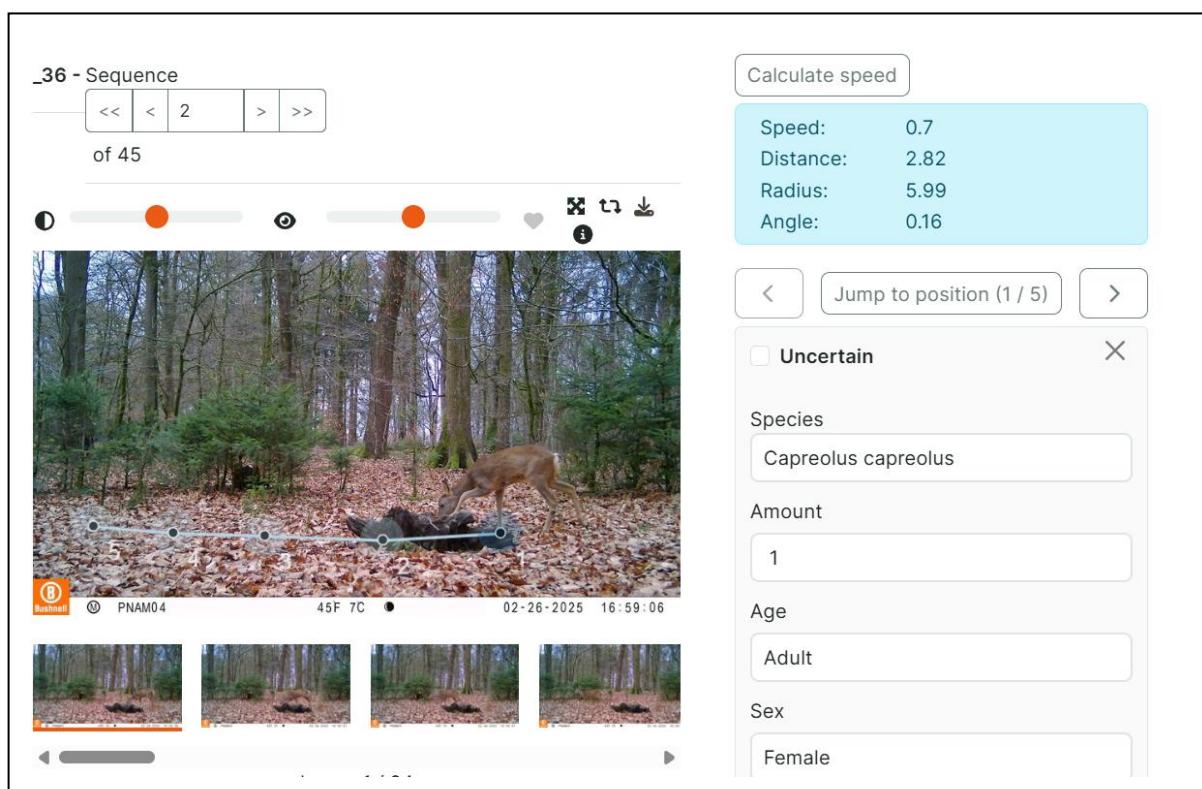


Annexe 6. Annotation d'un jalon correctement positionné (capture d'écran de la plateforme Agouti).

Un jalon correctement positionné c'est un jalon en contact avec le sol, maintenu droit et perpendiculaire à la ligne de visée de la caméra. L'opérateur a pointé deux repères situant le haut et le bas du jalon, et renseigné les hauteurs respectives.

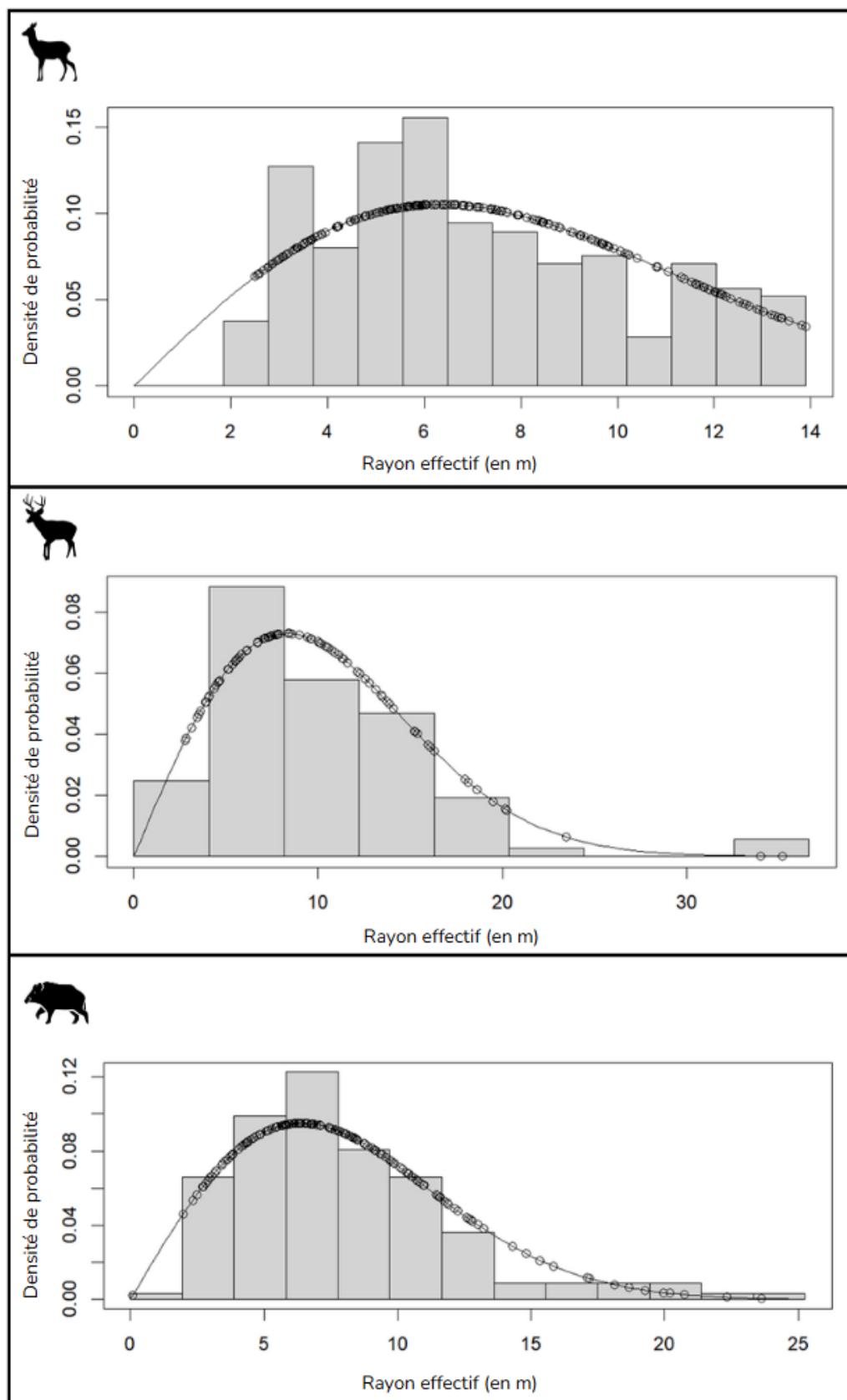
**Annexe 7.** Numérisation de la trajectoire de l'animal (capture d'écran de la plateforme Agouti).

L'antérieur visible et en contact avec le sol sur le plus grand nombre d'images est pointé sur les photos correspondantes afin de visualiser le déplacement. La trajectoire complète de l'animal apparaît alors à l'écran, permettant au logiciel de calculer et d'enregistrer la distance parcourue, la vitesse de déplacement ainsi que l'angle et le rayon effectifs de détection.



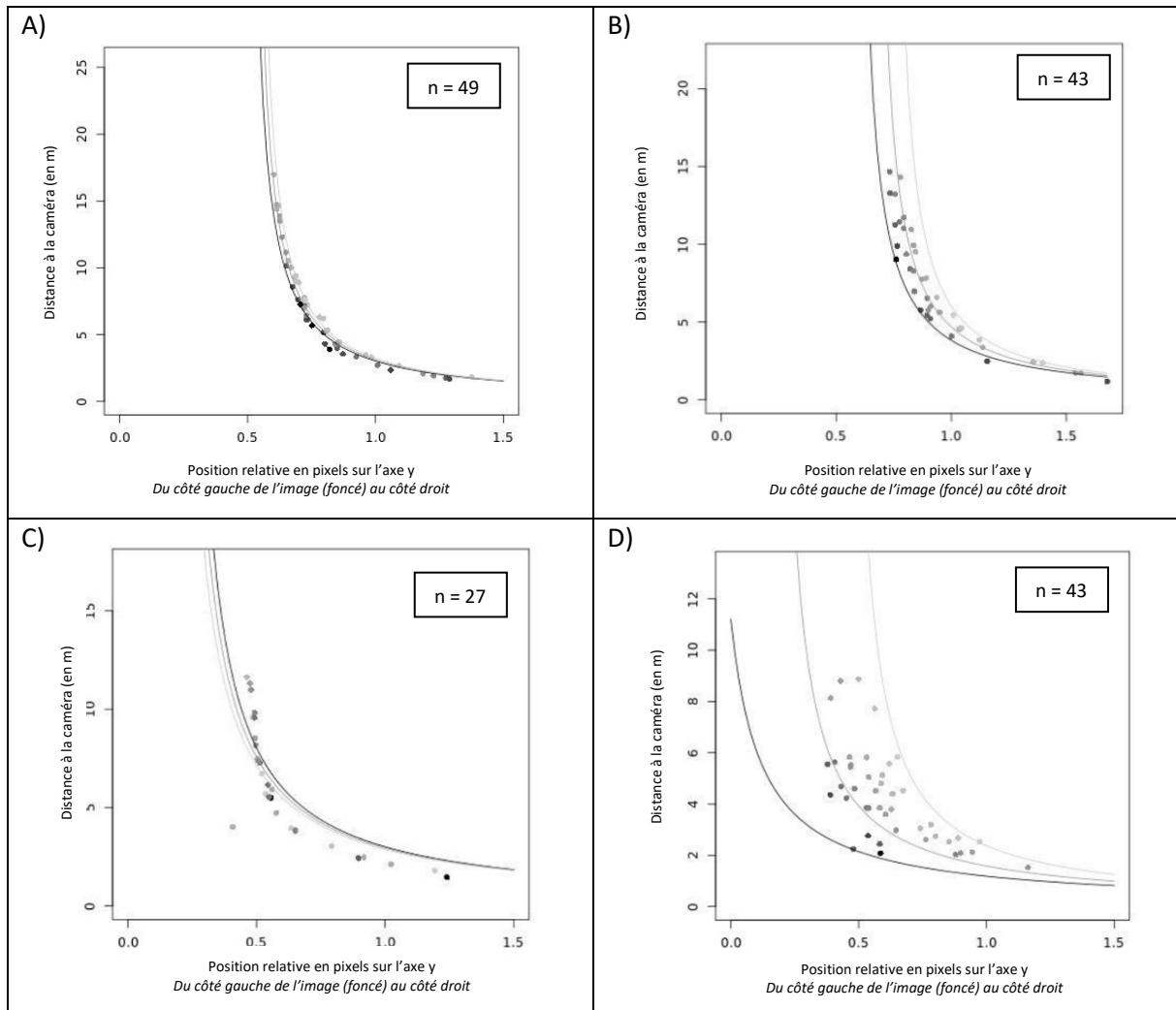
Annexe 8. Probabilité de détection en fonction du rayon effectif pour *Capreolus capreolus*, *Cervus elaphus* et *Sus scrofa*.

Graphiques obtenus à l'aide de la fonction *fit_detmodel* sur RStudio version 2024.12.1.563 (R Core Team, 2024) (Rowcliffe, 2025).

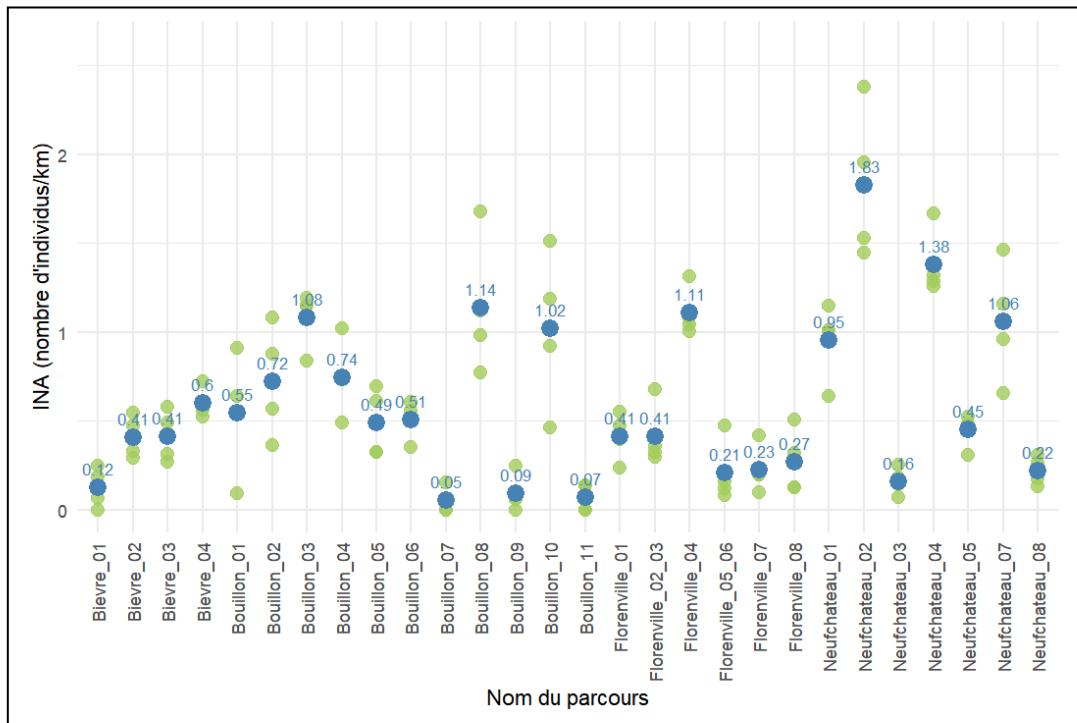


Annexe 9. Courbes de calibration affichées dans RStudio.

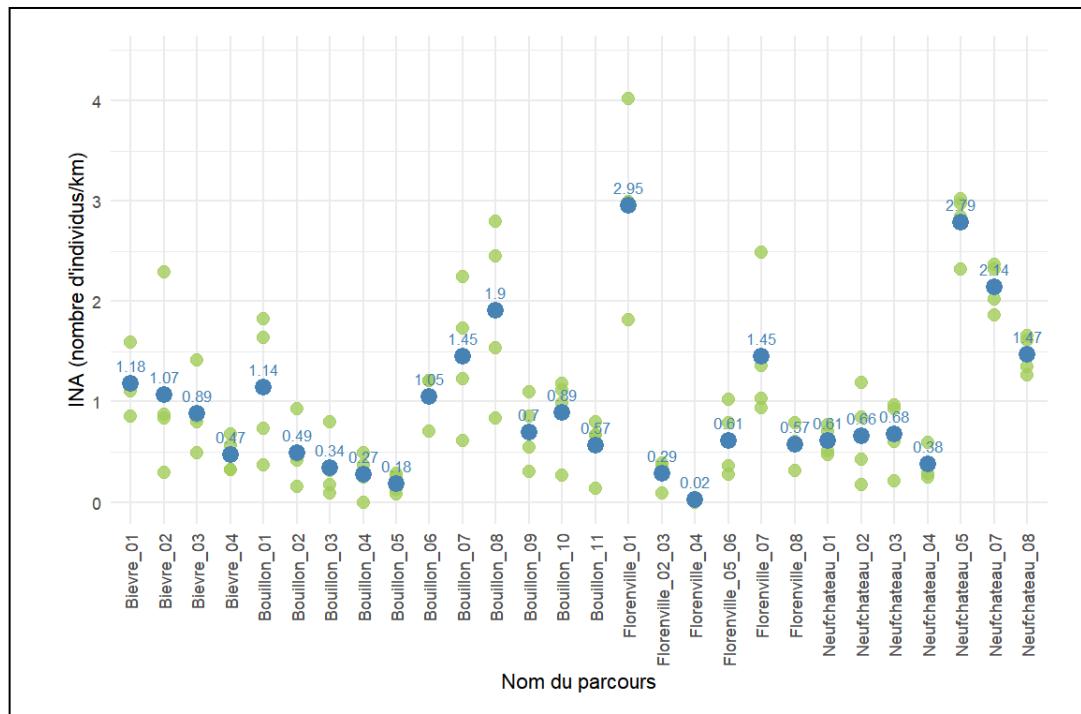
Les points représentent les positions au sol des jalons. Différentes courbes sont visibles lorsque l'horizon varie latéralement, étant légèrement plus haut d'un côté que de l'autre sur l'image. Une bonne calibration se caractérise par des points proches de la courbe, suivant la tendance attendue, et un nombre minimum de points (n) compris entre 25 et 30 (A et B). A l'inverse, des points trop éloignés de la courbe, ou des courbes trop espacées entre elles indiquent une mauvaise calibration ou déploiement sur le terrain de la caméra ; ces caméras sont donc rejetées (C et D) (ENETWILD, 2024c).



Annexe 10. Valeurs de l'indice nocturne d'abondance (INA) de *Capreolus capreolus* observées lors des 4 sorties de printemps 2025 (18/03, 25/03, 01/04, 08/04) sur les 28 parcours traversant la zone d'étude (Source : Département d'Études du Milieu Naturel et Agricole DEMNA - Céline Malengreaux, 2025). *En vert : la valeur INA pour chacune des 4 sorties de chaque parcours ; en bleu : la valeur moyenne de l'INA de chaque parcours.*

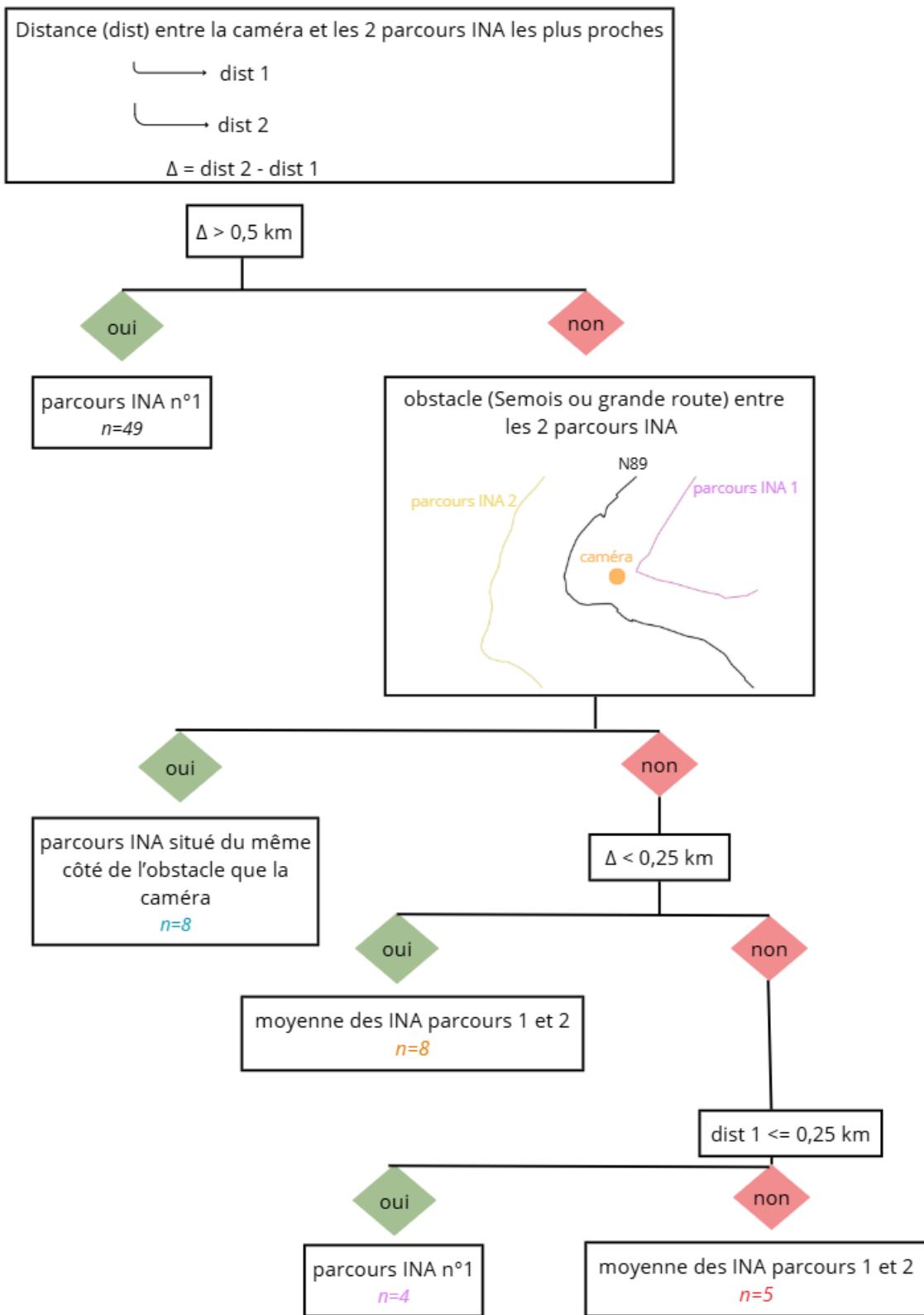


Annexe 11. Valeurs de l'indice nocturne d'abondance (INA) de *Cervus elaphus* observées lors des 4 sorties de printemps 2025 (18/03, 25/03, 01/04, 08/04) sur les 28 parcours traversant la zone d'étude (Source : Département d'Études du Milieu Naturel et Agricole DEMNA - Céline Malengreaux, 2025). *En vert : la valeur INA pour chacune des 4 sorties de chaque parcours ; en bleu : la valeur moyenne de l'INA de chaque parcours.*



Annexe 12. Arbre décisionnel utilisé pour l'attribution d'un parcours d'indice nocturne d'abondance (INA) à une caméra.

Cet arbre décisionnel est suivi du tableau récapitulatif de l'attribution finale des parcours INA par caméra, ainsi que des correspondances entre chaque caméra (INA-RAI ; Indice d'Abondance Relatif) pour *Capreolus capreolus* et *Cervus elaphus*. Les couleurs utilisées dans le tableau récapitulatif correspondent à celles de l'arbre de décision. Les delta (Δ) inférieurs à 0,5 km sont indiqués en gras. n représente le nombre de caméras.



Caméra	Parcours INA	Δ (km)	Dist 1/ Dist 2 (km)	<i>Capreolus capreolus</i>		<i>Cervus elaphus</i>	
				INA	RAI	INA	RAI
1	Bievre_03	Δ = 1,33	1,03	0,41	8,18	0,89	12,27
2	Bievre_03	Δ = 2,44	0,04	0,41	55,18	0,89	55,18
3	Bievre_03	Δ = 0,99	0,16	0,41	30,78	0,89	14,36
4	Bievre_03	Δ = 0,82	0,43	0,41	8,18	0,89	51,11
5	/	/	/	/	10,24	/	0,00
6	Bievre_04	Δ = 1,90	0,37	0,60	10,25	0,47	0,00
7	Bievre_04	Δ = 1,34	0,30	0,60	14,29	0,47	46,95
8	Bievre_04	Δ = 1,47	0,21	0,60	32,72	0,47	12,27
9	Bievre_04	Δ = 0,85	0,32	0,60	8,15	0,47	42,80
10	Bievre_04	Δ = 0,14	0,46	0,60	55,40	0,47	2,64
	Bievre_01		0,60	0,12		1,18	
11	Bievre_04	Δ = 0,46	0,22	0,60	6,13	0,47	2,04
12	Bievre_01	Δ = 1,16	0,41	0,12	0,00	1,18	69,32
13	/	/	/	/	12,28	/	0,00
14	Bievre_01	Δ = 2,04	0,15	0,12	8,24	1,18	12,36
15	/	/	/	/	18,66	/	0,00
16	Bouillon_03	Δ = 1,84	0,56	1,08	61,31	0,34	4,09
17	Bouillon_02	Δ = 1,42	0,04	0,72	8,20	0,49	8,20
18	Bouillon_01	Δ = 0,95	0,56	0,55	59,41	1,14	0,00
19	Bouillon_09	Δ = 0,46	0,12	0,09	21,28	0,70	108,52
20	Bouillon_10	Δ = 0,95	0,04	1,02	8,56	0,89	25,69
21	Bouillon_09	Δ = 0,24	0,23	0,09	6,54	0,70	26,15
	Bouillon_05		0,47	0,49		0,18	
22	Bouillon_05	Δ = 0,67	0,01	0,49	38,52	0,18	18,25
23	Bouillon_05	Δ = 0,77	0,07	0,49	14,94	0,18	29,88
24	Bouillon_09	Δ = 0,94	0,23	0,09	0,00	0,70	44,46
25	Bouillon_06	Δ = 0,03	0,27	0,51	22,00	1,05	70,38
	Bouillon_04		0,30	0,74		0,27	
26	Bouillon_04	Δ = 0,32	0,32	0,74	22,15	0,27	0,00
	Bouillon_06		0,63	0,51		1,05	
27	Bouillon_05	Δ = 0,57	0,53	0,49	2,13	0,18	42,69
28	Bouillon_06	Δ = 1,44	0,11	0,51	0,00	1,05	2,23
29	Bouillon_05	Δ = 0,13	0,23	0,49	12,78	0,18	29,81
30	Bouillon_05	Δ = 0,52	0,05	0,49	153,33	0,18	80,93
31	Bouillon_05	Δ = 1,51	0,15	0,49	17,09	0,18	8,54
32	Florenville_07	Δ = 0,31	0,49	0,23	9,52	1,45	111,89
	Bouillon_11		0,80	0,07		0,57	
33	Neufchateau_01	Δ = 0,66	0,48	0,95	22,14	0,61	2,21
34	Neufchateau_01	Δ = 0,73	0,16	0,95	31,77	0,61	23,30
35	Bouillon_07	Δ = 0,03	0,51	0,05	10,37	1,45	0,00
	Neufchateau_01		0,54	0,95		0,61	
36	Florenville_07	Δ = 1,29	0,04	0,23	35,95	1,45	352,27
37	Neufchateau_07	Δ = 0,00	0,23	1,06	57,36	2,14	0,00
	Neufchateau_01		0,23	0,95		0,61	
38	Neufchateau_07	Δ = 0,13	0,10	1,06	0,00	2,14	114,06
	Bouillon_07		0,24	0,05		1,45	
39	Florenville_08	Δ = 0,52	0,01	0,27	0,00	0,57	0,00
40	Florenville_07	Δ = 0,73	0,05	0,23	50,11	1,45	14,32
41	Florenville_07	Δ = 1,87	0,12	0,23	26,25	1,45	42,95
42	Neufchateau_08	Δ = 0,53	0,20	0,22	8,51	1,47	0,00
43	Neufchateau_07	Δ = 0,36	0,17	1,06	4,56	2,14	41,05
44	Neufchateau_03	Δ = 0,30	0,23	0,16	19,13	0,68	6,38
45	Florenville_08	Δ = 0,91	0,43	0,27	11,54	0,57	43,86
46	Florenville_08	Δ = 0,29	0,10	0,27	25,05	0,57	40,99
47	Neufchateau_08	Δ = 2,25	0,29	0,22	15,18	1,47	0,00
48	Neufchateau_08	Δ = 1,73	0,18	0,22	10,66	1,47	6,40
49	Florenville_08	Δ = 1,12	0,01	0,27	11,39	0,57	9,11
50	Neufchateau_08	Δ = 1,20	0,10	0,22	0,00	1,47	0,00

Caméra	Parcours INA	Δ (km)	Dist 1/ Dist 2 (km)	<i>Capreolus capreolus</i>		<i>Cervus elaphus</i>	
				INA	RAI	INA	RAI
51	Neufchateau_03	$\Delta = 0,61$	0,29	0,16	4,26	0,68	17,05
52	Neufchateau_03	$\Delta = 0,91$	0,27	0,16	8,32	0,68	16,65
53	Florenville_08	$\Delta = 0,52$	0,07	0,27	0,00	0,57	0,00
54	Florenville_01	$\Delta = 0,38$	0,17	0,41	20,88	2,95	48,71
55	Florenville_01	$\Delta = 0,36$	0,28	0,41	62,63	2,95	18,56
56	Neufchateau_05	$\Delta = 0,11$	0,63	0,45	0,00	2,79	2,10
57	Neufchateau_05	$\Delta = 0,88$	0,18	0,45	0,00	2,79	2,05
58	Neufchateau_03	$\Delta = 0,19$	0,20	0,16	12,52	0,68	66,78
	Neufchateau_05		0,45	0,45			
59	Neufchateau_03	$\Delta = 0,56$	0,05	0,16	0,00	0,68	18,81
60	Florenville_05_06	$\Delta = 0,54$	0,12	0,21	0,00	0,61	20,69
61	Florenville_05_06	$\Delta = 0,69$	0,01	0,21	0,00	0,61	386,40
62	Florenville_01	$\Delta = 0,42$	0,00	0,41	23,30	2,95	81,53
63	Neufchateau_05	$\Delta = 0,76$	0,02	0,45	6,26	2,79	0,00
64	Florenville_05_06	$\Delta = 1,11$	0,10	0,21	4,64	0,61	2,32
65	Florenville_05_06	$\Delta = 0,46$	0,31	0,21	9,28	0,61	0,00
	Florenville_02_03		0,77	0,41		0,29	
66	Florenville_02_03	$\Delta = 0,29$	0,48	0,41	170,14	0,29	20,75
	Florenville_05_06		0,77	0,21		0,61	
67	Neufchateau_04	$\Delta = 0,39$	0,09	1,38	8,34	0,38	10,43
68	Florenville_02_03	$\Delta = 0,26$	0,40	0,41	18,57	0,29	2,32
	Florenville_05_06		0,67	0,21		0,61	
69	Florenville_02_03	$\Delta = 1,21$	0,20	0,41	27,39	0,29	0,00
70	Florenville_02_03	$\Delta = 0,95$	0,17	0,41	216,86	0,29	0,00
71	Florenville_04	$\Delta = 0,14$	0,38	1,11	14,26	0,02	54,65
	Florenville_02_03		0,51	0,41		0,29	
72	Florenville_04	$\Delta = 0,60$	0,08	1,11	42,73	0,02	2,37
73	Florenville_04	$\Delta = 0,34$	0,06	1,11	4,65	0,02	13,94
74	Florenville_04	$\Delta = 0,76$	0,24	1,11	11,62	0,02	27,88
75	Florenville_04	$\Delta = 1,77$	0,09	1,11	34,87	0,02	0,00
76	Neufchateau_04	$\Delta = 1,25$	0,01	1,38	18,62	0,38	6,98
77	Florenville_04	$\Delta = 0,68$	0,18	1,11	9,51	0,02	14,27
78	/	/	/	/	4,64	/	6,96
79	/	/	/	/	11,60	/	64,95
80	/	/	/	/	25,52	/	20,88
81	/	/	/	/	62,62	/	13,92

Annexe 13. Calcul de la densité de *Cervus elaphus* par la méthode du rétrotir.

La méthode est illustrée au travers du Conseil Cynégétique de la Semois Secteur 1 (CCSS1) sur base des données fournies par le Département d'Études du Milieu Naturel et Agricole (DEMNA) (Alain Licoppe, 2025).

L'estimation de la densité de *Cervus elaphus* est réalisée par le DEMNA à l'aide de la méthode du rétrotir (Licoppe *et al.*, 2018 ; SPW, 2023). Cette méthode repose sur l'intégration de plusieurs paramètres d'entrée :

- Un taux de reproduction fixé à 33 %
- Les statistiques de chasse des trois années précédentes :
 - Nombre d'individus (idv.) boisés (B) tirés
 - Nombre d'individus non boisés (NB) tirés
- La surface (en ha) du territoire de chasse
- Les valeurs d'indice nocturne d'abondance (INA) des années précédentes (au minimum trois + l'année actuelle)

À partir de ces données, il est possible de calculer le nombre total d'individus (B + NB) tirés pour 1 000 hectares.

Le modèle débute avec des valeurs théoriques de densité pour l'année 2022 (D_{i-1}). À partir de ces valeurs initiales, les densités de l'année suivante (D_i) sont estimées selon l'équation 4.

$$D_i = (D_{i-1} * \text{taux de reproduction}) - \left(\frac{\text{individus tirés}}{1 000 \text{ ha}} \right)_{i-1} \text{ où } i \text{ représente une année} \quad (\text{équation 4})$$

Ainsi, la densité de 2023 est estimée à partir de la densité théorique de 2022, puis la même procédure est appliquée pour les années 2024 et 2025.

Pour déterminer le niveau de population le plus vraisemblable, un coefficient de corrélation est calculé entre les densités estimées et les valeurs de la moyenne mobile de l'INA sur trois ou quatre années consécutives. La densité retenue est celle dont la corrélation est la plus proche de +1, indiquant une évolution semblable entre les deux indicateurs. Il est important de noter que la corrélation avec la moyenne mobile de l'INA est privilégiée par rapport à celle avec les valeurs brutes d'INA, en raison des variations interannuelles importantes de détectabilité (Licoppe & Malengreaux, 2012). L'évaluation du scénario optimal implique aussi de se baser sur l'hypothèse d'une densité minimale en 2025 (par exemple 90 - 95 individus/ 1 000 ha pour le CCSS1), au vu du nombre d'individus tirés les années précédentes et du taux d'accroissement de 33 % de la population (Alain Licoppe, communication personnelle, 2025).

Paramètres d'entrée du modèle rétrotir

taux d'accroissement	1,33						
année	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
Nombre idv tirés (B et NB)				200	175	196	
Nombre idv boisé (B) tirés				52	40	44	
Nombre idv non-boisé (NB) tirés				148	135	152	
Nombre idv bichette (Bitte) tirés				67	58	68	
Nombre idv biche et bichette (BiBitte) tirés				81	77	84	
Rapport B/NB				0,35	0,30	0,29	
Rapport BiBitte/F				0,83	0,75	0,81	
Rapport Bitte/BiBitte				0,00	0,00	0,00	
Surface de référence (ha)				6223	6223	6223	
Nombre de tirs/1000 ha				32,14	28,12	31,50	
INA (idv/km)	1,35		1,17	1,17	0,98	0,94	0,84
INA moyenne mobile (idv/km)	1,46	1,26	1,17	1,11	1,03	0,92	0,89
Nombre moyen de cerfs vus	164		142	143	119	114	103

Estimation de la densité de population en 2025 en se référant sur le nombre de tir/1000ha des 3 années précédentes (2022, 2023, 2024) (idv/1000 ha)

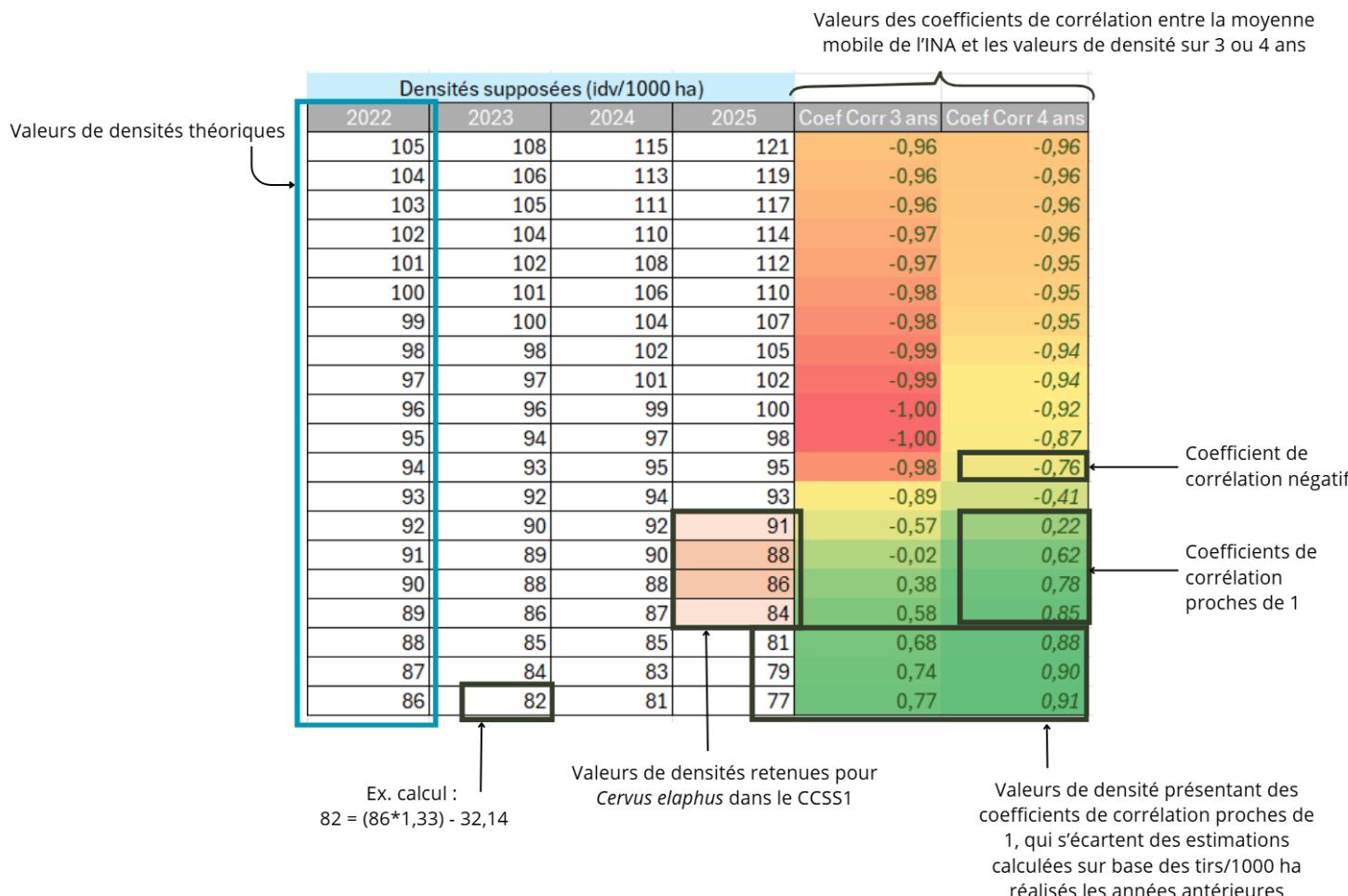
93 → = Moyenne (32,14 ; 28,12; 31,50) / 0,33

Estimation de la densité de population en 2025 en se référant sur le nombre de tir/1000ha des 2 années précédentes (2023, 2024) (idv/1000 ha)

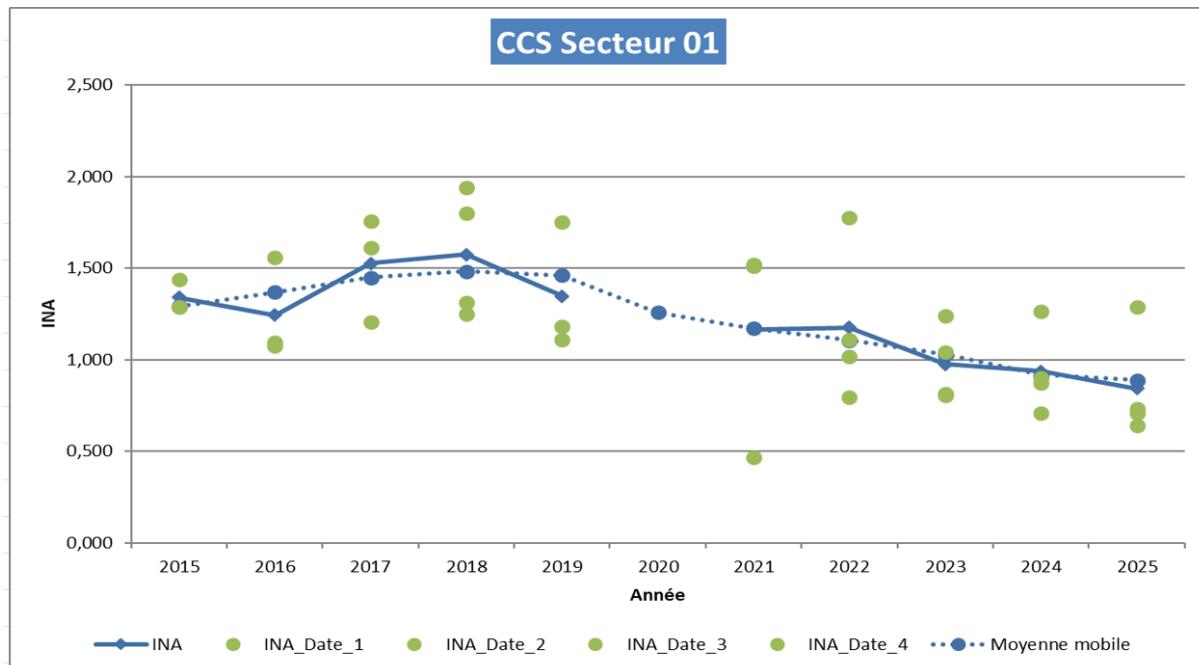
90 → = Moyenne (28,12; 31,50) / 0,33

Estimation de la densité de population en 2025 en se référant sur le nombre de tir/1000ha de 2024 (idv/1000 ha)

95 → = 31,50 / 0,33



Les parcours INA n'ont pas été réalisés en 2020 pour cause de pandémie Covid 19 (SPW, 2023).



Ex. Calcul INA de 2022

Parcours INA	Nombre de <i>C. elaphus</i> observés selon la date de réalisation du parcours				Longueur du parcours INA (km)				
	20220315	20220322	20220329	20220405	Parcours INA	20220315	20220322	20220329	20220405
Bievre_01	15	14	11	16	Bievre_01	16,32	16,32	16,32	16,32
Bievre_02	30	70	43	74	Bievre_02	27,53	27,53	27,53	27,53
Bievre_03	0	6	8	7	Bievre_03	22,56	22,56	22,56	22,56
Bievre_04	25	76	33	28	Bievre_04	24,95	24,95	24,95	24,95
Bouillon_01	1	11	17	0	Bouillon_01	10,96	10,96	10,96	10,96
Bouillon_02	26	39	12	10	Bouillon_02	19,40	19,40	19,40	19,40
Total	97	216	124	135	Total	121,72	121,72	121,72	121,72

INA 2022 (idv/km)	INA_Date_1	INA_Date_2	INA_Date_3	INA_Date_4	
0,80	0,80	1,77	1,02	1,11	1,17

Nombre idv observé/ longueur du parcours
0,80 = 97/121,72

= Moyenne (INA_Date_1 ; INA_Date_2 ; INA_Date_3 ; INA_Date_4)

Ex. Calcul INA moyenne mobile de 2022

	INA (idv/km)	INA moyenne mobile (idv/km)
2021	1,17	1,17
2022	1,17	1,11
2023	0,98	1,08

= Moyenne (INA_2021 ; INA_2022 ; INA_2023)

= Moyenne (1,17 ; 1,17 ; 0,98)

Annexe 14. Ensemble des espèces détectées durant la période d'échantillonnage (18 février au 11 avril 2025). *En gras, les espèces visées par la présente étude.*

Nom scientifique	Nom commun	Nombre de détections	Nombre d'individus détectés	Taille moyenne du groupe et écart-type	Taille maximum du groupe
Aves	Oiseaux	218	291	$1,33 \pm 1,18$	12
<i>Canis lupus familiaris</i>	Chien domestique	6	7	$1,17 \pm 0,41$	2
<i>Capreolus capreolus</i>	Chevreuil	770	826	$1,19 \pm 0,47$	4
<i>Cervus elaphus</i>	Cerf élaphe	494	1056	$2,55 \pm 2,48$	20
<i>Equus caballus</i>	Cheval domestique	3	5	$1,67 \pm 0,58$	2
<i>Erinaceus europaeus</i>	Hérisson d'Europe	1	1	1,00	1
<i>Felis silvestris</i>	Chat sauvage	23	23	1,00	1
<i>Lepus europaeus</i>	Lièvre d'Europe	53	54	$1,02 \pm 0,14$	2
<i>Meles meles</i>	Blaireau	100	102	$1,02 \pm 0,14$	2
Mustelidae	Mustélidés	62	62	1,00	1
<i>Ovis musimon</i>	Mouflon	45	95	$2,50 \pm 1,45$	6
<i>Procyon lotor</i>	Raton laveur	205	219	$1,08 \pm 0,27$	2
Rodentia	Rongeurs	19	19	1,00	1
<i>Sciurus vulgaris</i>	Ecureuil roux	66	67	$1,02 \pm 0,12$	2
<i>Sus scrofa</i>	Sanglier	1036	2755	$2,90 \pm 7,33$	194
<i>Vulpes vulpes</i>	Renard roux	266	269	$1,01 \pm 0,18$	4
Total		3367	5851	/	/

Annexe 15. Répartition des séquences selon le type d'observation enregistré par les caméras (n = 5118). *Les séquences dites "Blanc" correspondent aux déclenchements sans détection apparente. La catégorie "Manipulation" regroupe les séquences où apparaissent les jalons de calibration ou les opérations d'installation/retrait de la caméra. "Non identifié" désigne les séquences où un animal a été détecté sans qu'il ait pu être identifié. Les véhicules observés correspondent à des engins forestiers en activité (type grumier ou débardeuse) filmés lorsque certaines caméras étaient positionnées à proximité ou en bordure de layons forestiers.*

Type d'observation	Nombre de séquences (Pourcentage)
Animal	3367 (65,8)
Blanc	1278 (25,0)
Humain	42 (0,8)
Manipulation	285 (5,6)
Non identifié	129 (2,5)
Véhicule	17 (0,3)
Total	5118

Annexe 16. Synthèse du nombre de séquences annotées pour les trajectoires des trois espèces cibles, avant et après troncature des distances radiales (< 2 m et > 10 m), et après exclusion des caméras problématiques (déploiement, calibration).

Espèce	<i>Capreolus capreolus</i>	<i>Cervus elaphus</i>	<i>Sus scrofa</i>
Nombre total de séquences	770	494	1 036
Nombre de séquences annotées (vitesse, angle, rayon)	303	160	284
Nombre de séquences gardées après troncature (rayons < 2 m et > 10 m)	228	85	200
Nombre de séquences gardées après troncature et exclusion des caméras problématiques (déploiement, calibration)	182	50	126

Annexe 17. Paramètres estimés ayant conduit au calcul de la densité de *Capreolus capreolus* au sein du Parc National de la Vallée de la Semois (PNVS), selon la méthode du *Random Encounter Model* : résultats globaux et par sexe.

Tout sexes confondus							
Paramètres	Estimation	Ecart-type	Coefficient de variation	IC 95 inférieur	IC 95 supérieur	n	Unité
Rayon effectif (r)	7,16	0,45	0,06	6,28	8,04	182	m
Angle effectif (θ)	37,43	3,56	0,10	30,45	44,42	182	degré
Vitesse en activité	0,57	0,07	0,12	0,43	0,70	177	km/h
Niveau d'activité	0,41	0,02	0,06	0,36	0,45	826	/
Vitesse journalière (v)	5,54	0,75	0,14	4,07	7,01	/	km/jour
Taux de rencontre (Y)	0,22	0,03	0,15	0,16	0,28	81	n/(jour/cam)
Densité estimée	6,54	1,39	0,21	4,33	9,89	/	n/km ²
Femelles							
Paramètres	Estimation	Ecart-type	Coefficient de variation	IC 95 inférieur	IC 95 supérieur	n	Unité
Rayon effectif (r)	6,95	0,61	0,09	5,76	8,14	91	m
Angle effectif (θ)	40,06	5,22	0,13	29,83	50,28	91	degré
Vitesse en activité	0,55	0,08	0,15	0,38	0,71	89	km/h
Niveau d'activité	0,37	0,04	0,10	0,30	0,44	340	/
Vitesse journalière (v)	4,87	0,89	0,18	3,13	6,60	/	km/jour
Taux de rencontre (Y)	0,09	0,02	0,21	0,06	0,13	81	n/(jour/cam)
Densité estimée	3,11	0,91	0,29	1,77	5,46	/	n/km ²
Mâles							
Paramètres	Estimation	Ecart-type	Coefficient de variation	IC 95 inférieur	IC 95 supérieur	n	Unité
Rayon effectif (r)	7,53	0,71	0,09	6,14	8,91	78	m
Angle effectif (θ)	38,00	5,01	0,13	28,18	47,82	78	degré
Vitesse en activité	0,60	0,12	0,21	0,36	0,84	75	km/h
Niveau d'activité	0,43	0,04	0,10	0,35	0,52	334	/
Vitesse journalière (v)	6,23	1,43	0,23	3,43	9,04	/	km/jour
Taux de rencontre (Y)	0,09	0,01	0,16	0,06	0,12	81	n/(jour/cam)
Densité estimée	2,13	0,67	0,30	1,26	3,96	/	n/km ²

IC : intervalle de confiance, n : nombre d'observations utilisées.

Annexe 18. Paramètres estimés ayant conduit au calcul de la densité de *Cervus elaphus* au sein du Parc National de la Vallée de la Semois (PNVS), selon la méthode du *Random Encounter Model* : résultats globaux et par sexe.

Tout sexes confondus							
Paramètres	Estimation	Ecart-type	Coefficient de variation	IC 95 inférieur	IC 95 supérieur	n	Unité
Rayon effectif (r)	7,60	0,98	0,13	5,67	9,53	50	m
Angle effectif (θ)	42,05	8,04	0,19	26,29	57,80	50	degré
Vitesse en activité	0,59	0,17	0,28	0,26	0,92	50	km/h
Niveau d'activité	0,43	0,03	0,06	0,38	0,48	1056	/
Vitesse journalière (v)	6,06	1,75	0,29	2,63	9,49	/	km/jour
Taux de rencontre (Y)	0,28	0,05	0,18	0,19	0,39	81	n/(jour/cam)
Densité estimée	6,96	2,56	0,37	3,46	14,00	/	n/km ²
Femelles							
Paramètres	Estimation	Ecart-type	Coefficient de variation	IC 95 inférieur	IC 95 supérieur	n	Unité
Rayon effectif (r)	6,98	1,32	0,19	4,39	9,57	15	m
Angle effectif (θ)	37,57	8,71	0,23	20,49	54,65	15	degré
Vitesse en activité	0,72	0,28	0,39	0,16	1,28	15	km/h
Niveau d'activité	0,52	0,05	0,09	0,43	0,61	309	/
Vitesse journalière (v)	8,96	3,62	0,40	1,86	16,06	/	km/jour
Taux de rencontre (Y)	0,08	0,02	0,27	0,05	0,12	81	n/(jour/cam)
Densité estimée	1,53	0,80	0,52	0,58	4,01	/	n/km ²
Mâles							
Paramètres	Estimation	Ecart-type	Coefficient de variation	IC95 inférieur	IC 95 supérieur	n	Unité
Rayon effectif (r)	8,44	0,00	0,00	8,44	8,45	25	m
Angle effectif (θ)	42,05	11,26	0,27	19,97	64,12	25	degré
Vitesse en activité	0,60	0,28	0,47	0,05	1,14	25	km/h
Niveau d'activité	0,43	0,05	0,12	0,33	0,53	290	/
Vitesse journalière (v)	6,08	2,93	0,48	0,35	11,82	/	km/jour
Taux de rencontre (Y)	0,07	0,02	0,23	0,05	0,11	81	n/(jour/cam)
Densité estimée	1,68	0,90	0,54	0,63	4,49	/	n/km ²

IC : intervalle de confiance, n : nombre d'observations utilisées.

Annexe 19. Paramètres estimés ayant conduit au calcul de la densité de *Sus scrofa* au sein du Parc National de la Vallée de la Semois (PNVS), selon la méthode du *Random Encounter Model* : résultats globaux. *IC* : *intervalle de confiance*, *n* : *nombre d'observations utilisées*.

Paramètres	Estimation	Ecart-type	Coefficient de variation	IC 95 inférieur	IC 95 supérieur	n	Unité
Rayon effectif (r)	7,86	0,64	0,08	6,61	9,11	126	m
Angle effectif (θ)	40,85	4,20	0,10	32,62	49,09	126	degré
Vitesse en activité	0,90	0,16	0,18	0,59	1,22	126	km/h
Niveau d'activité	0,28	0,01	0,04	0,26	0,30	2755	/
Vitesse journalière (v)	5,98	1,08	0,18	3,87	8,10	/	km/jour
Taux de rencontre (Y)	0,73	0,20	0,27	0,44	1,16	81	n/(jour/cam)
Densité estimée	17,99	6,01	0,33	9,51	34,03	/	n/km ²

Annexe 20. Paramètres estimés ayant conduit au calcul de la densité de *Cervus elaphus* au sein des différents Secteurs du Conseil Cynégétique de la Semois (CCSS1, CCSS3, CCSS4), selon la méthode du *Random Encounter Model*. *IC* : *intervalle de confiance*, *n* : *nombre d'observations utilisées*.

CCSS1							
Paramètres	Estimation	Ecart-type	Coefficient de variation	IC 95 inférieur	IC 95 supérieur	n	Unité
Rayon effectif (r)	8,67	3,09	0,36	2,61	14,74	8	m
Angle effectif (θ)	36,59	11,55	0,32	13,95	59,24	8	degré
Vitesse en activité	0,79	0,34	0,43	0,12	1,45	8	km/h
Niveau d'activité	0,44	0,06	0,13	0,33	0,55	161	/
Vitesse journalière (v)	8,24	3,73	0,45	0,93	15,55	/	km/jour
Taux de rencontre (Y)	0,21	0,05	0,26	0,11	0,32	14	n/(jour/cam)
Densité estimée	3,49	2,22	0,64	1,11	10,95	/	n/km ²
CCSS3							
Paramètres	Estimation	Ecart-type	Coefficient de variation	IC 95 inférieur	IC 95 supérieur	n	Unité
Rayon effectif (r)	8,65	1,03	0,12	6,62	10,68	12	m
Angle effectif (θ)	37,57	10,19	0,27	17,61	57,54	12	degré
Vitesse en activité	0,30	0,14	0,48	0,02	0,57	12	km/h
Niveau d'activité	0,43	0,04	0,09	0,36	0,51	239	/
Vitesse journalière (v)	3,09	1,50	0,48	0,15	6,03	/	km/jour
Taux de rencontre (Y)	0,28	0,07	0,24	0,16	0,43	17	n/(jour/cam)
Densité estimée	12,56	7,02	0,56	4,52	34,88	/	n/km ²
CCSS4							
Paramètres	Estimation	Ecart-type	Coefficient de variation	IC 95 inférieur	IC 95 supérieur	n	Unité
Rayon effectif (r)	6,91	1,08	0,16	4,80	9,03	24	m
Angle effectif (θ)	40,85	11,60	0,28	18,11	63,58	24	degré
Vitesse en activité	0,84	0,37	0,44	0,11	1,57	24	km/h
Niveau d'activité	0,37	0,03	0,07	0,32	0,42	608	/
Vitesse journalière (v)	7,52	3,36	0,45	0,94	14,11	/	km/jour
Taux de rencontre (Y)	0,32	0,09	0,28	0,16	0,50	42	n/(jour/cam)
Densité estimée	7,10	3,94	0,56	2,57	19,60	/	n/km ²

Annexe 21. Modèle d'occupation de *Cervus elaphus* à l'échelle du Parc National de la Vallée de la Semois (PNVS).

Un modèle d'occupation mono-espèce et mono-saison a été réalisé pour *Cervus elaphus* à l'échelle du PNVS à l'aide du package *unmarked* (Chandler *et al.*, 2025) afin d'examiner sa répartition en tenant compte de la détection imparfaite (Burton *et al.*, 2015). Le modèle estime conjointement la probabilité d'occupation (ψ) et la probabilité de détection (p) en fonction de covariables écologiques, à partir de matrices binaires présence/absence (1/0) structurées en sites par occasions d'échantillonnage (Horion *et al.*, 2024 ; Donini *et al.*, 2025). Chaque site correspondant à un emplacement caméra ($n = 81$) et chaque occasion d'échantillonnage à une période de plusieurs jours associée à une détection ou une non-détection (Goldstein *et al.*, 2024).

Le modèle repose sur l'hypothèse de fermeture des sites, supposant une occupation constante durant la période d'étude (Rovero *et al.*, 2013 ; Burton *et al.*, 2015). Cette condition est souvent difficile à respecter pour des espèces à large domaine vital dans un habitat continu, ce qui justifie de limiter la durée d'échantillonnage à deux ou trois mois (Rovero *et al.*, 2013). L'absence d'hétérogénéité non modélisée de l'occupation ou de la détectabilité entre sites constitue une autre hypothèse clé, d'où l'intégration de covariables relatives à l'habitat (ex. couverture végétale), aux perturbations anthropiques (ex. distance aux routes), au protocole (ex. type de caméra) et aux conditions environnementales (ex. température ; Burton *et al.*, 2015).

Les données ont été regroupées en occasions hebdomadaires (7 jours) afin de réduire l'hétérogénéité des données (Lenoir, 2024). Les caméras ayant fonctionné moins de 40 jours ont été exclues (n^o 10, 35, 39, 47, 50, 60, 61, 66) pour limiter l'impact des lacunes dans la matrice de détection. La probabilité de détection (p) a été modélisée en fonction de l'effort d'échantillonnage, tandis que la probabilité d'occupation (ψ) a été testée en fonction de covariables spécifiques au site issues notamment des cartes Forestimator (Lisein *et al.*, 2022) et de l'occupation du sol wallonne (WalOnMap), calculées dans un rayon de 500 m autour de chaque caméra, ainsi que de la présence de *Capreolus capreolus* et *Sus scrofa* via un indice d'abondance relative (RAI), comptabilisant le nombre d'individus observés, standardisé sur 100 jours (RAI_{idv} ; Tableau S1).

Les résultats montrent un effet très hautement significatif de l'effort d'échantillonnage sur la probabilité de détection (p), mais aucune covariable n'a influencé significativement ψ . (Tableau S1). Ce constat, déjà rapporté par Lenoir (2024), pourrait s'expliquer par l'inadéquation du modèle d'occupation aux espèces à large domaine vital dans un environnement homogène (Burton *et al.*, 2015), d'autant que toutes les caméras étaient situées en forêt publique majoritairement feuillue, selon un plan d'échantillonnage non conçu pour un objectif de modélisation d'occupation. Par ailleurs, l'occupation, indicateur imparfait de l'abondance pour les espèces grégaires, ne prend pas en compte la taille des groupes et réduit l'information à un binaire présence/absence, limitant ainsi la sensibilité du modèle (Bengsen *et al.*, 2011 ; Palmer *et al.*, 2018). L'homogénéité spatiale de la probabilité d'occurrence de l'espèce dans la zone d'étude pourrait également empêcher le modèle de mettre en évidence un lien avec les covariables retenues (Lenoir, 2024). L'ajout de covariables plus pertinentes, comme la localisation des sites de gagnage, pourrait améliorer la performance du modèle.

L'absence d'effet de *Capreolus capreolus* sur *Cervus elaphus* dans ce travail n'est pas surprenante, le phénomène inverse étant plus souvent observé (Candaele *et al.*, 2023 ; Franchini *et al.*, 2023 ; Donini *et al.*, 2025). *Cervus elaphus*, herbivore intermédiaire au régime large, exploite aussi bien des ressources de haute que de basse qualité, tandis que *Capreolus capreolus*, sélecteur concentré, dépend d'aliments hautement digestibles (Donini *et al.*, 2025). Des densités élevées de *Cervus elaphus* peuvent réduire la masse corporelle des faons de *Capreolus capreolus* et influencer leur répartition spatiale (Donini *et al.*, 2025), probablement *via* la compétition pour les ressources végétales puisque *Cervus elaphus* réduit la quantité de nourriture de haute qualité disponible pour *Capreolus capreolus*.

(Franchini *et al.*, 2023). *Capreolus capreolus* présente des concentrations de cortisol dans les poils plus élevées en présence d'une forte densité de *Cervus elaphus*, très probablement en raison d'une compétition interspécifique directe (Franchini *et al.*, 2023).

La durée des occasions d'échantillonnage (7 jours) peut aussi influencer les résultats, car elle conditionne l'autocorrélation temporelle des données (Goldstein *et al.*, 2024 ; Lenoir, 2024). Une fenêtre trop courte surestime la quantité d'informations indépendantes, tandis qu'une fenêtre plus longue augmente l'incertitude mais réduit ce biais (Burton *et al.*, 2015 ; Goldstein *et al.*, 2024). Dans la majorité des études, les occasions d'échantillonnage varient de 1 à 15 jours-caméras (médiane = 5) (Burton *et al.*, 2015). L'autocorrélation des données peut provenir du comportement des individus, un individu peut rester sur ou à proximité d'un site pendant plusieurs jours, déclenchant plusieurs fois la caméra avant de partir (Goldstein *et al.*, 2024). Tester différentes durées d'occasions d'échantillonnage pourrait donc être pertinent.

Enfin, le rayon de 500 m utilisé pour calculer certaines covariables pourrait ne pas refléter une échelle pertinente pour *Cervus elaphus*, des effets d'échelle pouvant masquer les différences de fréquentation entre types de peuplements forestiers. Dans certaines études les rayons ont été définis à l'aide d'expériences préliminaires qui ont permis de déterminer la taille afin qu'elle soit représentative des caractéristiques environnementales de l'ensemble de la zone d'étude (Donini *et al.*, 2025). D'autres études ont utilisé un rayon permettant de reproduire la taille moyenne du territoire de l'espèce (Franchini *et al.*, 2023). Il serait donc judicieux de faire des analyses préliminaires afin de déterminer le rayon le plus adapté.

Tableau S1. Covariables utilisées pour modéliser la probabilité de détection (p) et d'occupation (ψ) de *Cervus elaphus* dans le Parc National de la Vallée de la Semois, à partir de 81 sites et d'une durée d'occasion d'échantillonnage fixée à 7 jours.

Paramètre	Covariables	p-valeur	AIC	\hat{c}
Détection (p)	Effort d'échantillonnage	$6,71*10^{-8} ***$	646,88	1,45
Occupation (ψ)	Distance à la route	0,18	646,69	1,45
	Distance aux prairies	0,12	647,49	1,47
	Proportion de hêtre dans un rayon de 500 m	0,26	647,48	1,48
	Proportion de chêne dans un rayon de 500m	0,82	648,83	1,49
	Proportion de revêtement artificiel dans un rayon de 500m	0,06	645,45	1,47
	Proportion de construction artificiel dans un rayon de 500m	0,74	648,78	1,47
	Proportion de couvert herbacée en rotation dans un rayon de 500m	0,83	648,84	1,47
	Proportion de résineux de plus de 3m dans un rayon de 500m	0,48	648,42	1,46
	Proportion de feuillus de plus de 3m dans un rayon de 500m	0,37	648,11	1,47
	RAli _{dv} de <i>Capreolus capreolus</i>	0,87	648,86	1,47
	RAli _{dv} de <i>Sus scrofa</i>	0,87	648,86	1,46

Pour chaque covariable, sont indiqués la p-valeur ($p < 0,05$: * effet significatif ; $p < 0,01$: ** effet très significatif ; $p < 0,001$ *** effet très hautement significatif), le critère d'information d'Akaike (AIC) et le facteur de surdispersion (\hat{c}). L'AIC évalue la qualité relative d'un modèle en équilibrant ajustement et complexité, une valeur plus faible indiquant un meilleur compromis entre précision et parcimonie. Le \hat{c} mesure l'excès de variance par rapport aux attentes du modèle ($\hat{c} \approx 1$: absence de surdispersion ; $\hat{c} > 1$: surdispersion, potentiellement liée à un manque d'indépendance ou à des covariables manquantes ; $\hat{c} < 1$: sous-dispersion, rare et souvent liée à un problème de modélisation). RAli_{dv} : Indice d'abondance relatif.