



Spécialité Agronomie

Stage de fin d'études – S10
Formation Ingénieur Institut Agro Dijon
Formation Initiale

Caractérisation et spatialisation du risque potentiel de
prédation des chevreuils et chamois dans le Jura et
l'Ain : chasse anthropique et présence du lynx.

(Stage réalisé du 03/02/2025 au 31/07/2025)

Solenne BAUDIN

Audrey LABONTE
Enseignante référente

Jean-Baptiste FANJUL
Tuteur de stage
Fédération départementale des chasseurs du Jura
Aire du Jura 39140 ARLAY

Année Universitaire 2024-2025

Nb de pages : 54

Année de soutenance : 2025

Financeurs :



Financé par





©Arnaud DEROZE

©Michel MAILLARD



©Arnaud DEROZE



©Marianne LEVERT

Remerciements

Je tenais tout d'abord à remercier l'institut agro Dijon pour ces trois années enrichissantes au sein de l'établissement, qui m'ont permises de décrocher cette opportunité de stage. Un grand merci également à ma tutrice académique Audrey LABONTE pour sa gentillesse, sa patience, son expertise, son aide pour la création de mes modèles et leur interprétation mais aussi et surtout pour son soutien tout au long de ce stage.

Je tenais à remercier toute la fédération départementale des chasseurs du Jura pour leur accueil, leur bienveillance, pour le partage de vos connaissances mais surtout pour tous les bons moments que j'ai pu passer avec vous tous au sein de la fédération. Merci à Stéphane LAMBERGER le directeur et à Jérôme BOMBOIS le chef du pôle chasse pour m'avoir donné cette opportunité au sein de votre structure. Merci également à toute la fédération pour votre engagement pour l'environnement et la biodiversité qui est malheureusement trop peu mis en lumière et apprécier à sa juste valeur. J'espère qu'au travers de ce mémoire de stage, vos actions seront un peu plus reconnues et appréciées.

Je tenais également à remercier la fédération départementale des chasseurs de l'Ain et tout particulièrement Yoann BOLLET et Jonathan GROBOIS pour leur accueil au sein de leur fédération et pour leur suivi et précieux conseils tout au long de ce stage.

Merci à tous les techniciens et services civiques qui ont contribué de près ou de loin à la gestion des carnets de battues, des pièges photographiques. Merci pour votre engagement et votre travail.

Merci également aux chercheuses et chercheurs de l'Office Français de la biodiversité : Sonia SAÏD, Carole TOIGO, Marilyne PELLERIN et Christophe DESCHAMPS pour leur co-encadrement dans le cadre de ce stage, pour leurs conseils et leurs expertises sur ce sujet qui m'ont permis d'avancer plus facilement notamment sur ma méthodologie et mes résultats.

Je tenais tout particulièrement à remercier Jean-Baptiste FANJUL mon maître de stage, pour sa bienveillance, sa bonne humeur, sa patience, son aide au quotidien, ses conseils, son expertise et pour m'avoir appris tant de chose en seulement 6 mois. Merci de m'avoir aidé pendant tant d'heures à consolider les données non sans humour rendant ce travail moins pénible.

Je tenais également à remercier mes parents Séverine et Sébastien sans qui je n'aurai pas pu accéder à cette école, merci pour leur soutien et encouragement tout au long de ces 3 années d'études et de ce stage. Merci à mes beaux-parents, Anne et Jean, pour m'avoir accueillie pendant ces 6 mois et pour m'avoir permis de décrocher cette opportunité inestimable, mais également pour leur soutien et encouragements. Merci à mes amies Emma, Anaïs et tous les autres pour leur soutien indéfectible tout au long de ce stage.

Enfin et surtout merci à Gabin de m'avoir suivie tout au long de mes aventures au sein de cette école, pour m'avoir encouragée, remotivée et soutenue. Mais également pour m'avoir aidé à améliorer la compréhension et vulgarisation de mon projet au cours de ce dernier stage.

Résumé

Le retour des grands prédateurs en Europe, notamment du lynx en France depuis les années 1970-1980, soulève des enjeux de coexistence avec les activités humaines. Le lynx, dont les proies principales sont le chevreuil et le chamois, entre potentiellement en compétition avec la chasse anthropique ciblant les mêmes espèces. Pourtant, dans le massif jurassien, les dynamiques attendues de baisse des populations d'ongulés n'ont pas été observées, suscitant des interrogations locales.

C'est dans ce contexte que s'inscrit le projet ECOLEMM (Étude Chasse Ongulé Lynx en Écosystème de Moyenne Montagne), mené dans le massif jurassien à cheval entre les départements du Jura et de l'Ain. L'un des objectifs est de mieux comprendre les effets conjoints de la prédation par le lynx et de la chasse sur les chevreuils et chamois. C'est pourquoi, au cours de ce stage nous avons tenté de faire de la caractérisation spatiale du risque potentiel de prédation. Pour cela, nous avons analysé la présence du lynx et la pression de chasse anthropique sur deux zones d'étude. Une quarantaine de pièges photographiques ont été déployés sur un maillage de 2,5*2,5 km puis de 1,25*1,25 km. Ces données ont permis de construire un modèle linéaire mixte prédisant la présence/détection du lynx. Nous avons observé plus d'hétérogénéité dans sa présence/détection avec le maillage intensif.

En parallèle, la pression de chasse collective a été étudiée dans le Jura et l'Ain. Les données ont été extraites des carnets de battue. Trois indices de pression de chasse ont été construits, intégrant divers paramètres (nombre de chasseurs, de chiens, durée, etc.). L'analyse a révélé que la pression de chasse est significativement influencée par le détenteur ($p < 0.001$) et par la saison ($p < 0.001$).

Ces résultats offrent des pistes pour mieux intégrer les dynamiques de présence de lynx et d'activités humaines dans la gestion des ongulés en moyenne montagne. Ils serviront de base pour des analyses futures sur l'impact conjoint du lynx et de la chasse sur les populations d'ongulés.

Mots clés : Lynx – Chasse – Ongulés sauvages – Pièges photographiques – Modélisation linéaire.

Abstract

The return of large predators to Europe, particularly the lynx in France since the 1970s and 1980s, raises issues of coexistence with human activities. The lynx, whose main prey are roe deer and chamois, potentially competes with human hunting targeting the same species. However, in the Jura Mountains, the expected decline in ungulate populations has not been observed, raising questions locally.

This is the context for the ECOLEMM project (study of wild-ungulates, human hunting and lynx in a mid-mountain ecosystem), conducted in the Jura Mountains straddling the departments of Jura and Ain. One of the objectives is to better understand the combined effects of predation by lynx and hunting on roe deer and chamois. That is why, during this internship, we attempted to spatially characterize the landscape of fear. To do this, we analyzed the presence of lynx and anthropogenic hunting pressure in two study areas. Forty camera traps were deployed over a 2.5*2.5 km grid and then a 1.25*1.25 km grid.

At the same time, collective hunting pressure was studied in the Jura and Ain regions. Data was extracted from hunting logs. Three hunting pressure indices were constructed, incorporating various parameters (number of hunters, dogs, duration, etc.). The analysis revealed that hunting pressure is significantly influenced by the owner ($p < 0.0001$) and by the season ($p < 0.0001$). These results offer avenues for better integrating the dynamics of lynx presence and human activities into the management of ungulates in mid-mountain areas. They will serve as a basis for future analyses of the combined impact of lynx and hunting on ungulate populations.

Keywords: Lynx – Hunting – Wild ungulates – Camera traps – Linear modeling.

Table des matières

Remerciements	3
Résumé	4
Abstract	5
Liste des Figures	10
Liste des Tableaux	11
Liste des équations	11
Liste des acronymes et abréviations	15
1. Introduction	1
2. Contexte	2
2.1. Le Lynx boréal : Histoire d'un retour en France	2
2.2. Des proies soumises à l'activité cynégétique	4
2.2.1. Le chamois des alpes	4
2.2.2. Le chevreuil Européen	7
2.4. Le maintien de l'équilibre agro-sylvo-cynégétique et prédation	9
2.5. Un besoin d'acquisition de connaissances en faveur de la gestion durable des proies du Lynx	12
3. Matériel et Méthodes	14
3.1. Sites d'étude	14
3.2. Construction et spatialisation des indices de pression de chasse	15
3.2.1. Collecte des données	15
3.2.2. Consolidation des données de pression de chasse	19
3.2.3. Définition et calcul des indices de pression de chasse	20
3.2.4. Cartographie de l'indice de pression de chasse	21
3.3. Présence du Lynx	22
3.3.1. Déploiement des pièges photographiques	22
3.3.2. Classification des données	23
3.3.3. Analyse de la fiabilité de DeepFaune	24
3.3.4. Recherche des covariables environnementales	26
3.3.5. Création et calcul des covariables environnementales	26
3.3.6. Synthèse des covariables environnementales à travers leurs composantes principales	26
3.3.7. Modélisation linéaire de la présence/détection du lynx	27
4. Résultats	28
4.1. Création des indices de pression de chasse	28
4.1.1. Sur la zone d'étude du Jura	28
4.1.2. Sur la zone d'étude de l'Ain	30
4.2. Cartographie des indices de pression de chasse	32

4.2.1	Sur la zone d'étude du Jura	32
4.2.2	Sur la zone d'étude de l'Ain.....	32
4.3	Modélisation Linéaire de la présence/détection du Lynx.....	35
4.3.1	Pour le buffer de 1.25*1.25 km	35
4.3.2	Pour le buffer de 2.5*2.5 km	38
5.	Discussion	41
5.1	Indices de pression de chasse : avantages, limites et pistes d'amélioration	41
5.2	Modélisation de la présence/détection du lynx : avantages, limites et perspectives d'amélioration.....	43
6.	Conclusion	49
	Bibliographie	50
	Annexe	55
	Annexe 1 : Exemple de fiche prélèvement à remplir.	55
	Annexe 2A : Distribution de la durée de la chasse par saison et par détenteur et résultats des tests de Kruskal – Wallis pour la durée de la chasse en heure en fonction du détenteur et de la saison de chasse, dans le jura.	56
	Annexe 2B : Distribution du nombre de chasseurs postés par saison et par détenteur et résultats des tests de Kruskal – Wallis pour la durée de la chasse en heure en fonction du détenteur et de la saison de chasse, dans le jura.	56
	Annexe 2C : Distribution du nombre de traqueurs par saison et par détenteur et résultats des tests de Kruskal – Wallis pour la durée de la chasse en heure en fonction du détenteur et de la saison de chasse, dans le jura.	57
	Annexe 2D : Distribution du nombre de chasseurs postés par saison et par détenteur et résultats des tests de Kruskal – Wallis pour la durée de la chasse en heure en fonction du détenteur et de la saison de chasse, dans l'Ain.	57
	Annexe 2E : Distribution du nombre de traqueurs par saison et par détenteur et résultats des tests de Kruskal – Wallis pour la durée de la chasse en heure en fonction du détenteur et de la saison de chasse, dans l'Ain.....	58
	Annexe 3A : Résultats de ACP réalisée sur les paramètres de la chasse et les paramètres météo du site d'étude du Jura.	58
	Annexe 3B : Eboulis des valeurs propres de l'ACP réalisée sur les paramètres de chasse et météo du site d'étude du Jura.	59
	Annexe 4A : Résultats de l'ACP réalisée sur les paramètres de la chasse et les paramètres météo du site d'étude de l'Ain.....	59
	Annexe 4B : Eboulis des valeurs propres de l'ACP réalisée sur les paramètres de chasse et météo du site d'étude de l'Ain.....	60
	Annexe 5 : Résultats de l'analyse de la fiabilité de DeepFaune : Matrice de confusion des identifications DeepFaune.	60
	Annexe 6 : Paramètres influençant la présence/détection du lynx pour un modèle d'occupation, d'après la bibliographie.	61

Annexe 7A : Eboulis des valeurs propres de l'ACP, réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 1.25 * 1.25 km.....	64
Annexe 7B : Graphique des variables sur les dimensions 1 et 2 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 1.25 * 1.25 km.	64
Annexe 7C : Graphique des variables sur les dimensions 2 et 3 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 1.25 * 1.25 km.	65
Annexe 7D : Graphique des variables sur les dimensions 3 et 4 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 1.25 * 1.25 km.	65
Annexe 7E : Contributions des variables à la dimension 1 de l'ACP pour le buffer de 1.25*1.25 km.	66
Annexe 7F : Contributions des variables à la dimension 2 de l'ACP pour le buffer de 1.25*1.25 km.	66
Annexe 7G : Contributions des variables à la dimension 3 de l'ACP pour le buffer de 1.25*1.25 km.	67
Annexe 7H : Contributions des variables à la dimension 4 de l'ACP pour le buffer de 1.25*1.25 km.	67
Annexe 8A : Eboulis des valeurs propres de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 2.5*2.5 km.	68
Annexe 8B : Graphique des variables sur les dimensions 1 et 2 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.....	68
Annexe 8C : Graphique des variables sur les dimensions 2 et 3 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.....	69
Annexe 8D : Graphique des variables sur les dimensions 3 et 4 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.....	69
Annexe 8E : Contributions des variables à la dimension 1 de l'ACP pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.	70
Annexe 8F : Contributions des variables à la dimension 2 de l'ACP pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.	70
Annexe 8G : Contributions des variables à la dimension 3 de l'ACP pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.	71
Annexe 8H : Contributions des variables à la dimension 4 de l'ACP pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.	71
Annexe 9A : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2017, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).	72
Annexe 9B : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2018, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).	73
Annexe 9C : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2019, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).	74
Annexe 9D : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2020, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).	75
Annexe 9E : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2021, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).	76

Annexe 9F : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2022, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).	77
Annexe 9G : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2023, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).	78
Annexe 10A : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2018, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS).	79
Annexe 10B : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2019, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS).	80
Annexe 10C : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2020, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS).	81
Annexe 10D : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2021, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS).	82
Annexe 10E : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2022, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS).	83
Annexe 10F : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2023, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS).	84
Annexe 11 : Cartes de chaleur pour les 3 indices de pression de chasse collective pour chaque saison de chasse dans le Jura.	85
Annexe 12 : Cartes de chaleur pour les 2 indices de pression de chasse pour chaque saison de chasse dans l'Ain.	89
Annexe 13A : Matrice de corrélations entre les IPC collective et le taux de réalisation des attributions du plan de chasse sur la zone d'étude du Jura.	92
Annexe 13B : Matrice de corrélations entre les IPC collective et le nombre de prélèvements sur la zone d'étude du Jura.	92

Liste des Figures

- Figure 1: Distribution historique (A) du Lynx Boréal en France et en Europe, carte issue de la thèse de Bouyer, 2015, d'après les données issues de Chapron et al., 2014 ; Distribution actuelle (B) du Lynx de Boreal en France et en Europe, carte issue de Chapron et al. 2014. _____ 3
- Figure 2 : Evolution de l'aire de répartition du Chamois en France, carte issue du site ECOLEMM.fr, d'après les données issues de l'ONCFS, la FNC et les FDC dans le cadre du Réseau Ongulés Sauvages. _____ 5
- Figure 3 : Evolution du nombre de prélèvements de chamois à la chasse en France et dans le massif jurassien qui regroupe les départements de l'Ain, du Doubs et du Jura. D'après les données issues du réseau ongulés sauvages de l'OFB-FNC-FDC. _____ 6
- Figure 4 : Distribution actuelle des populations de chevreuil en Europe. Source : IUCN red list. _____ 8
- Figure 5 : Evolution du nombre de prélèvements de chevreuils à la chasse en France et dans le massif jurassien qui regroupe les départements de l'Ain, du Doubs et du Jura. D'après les données issues du réseau ongulés sauvages de l'OFB-FNC-FDC. _____ 9
- Figure 6 : Localisation de la zone d'étude du Jura (A) et de la zone d'étude de l'Ain (B). __ 14
- Figure 7 : Histogrammes représentant la contribution des différents paramètres de chasse à la dimension 2 de l'ACP sur le site d'étude du Jura (A) ; la contribution des différents paramètres de chasse à la dimension 2 de l'ACP sur le site d'étude de l'Ain (B). _____ 21
- Figure 8 : Schéma de construction des cartes de chaleur pour la pression de chasse sur les deux sites d'étude. _____ 22
- Figure 9 : Localisation des sites photographiés par les 40 pièges photographiques au cours de la période d'étude de 2023-2024, dans le Jura. _____ 23
- Figure 10 : Matrices de corrélation de Spearman pour les indices simple, double et issus de la dimension 2 pour chaque saison de chasse sur la zone d'étude du Jura. _____ 30
- Figure 11 : Matrices de corrélation de Spearman pour les indices simple et issu de la dimension 2 pour chaque saison de chasse sur la zone d'étude de l'Ain. _____ 31
- Figure 12 : Cartes de chaleur des indices de pression de chasse issus de la dimension 2 (A) ; Carte de répartition de tous les polygones de chasses (en vert) et des prélèvements de 2017 à 2023 sur fond satellite (B) ; les croix bleues représentent les prélèvements de chevreuils réalisés au cours de la saison de chasse, sur la zone d'étude du Jura. Source : Rstudio et QGIS. ____ 33
- Figure 13 : Cartes de chaleur des indices de pression de chasse issus de la dimension 2 (A) ; Carte de répartition de tous les polygones de chasses de 2018 à 2023 sur fond satellite (B) ; sur la zone d'étude de l'Ain ; source : Rstudio et QGIS. _____ 34
- Figure 14 : Représentation des effets marginaux de la dimension 1 (A) ; des effets marginaux de la dimension 2 (B) ; des effets marginaux de la dimension 3 (C) ; des effets marginaux de l'interaction entre les dimensions 1 et 2 (D) ; des effets marginaux de l'interaction entre les dimensions 1 et 3 (E) ; des effets marginaux de l'interaction entre les dimensions 2 et 4 (F) et

des effets marginaux pour l'effort d'échantillonnage (G), pour le buffer de 1.25*1.25 km. Pour les graphiques des interactions, la couleur rouge représente les valeurs négatives sur la dimension 1 ou 4, le vert les valeurs nulles et le bleu les valeurs positives. _____ 37

Figure 15 : Représentation des effets marginaux de l'effort d'échantillonnage (A) ; des effets marginaux pour la dimension 3 (B), pour le buffer de 2.5*2.5 km. _____ 39

Figure 16 : Carte représentant la prédiction de la probabilité de présence/détection du lynx avec les observations opportunistes non-protocoles (A) ; carte représentant le nombre de photos de lynx prises par les pièges photographiques (B), sur le maillage de 1.25*1.25 km. _____ 40

Figure 17 : Carte représentant la prédiction de la probabilité de présence/détection du lynx avec les observations opportunistes non-protocoles (A) ; carte représentant le nombre de photos de lynx prises par les pièges photographiques (B), sur le maillage de 2.5* 2.5 km. _____ 40

Liste des Tableaux

Tableau 1: Description des paramètres de chasse collective, déjà saisis sur la banque de données et utilisés au cours de ce projet afin de créer les données spatialisées, consolider les données et calculer les indices de pression de chasse. _____ 16

Tableau 2 : Description des paramètres déjà saisis sur la banque de données, en lien avec les prélèvements, utilisés au cours de ce projet, afin de créer les données spatialisées, calculer le paramètre nombre de prélèvements et consolider les données. _____ 18

Tableau 3 : Description des paramètres météo utilisés au cours de ce projet. _____ 19

Tableau 4 : Construction des covariables environnementales influençant la présence du lynx, pour chacun des deux buffers, pour la zone d'étude du Jura. _____ 25

Tableau 5 : Effets marginaux des différentes variables prédictives pour le meilleur modèle du buffer de 1.25*1.25 km ; signification des codes : 0 « *** », 0.001 « ** », 0.01 « * », 0.05 « . », 0.1 « . » (source : RStudio) _____ 35

Tableau 6 : Effets marginaux des différentes variables prédictives pour le meilleur modèle du buffer de 2.5*2.5 km ; signification des codes : 0 « *** », 0.001 « ** », 0.01 « * », 0.05 « . », 0.1 « . » (source : RStudio) _____ 38

Liste des équations

Équation 1: _____ 28

Équation 2: _____ 29

Équation 3 : _____ 29

Équation 4 : _____ 29

Équation 5 : _____ 31

Équation 6 : _____ 35

Équation 7 : _____ 38

Liste des annexes

Annexe 1 : Exemple de fiche prélèvement à remplir. _____ 55

Annexe 2A : Distribution de la durée de la chasse par saison et par détenteur et résultats des tests de Kruskal – Wallis pour la durée de la chasse en heure en fonction du détenteur et de la saison de chasse, dans le Jura. _____ 56

Annexe 2B : Distribution du nombre de chasseurs postés par saison et par détenteur et résultats des tests de Kruskal – Wallis pour la durée de la chasse en heure en fonction du détenteur et de la saison de chasse, dans le Jura. _____ 56

Annexe 2C : Distribution du nombre de traqueurs par saison et par détenteur et résultats des tests de Kruskal – Wallis pour la durée de la chasse en heure en fonction du détenteur et de la saison de chasse, dans le Jura. _____ 57

Annexe 2D : Distribution du nombre de chasseurs postés par saison et par détenteur et résultats des tests de Kruskal – Wallis pour la durée de la chasse en heure en fonction du détenteur et de la saison de chasse, dans l'Ain. _____ 57

Annexe 2E : Distribution du nombre de traqueurs par saison et par détenteur et résultats des tests de Kruskal – Wallis pour la durée de la chasse en heure en fonction du détenteur et de la saison de chasse, dans l'Ain. _____ 58

Annexe 3A : Résultats de ACP réalisée sur les paramètres de la chasse et les paramètres météo du site d'étude du Jura. _____ 58

Annexe 3B : Eboulis des valeurs propres de l'ACP réalisée sur les paramètres de chasse et météo du site d'étude du Jura. _____ 59

Annexe 4A : Résultats de l'ACP réalisée sur les paramètres de la chasse et les paramètres météo du site d'étude de l'Ain. _____ 59

Annexe 4B : Eboulis des valeurs propres de l'ACP réalisée sur les paramètres de chasse et météo du site d'étude de l'Ain. _____ 60

Annexe 5 : Résultats de l'analyse de la fiabilité de DeepFaune : Matrice de confusion des identifications DeepFaune. _____ 60

Annexe 6 : Paramètres influençant la présence/détection du lynx pour un modèle d'occupation, d'après la bibliographie. _____ 61

Annexe 7A : Eboulis des valeurs propres de l'ACP, réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 1.25 * 1.25 km. _____ 64

Annexe 7B : Graphique des variables sur les dimensions 1 et 2 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 1.25 * 1.25 km. _____ 64

Annexe 7C : Graphique des variables sur les dimensions 2 et 3 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 1.25 * 1.25 km. _____ 65

Annexe 7D : Graphique des variables sur les dimensions 3 et 4 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 1.25 * 1.25 km.	65
Annexe 7E : Contributions des variables à la Dimension 1 de l'ACP pour le buffer de 1.25*1.25 km.	66
Annexe 7F : Contributions des variables à la dimension 2 de l'ACP pour le buffer de 1.25*1.25 km.	66
Annexe 7G : Contributions des variables à la dimension 3 de l'ACP pour le buffer de 1.25*1.25 km.	67
Annexe 7H : Contributions des variables à la dimension 4 de l'ACP pour le buffer de 1.25*1.25 km.	67
Annexe 8A : Eboulis des valeurs propres de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 2.5*2.5 km.	68
Annexe 8B : Graphique des variables sur les dimensions 1 et 2 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.	68
Annexe 8C : Graphique des variables sur les dimensions 2 et 3 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.	69
Annexe 8D : Graphique des variables sur les dimensions 3 et 4 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.	69
Annexe 8E : Contributions des variables à la dimension 1 de l'ACP pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.	70
Annexe 8F : Contributions des variables à la dimension 2 de l'ACP pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.	70
Annexe 8G : Contributions des variables à la dimension 3 de l'ACP pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.	71
Annexe 8H : Contributions des variables à la dimension 4 de l'ACP pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.	71
Annexe 9A : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2017, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).	72
Annexe 9B : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2018, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).	73
Annexe 9C : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2019, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).	74
Annexe 9D : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2020, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).	75
Annexe 9E : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2021, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).	76

Annexe 9F : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2022, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS). _____	77
Annexe 9G : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2023, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS). _____	78
Annexe 10A : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2018, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS). _____	79
Annexe 10B : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2019, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS). _____	80
Annexe 10C : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2020, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS). _____	81
Annexe 10D : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2021, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS). _____	82
Annexe 10E : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2022, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS). _____	83
Annexe 10F : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2023, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS). _____	84
Annexe 11 : Cartes de chaleur pour les 3 indices de pression de chasse collective pour chaque saison de chasse dans le Jura. _____	85
Annexe 12 : Cartes de chaleur pour les 2 indices de pression de chasse pour chaque saison de chasse dans l'Ain. _____	89
Annexe 13A : Matrice de corrélations entre les IPC collective et le taux de réalisation des attributions du plan de chasse sur la zone d'étude du Jura. _____	92
Annexe 13B : Matrice de corrélations entre les IPC collective et le nombre de prélèvements sur la zone d'étude du Jura. _____	92

Liste des acronymes et abréviations

ACCA : Association Communale de Chasse Agréée.

ACP : Analyse en Composante Principales.

AIC : Critères d'Information d'Akaike.

CNRS : Centre National de la Recherche Scientifique.

ECOLEMM : Etude Chasse Ongulés Lynx au sein d'un Ecosystème de Moyennes Montagnes.

FNC : Fédération Nationale des Chasseurs.

FDC : Fédération Départementale des Chasseurs.

FDC01 : Fédération Départementales des Chasseurs de l'Ain.

FDC39 : Fédération Départementales des Chasseurs du Jura.

GLMM : Generalized Linear Mixed Model

ICE : Indicateurs de Changement Ecologique.

IPC : Indice de Pression de Chasse.

INSEE : Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques.

IUC : International Union for Conservation of Nature's Red list of Threatened Species

LOUPE : Loup et écosystèmes de montagnes.

OFB : Office Français de la Biodiversité.

ONG : Organisation Non Gouvernementale.

PP : Prédateurs-Proies.

SAFRAN : Système d'analyse fournissant des renseignements atmosphériques à la neige – Météo – France.

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature.

1. Introduction

Le retour des grands prédateurs en Europe, et en France interroge sur les enjeux de coexistence entre ces derniers et les activités humaines. Face à ces questionnements, il est primordial de mener une analyse approfondie des interactions entre ces prédateurs, leurs proies et les activités humaines, afin d'éclairer les décisions de gestion futures et de favoriser une coexistence durable. C'est pourquoi, de nombreux projets comme le projet LOUPE (Loup et écosystèmes de montagnes) ou encore le projet ECOLEMM (Etude chasse ongulés lynx dans un écosystème de moyennes montagnes) se mettent en place partout en France. L'objectif affiché : avoir de meilleures connaissances sur les grands prédateurs, leur distribution, leur mode de fonctionnement et leurs interactions avec leurs proies et les activités humaines afin de faciliter la coexistence.

En ce sens, le projet ECOLEMM (2017-2025) est un projet Français, mené à l'échelle des départements du Jura et de l'Ain. Il est mis en œuvre par les Fédérations départementales des chasseurs du Jura (FDC39) et de l'Ain (FDC01), en partenariat scientifique avec l'Office français de la biodiversité (OFB) et le Centre national de la recherche scientifique (CNRS). Il vise à étudier non seulement le retour du lynx mais aussi les effets générés par ce retour, notamment sur les populations d'ongulés sauvages. Il s'articule autour de 5 grands projets : décrire la perception du lynx par les acteurs du territoire (projet n°1), analyser les actions de chasse et le comportement de prédation du lynx (projet n°2), comprendre comment l'interaction de ces deux facteurs impacte le comportement (projet n°4), la démographie (projet n°3) et la gestion du système individu-population environnement via les Indicateurs de Changement Ecologique (ICE, projet n°5) chez le chevreuil et le chamois. Ce stage s'inscrit dans le projet n°2 du projet ECOLEMM. En effet, nous utiliserons les données collectées depuis 2017 dans le cadre de cette fiche-projet, à savoir : les carnets de battues renseignés par les chasseurs lors de chaque saison et événement de chasse, ainsi qu'un système de 40 pièges photographiques installés en maillage intensif dans les départements du Jura et de l'Ain pour suivre les lynx fréquentant les zones où les ongulés sont suivis.

En effet, les pièges photographiques sont de plus en plus utilisés en écologie, car ils constituent un moyen efficace, non-invasif et continu d'observer et de surveiller la présence d'animaux sauvages (O'Connell *et al.*, 2011 ; McShea, 2016). Pour analyser et comprendre les facteurs importants dans l'écologie des animaux sauvages, les modèles d'occupation se sont avérés très efficaces, car ils prennent en compte la détection imparfaite (MacKenzie *et al.*, 2002 ; MacKenzie *et al.*, 2003 ; Bailey *et al.*, 2013 ; Rota *et al.*, 2016). Ceci est particulièrement important dans le cas des lynx, qui sont difficiles à détecter même avec des pièges photographiques exigeant des protocoles de disposition des caméras assez spécifiques (Stergar *et al.*, 2017).

Ainsi, les objectifs principaux de ce stage seront donc de caractériser et cartographier le risque potentiel de prédation des chevreuils et chamois dans le Jura et l'Ain, au travers de la chasse anthropique et de la présence du lynx. Pour ce dernier objectif, nous mettrons en évidence les variables influençant la présence du lynx sur notre site d'étude. Le choix des variables à tester est donc déterminant.

2. Contexte

2.1. Le Lynx boréal : Histoire d'un retour en France

Le Lynx boréal (*Lynx lynx*, Linnaeus 1758) est le troisième plus grand carnivore en Europe, après l'ours brun (*Ursus arctos*), et le Loup gris (*Lupus lupus*). Emblématique des forêts et des zones montagneuses, il semble préférer des forêts mixtes non-impactées ou peu impactées par l'homme (Boutros *et al.*, 2007 ; Basille *et al.*, 2009 ; Bouyer *et al.*, 2015 ; Gehr *et al.*, 2017 ; Cristescu *et al.*, 2019 ; Oeser *et al.*, 2023). Ils sélectionnent également des zones avec une couverture forestière d'au moins 30% (Raydelet, 2006). Ces grands félidés sont principalement solitaires et très territoriaux, ils présentent une grande fidélité à leur domaine vitaux dont la taille varie en fonction du sexe, des conditions environnementales (disponibilité des proies principales, sécurité de l'habitat etc.) et des saisons (Jedrzejewski *et al.*, 2002 ; Herfindal *et al.*, 2005 ; Molinari-Jobin *et al.*, 2007 ; Aronsson *et al.*, 2016). Historiquement, le lynx était présent au nord, à l'est mais également au centre de l'Europe. Il était notamment présent sur tout le territoire français (Figure 1A).

Toutefois, l'intervention de l'Homme a eu un impact significatif sur les populations de lynx et ses proies. En effet, l'être humain se comporte comme un super-prédateur, avec une efficacité et une intensité bien supérieure à celles des prédateurs naturels (Cassinello, 2021). En agissant à la fois sur les prédateurs, mais aussi sur les proies, ils ont grandement perturbé les cycles naturels dont les relations prédateur-proie établies dans la nature (Apollonio *et al.*, 2010 ; Darimont *et al.*, 2015 ; Smith *et al.*, 2017 ; Montgomery *et al.*, 2022 ; Van Scoyoc *et al.*, 2023 ; Bassing *et al.*, 2024). Dans de nombreuses situations, l'Homme remplace même les grands prédateurs en les éliminant localement pour servir ses propres intérêts, tels que l'agriculture, la sylviculture ou la chasse récréative (Cassinello, 2021). Ce processus a été particulièrement marqué en Europe, où les activités humaines ont entraîné dès le XIX^{ème} siècle la quasi-extinction des principaux prédateurs carnivores, dont le lynx boréal (Figure 1A). En France, le lynx a disparu du Massif central dès le XVIII^{ème} siècle, puis des Vosges et des Alpes au XX^{ème} siècle, ne survivant que sporadiquement dans le Jura jusqu'à sa réintroduction dans les années 1970-80 (Breitenmoser, 1998 ; Vandel et Stahl, 2005 ; Drouilly, 2019 ; Arpin *et al.*, 2024). Ces activités humaines à l'origine de la disparition des lynx englobent des effets directs au travers de la chasse notamment. En effet, la chasse a toujours exercé une influence sur les relations entre prédateurs et proies. Cependant, durant ce XIX^{ème}, elle a pris une ampleur inédite. Sans cadre réglementaire et souvent motivée par la protection des troupeaux domestiques, cette chasse intensive visait indistinctement les carnivores et les ongulés. Mais ces activités englobent également des effets indirects au travers de : la destruction/fragmentation des habitats (déforestation), l'expansion des activités humaines (intensification agricole et homogénéisation des paysages) et l'introduction d'espèces exotiques envahissantes (Schneider, 2001 ; Apollonio *et al.*, 2010 ; Darimont *et al.*, 2015 ; Smith *et al.*, 2017 ; Montgomery *et al.*, 2022 ; Van Scoyoc *et al.*, 2023 ; Bassing *et al.*, 2024).

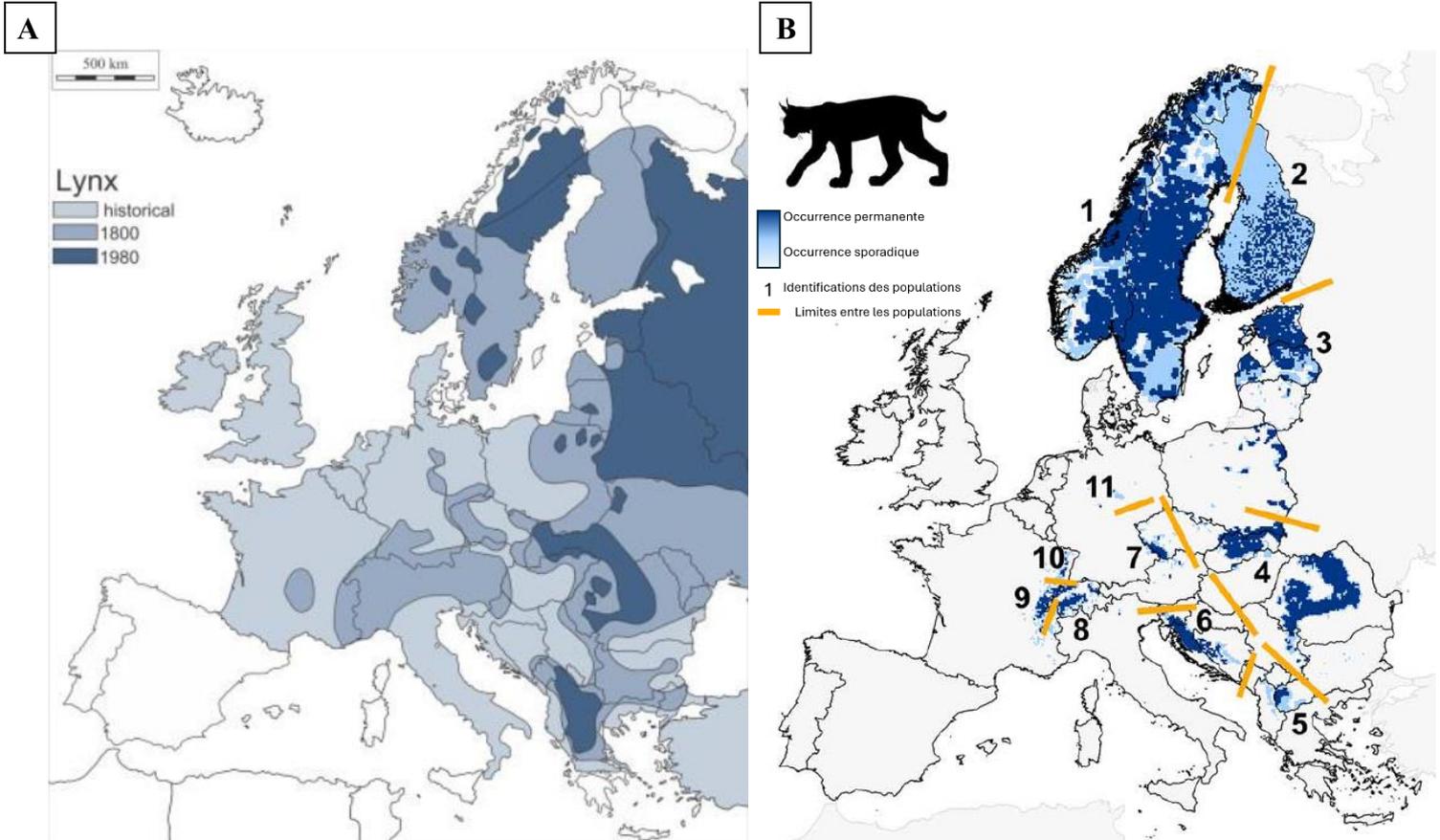


Figure 1: Distribution historique (A) du Lynx Boréal en France et en Europe, carte issue de la thèse de Bouyer, 2015, d'après les données issues de Chapron et al., 2014 ; Distribution actuelle (B) du Lynx de Boreal en France et en Europe, carte issue de Chapron et al. 2014.

Cependant, depuis les années 1970, le lynx boréal (*Lynx lynx*) a fait son retour progressif en Europe centrale et occidentale après une absence prolongée sur de vastes portions de son aire d'origine (Figure 1B). Ce phénomène s'explique par divers facteurs tels que des changements de perception et une diminution de l'intensité des menaces ayant conduit à sa disparition, notamment via l'instauration de plans de chasse dans les années 1980, pour une gestion plus durable des populations de proies. Mais aussi grâce à la mise en place de mesures de protection légale, des réintroductions actives et une expansion naturelle depuis les populations sources telles que les Carpates et les Alpes dinariques (Chapron et al., 2014 ; Drouilly, 2019).

On identifie actuellement plusieurs noyaux principaux de présence du lynx boréal en Europe (Figure 1B) comprenant : des populations natives dans les Carpates et en Scandinavie ; des populations réintroduites dans les massifs français et allemands, dans les forêts en Tchéquie, Slovaquie, Espagne (Castille-et-León) et dans les Balkans ; ainsi que des zones de recolonisation naturelle dans le sud de l'Allemagne et le nord de l'Italie (Chapron et al., 2014 ; Drouilly, 2019). Cependant, malgré ce retour, la situation demeure fragmentée et précaire. Les populations occidentales sont généralement petites, isolées et confrontées à diverses menaces physiques (fragmentation habitat, collisions routières, faible diversité génétique) mais aussi à la faible tolérance sociale dans certaines zones d'élevage ou de chasse (Drouilly, 2019).

En France, il réapparaît après la dispersion d'individus originaires du Jura suisse, réintroduits en 1970. Il s'est ensuite dispersé de proche en proche et a recolonisé les Alpes. De plus,

quelques individus ont été réintroduits dans le massif des Vosges. Aujourd'hui, trois noyaux de population sont identifiés (Helluy *et al.*, 2024) :

- 🐾 **Le Jura** : qui constitue le cœur de la population de lynx française en représentant, en 2023, 70 à 80% de l'aire de présence régulière de ce dernier, soit un peu plus de 11 000 km² sur 15 800 km². Il s'agit de la population la plus stable, sûrement dû à sa connexion avec la population suisse.
- 🐾 **Les Vosges** : population quasi éteinte, avec seulement quelques individus détectés sporadiquement, mais qui bénéficie des individus relâchés dans le Palatinat Allemand.
- 🐾 **Les Alpes** : en lente expansion, mais constituée de petits noyaux isolés.

Selon le rapport de l'UICN Europe de 2023, le lynx boréal est classé « Quasi menacé (NT) » à l'échelle continentale. L'UICN souligne la nécessité d'améliorer la connectivité entre les différents noyaux, de réduire les menaces d'origine humaine et de renforcer certaines populations par des translocations (Von Arx, 2020 ; Arpin *et al.*, 2024). Quant au rapport de l'UICN France de 2017 (UICN France *et al.*, 2017), il classe le lynx comme étant « En danger (EN) » sur la liste rouge nationale, il est également protégé par l'arrêté du 23 avril 2007 du code de l'environnement (Ministère de l'agriculture et Ministère de l'écologie et du développement durable, 2007).

2.2. Des proies soumises à l'activité cynégétique

Les lynx présentent une grande diversité de proies pour leur alimentation, mais contrairement aux canidés et aux ursidés, les lynx sont des prédateurs stricts (à de rares exceptions observées sur le terrain – Nicolas MAURON OFD01, communication personnelle). Leurs proies principales en Europe centrale et de l'est semblent être des ongulés de taille moyenne tel que le chevreuil (*Capreolus capreolus*) et le chamois (*Rupicapra rupicapra*) (Breitenmoser et Haller, 1993 ; Jobin *et al.*, 2000 ; Molinari-Jobin *et al.*, 2007 ; Schmidt, 2008), en Europe du Nord ses proies principales sont le renne et le chevreuil (Odden *et al.*, 2006 ; Mattisson *et al.*, 2011), alors qu'en Turquie il s'agira principalement du lièvre d'Europe (Mengüllüoğlu *et al.*, 2018), sûrement car des proies de taille plus importante ne sont pas disponibles (Khorozyan et Heurich, 2023). Enfin, il peut arriver que le lynx prédate plutôt des proies domestiques, mais il a été démontré qu'il préfère ses proies sauvages (Odden *et al.*, 2008 ; Gehr *et al.*, 2017 ; Khorozyan et Heurich, 2023), ainsi les proies domestiques représentent plutôt des proies alternatives pour ce dernier. Il a également été démontré que les dynamiques des populations ainsi que la distribution des lynx sont étroitement liées à celles de ses proies principales (Soyumert *et al.*, 2019 ; Andrén et Liberg, 2024). En effet, le lynx est principalement actif pendant la nuit et présente un schéma d'activité bimodal avec des pics observés aux moments du crépuscule et de l'aube (Schmidt, 1999 ; Podolski *et al.*, 2013). Ces périodes d'activité sont synchronisées avec celles de ses proies principales.

La France se situant en Europe centrale, ses proies principales sont donc le chevreuil et le chamois, qui représentent à eux deux 90% de son régime alimentaire (Molinari-Jobin *et al.*, 2007 ; Schmidt, 2008).

2.2.1. Le chamois des alpes

Le chamois est une espèce emblématique des zones montagneuses. Originaire d'Asie il a colonisé l'Europe en plusieurs phases, aujourd'hui il s'est adapté aux conditions extrêmes de haute altitude. En France, on retrouve principalement le chamois dans les massifs des Alpes, du

Jura, des Vosges et d'Auvergne ([Figure 2](#)). Son aire de répartition recouvre plus de 24 000 km² (FDC39, 2017).

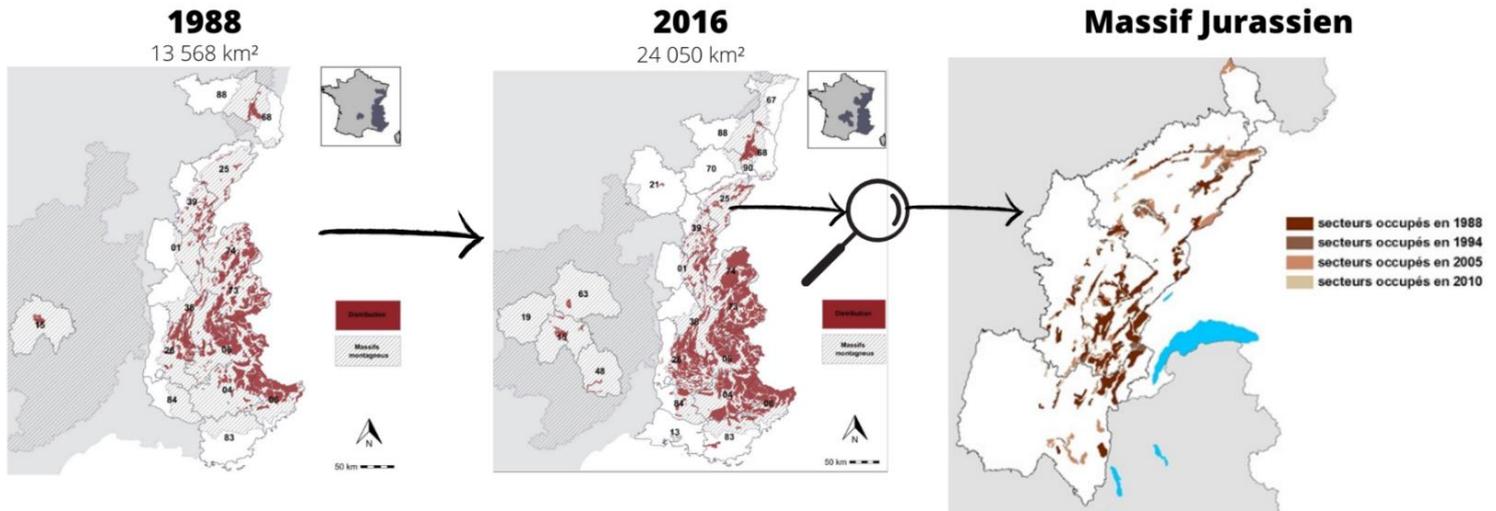


Figure 2 : Evolution de l'aire de répartition du Chamois en France, carte issue du site [ECOLEMM.fr](#), d'après les données issues de l'ONCFS, la FNC et les FDC dans le cadre du Réseau Ongulés Sauvages.

Le chamois évite systématiquement les routes et tout autre habitat modifié par l'Homme. Il préfère des habitats plus isolés et protégés, qui sont quasiment inaccessibles pour l'Homme comme les montagnes escarpées et les forêts denses. Il occupe donc une gamme d'habitats allant des pâturages alpins en été aux zones plus couvertes et protégées en hiver, choisissant son habitat en fonction de la disponibilité des ressources et des risques associés à la présence de l'Homme et autres espèces concurrentes (Chirichella, 2013 ; Mason, 2013 ; Kati *et al.*, 2020). Il présente une structure sociale complexe, avec des groupes organisés en fonction de l'âge et du sexe (Loison *et al.*, 1999 ; Boschi et Nievergelt, 2003). La période de reproduction, ou rut, se déroule généralement en automne, et est fortement influencée par les conditions climatiques : des hivers plus doux et des étés plus longs ont des effets positifs sur la survie des jeunes chamois (Mason, 2013).

Son alimentation se compose principalement de plantes herbacées et de graminées en été et au printemps, en automne et en hiver ce seront plutôt des végétaux ligneux (Raye *et al.*, 2011).

Les chamois vivant principalement en milieu montagneux ont des profils d'activités plutôt cathéméraux, c'est-à-dire qu'ils ont une activité répartie sur les 24h mais avec des pics d'activité au début de la nuit (Grignolio *et al.*, 2018). Alors que les chamois en milieu forestier semblent plutôt avoir adapté des profils d'activité unimodaux (un seul pic d'activité entre 5h et 7h) afin de minimiser les interactions avec les prédateurs (comme le lynx) et les compétiteurs (tels que le sanglier ou le cerf élaphe) (Šprem *et al.*, 2015 ; Donini *et al.*, 2021).

En effet, le lynx est le principal prédateur du chamois, ciblant surtout les individus jeunes ou affaiblis (Breitenmoser et Haller, 1993 ; Vogt *et al.*, 2019). Sa pression de prédation sur le chamois est moindre que sur le chevreuil en raison de l'environnement escarpé où évolue le chamois, limitant les opportunités de chasse du félin (Breitenmoser et Haller, 1993). Néanmoins, des recherches ont démontré l'impact local du lynx sur les populations de chamois, surtout dans les zones où les proies alternatives se font rares (Molinari-Jobin *et al.*, 2002 ;

Molinari-Jobin *et al.*, 2007). Par ailleurs, la prédation du lynx pourrait avoir un effet indirect en sélectionnant des individus plus aptes à survivre en milieu montagneux et en modulant la dynamique sociale des groupes de chamois.

Il s'agit d'une espèce chassable en France, depuis 1989. Ses populations ont subi une forte diminution entre 1970 et 1980, en Europe et en France, notamment à cause de la chasse excessive et la pression de l'homme (au travers des activités de loisirs), conduisant à des actions de réintroduction pour éviter leur extinction locale (Berducou, 1990). Aujourd'hui les populations de chamois se portent globalement bien en France et en Europe. Elles sont stables voire en augmentation dans certaines zones protégées (Loison *et al.*, 2002). Mais des déclin ont été observés dans certaines régions en raison des maladies, du dérangement anthropique, de la double prédation par le lynx et le loup, du réchauffement climatique ou tout simplement car il peut entrer en compétition avec d'autres herbivores comme le mouflon, le sanglier ou le cerf pour les ressources alimentaires (Pettorelli *et al.*, 2007 ; Garel *et al.*, 2007, Willisch *et al.*, 2013, Chirichella *et al.*, 2021, Reiner *et al.*, 2021).

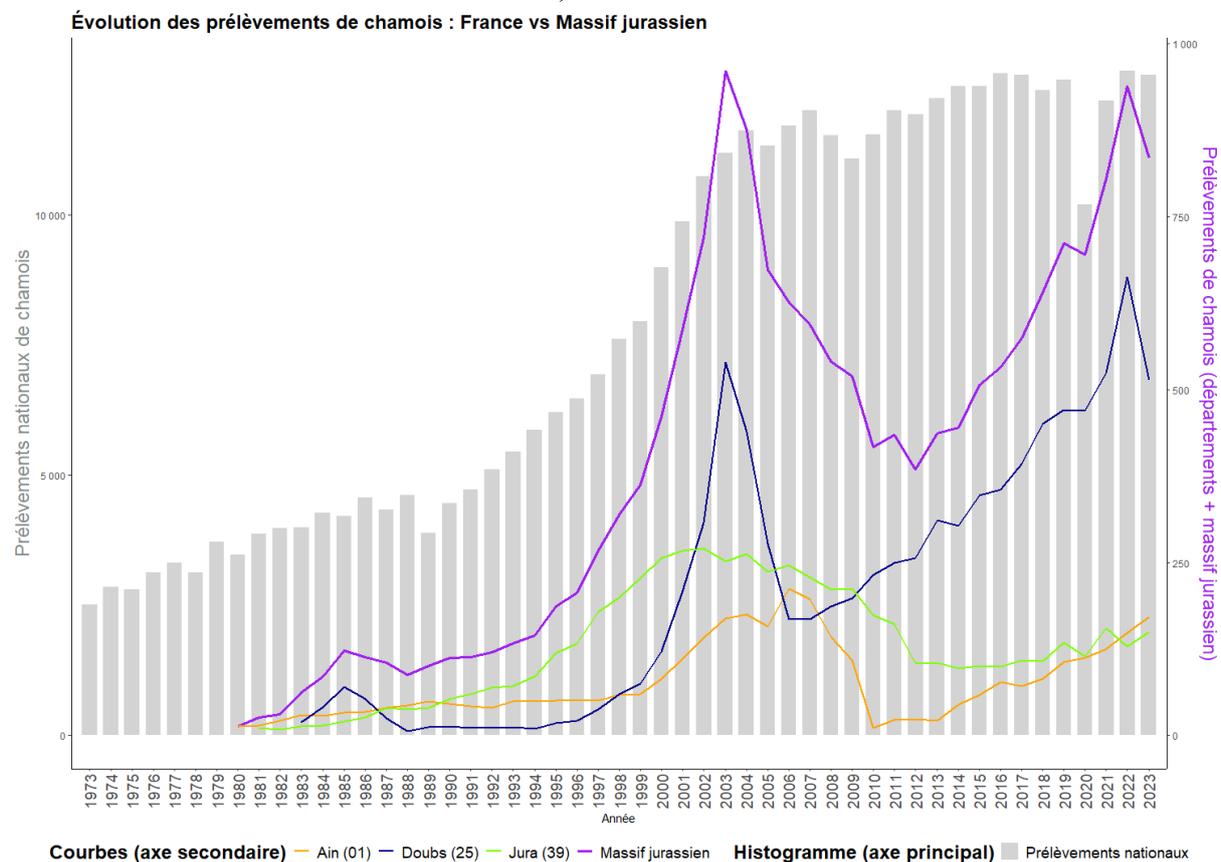


Figure 3 : Evolution du nombre de prélèvements de chamois à la chasse en France et dans le massif jurassien qui regroupe les départements de l'Ain, du Doubs et du Jura. D'après les données issues du réseau ongulés sauvages de l'OFB-FNC-FDC.

Ces fluctuations ont également été visibles au travers de l'évolution du nombre de prélèvements de chamois à la chasse à l'échelle nationale. En effet, plus il y a de prélèvements, plus cela veut dire que la population est importante. Pourtant, dans les départements de l'Ain et du Jura, les prélèvements restent assez bas et ne semblent pas exploser comme à l'échelle nationale. Les chasseurs locaux se posent donc beaucoup de questions et aimeraient comprendre cette dynamique particulière de leur département (Figure 3).

Ainsi, selon le rapport de l'IUCN Europe de 2023, le chamois est classé comme étant « Peu concerné (LC) » à l'échelle continentale (Anderwald *et al.*, 2021). A l'échelle de la France, selon la liste rouge de UICN France, le chamois est classé comme étant « Vulnérable (VU) » (UICN France *et al.*, 2017).

A noter : bien distinguer la chasse des prélèvements. En effet, la chasse correspond à l'action de traquer un animal sauvage dans le but de le capturer ou de l'abattre. Une chasse n'engendre pas forcément l'abattage, et donc le prélèvement, d'une proie. C'est pourquoi, lorsque nous parlerons de chasse, nous parlerons en fait de la traque d'un animal alors que lorsque nous parlerons de prélèvements nous parlerons d'animaux abattus au cours de la chasse.

2.2.2. Le chevreuil Européen

Le chevreuil est une espèce forestière adaptative qui préfère les habitats en mosaïque, combinant forêts, prairies, zones agricoles et périurbaines (McCullough *et al.*, 2000), même s'il privilégie les zones avec de fortes couvertures forestières, notamment en été (Mancinelli *et al.*, 2015). Il est principalement solitaire, sa territorialité est influencée par son âge, son niveau d'activité, la taille de la population, ainsi que la saison, même s'il peut former de petits groupes en hiver (Pagon *et al.*, 2018). Son régime alimentaire est varié, opportuniste et présente une forte plasticité. Il se compose de plantes aux stades phénologiques les plus nutritifs tels que des jeunes pousses, des feuilles, des fruits et de cultures agricoles (McCullough *et al.*, 2000 ; Hewison *et al.*, 2001 ; Abbas *et al.*, 2011).

La période de reproduction du chevreuil a lieu en été, et la mise-bas se déroule en mai-juin. En effet, les chevreuils savent également s'adapter à leur environnement pour leur reproduction en utilisant la diapause embryonnaire, qui synchronise les naissances avec des conditions environnementales favorables. Le niveau de soins pré et postnatals semblent être également lié à des conditions environnementales favorables (McCullough *et al.*, 2000 ; Andersen *et al.*, 2000). Il s'agit aujourd'hui d'un enjeu fort d'adaptation pour le chevreuil, car avec le réchauffement climatique, le printemps est de plus en plus précoce. Aussi, au moment de la mise-bas la nourriture est moins abondante, par conséquent la chevrette produit moins de lait pour alimenter ses petits (Klein *et al.*, 2014).

Son schéma d'activité est plutôt bimodal, avec un pic d'activité autour du lever du soleil et un pic d'activité autour du coucher du soleil, il a donc un comportement plutôt crépusculaire, avec des variabilités saisonnières (Richard *et al.*, 2008 ; Pagon *et al.*, 2013).

Historiquement, était largement répandu en Europe, mais ses populations ont fortement décliné au XIXe siècle pour plusieurs raisons (Apollonio *et al.*, 2010). L'une des principales causes est la prédation par le lynx (Andrén et Liberg, 2015). En effet, plusieurs études ont montré que la présence du lynx peut influencer la dynamique des populations de chevreuil en réduisant leur densité et en modifiant leur comportement spatio-temporel (Molinari-Jobin *et al.*, 2002 ; Molinari-Jobin *et al.*, 2007). Cependant, dans les systèmes à forte pression anthropique, la chasse excessive reste un facteur plus déterminant que la prédation, sans oublier la fragmentation des habitats limitant les zones favorables au chevreuil (Berger, 2007 ; Lone *et al.*, 2014). En effet, le chevreuil est une espèce qui a toujours été chassée, mais qui est soumise à un plan de chasse obligatoire depuis 1978. Les chevreuils ont donc mis en place des stratégies d'adaptation et d'évitement : ils vont davantage utiliser les habitats forestiers durant le jour où

l'activité humaine est forte (chasse, randonneur, véhicules etc.), ils n'utiliseront les espaces ouverts que de nuit lorsque le dérangement est moindre. De façon générale, ils auront plutôt tendance à éviter les zones trop proches d'infrastructures humaines (Bonnot *et al.*, 2013).



Figure 4 : Distribution actuelle des populations de chevreuil en Europe. Source : IUCN red list.

Pourtant, entre 1960 et 2005 l'espèce ainsi que son aire de répartition (Linnell *et al.*, 2020) ont connu une expansion spectaculaire, avec une augmentation des effectifs de chevreuils de l'ordre de 250% (Deinet *et al.*, 2013). Cette régénérescence est notamment due à des programmes de conservation, à la régulation de la chasse excessive dont ils étaient victimes, aux changements dans l'utilisation des terres (exode rural, reforestation...etc.) qui se sont opérés au XXème siècle (Chassagneux, 2020 ; Spitzer *et al.*, 2020) mais également à la disparition de leurs prédateurs des suites de leur persécution. Aujourd'hui, la population de chevreuil en Europe et en France se porte globalement bien, malgré le retour des grands prédateurs sur notre territoire. Il est l'un des cervidés les plus abondants en France et en Europe occidentale (Figure 4), avec des densités atteignant plusieurs dizaines d'individus par km² dans certaines régions (Morellet *et al.*, 2007), comme en témoigne l'évolution du nombre de prélèvement à la chasse en France. Pourtant, il semblerait que dans les départements du Jura et de l'Ain, cette expansion rapide du nombre de chevreuils n'est pas évidente, le nombre de prélèvements à la chasse semble rester constant, à un niveau assez bas. Ce qui questionne beaucoup les chasseurs locaux sur l'effet de la prédation par le lynx sur cette espèce chassable (Figure 5).

Ainsi, selon le rapport de l'IUCN Europe de 2023, le chevreuil est classé comme étant « Peu concerné (LC) » à l'échelle continentale (Lovari *et al.*, 2015) mais également à l'échelle de la France (UICN France *et al.*, 2017).

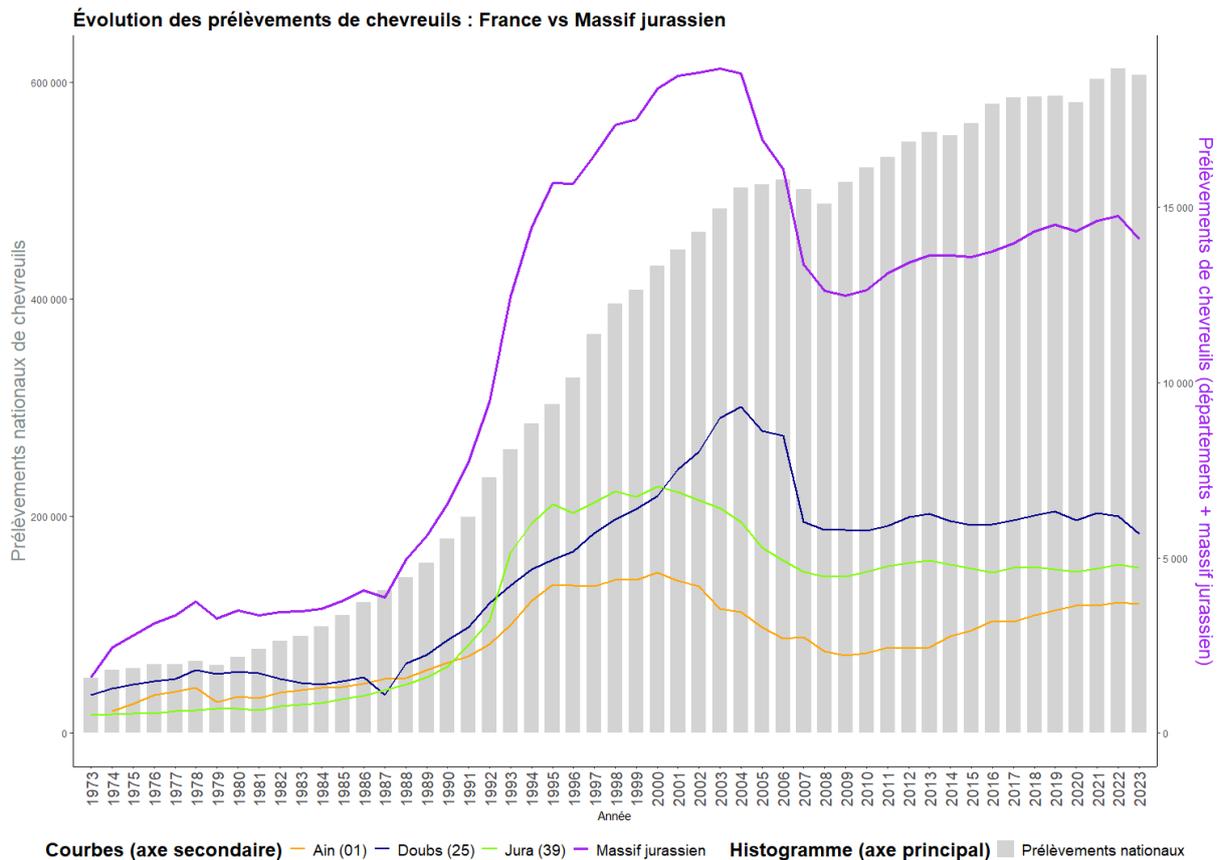


Figure 5 : Evolution du nombre de prélèvements de chevreuils à la chasse en France et dans le massif jurassien qui regroupe les départements de l'Ain, du Doubs et du Jura. D'après les données issues du réseau ongulés sauvages de l'OFB-FNC-FDC.

2.4. Le maintien de l'équilibre agro-sylvo-cynégétique et prédation

D'un point de vue écologique, l'absence de pression de prédation naturelle par les grands prédateurs sur les populations d'ongulés sauvages, a entraîné localement l'augmentation significative des populations de chevreuils, de cerf et de chamois, soulevant plusieurs interrogations concernant la gestion de leurs impacts sur les communautés végétales (Spitzer *et al.*, 2020). Les ongulés sauvages représentent une menace majeure pour les forêts européennes, entraînant des conséquences écologiques, économiques et politiques (Côté *et al.*, 2004). En 2016, une enveloppe de 20 millions d'euros a été allouée en France pour la réparation des dommages causés par les ongulés (Chassagneux, 2020). Ces dommages touchent divers secteurs tels que la sylviculture, l'agriculture et les transports, créant ainsi des conflits avec l'homme (Linnell *et al.*, 2020). En tant qu'acteurs clé des écosystèmes, les populations d'herbivores exercent une influence sur la végétation. À des densités élevées, ils induisent des changements à l'échelle du paysage (Clinchy *et al.*, 2016), des effets sur la régénération et l'abondance des espèces ligneuses (Kuijper, 2011 ; Van Beeck Calkoen *et al.*, 2022), une diminution de la diversité des habitats (Côté *et al.*, 2004 ; Ripple *et al.*, 2014) et peuvent perturber les successions écologiques (Côté *et al.*, 2004 ; Beschta *et al.*, 2018 ; Linnell *et al.*, 2020). Les dégâts que ces populations d'ongulés peuvent entraîner justifie donc la mise en place d'une gestion adaptée, et cette dernière passe principalement par la chasse et le type d'individu prélevé au cours de cette dernière.

Sur le plan socio-économique, le manque de prédateurs a favorisé le développement d'une chasse aux herbivores valorisée économiquement (viande, trophées). L'absence de prédateurs a également été perçue comme bénéfique pour l'élevage, en limitant les risques de prédation sur les troupeaux. Pourtant, cette absence a entraîné des déséquilibres sanitaires à l'interface entre la faune sauvage et l'élevage domestique. En l'absence de régulation naturelle, certaines populations d'herbivores sauvages ont augmenté de manière anormale, favorisant les contacts entre espèces et la transmission de maladies (Gortázar *et al.*, 2007 ; Levi *et al.*, 2012 ; Tompkins *et al.*, 2015). Ces conditions accroissaient donc le risque de contamination des animaux d'élevage, en particulier dans les systèmes d'élevages extensifs où les interfaces sont nombreuses. Cette dynamique met en évidence le rôle souvent sous-estimé des grands prédateurs en tant qu'agents indirects de régulation sanitaire des écosystèmes. Cela a incité, à partir des années 1970, à reconsidérer le rôle fonctionnel des grands carnivores et à mettre en œuvre des stratégies de réhabilitation environnementale, dont la réintroduction ou le retour naturel de plusieurs espèces emblématiques dans diverses régions européennes, y compris le lynx en France (Breitenmoser, 1998 ; Chapron *et al.*, 2014 ; Drouilly, 2019 ; Arpin *et al.*, 2024). De plus, la régulation artificielle des ongulés sauvages a exigé un engagement humain constant, souvent coûteux et parfois inefficace, impliquant des programmes de chasse réglementés, des initiatives de nourrissage hivernal et des mesures de contrôle des populations pour minimiser les dommages causés aux forêts et aux activités agricoles (Apollonio *et al.*, 2010 ; Putman *et al.*, 2011).

La disparition des grands prédateurs a donc longtemps laissé à l'Homme le monopole de la régulation de la faune sauvage, la chasse s'est affirmée comme un instrument central de gestion des populations animales. En France, elle occupe une place à la fois historique, culturelle et fonctionnelle dans le paysage rural et forestier.

En effet, la pratique de la chasse en France remonte à la Préhistoire et a évolué d'abord en tant qu'activité de subsistance pour devenir progressivement plus codifiée au fur et à mesure de la sédentarisation des sociétés. Sous l'Ancien Régime, la chasse est devenue un privilège aristocratique, notamment à travers la vénerie (chasse à courre), avant d'être démocratisée à l'époque de la Révolution française, qui a proclamé le droit de chasser pour tous les citoyens (Esteve, 1998). À l'heure actuelle, la pratique de la chasse demeure très répandue en France, avec pour la saison de chasse 2022-2023 environ 963 571 chasseurs enregistrés, ce qui positionne la France parmi les pays européens comptant le plus grand nombre de pratiquants (Schraen, 2023).

Avec sa forte diversité d'écosystème, la France offre une grande variété d'espèces chassables. En effet, quelques 87 espèces sont aujourd'hui chassables, ces espèces sont toutes régies par l'arrêté du 26 juin 1987 qui cite toutes les espèces qu'il est possible ou non de chasser (FNC, 2024a). En fonction des écosystèmes, les espèces chassables ne seront pas les mêmes. Par exemple, dans les milieux plutôt boisés, ce sont les cerfs élaphe (*Cervus elaphus*), les chevreuils (*Capreolus capreolus*), et les sangliers (*Sus scrofa*) qui seront plutôt chassés. Alors que dans les plaines agricoles, ce seront plutôt des oiseaux comme le faisan ou encore la perdrix, et enfin, dans les régions montagneuses, ce seront plutôt les chamois (*Rupicapra rupicapra*) et les mouflons (*Ovis gmelini musimon*) qui seront chassés (FNC, 2024a). Cette diversité nécessite des pratiques adaptées au terrain, aux espèces et aux usages locaux.

Il existe plusieurs techniques de chasse possibles, chacune est adaptée à un type de gibier en particulier, sans oublier l'influence des traditions locales de chasse (FNC, 2024b). Il y a par exemple la chasse individuelle à l'affût, le chasseur va alors se déplacer silencieusement pour surprendre le gibier, cette technique est particulièrement utilisée pour chasser les chamois notamment, mais quelques fois les chevreuils également (Office National Des Forêts, 2016). La chasse individuelle à l'affût, quant à elle, est plutôt adaptée pour les cerfs ou parfois les sangliers, elle consiste à rester immobile et silencieux à attendre qu'un gibier se présente à vous (FNC, 2025). Enfin, la chasse collective en battue, qui est la forme de chasse la plus répandue en France, permet de chasser aussi bien les chevreuils, que les cerfs, les sangliers, ou les renards. Une battue consiste en un groupe de chasseurs plus ou moins importants accompagnés de chiens, ils se séparent en deux groupes : les traqueurs ou rabatteurs qui se déplacent avec les chiens pour rabattre/rediriger le gibier vers l'autre groupe de chasseurs, qui sont les chasseurs postés qui abattront les gibiers. Dans les départements du Jura et de l'Ain, la chasse repose sur un réseau dense d'associations communales de chasse agréées (ACCA) mettant en œuvre toutes ces techniques de chasse.

En France, la chasse est encadrée de manière stricte par des réglementations visant à garantir une exploitation durable des ressources fauniques, ces réglementations sont inscrites au code de l'environnement (OFB, 2025). Pour ce faire, plusieurs mesures sont mises en place, notamment :

- ☛ L'obligation de détenir un permis de chasse, qui requiert une formation théorique et pratique pour toute personne souhaitant chasser.
- ☛ La mise en place de plans de chasse, qui fixent des quotas de prélèvements pour certaines espèces, notamment les ongulés, afin de maintenir un équilibre écologique.
- ☛ La définition de périodes de chasse spécifiques pour chaque espèce, en tenant compte de leur biologie et de leur cycle de reproduction.
- ☛ L'usage limité de certains modes de chasse (affût, battue, vénerie, chasse à l'arc...).

Cette régulation vise à concilier durabilité des prélèvements, préservation de la biodiversité et prévention des conflits d'usage.

Bien que la chasse ait permis de stabiliser ou d'augmenter les populations de gibier en l'absence de grands prédateurs, elle fait aujourd'hui face à de nouveaux défis : contestation sociale, retour des carnivores et changement climatique (Pereira et Navarro, 2015 ; Arpin *et al.*, 2024 ; Tarjuelo *et al.*, 2024). Dans ce contexte, son rôle de régulation reste central, mais doit désormais s'inscrire dans une approche intégrée de gestion durable. En effet, malgré le retour des prédateurs naturels, la chasse demeure la principale cause de mortalité pour de nombreuses espèces. Il devient donc crucial d'adapter les plans de chasse en tenant compte de la prédation naturelle afin d'éviter la surexploitation des proies. Cela implique un dialogue renforcé entre chasseurs, écologues et société civile, ainsi qu'une meilleure reconnaissance du rôle écologique des grands carnivores (Pereira et Navarro, 2015). C'est le cas notamment dans les départements de l'Ain et du Jura.

Quelques études ont tenté d'évaluer la pression de chasse anthropique sur plusieurs espèces cynégétiques. Par pression de chasse anthropique, nous entendons l'effort de chasse appliqué/déployé dans une zone en particulier afin de prélever des proies. Pour la plupart des études, les principaux facteurs influençant la pression de chasse sont le nombre de chasseurs,

ainsi que la météo. En effet, une thèse réalisée en 2020, dans près du parc national de forêts vers Châteauvillain, a démontré que la pression de chasse et le succès de la chasse était notamment dépendant des conditions météo en plus des paramètres in situ à la chasse (Vajas, 2020). Mais encore aucune étude ne s'est intéressée à un milieu de moyenne montagne.

2.5. Un besoin d'acquisition de connaissances en faveur de la gestion durable des proies du Lynx

Les relations prédateurs-proies (PP) sont des interactions dynamiques entre un prédateur et sa proie, elles sont fondamentales dans les écosystèmes naturels. Cette relation va influencer la dynamique des populations de l'un et de l'autre, au cours du temps, pouvant conduire à des changements dans leurs densités par exemple. Les relations prédateurs-proies constituent donc l'un des moteurs principaux de la régulation des populations animales et participent au maintien de l'équilibre écologique. En effet, un prédateur influence directement l'abondance de ses proies au travers de la prédation, mais également de manière indirecte par des effets comportementaux (peur, évitement, changement d'utilisation de l'espace, changement dans les schémas d'activité naturels). En retour, la disponibilité des proies conditionne la reproduction, la morphologie, la distribution spatiale et la survie des prédateurs. Cette interaction n'est pas toujours constante et est affectée par plusieurs facteurs comme les ressources et conditions environnementales mais aussi les proies alternatives. Ainsi, cette interaction réciproque, décrite dans les modèles classiques de Lotka-Volterra, peut induire des dynamiques complexes à différentes échelles spatiales et temporelles (Holt et Lawton, 1994 ; Peckarsky et McIntosh, 1998 ; Sih *et al.*, 1998 ; Chase et Leibold, 2002 ; DeLong *et al.*, 2014 ; Andrén et Liberg, 2015 ; Schmitz, 2017 ; Hobbs *et al.*, 2024).

Au-delà de leur rôle dans la dynamique des populations, les prédateurs exercent une influence structurante sur les écosystèmes en provoquant des cascades trophiques, notamment via la régulation des herbivores et la restauration de la végétation (Kuijper, 2011 ; Ripple *et al.*, 2014 ; Beschta *et al.*, 2018 ; Palmer, 2021 ; Van Beeck Calkoen *et al.*, 2022). Ces effets s'observent surtout dans des milieux fonctionnels où prédateurs et proies coexistent durablement. Pour comprendre ces relations, il est essentiel de considérer le paysage de la peur, défini comme la variation spatiale de la perception du risque de prédation par les proies (Schmidt et Kuijper, 2015 ; Gaynor *et al.*, 2019 ; Palmer *et al.*, 2022). Ce risque perçu ne correspond pas toujours au danger réel, car il dépend du contexte écologique (disponibilité en ressources, structure de l'habitat) et des stratégies propres à chaque espèce. Ce paysage, dynamique, influence fortement les comportements : sélection de l'habitat, vigilance, ou exploitation des ressources. Toutefois, l'humain perturbe profondément cette dynamique. En tant que prédateur atypique, ses effets sur le paysage de la peur et les relations proie-prédateur restent encore peu étudiés en France, limitant notre compréhension des systèmes écologiques contemporains (Darimont *et al.*, 2015 ; Montgomery *et al.*, 2022 ; Bassing *et al.*, 2024).

C'est dans ce contexte de recomposition des équilibres entre prédateurs naturels et anthropiques et conservation, que le projet Étude Chasse Ongulés Lynx au sein d'un Ecosystème de Moyenne Montagne, (ECOLEMM – ecolemm.fr) a été lancé en 2017 et se poursuit encore aujourd'hui, afin d'étudier les interactions entre les grands prédateurs, les proies sauvages et les activités

humaines. Portés par les Fédérations départementales des chasseurs du Jura (FDC39) et de l'Ain (FDC01), en partenariat scientifique avec l'Office français de la biodiversité (OFB) et le Centre national de la recherche scientifique (CNRS), ce programme vise à fournir un socle de connaissances robustes pour accompagner les politiques publiques de gestion de la faune sauvage dans un cadre de coexistence durable. Il s'articule autour de 5 grands projets : décrire la perception du lynx par les acteurs du territoire (projet n°1), analyser les actions de chasse et le comportement de prédation du lynx (projet n°2), comprendre comment l'interaction de ces deux facteurs impacte le comportement (projet n°4), la démographie (projet n°3) et la gestion du système individu-population environnement (abondance relative de la population, performance des individus de la population, pression des animaux sur la flore) via les Indicateurs de Changement Ecologique (ICE, projet n°5) chez le chevreuil et le chamois. Dans ce cadre, des protocoles de capture-recapture et de suivi des espèces d'intérêt sont mis en œuvre sur deux sites d'étude de l'Ain et du Jura. Parmi eux, la fiche projet N°2 vise à caractériser les variations spatiotemporelles de pression de chasse et d'intensité de présence du lynx, afin de les croiser avec les paramètres démographiques des populations d'ongulés. Ce volet part du constat que les deux principales sources de mortalité du chevreuil (*Capreolus capreolus*) et du chamois (*Rupicapra rupicapra*) – à savoir la prédation naturelle par le lynx et la chasse humaine – sont susceptibles d'interagir, de se compenser ou de se renforcer localement (Lone *et al.*, 2014 ; Gehr *et al.*, 2018). Pour ce faire, des données de pression de chasse ont été collectées finement depuis 2017, via les carnets de battues et les fiches d'affût/approche. En parallèle, un suivi intensif des lynx par piégeage photographique, sur des mailles de 1.25*1.25 km est conduit afin d'estimer les probabilités d'occupation du lynx et d'en cartographier la présence à différentes saisons (pré-hivernale, rut, post-reproduction), en lien avec les phases sensibles du cycle de vie des proies. L'ensemble de ces données permettra de modéliser le « paysage de la peur » auquel sont exposés les ongulés, en fonction de la superposition (ou non) des pressions cynégétiques et prédatrices.

C'est dans cette fiche 2 du projet ECOLEMM que s'inscrit mon mémoire de fin d'études, qui porte spécifiquement sur l'analyse spatiale et temporelle de la pression de chasse et de la présence du lynx boréal sur les zones d'études du Jura et de l'Ain. Plusieurs stages ont été réalisés sur cette fiche 2, mais seulement sur la zone d'étude du Jura.

Le premier (Kervellec, 2020) portait sur la création de modèle d'occupation multi-espèces incluant le lynx, le chevreuil et le chamois, avec les données datant de 2016 et de 2017. Au cours de ce stage, seulement 4 covariables environnementales ont été testées. Or, ces covariables environnementales avaient été calculées à l'échelle du maillage des pièges photographiques, ce qui a donc lissé l'hétérogénéité du territoire au sein d'une même maille. De plus, le maillage de 2.5*2.5 km était trop large pour permettre de visualiser de l'hétérogénéité dans la présence du lynx au sein de la zone d'étude.

Le deuxième (Goudet, 2022) a été réalisé, cette fois-ci sur les données chasse en plus des données lynx. Au cours de ce stage, seules les chasses collectives ont été prises en compte (battue et panneutage) sans distinction entre les types de chasse, et une approximation à l'échelle d'une maille de 25*25m a été utilisé pour évaluer la pression de chasse.

Ainsi, peu de projets se sont réellement concentrés sur l'évaluation de l'effet synergique de la pression de chasse et de la présence du lynx sur la dynamique des populations des chevreuils et des chamois. L'objectif de mon stage sera donc de caractériser et spatialiser le risque potentiel de prédation pour les chevreuils et les chamois dans l'Ain et le Jura, au travers de la chasse anthropique et de la présence du lynx. Pour cela nous allons mettre au point et cartographier des indices de pression de chasse afin d'étudier les variations spatio-temporelles de la pression de chasse. Puis nous chercherons à évaluer la probabilité de présence du lynx sur le site d'étude du Jura en fonction des covariables environnementales.

Afin de répondre à cette problématique, nous sommes partis du postulat que la pression de chasse est dépendante des paramètres de chasse, nous chercherons donc à comprendre lesquels sont les plus influents sur cette dernière. Nous avons formulé plusieurs hypothèses de travail, construites sur la base des connaissances écologiques existantes, des spécificités de notre zone d'étude, et des données disponibles afin d'orienter notre démarche. Nous faisons d'abord l'hypothèse que les paramètres influençant le plus la pression de chasse sont : le nombre de chasseurs, le nombre de chiens, la surface couverte et la durée de la chasse. Cette pression de chasse sera également dépendante de l'ACCA ou détenteur qui la pratique.

En ce qui concerne la probabilité de présence/détection du lynx nous faisons l'hypothèse qu'elle sera influencée positivement par la couverture forestière, la rugosité des habitats, la présence de chemins non goudronnée (qu'il préfère pour ses déplacements) mais surtout par la présence de ses proies principales, voire secondaires. En parallèle, nous anticipons une influence négative de l'anthropisation des milieux (urbanisation, densités de routes et axes principaux). Enfin, nous estimons également que le maillage intensif permettra de visualiser plus d'hétérogénéité dans la présence/détection du lynx sur notre zone d'étude que l'ancien maillage.

3. Matériel et Méthodes

3.1. Sites d'étude

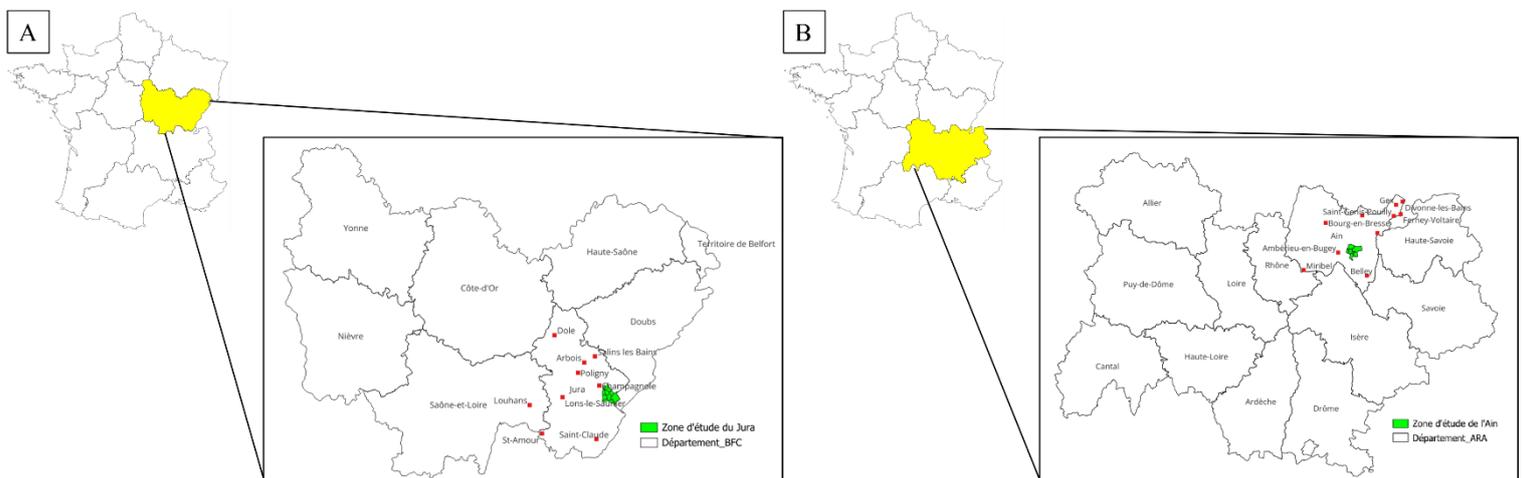


Figure 6 : Localisation de la zone d'étude du Jura (A) et de la zone d'étude de l'Ain (B).

Le projet ECOLEMM prend place dans les massifs du Jura et de l'Ain (Figure 6).

Dans le Jura, cette zone d'étude s'étend sur 120 km² et englobe 10 communes autour des Planches-en-Montagne (46,654055 ; 6,008554) (Figure 6A). Située sur le deuxième plateau jurassien, ce secteur est très vallonné avec des altitudes variant entre 526 m à Bourg-De-Sirod

et 860 m à Foncine-Le-Haut. Le paysage est caractérisé par des forêts mixtes, des prairies et des formations karstiques (crêtes, dépressions, grottes, affleurements rocheux...) typiques de ce massif. Au niveau de la densité de population, le département du Jura comptait environ 258 555 habitants en 2021 avec une densité de 51.7 habitants/km². Sur la zone d'étude, en 2021, la densité était plutôt de 23.17 habitants/km² (INSEE, 2025c). Enfin, le Jura attire chaque année des millions de touristes : par exemple, en 2023, les montagnes du Jura ont connu une augmentation de 3% des nuitées atteignant un total de 9 300 000 nuitées touristiques, dont 31.6% en été (Jura tourisme, 2024). Enfin, l'activité économique principale dans le département reste le commerce de gros et de détail (y compris transports, hébergement et restauration) qui correspondait en 2021 à plus d'un tiers de l'économie locale (INSEE, 2025b).

Dans l'Ain, la zone d'étude s'étend sur 110 km² et englobe 6 communes autour de Hauteville-Lompnes (45,977949 ; 5,600126) (Figure 6B). Situé sur le plateau de Hauteville avec une altitude d'environ 850 m, le point culminant de ce plateau est le mont de la Rochette, atteignant 1 240 m. Le paysage est caractérisé lui-aussi par des forêts mixtes, des prairies et des formations karstiques comme les massifs jurassiens. Au niveau de la densité de population, le département de l'Ain comptait 663 202 habitants en 2021 avec une densité de 115.1 habitants/km². Sur la zone d'étude, en 2021, la densité était plutôt de 35.92 habitants/km² (INSEE, 2025c). Enfin, l'Ain aussi attire chaque année des millions de visiteurs, par exemple en 2023, le nombre de touristes a augmenté de 5% par rapport à 2022, enregistrant 13.2 millions de nuitées, dont 43% en été (Ain Tourisme, 2024). Comme pour le Jura, l'activité économique principale reste celle du commerce, transport, hébergement et restauration qui représente 59.2% des établissements employeurs du département, dont 19.3% correspond à la réparation automobile (INSEE, 2025a).

Ces superficies de nos zones d'études représentent seulement la moitié d'un domaine vital de Lynx Boréal, qui varie entre 200 et 400 km². Elles ont été choisies car ce sont les zones avec le plus d'historique de suivi des lynx mais également des ongulés. De plus, les chasseurs se questionnent sur l'impact de la présence du lynx sur les ongulés sauvages chassés.

3.2 Construction et spatialisation des indices de pression de chasse

3.2.1 Collecte des données

3.2.1.1 Paramètres de chasse

Les paramètres de chasse collective sont collectés via les carnets de battues par les Fédération départementales des chasseurs du Jura et de l'Ain. Les données ont été collectées de 2017 à 2023, au total, 4 135 chasses collectives (donc en battues) ont été réalisées dans la zone d'étude du Jura sur cette période contre 1 263 chasses collectives dans la zone d'étude de l'Ain.

Pour la chasse collective, les paramètres sont recueillis grâce aux carnets de battues. En effet, ces derniers doivent être obligatoirement remplis à chaque battue. En revanche c'est la fédération de chasse départementale qui fixe le nombre minimal de chasseur pour considérer une sortie chasse comme étant une battue. Par exemple, dans le Jura une sortie à 2 chasseurs est considérée comme étant une battue, alors que dans l'Ain c'est lorsqu'il y a 3 chasseurs.

Tous ces paramètres ont ensuite été saisis, en amont de mon stage, par un opérateur, sur une base de données propre au projet, qui permet d'exporter les données sous forme de tableur ([Tableau 1](#)).

Les données spatialisées, des paramètres de chasse, ont été obtenues dans le Jura grâce à la collaboration entre la FDC39 et les présidents des ACCA, mais également grâce aux numéros de postes renseignés par les chasseurs dans leurs carnets de battues. Un polygone était tracé autour des numéros de postes (zone où les chasseurs postés se positionnent) à l'aide de QGIS (QGIS Development Team, 2024). Pour l'Ain, les polygones correspondent aux lieux-dits complets de la chasse. Chaque polygone sera ensuite ajouté à la couche de saison de chasse correspondante et on lui attribuera l'identifiant de chasse collective auquel il correspond.

Pour les prélèvements, les chasseurs ont l'obligation de remplir une fiche prélèvement ([Annexe 1](#)). Ce fichier prélèvement ne contient que les prélèvements de chevreuil et de chamois ([Tableau 2](#)). A noter que, dans le Jura et l'Ain, les chamois ne sont chassés qu'à l'approche et/ou à l'affût, deux types de chasse individuelle. Les chasses collectives sont donc exclusivement destinées à la chasse des sangliers, cerfs, chevreuils et renard.

Pour obtenir notre paramètre « Nombre de prélèvements », nous avons résumé le nombre de prélèvements par battue et par identifiant de chasse collective.

Pour chaque prélèvement, les chasseurs nous fournissent la localisation GPS, qui sera donc ensuite numérisé sous forme de point sur QGIS. A noter, que pour l'Ain nous ne disposons pas de données de prélèvements spatialisés. Aussi, le nombre de prélèvements ne sera pas pris en compte dans les calculs de pression de chasse.

Cette spatialisation des données de pression de chasse est importante pour l'objectif final de la Fiche 2 du projet ECOLEMM. En effet, elle permettra de comparer les valeurs de l'indice de pression de chasse avec les données démographiques et de déplacements des populations de chevreuils et de chamois. Cette comparaison permettra de comprendre l'impact de la pression de chasse sur les ongulés sauvages. C'est pourquoi avant le calcul des indices de pression de chasse, un gros travail de consolidation des données a été réalisé.

De plus, pour la suite de mes analyses, nous avons fait le choix de ne garder que les événements de chasse dans les analyses et de retirer les captures d'ongulés réalisées dans le cadre d'ECOLEMM, qui ne sont pas représentatives des chasses habituelles.

A noter : en moyenne les battues dans le Jura sont composées de 2.47 traqueurs ($[1 - 13] \pm 1.5$) et 6.17 postés ($[0 - 25] \pm 3.01$). Dans l'Ain elles sont composées de 3.85 traqueurs ($[0 - 21] \pm 1.96$) et 16.96 postés ($[2 - 53] \pm 5.74$). Le site d'étude du Jura est chassé par 10 ACCA et 2 chasses privées, sur des surfaces en moyenne de 66.53 ha ($[0.74 \text{ ha} - 650.75 \text{ ha}] \pm 57.72 \text{ ha}$). Dans l'Ain 6 ACCA et 2 chasses privées sont actives sur le site d'étude sur des surfaces de 172.10 ha en moyenne ($[20.81 \text{ ha} - 481.24 \text{ ha}] \pm 107.02 \text{ ha}$).

Tableau 1: Description des paramètres de chasse collective, déjà saisis sur la banque de données et utilisés au cours de ce projet afin de créer les données spatialisées, consolider les données et calculer les indices de pression de chasse.

Paramètre	Chasse collective	Type de données	Description
Identifiant de la chasse collective	X	Integer	Identifiant unique propre à chaque chasse réalisée (un identifiant par date/détenteur/période de la journée), créé par l'opérateur au moment de la saisie.
Site	X	Character	Ain ou Jura, afin de connaître la localisation sur la zone d'étude.
Panneautage	X	Logical	VRAI, si la chasse est en fait un panneautage dont le but est de capturer des chevreuils pour les équiper de colliers VHF et GPS dans le cadre du projet ECOLEMM. FAUX, s'il s'agit d'une chasse classique.
Longueur des filets	X	Numeric	Longueur des filets utilisé au moment du panneautage.
Détenteur	X	Character	Le nom de l'ACCA qui a réalisé la chasse.
Secteur	X	Character	La zone géographique où la chasse a eu lieu.
Date	X	Date	La date à laquelle la chasse a été réalisée.
Saison de chasse	X	Numeric	Saison au cours de laquelle la chasse a été réalisée.
Météo	X	Character	La météo qu'il faisait au moment de la chasse.
Heure de début	X	Hour	L'heure à laquelle la chasse a commencé.
Heure de fin	X	Hour	L'heure à laquelle la chasse s'est terminée.
Durée de la chasse	X	Hour	Soustraction entre l'heure de fin et l'heure de début.
Nombre de chasseurs postés	X	Numeric	Le nombre de chasseurs postés à un endroit au moment de la chasse et qui tireront sur les gibiers que les traqueurs leur enverront.
Nombre de traqueurs	X	Numeric	Souvent accompagnés de chiens, ces derniers sont chargés de débusquer les gibiers et de les orienter vers les chasseurs postés.
Nombre de petits chiens	X	Numeric	Le nombre de petits chiens utilisés au cours de la chasse qu'ils soient pointeurs ou courant.
Nombre de petits chiens courants	X	Numeric	Le nombre de petits chiens qui courent après le gibier.

Nombre de grands chiens courants	X	Numeric	Le nombre de grands chiens qui courent après le gibier.
Nombre de chiens	X	Numeric	Somme du nombre de petits chiens, de petits chiens courants et de grands chiens courants.
Nombre de coups de feu	X	Numeric	Le nombre de coups de feu qui ont été tirés au cours de la chasse.
Tir de chevreuil	X	Logical	VRAI si l'objectif de la chasse était de prélever des chevreuils.
Tir de renard	X	Logical	VRAI si l'objectif de la chasse était de prélever des renards.
Tir de cerf	X	Logical	VRAI si l'objectif de la chasse était de prélever des cerfs.
Tir de sanglier	X	Logical	VRAI si l'objectif de la chasse était de prélever des sangliers.
Prélèvements	X	Logical	VRAI s'il y a eu un prélèvement au cours de la chasse.
Chevreuils vus	X	Numeric	Le nombre de chevreuils aperçus au cours de la chasse.
Chamois vus	X	Numeric	Le nombre de chamois aperçus au cours de la chasse.
Observations d'animaux marqués	X	Logical	VRAI s'ils ont observé des animaux marqués dans le cadre du projet ECOLEMM.
Remarques	X	Character	Toutes informations que les chasseurs jugent bon de porter à notre attention.

Tableau 2 : Description des paramètres déjà saisis sur la banque de données, en lien avec les prélèvements, utilisés au cours de ce projet, afin de créer les données spatialisées, calculer le paramètre nombre de prélèvements et consolider les données.

Paramètres	Type de données	Description
Identifiant du prélèvement	Integer	Identifiant unique propre à chaque ongulé prélevé au cours de la chasse (si deux ongulés sont prélevés à la même chasse deux identifiants différents seront attribués), créé par l'opérateur au moment de la saisie.
Site	Character	Ain ou Jura, afin de connaître la localisation sur la zone d'étude.
Secteur	Character	La zone géographique où la chasse a eu lieu.
Date	Date	La date à laquelle la chasse a été réalisée.
Identifiant de la chasse collective	Integer	Identifiant de la chasse collective à laquelle est rattaché un ou plusieurs ID prélèvements.
Identifiant de l'animal abattu	Integer	S'il s'agit d'un animal qui avait été capturé et marqué.
Espèce	Character	Chevreuil ou Chamois.
Latitude du prélèvement	Numeric	Latitude renseignée au format WGS_84.
Longitude du prélèvement	Numeric	Longitude renseignée au format WGS_84.
Remarques	Character	Toutes informations que les chasseurs jugent bon de porter à notre attention.

3.2.1.2 Paramètres météo

Les paramètres météo ([Tableau 3](#)) ont été collectés sur la banque de données des mailles SAFRAN (Système d'analyse fournissant des renseignements atmosphériques à la neige - Météo-France). Ces mailles correspondent à des données météo spatialisées sur des surfaces de 64 km². Pour chaque polygone de chasse à notre disposition, nous lui avons attribué les paramètres météo du point GPS de la maille SAFRAN la plus proche. Pour ce faire nous avons utilisé les packages « sf » (Pebesma, 2016), « data.table » (Barrett *et al.*, 2006), et « dplyr » sur Rstudio (Posit team, 2025).

Tableau 3 : Description des paramètres météo utilisés au cours de ce projet.

Paramètre	Unité	Description
PRELIQ_Q	En mm	Précipitations liquides (pluie) cumul quotidien entre 06h UTC du jour J et 06h UTC du jour J+1.
T_Q	En °C	Température moyenne quotidienne entre 00hUTC et 23hUTC
SSI_Q	En J/cm ²	Le rayonnement visible (cumul quotidien)
PRENEI_Q	En mm	Précipitations solides (neige) cumul quotidien entre 06h UTC du jour J et 06h UTC du jour J+1.
HTEURNEIGE_Q	En m	Epaisseur du manteau neigeux, moyenne quotidienne entre 06h UTC du jour J et 06h UTC du jour J+1.
SNOW_FRAC_Q	En %	Fraction de maille recouverte par la neige, moyenne quotidienne entre 06h UTC du jour J et 06h UTC du jour J+1.

3.2.2 Consolidation des données de pression de chasse

Avant de construire les indices de pression de chasse, nous avons dû estimer les manquants de nos paramètres d'intérêt (durée de la chasse, nombre de traqueurs, nombre de postés) pour ne pas perdre d'informations spatialisées.

C'est pourquoi, nous avons d'abord cherché à évaluer si la distribution de nos données suivait une loi Normale. Pour cela, nous avons réalisé un test de Shapiro, à l'aide de la fonction « shapiro.test » du package « stats » (Royston, 1982). Ce test étant revenu significatif ($p_value < 0.001$), nous en avons déduit que la distribution de nos variables ne suit pas une loi normale. Nous avons ensuite réalisé un test non-paramétrique afin d'évaluer si nous avions un effet détenteur et/ou saison sur nos paramètres de chasse. En effet, toutes les études réalisées avant ce stage n'ont jamais pris en compte les variations interbattues induites par les détenteurs et la saison. Or, d'après les expériences terrains des techniciens et chargé d'étude de la FDC39, l'organisation des battues diffère grandement d'un détenteur à l'autre. De plus, comme le détenteur peut changer d'une saison de chasse à l'autre, ainsi que les conditions environnementales et humaines, nous avons décidé d'évaluer l'effet saison et l'effet détenteur. Nous avons donc réalisé un test de Kruskal-Wallis, à l'aide la commande « kruskal.test » (Hollander *et al.*, 2015) du package « stats » sur R studio ([Annexe 2A](#), [2B](#), [2C](#), [2D](#), [2E](#)). Tous les tests sont revenus plus ou moins significatif pour la saison de chasse et extrêmement significatif pour le détenteur.

C'est pourquoi, lorsque les données disponibles pour chaque saison de chasse étaient insuffisantes ou absentes, nous avons attribué à nos paramètres la médiane par détenteur. En

revanche, lorsque les données étaient suffisantes pour chaque saison, nous avons attribué la médiane par saison et par détenteur. Par exemple, pour notre paramètre « durée de la chasse » sur la zone d'étude du Jura, cette dernière était très significativement dépendante du détenteur ($p_value < 0.001$) et significativement dépendante de la saison de chasse ($p_value = 0.03$). Or pour certains détenteurs nous n'avions pas du tout de données pour certaines saisons de chasse ([Annexe 2A](#)). Aussi, nous avons fait le choix de n'attribuer que la médiane par détenteur pour ce paramètre, car nous ne pouvions pas avoir de valeurs NA pour le calcul de nos indices, auquel cas plusieurs données spatialisées risquaient de disparaître.

3.2.3 Définition et calcul des indices de pression de chasse

Pour chaque polygone de chasse collective disponible, donc pour chaque identifiant de chasse collective, des indices de pressions de chasse (IPC) ont été calculés.

Nous avons décidé de réaliser une analyse en composante principale (ACP) par zone d'étude afin d'identifier quels paramètres influençaient le plus l'effort de chasse (plus ils induisaient de variations plus leur influence sur la pression de chasse serait importante) dans le Jura et dans l'Ain. Nous avons ajouté avec la commande « quali.sup », nos paramètres qualitatifs à savoir : détenteur, saison et type de gibier. Nous avons décidé d'étudier au travers de cette ACP tous les paramètres de chasse et météo à notre disposition. Dans le cadre de cette ACP, nous n'avons pas regroupé nos données. Ainsi, un individu correspondait à un identifiant de chasse collective unique, donc à un événement de chasse (soit à une ligne), lui-même associé à un polygone de chasse.

A noter : Nous avons fait deux ACP différentes pour chacune des zones d'études, car comme énoncé plus haut, les protocoles pour récupérer les données ne sont pas complètement identiques, il était donc impossible de regrouper les deux zones d'études. L'objectif n'étant pas non plus de comparer les deux départements entre eux, aucune analyse ne sera faite en ce sens.

Après avoir réalisé cette ACP à l'aide du package « FactoMineR » (Lê *et al.*, 2008) sur Rstudio, nous avons décidé de calculer deux types d'indice :

- ☛ Deux indices simplifiés pour vulgariser l'information auprès des chasseurs, qui reprennent les variables les mieux représentées sur notre ACP, et qui induisent le plus de variations. Ces deux indices permettront également de sensibiliser les chasseurs quant aux paramètres les plus importants à remplir dans les carnets de battues, en montrant leur effet sur la pression de chasse.
- ☛ Un indice exhaustif qui correspond en réalité aux coordonnées des polygones de chasse sur la dimension 2 de notre ACP, qui est donc une approximation de la réalité du terrain.

En effet, d'après nos résultats d'ACP ([Annexes 3A](#) et [4A](#)), et notamment le graphe de la variance expliquée par dimension ([Annexes 3B](#) et [4B](#)), nous avons décidé de considérer les 3 premières dimensions de l'ACP, que ce soit pour le Jura ou pour l'Ain. L'objectif de cette ACP était de déterminer quels sont les paramètres de chasse qui varient le plus d'une battue à l'autre et donc ayant le plus d'impact sur la pression de chasse. Elle permettra également de déterminer si la météo a un effet sur cette dernière.

D'après ce que nous avons observé, la dimension 2 correspond aux paramètres de la chasse, quant aux dimensions 1 et 3, elles semblent plutôt correspondre aux paramètres météo (paramètres neigeux pour la dimension 1 et plutôt la pluviométrie pour la dimension 3).

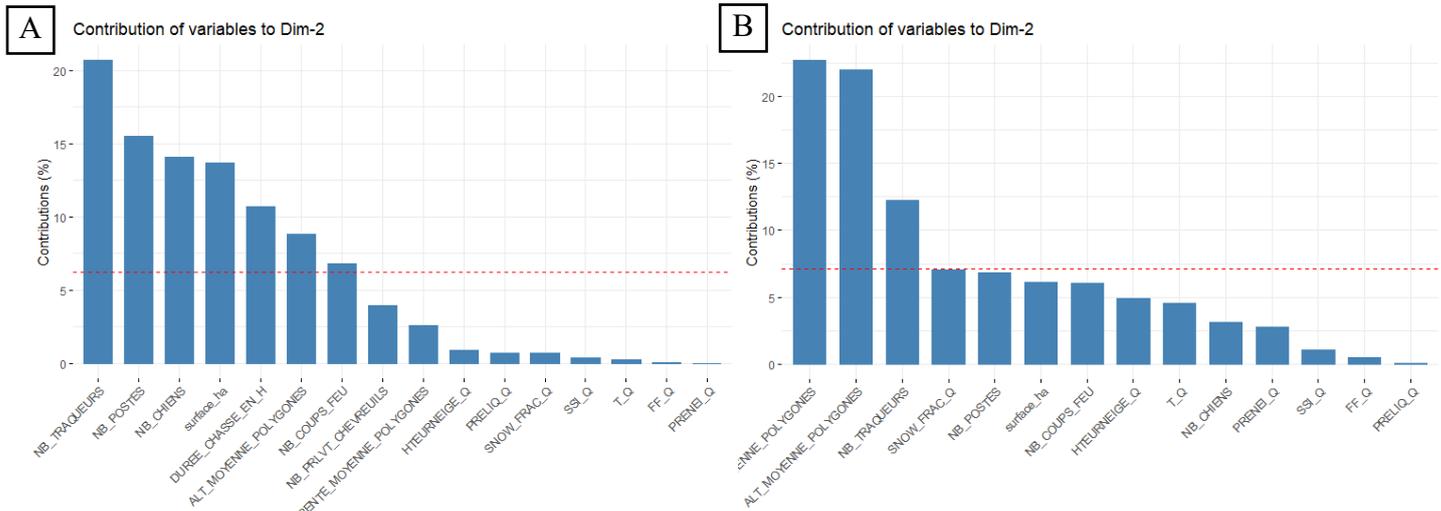


Figure 7 : Histogrammes représentant la contribution des différents paramètres de chasse à la dimension 2 de l'ACP sur le site d'étude du Jura (A) ; la contribution des différents paramètres de chasse à la dimension 2 de l'ACP sur le site d'étude de l'Ain (B).

C'est pourquoi, pour construire les indices simplifiés, nous avons décidé d'utiliser les paramètres qui contribuent le plus à la dimension 2 (Figure 7), donc qui induisaient le plus de variations. Pour construire l'indice « exhaustif », nous avons récupéré la combinaison linéaire de la dimension 2 sur l'ACP.

Pour finir, nous avons réalisé un test de corrélation de Spearman (test non paramétrique, mais très robuste) sur nos 3 indices de pression de chasse par année, afin de discriminer quel indice de pression de chasse est le plus représentatif de la réalité exprimée par l'équation linéaire de la dimension 2. Pour cela, nous avons utilisé la fonction « cor » du package « corrplot » (Friendly, 2002) sur RStudio.

3.2.4 Cartographie de l'indice de pression de chasse

Afin de visualiser notre pression de chasse, nous avons, pour chaque saison de chasse, additionner les différentes valeurs des indices de pression de chasse. Pour cela, nous avons créé une grille de 25*25 m sur notre zone d'étude, soit des mailles de 625 m². En effet, au cours d'un précédent stage cette résolution a été définie comme étant celle permettant de visualiser le plus de variations locales (Goudet, 2022). Puis, pour chaque pixel de notre grille de 25*25 nous additionnerons les IPC des polygones de chasse qu'il recouvre (Figure 8), et les cartes seront tracées à la saison de chasse. Mais pour de futures analyses, le code a été créé pour pouvoir les tracer à des échelles de temps variables (mois, semaine etc.).

Ainsi, un polygone de chasse possède 3 IPC différents : le simple, le double et l'exhaustif issu de la dimension 2 de l'ACP. Pour l'année en cours, pour chaque pixel de la grille, nous avons additionné les valeurs des IPC des polygones qu'ils croisaient. Si un pixel croisait 2 polygones de chasse, alors le pixel prendrait la valeur de la somme de ces deux IPC.

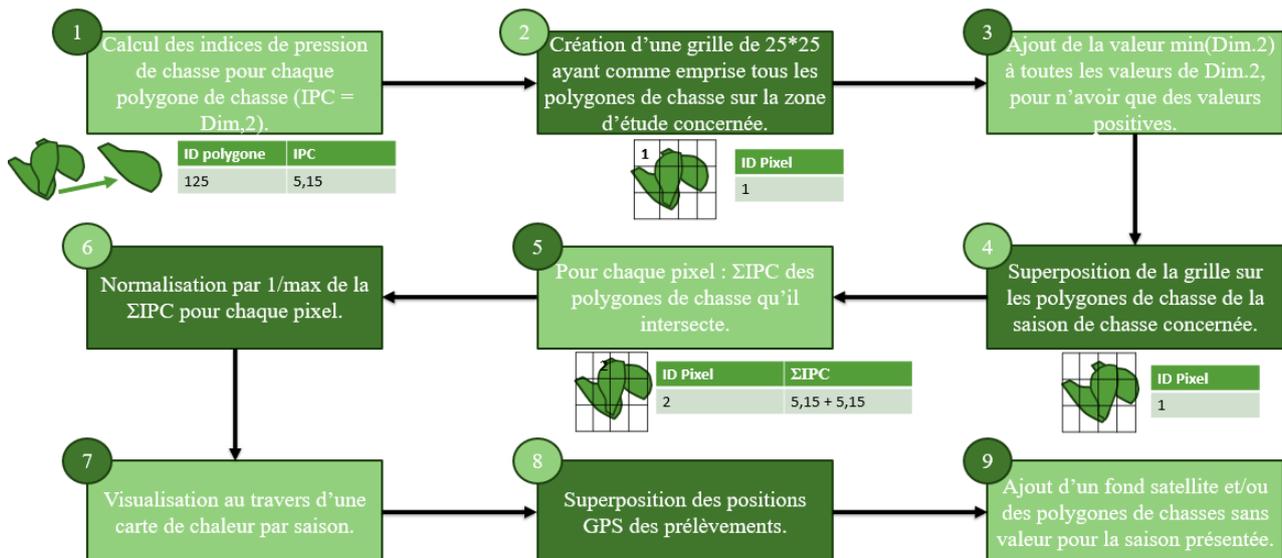


Figure 8 : Schéma de construction des cartes de chaleur pour la pression de chasse sur les deux sites d'étude.

A noter : Pour le Jura, les polygones de chasse sans valeur pour l'année présentée n'apparaîtront que pour les cartes des saisons 2017 et 2018. En effet pour ces saisons-là, les données n'étaient pas récupérées via les carnets de battues, mais grâce à des fiches dont le retour a été jugé trop partiel, justifiant le passage à une analyse des carnets. Aussi, peut être que certaines chasses n'ont pas été déclarées. Or à partir de 2019, tous les carnets de battues ont été récupérés, nous estimons dès lors que nos données sont exhaustives et ne faisons plus apparaître les autres polygones en gris.

Pour l'Ain, aucun prélèvement ne sera rajouté sur les cartes, car nous ne disposons pas de la donnée spatialisée. La commune d'Aranc figurera en gris car elle fait partie de la zone d'étude, mais nous ne disposons pas de la donnée spatialisée.

3.3 Présence du Lynx

3.3.1 Déploiement des pièges photographiques

Dans le cadre du projet ECOLEMM la disposition des pièges photographiques a été faite de sorte à maximiser les détections du lynx. C'est pourquoi, ils ont été placés au niveau de sites ayant été identifiés comme utilisés par le lynx, à savoir : des crêtes ou autres passages étroits, des chemins de terres, de randonnées et de forêts ; des sites de marquages (près d'un gros rocher ou des cabanes en bois par exemple) ou encore des troncs d'arbres tombés au sol (Stergar *et al.*, 2017).

Pour ce stage, je me suis concentrée uniquement sur les pièges photographiques déployés sur le site d'étude du Jura. En effet, le maillage intensif n'a été déployé que dans la zone d'étude jurassienne, et fera l'objet de futures analyses après mon stage. Dans l'Ain, le maillage est resté à 2.5*2.5 km et les données n'ont pas encore toutes été traitées par le logiciel Deep Learning.

Différents modèles de caméra ont été utilisés au cours de ce projet : RECONYX, CUDDEBACK, AMBUSH, BLAZE et REFLEX; toutes calibrées de la même façon pour éviter au maximum une différence de détection entre les différents pièges : sensibilité au maximum, une photo prise par événement, et programmation pour reprendre une photo aussi vite que

possible après la précédente tant que la caméra est déclenchée (le délai entre deux photos peut donc en varier en fonction de si la caméra a eu besoin d'activer le flash et du modèle).

Dans les premières années du projet, la zone d'étude avait été séparée en mailles de 2.5*2.5 km. En 2022, la zone d'étude est passée en maillage intensif avec des mailles de 1.25*1.25 km : chaque maille de 6.25 km² a été redécoupée en 4 mailles plus petites. En effet, au cours d'un précédent stage, il a été démontré que le maillage de 2.5*2.5km était trop large pour visualiser l'hétérogénéité de la présence du lynx sur les zones d'études. Il a donc été décidé d'augmenter la pression d'échantillonnage pour se rapprocher des échelles spatiales des domaines vitaux des ongulés. Parmi ces 4 mailles, l'une d'entre elles contient systématiquement un piège qui était déjà présent ici lors du maillage en 6.25 km². Enfin, parmi les 3 mailles restantes, l'une d'entre elles est choisie aléatoirement pour accueillir un autre piège photographique, afin d'échantillonner la diversité de milieux présents sur une maille. Nous avons donc un total de 40 pièges photographiques installés dans la zone d'étude du Jura, dont 3 pièges appartiennent à des bénévoles qui nous partagent tous les mois leurs photos. Tous ces pièges photographiques étaient actifs sur une période de 61 semaines du 19 octobre 2023 au 19 décembre 2024. La carte ci-dessous (Figure 9) représente toutes les localisations qui ont été scannées par les 40 pièges sur notre période de déploiement.

Enfin, la maintenance technique est réalisée tous les mois, c'est-à-dire, qu'une fois par mois, un opérateur va faire le relevé des photos prises par les pièges, puis il va vérifier que la caméra est toujours paramétrée comme il faut, il changera les piles si nécessaires, et la caméra sera déplacée (au sein de la même maille) si elle n'a pas détecté de lynx sur le site.

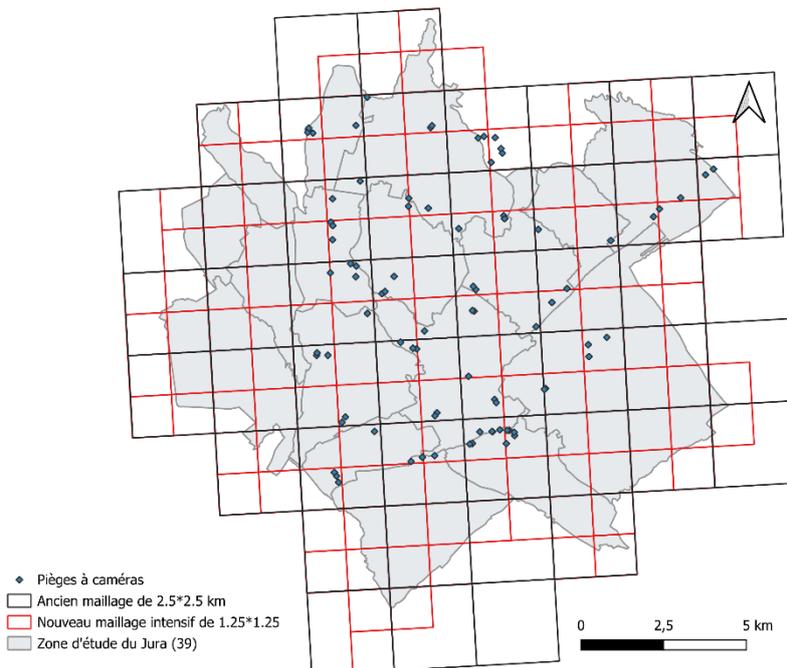


Figure 9 : Localisation des sites photographiés par les 40 pièges photographiques au cours de la période d'étude de 2023-2024, dans le Jura.

3.3.2 Classification des données

Après avoir téléchargé les photos depuis les pièges photographiques, ces dernières sont téléversées sur un logiciel de Deep Learning (aussi appelé intelligence artificielle), qui va reconnaître les espèces présentes sur les images. Ce logiciel s'appelle : DeepFaune (Rigoudy *et*

al., 2023). Il regroupe toutes les images qui ont été prises sur une période (période définie par l'opérateur). Dans notre cas, il regroupe toutes les photos qui ont été prises sur 5 secondes pour créer une séquence de photos. Puis dans cette séquence, il va chercher à identifier l'espèce présente. C'est l'opérateur qui va choisir avec quel degré de précision va travailler le logiciel. Dans notre cas, nous avons choisi de travailler à un seuil de confiance de 95%, soit un taux d'erreur à 5%. Le tag attribué par DeepFaune à nos photos sera référencé sous le terme de « prédiction ». De plus, pour les espèces d'intérêt (lynx, chevreuil, chamois), un opérateur vérifiait visuellement les classifications du logiciel. Toutefois, cette étape est réalisée globalement grâce à l'explorateur de fichiers et non par un examen individuel de chaque cliché, elle peut donc générer des erreurs.

3.3.3 Analyse de la fiabilité de DeepFaune

Afin de vérifier l'exhaustivité de l'identification par cette méthode (Deepfaune suivie d'une vérification humaine pour certaines espèces), un échantillon de 20% de nos photos par espèce animales a été sélectionné aléatoirement dans notre jeu de données (soit 20 775 photos) à l'aide de la fonction « `slice_sample` », du package « `dplyr` » sur Rstudio (Wickham *et al.*, 2023). Nous avons volontairement exclu les photos d'humains et de véhicules, n'étant pas les cibles principales de notre étude et afin de diminuer l'échantillon de photographies à traiter et de prioriser les espèces visées par l'étude (lynx et ses proies principales et secondaires). Ces dernières ont ensuite été téléversées sur DigiKam (digikam Team, 2025) : un logiciel qui permet de taguer des photos. Nous avons donc passé en revue les quelques 20 000 photos et les avons étiquetées en fonction de ce que nous observions sur la photo, cet identifiant d'espèce que nous avons rajouté, est référencé sous le terme de « référence ».

Nous avons ensuite réalisé une matrice de confusion ([Annexe 5](#)) à l'aide la fonction « `confusionMatrix` » du package « `carnet` » (Kuhn, 2008) sur Rstudio.

Pour ce faire, l'étiquette que nous avons donné aux photos nous a servi de référence dans cette matrice, tandis que l'étiquette générée par DeepFaune sera considérée comme la prédiction. Notre tag étant inséré dans les métadonnées des photos, une première étape d'extraction de ces dernières a été nécessaire, nous avons pour cela utilisé la fonction « `Exiftool` » du package « `ExiftoolR` » (O'Brien, 2018) sur Rstudio. Nous avons ensuite utilisé le package « `ggplot2` » afin de visualiser notre matrice de confusion.

La fonction « `confusionMatrix` » permet également de calculer des statistiques très intéressantes, comme la précision du modèle de prédiction (ici DeepFaune). Nous en avons conclu que DeepFaune était fiable à 97%. Nous avons donc estimé que nous pouvions travailler avec les étiquettes qu'il a généré pour nos photos. En effet, les 3% d'erreur observée viennent d'un mauvais entraînement initial de DeepFaune pour la reconnaissance des chiens et des humains.

Tableau 4 : Construction des covariables environnementales influençant la présence du lynx, pour chacun des deux buffers, pour la zone d'étude du Jura.

Variables	Construction	Unités
Année	Année de la photo	/
Saison	<ul style="list-style-type: none"> • Automne/Jeunes mobiles : septembre à décembre, • Rut/Reproduction : janvier à avril, • Mise bas/Elevage : mai à août 	/
Numéro du site	Numéro du site (Exemple : 158_C_1)	/
Effort d'échantillonnage	Nombre de jours d'activité de la caméra par saison et par année.	/
Hauteur de neige	Moyenne par saison et par année des données météo issues de la maille SAFRAN d'appartenance du piège.	m
Densité des routes primaires	La somme des mètres linéaires de routes à l'échelle des 2 buffers.	Σm
Densité des routes secondaires	La somme des mètres linéaires de routes à l'échelle des 2 buffers.	Σm
Densité des routes tertiaires	La somme des mètres linéaires de routes à l'échelle des 2 buffers.	Σm
Densité des chemins	La somme des mètres linéaires de routes à l'échelle des 2 buffers.	Σm
Surfaces agricoles	Surface totale en terres agricoles (prairies et terres arables) dans chaque buffer (source : Registre parcellaire graphique 2023).	Ha
Surface en forêts	Surface totale en forêts fermées (mixtes, conifères et feuillus) dans chaque buffer.	Ha
Altitude	Médiane de l'altitude issues de la Banque de données Alti 1m (BD Alti 1m) dans chaque buffer.	m
Vecteur de mesure de rugosité (VRM)	Médiane calculée à partir de la BD Alti 1m dans chaque buffer.	/
Surface en falaises	Surface totale de falaises (hauteur > 3m), détectées grâce à la pente (pente $\geq 54^\circ$, calculée à partir de la BD Alti 1m), dans chaque buffer	ha
Distance aux crêtes	Distance euclidienne aux crêtes (TPI ≥ 1), détectées après la création d'un indice de position topographique (TPI) dans un rayon de 200 m autour de chaque pixel de 1m de la BD Alti 1m.	m
Anthropogène	Somme du nombre de photos étiquetées humain, chiens, équidés et véhicules, par caméra et par saison.	/
Chamois	Nombre de photos étiquetées chamois, par caméra et par saison.	/
Chevreuil	Nombre de photos étiquetées Chevreuil, par caméra et par saison.	/
Lièvre Européen	Nombre de photos étiquetées lièvre, par caméra et par saison.	/
Charognards	Somme du nombre de photos étiquetées Renard et sanglier, par caméra et par saison.	/

3.3.4 Recherche des covariables environnementales

Afin d'identifier les covariables environnementales susceptibles d'affecter la présence du lynx, j'ai réalisé une recherche bibliographique approfondie. En effet, j'ai recherché des articles en lien avec mon sujet, sur différentes bases de données scientifiques telles que Springer Nature, ResearchGate ou encore ScienceDirect. Pour ce faire, j'ai utilisé des mots clés comme « occupancy model », « eurasian lynx » ou « habitat eurasian lynx ». Puis j'ai sélectionné les covariables environnementales à construire en me basant sur celles qui étaient le plus utilisées dans ces articles et qui avaient été démontrées comme étant significatives dans détermination de la présence du lynx. Nous garantissons ainsi une cohérence méthodologique entre mon stage et le travail déjà réalisé dans ce domaine. Je me suis également servi de la bibliographie de chaque publication pour trouver d'autres articles sur le sujet, ou d'autres méthodes de construction de la même covariable. Cela m'a donc permis de déterminer la meilleure approche pour la construction de chacune des covariables identifiées ([Annexe 6](#)).

3.3.5 Création et calcul des covariables environnementales

Dans le but d'identifier l'échelle spatiale la plus pertinente pour mettre en évidence des variations de présence du lynx au sein de nos zones d'étude, nous avons calculé les covariables au sein de buffers centrés sur les pièges photographiques ([Tableau 4](#)). Ces buffers présentent des surfaces équivalentes à celles des maillages de 2.5*2.5 km et de 1.25*1.25 km. Cette méthode permet de mieux caractériser le paysage immédiat des points d'échantillonnage, en évitant les biais liés à l'utilisation de mailles fixes dont les centroïdes ne coïncident pas systématiquement avec la position des pièges. De plus, le buffer de surface 1.25*1.25 se rapproche de la taille de 95% du domaine vital de chevreuil, alors que le buffer de 2.5*2.5 km se rapproche plus du domaine vital d'un lynx.

3.3.6 Synthèse des covariables environnementales à travers leurs composantes principales

Afin de modéliser la présence/détection du lynx sur le site d'étude du Jura, nous avons d'abord réalisé une matrice de corrélation de Spearman, à l'aide de la fonction « cor » du package « corrplot » (Friendly, 2002) sur RStudio, pour chacun des deux buffers. Le but était d'identifier les variables corrélées entre elles, pour n'en garder qu'une par groupe de covariables corrélées. Après cette première étape de tri, 18 covariables environnementales ont été sélectionnées pour expliquer la présence du lynx, en plus de l'année et de la saison de la prise des photos ([Tableau 4](#)).

A noter : Tout au long de ce projet nous parlerons de présence/détection du lynx car nous allons réaliser un modèle linéaire. Or avec un modèle linéaire il est impossible de distinguer la probabilité de présence du lynx et la probabilité de détection par les PP, les deux sont confondues.

Nous avons ensuite décidé de réaliser une ACP par buffer, à l'aide du package « FactoMineR » (Lê *et al.*, 2008) sur Rstudio, afin de caractériser les types d'habitats présents sur notre zone d'étude. Nos individus correspondaient à un piège photo à une localisation et période donnée. Nous avons choisi, pour les deux buffers, de sélectionner les quatre premières dimensions, qui

expliquent 53.283 % de la variance pour le buffer 1.25*1.25km ([Annexe 7A](#)) et 56.362 % de la variance pour le buffer 2.5*2.5 km ([Annexe 8A](#)).

La première dimension (19.9 % de variabilité), pour buffer 1.25*1.25 km, explique la rugosité des habitats avec à gauche des paysages montagneux et forestiers, et à droite des paysages de plaines en surface agricole ([Annexe 7B](#) et [7E](#)). Pour le buffer 2.5*2.5 km (23.5 % de variabilité), la dimension 1 explique le même type d'habitat si ce n'est que les surfaces agricole et planes sont sur la partie gauche de la dimension, tandis que les habitats escarpés et forestiers sont sur la partie droite. ([Annexe 8B](#) et [8E](#)).

La deuxième dimension, pour les deux buffers (16.1 et 15.6 % de variabilité), explique l'anthropisation des milieux. Plus les individus sont sur la partie haute de l'ACP plus les milieux sont anthropisés, mais plus ils sont sur la partie basse plus les milieux sont naturels et en haute altitude ([Annexe 7B](#), [8B](#), [7F](#) et [8F](#)).

La troisième dimension, pour le buffer 1.25*1.25 km (9 % de variabilité), explique l'accessibilité du site. Plus les individus sont sur la partie haute de l'ACP plus il y a de voiries de types chemins et routes tertiaires. S'ils sont sur la partie basse de l'ACP ce seront des sites avec des voiries plutôt de type routes primaires et secondaires ([Annexe 7C](#) et [7G](#)). Pour le buffer 2.5*2.5 km (9.2 % de variabilité), cette dimension 3 englobe en plus de l'accessibilité des milieux la présence des proies principales et des compétiteurs du lynx ([Annexe 8C](#) et [8G](#)).

La quatrième dimension, pour les deux buffers (8.3 et 8.2 % de variabilité), explique la présence des proies principales (chevreuils et chamois), les proies secondaires (lièvre européen) et le dérangement par les compétiteurs (humains et charognards). Plus les individus sont sur la partie haute de l'ACP plus il y a de compétiteurs, de chevreuils et de lièvres. S'ils sont sur la partie basse de l'ACP ce seront des sites en présence de chamois ([Annexes 7D](#), [7H](#), [8D](#) et [8H](#)).

3.3.7. Modélisation linéaire de la présence/détection du lynx

Pour tester ces relations, nous avons décidé de réaliser un modèle mixte linéaire généralisé (GLMM), avec un facteur de regroupement des pièges photographiques à moins de 500 m les uns des autres, pour prendre en compte l'autocorrélation spatiale de nos pièges. Pour ce faire, nous avons utilisé la commande « glmer » du package « lme4 » (Bates *et al.*, 2015), sur RStudio.

En effet, nos pièges photographiques sont disposés de manière assez proche les uns des autres. De plus, un même piège est dupliqué par année et par saison, démultipliant ainsi l'autocorrélation entre individus. C'est pourquoi, nous avons décidé d'évaluer leur autocorrélation spatiale. Pour cela, nous avons réalisé un test de Moran, via la commande « moran_test » du package « spdep » (Bivand et Wong, 2018) sur Rstudio. D'après ce test, nos pièges sont auto-corrélés spatialement ($p_value < 0.001$), ce qui veut dire que les pièges photographiques proches ont des détections de lynx similaires.

Au vu de la distribution « zero-inflated » de la fréquence de détection du Lynx (Nombre de photos / Nombre de jours où la caméra était active), nous avons décidé d'analyser sa probabilité de présence/détection en passant par une variable binaire suivant une loi binomiale (1 : si au moins une photo de lynx a été prise ; 0 : si aucune photo de lynx n'a été prise). Nous avons choisi comme variables explicatives pour le modèle : les dimensions 1, 2, 3, 4 et leurs interactions (car elles peuvent se modifier les unes et les autres), l'effort d'échantillonnage (Nombre de jours où la caméra était active), les saisons écologiques du lynx (Automne/Jeunes

mobiles de septembre à décembre, rut/reproduction de janvier à avril et mise bas/élevage de mai à août), la caméra (localisation) et l'année (2022, 2023, 2024) ([Equation 1](#)).

Afin d'identifier le meilleur modèle moyen, via la méthode backward stepwise, pour chacun des deux buffers, nous sommes partis de l'équation complète suivante :

Équation 1:

$$p_{lynx} = Dim.1 \times Dim.2 + Dim.1 \times Dim.3 + Dim.1 \times Dim.4 + Dim.2 \times Dim.3 \\ + Dim.2 \times Dim.4 + Dim.3 \times Dim.4 + NB_{ACTIFS} + SAISON + ANNEE \\ + (1 | groupe_camera)$$

Avec :

- 🐾 Dim.1 : les coordonnées des individus sur la dimension 1 issue de l'ACP correspondante ;
- 🐾 Dim.2 : les coordonnées des individus sur la dimension 2 issue de l'ACP correspondante ;
- 🐾 Dim.3 : les coordonnées des individus sur la dimension 3 issue de l'ACP correspondante ;
- 🐾 Dim.4 : les coordonnées des individus sur la dimension 4 issue de l'ACP correspondante ;
- 🐾 SITE_CT : nom, localisation et modèle de la caméra ;
- 🐾 NB_ACTIFS : nombre de jours où la caméra était active ;
- 🐾 SAISON : saison écologique du lynx.
- 🐾 (1 | groupe_camera) : facteur de regroupement des pièges photographiques.

Nous avons décidé de ne pas inclure la pression de chasse ni d'étudier l'interaction entre la saison et l'année car cela nous faisait perdre beaucoup trop de données. C'est pourquoi elles n'apparaissent pas dans ces équations. Ensuite, via une méthode « backward stepwise » nous avons identifié le meilleur modèle. Nous avons donc éliminé une à une les variables les moins significatives jusqu'à atteindre un modèle avec le plus de significativité possible. Nous avons laissé des variables qui n'étaient pas significative car elles permettaient d'améliorer l'AIC ainsi que le r^2 de notre modèle.

Après avoir sélectionné le meilleur modèle, nous vérifierons si ce modèle suit bien les hypothèses nulles d'un modèle linéaire. Pour ce faire nous utiliserons le package « DHARMA » (Harting, 2024) et la commande « vif », du package « car » (Fox et Weisberg, 2019), sur Rstudio. Enfin, nous représenterons les effets marginaux de ce modèle sous la forme de graphiques à l'aide des packages « effects » (Fox et Weisberg, 2019) et « ggeffects » (Lüdtke, 2018) sur RStudio. Nous représenterons également les prédictions du modèle et les variables prédictives sous forme de carte sur nos deux maillages.

4. Résultats

4.1 Création des indices de pression de chasse

4.1.1 Sur la zone d'étude du Jura

D'après le graphique des contributions des variables à la dimension 2 de l'ACP ([Figure 7A](#)), il semblerait que les paramètres qui expliquent le mieux la variation entre les événements de chasse soient les suivants :

- ☞ Le nombre de traqueurs ($NB_TRAQUEURS$)
- ☞ Le nombre de chasseurs postés (NB_POSTES)
- ☞ La durée de la chasse (exprimée en heure) ($DUREE_CHASSE_EN_H$)
- ☞ La surface des polygones de chasse (exprimée en hectare) ($surface_ha$)

Nous avons donc décidé de calculer deux indices différents, en reprenant ces paramètres-ci. Le premier sera l'Indice de pression de chasse simple (IPC_simple), il reprendra le nombre de traqueurs et de chasseurs postés ainsi que la surface en hectare ([Equation 2](#)). Cet indice se construit comme suit :

Équation 2:

$$IPC_{simple} = \frac{NB_{TRAQUEURS} + NB_{POSTES}}{surface_{en\ ha}}$$

Nous avons ensuite décidé de construire un deuxième indice qui inclurait, en plus des paramètres utilisés pour l'indice simple, la durée de la chasse en heure ([Equation 3](#)). En effet, cette dernière contribue à 42% à la construction de notre dimension 2 ([Figure 7A](#)). L'objectif, ici, était de faire de la sensibilisation auprès des chasseurs pour qu'ils comprennent l'importance de remplir de manière exhaustive sans omettre de paramètre, dans l'évaluation de leur impact sur la faune sauvage. L'indice se construit comme suit :

Équation 3 :

$$IPC_{double} = \frac{(NB_{TRAQUEURS} + NB_{POSTES}) \times DUREE_CHASSE_{en\ h}}{surface_{en\ ha}}$$

Nous avons décidé de placer le nombre de chasseurs (traqueurs et postés) au numérateur, car nous estimons que plus il sera important, plus la pression de chasse le sera aussi. Quant à la durée de la chasse, elle est également au numérateur, car nous estimons que plus la chasse sera longue, plus le stress engendré sera grand. Nous avons mis la surface au dénominateur, car nous estimons que plus la surface couverte au cours d'une chasse est grande, plus la pression de chasse est faible.

Enfin, à l'aide du package « FactoMineR » (Lê *et al.*, 2008) sur Rstudio, nous avons pu récupérer la combinaison linéaire de la dimension 2 ([Equation 4](#)), qui est la suivante :

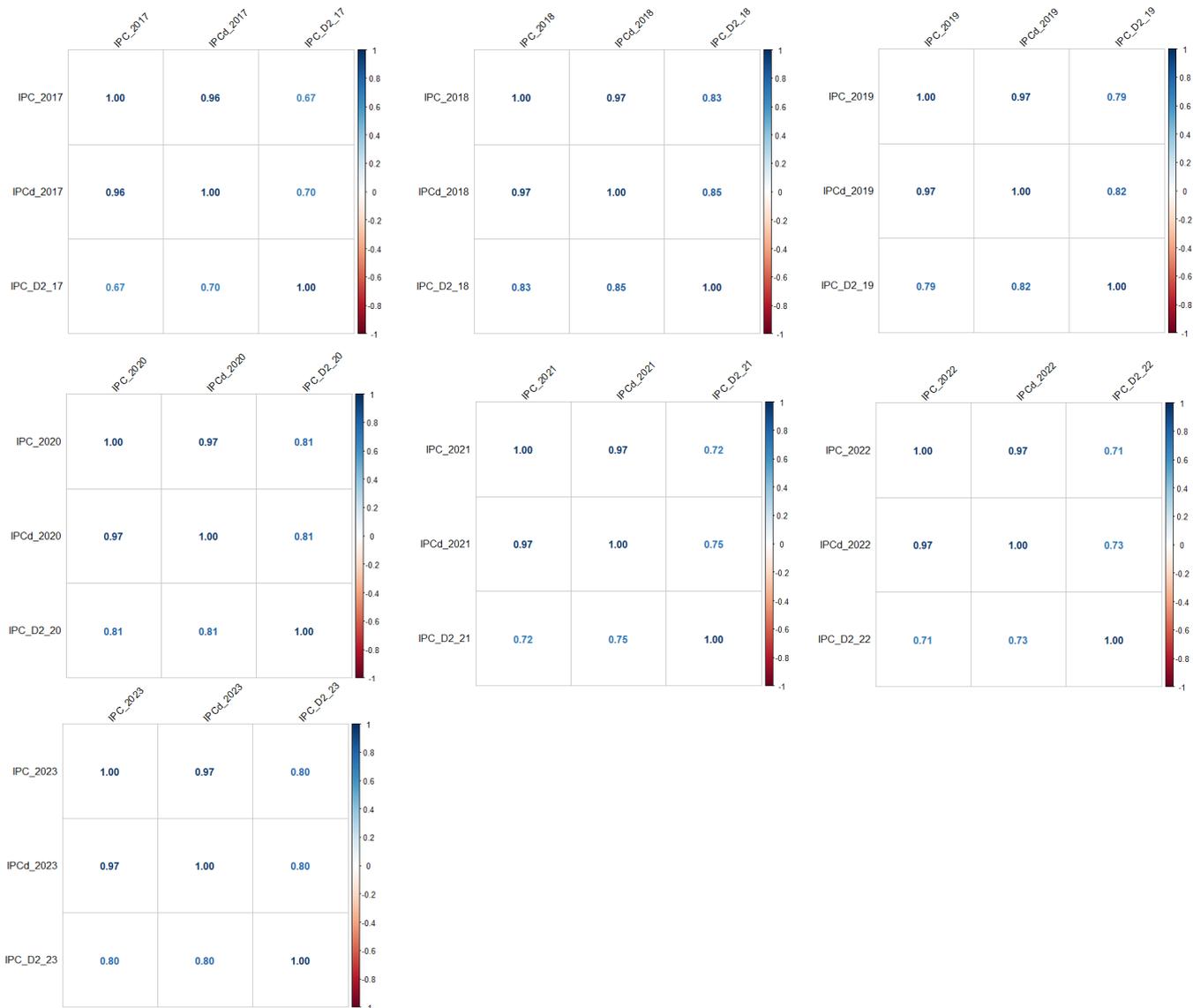
Équation 4 :

$$\begin{aligned} Dim2_{Jura} = & 0.4800 \times NB_{CHIENS} + 0.5831 \times NB_{TRAQUEURS} + 0.5647 \times NB_{POSTES} \\ & + 0.4202 \times DUREE_CHASSE_{en\ h} + 0.5458 \times surface_{en\ ha} \\ & + 0.3449 \times NB_{COUPS\ DE\ FEU} + 0.2766 \times NB_{PRLVT\ CHEVREUILS} \\ & + 0.3853 \times ALTITUDE_{MOYENNE\ POLYGONES} \\ & - 0.1977 \times PENTE_{MOYENNE\ POLYGONES} - 0.0080 \times PRENEI_Q \\ & - 0.2751 \times PRELIQ_Q - 0.1552 \times FF_Q + 0.1598 \times SSI_Q \\ & + 0.2049 \times HTEURNEIGE_Q + 0.1940 \times SNOWFRAC_Q \\ & - 0.1658 \times T_Q \end{aligned}$$

Pour conclure, d'après les résultats du test de corrélation de Spearman, il semblerait que pour toutes les années (2017 à 2023) l'indice de pression de chasse double soit légèrement plus corrélé à l'expression linéaire de la dimension 2 ([Figure 10](#)). En effet, pour les indices simples de pression de chasse, le coefficient de corrélation de Spearman varie entre 0.67 et 0.83. Alors

que pour les indices doubles de pression de chasse, le coefficient varie entre 0.70 et 0.85, il semblerait donc que la durée de la chasse joue un rôle important dans la pression de chasse.

Au vu de cette forte corrélation entre les différents indices, nous avons décidé de ne montrer



dans ce mémoire, que les indices de pression de chasse issus de la dimension 2, qui représentent le plus la variabilité réelle, car ils prennent en compte tous les paramètres de la chasse et de météo.

Figure 10 : Matrices de corrélation de Spearman pour les indices simple, double et issus de la dimension 2 pour chaque saison de chasse sur la zone d'étude du Jura.

4.1.2 Sur la zone d'étude de l'Ain

Avec les données disponibles sur le site d'étude de l'Ain et d'après le graphique des contributions des variables à la dimension 2 de l'ACP (Figure 7B), nous avons décidé de construire l'indice correspondant à la combinaison linéaire de la dimension 2 et seulement l'indice simple de pression de chasse, sur le même modèle que l'indice simple pour le Jura, en utilisant les mêmes paramètres à savoir :

- 🐾 Le nombre de traqueurs (NB_TRAQUEURS),

- 🦋 Le nombre de chasseurs postés (NB_POSTES),
- 🦋 La surface des polygones de chasse (exprimée en hectare) (surface_ha).

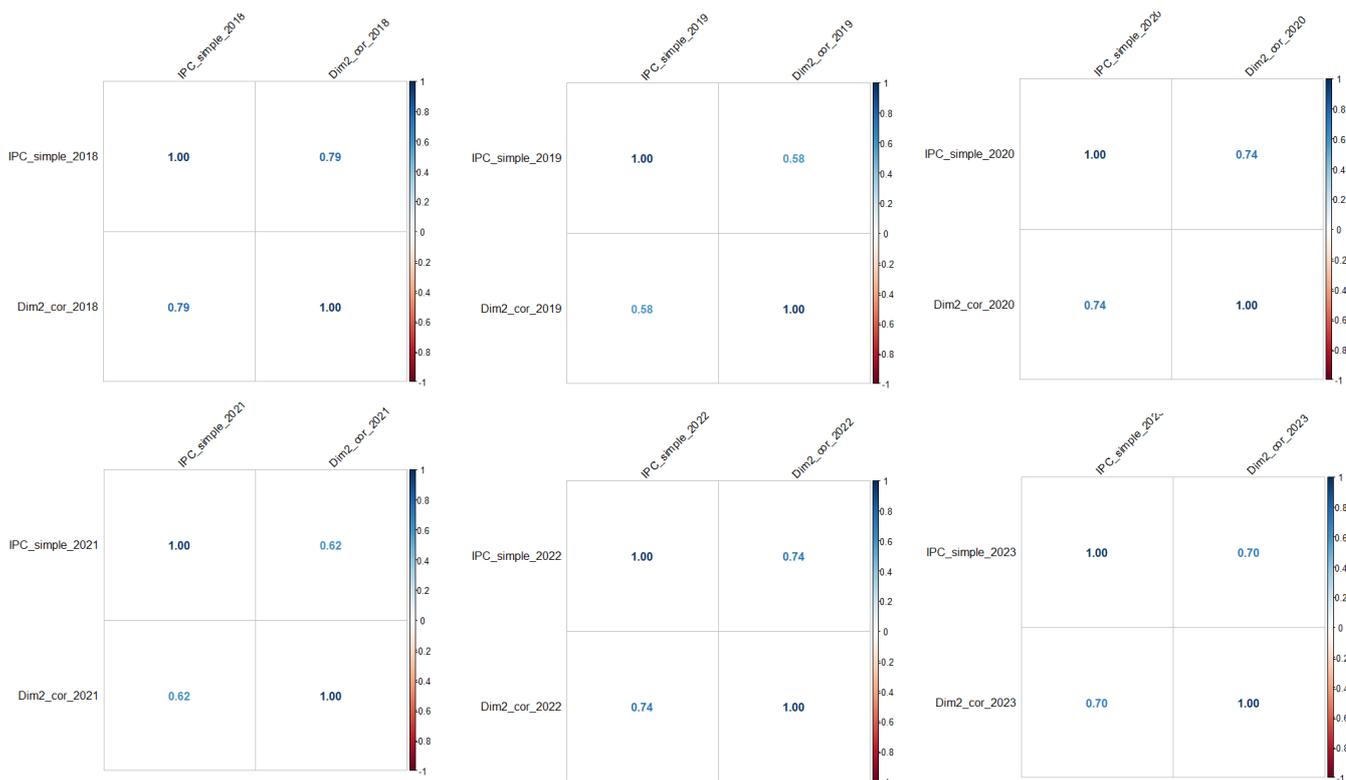
Enfin, à l'aide du package « FactoMineR » (Lê *et al.*, 2008) sur Rstudio, nous avons pu récupérer la combinaison linéaire de la dimension 2 ([Equation 5](#)), qui est la suivante :

Équation 5 :

$$\begin{aligned}
 Dim2_{Ain} = & 0.2542 \times NB_{CHIEENS} + 0.5046 \times NB_{TRAQUEURS} + 0.3773 \times NB_{POSTES} \\
 & + 0.3554 \times surface_{en\ ha} + 0.3547 \times NB_{COUPS\ DE\ FEU} \\
 & + 0.6751 \times ALTITUDE_{MOYENNE_{POLYGOUES}} \\
 & - 0.6864 \times PENTE_{MOYENNE_{POLYGOUES}} - 0.2412 \times PRENEI_Q \\
 & - 0.0405 \times PRELIQ_Q + 0.0998 \times FF_Q - 0.1471 \times SSI_Q \\
 & + 0.3200 \times HTEURNEIGE_Q + 0.3825 \times SNOWFRAC_Q \\
 & - 0.3083 \times T_Q
 \end{aligned}$$

Nous noterons que pour l'Ain, nous n'avons pas de données disponibles concernant le nombre de prélèvements de chevreuils, la dimension 2 est donc construite sans leur contribution contrairement à la dimension 2 dans le Jura.

Pour conclure, d'après les résultats du test de corrélation de Spearman, il semblerait que pour



toutes les années (2018 à 2023) l'indice de pression de chasse simple plutôt bien corrélé à l'expression linéaire de la dimension 2 ([Figure 11](#)). En effet, le coefficient de corrélation de Spearman varie entre 0.58 et 0.74.

Figure 11 : Matrices de corrélation de Spearman pour les indices simple et issu de la dimension 2 pour chaque saison de chasse sur la zone d'étude de l'Ain.

Au vu de cette corrélation entre les deux indices, nous avons décidé de ne montrer dans ce mémoire, que les indices de pression de chasse issus de la dimension 2, qui représentent le

mieux la variabilité réelle, car ils prennent en compte tous les paramètres de la chasse et de météo.

4.2 Cartographie des indices de pression de chasse

4.2.1 Sur la zone d'étude du Jura

D'après les cartes de chaleur des indices de la pression de chasse ([Figure 12A](#)), nous pouvons remarquer que les valeurs de ces indices sont très variables d'un détenteur à l'autre et d'une année sur l'autre. Pourtant, nous pouvons remarquer que la commune de Crans, est celle subissant le plus de pression de chasse, toutes années confondues. Les zones blanches sur les cartes correspondent à des zones non-chassables, car il s'agit de zones non boisées, ou de zones d'habitations ([Figure 12B](#)). Les croix bleues représentent les prélèvements de chevreuils réalisés durant la saison de chasse représentée. Ceci permet de vérifier visuellement si un effort de chasse ou une pression de chasse importante entraîne plus le prélèvement d'un animal in fine ou non.

Ces premières tendances ont été confirmées par un test de Kruskal-Wallis qui a démontré un effet significatif de la saison de chasse et du détenteur ($p_value < 0.001$), que ce soit pour l'indice de pression simple, double ou issu de la dimension 2. Nous confirmons ainsi notre hypothèse initiale de travail : l'ACCA (ou détenteur) qui pratique la chasse influence significativement la pression associée. Mais nous apprenons également que cette pression de chasse est significativement différente d'une année sur l'autre.

Ces cartes, ainsi que leurs versions avec fond satellite, sont également disponibles en plus grand format dans l'[Annexe 9A](#), [9B](#), [9C](#), [9D](#), [9E](#), [9F](#) et [9G](#).

4.2.2 Sur la zone d'étude de l'Ain

D'après les cartes de chaleur de la pression de chasse ([Figure 13A](#)), nous pouvons remarquer que la pression de chasse est très variable d'un détenteur à l'autre et d'une année sur l'autre. Les zones blanches sur les cartes correspondent à des zones non-chassables, car il s'agit de zones non boisées, inaccessibles ou de zones d'habitations ([Figure 13B](#)).

Ces premières tendances ont été confirmées par un test de Kruskal-Wallis qui a démontré un effet significatif de la saison de chasse et du détenteur ($p_value < 0.001$), que ce soit pour l'indice de pression simple ou issu de la dimension 2. Encore une fois, nous confirmons bien notre hypothèse initiale de travail : l'ACCA (ou détenteur) qui pratique la chasse influence significativement la pression associée. Mais nous apprenons également que cette pression de chasse est significativement différente d'une année sur l'autre.

Ces cartes, ainsi que leurs versions avec fond satellite, sont également disponibles en plus grand format dans l'[Annexe 10A](#), [10B](#), [10C](#), [10D](#), [10E](#), et [10F](#).

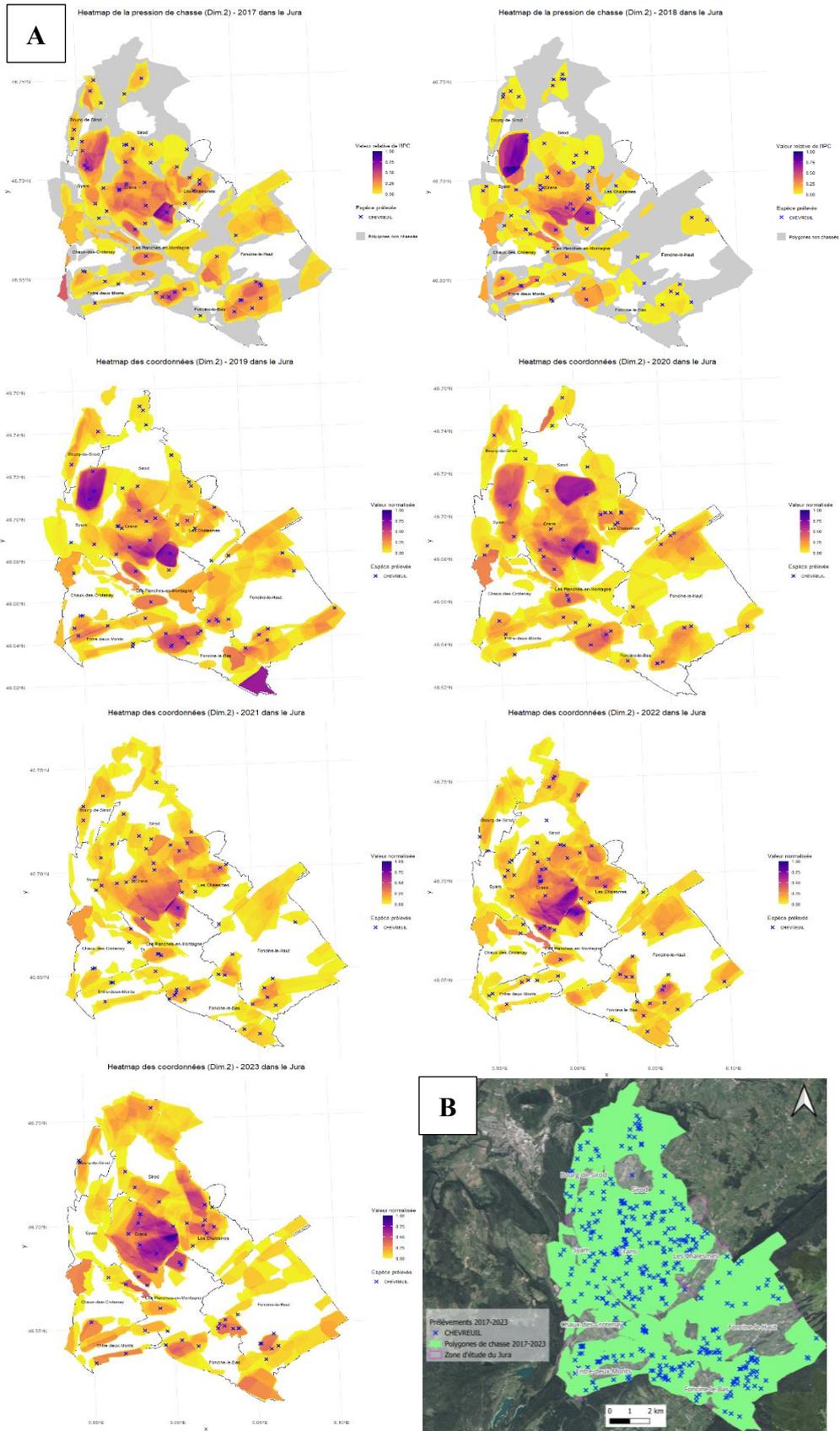


Figure 12 : Cartes de chaleur des indices de pression de chasse issus de la dimension 2 (A) ; Carte de répartition de tous les polygones de chasses (en vert) et des prélèvements de 2017 à 2023 sur fond satellite (B) ; les croix bleues représentent les prélèvements de chevreuils réalisés au cours de la saison de chasse, sur la zone d'étude du Jura. Source : Rstudio et QGIS.

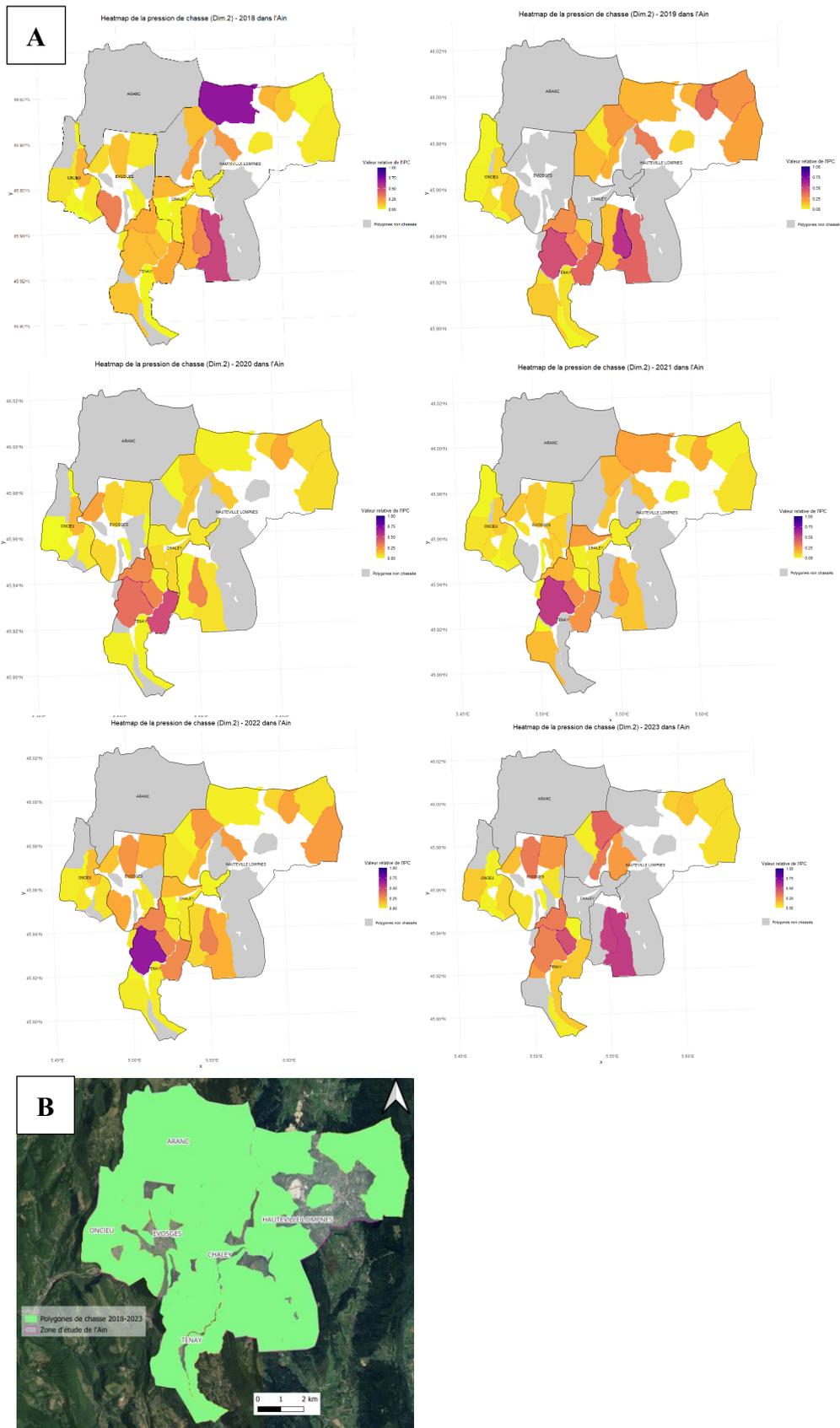


Figure 13 : Cartes de chaleur des indices de pression de chasse issus de la dimension 2 (A) ; Carte de répartition de tous les polygones de chasses de 2018 à 2023 sur fond satellite (B) ; sur la zone d'étude de l'Ain ; source : Rstudio et QGIS.

4.3 Modélisation Linéaire de la présence/détection du Lynx

4.3.1 Pour le buffer de 1.25*1.25 km

Tous les R^2 ont été améliorés grâce à l'effet aléatoire du facteur de regroupement des caméras.

D'après nos résultats, le meilleur modèle est celui dont l'équation est la suivante :

Équation 6 :

$$p_{lynx} = Dim.1 \times Dim.2 + Dim.1 \times Dim.3 + Dim.2 \times Dim.4 + NB_{ACTIFS} + SAISON + ANNEE + (1 | groupe_camera)$$

En effet, il s'agit du modèle avec le plus petit AIC possible (326.1656), mais avec un R^2 élevé (0.797) ([Equation 6](#)). Enfin, après vérification, les résidus respectent toutes les hypothèses d'un modèle linéaire : ils sont indépendants, leur distribution suit une loi normale et leurs variances sont homoscédastiques. Nous représenterons donc les effets marginaux et les prédictions de ce modèle pour ce buffer.

*Tableau 5 : Effets marginaux des différentes variables prédictives pour le meilleur modèle du buffer de 1.25*1.25 km ; signification des codes : 0 « *** », 0.001 « ** », 0.01 « * », 0.05 « * », 0.1 «.», « » 1 (source : RStudio)*

Variable	Estimate	Std. Error	Z value	Pr (> z)
(Intercept)	-2.2614	0.4931	-4.586	4.52e-06 ***
Dim.1	0.6739	0.2955	2.281	0.022571 *
Dim.2	0.7053	0.3156	2.235	0.25404 *
Dim.3	1.3352	0.3469	3.849	0.000119 ***
Dim.4	0.1636	0.2870	0.570	0.568695
NB>_ACTIFS	2.2556	0.3135	7.195	6.24e-13 ***
SAISON MISE BAS/ELEVAGE	-0.3663	0.4166	-0.879	0.379320
SAISON RUT/REPRODUCTION	0.6524	0.4270	1.528	0.126540
ANNEE 2023	-0.8185	0.5721	-1.430	0.152534
ANNEE 2024	-0.7864	0.5937	-1.324	0.185345
Dim.1 : Dim.2	-0.4647	0.2330	-1.994	0.046104 *
Dim.1 : Dim.3	-0.9696	0.2919	-3.322	0.000895 ***
Dim.2 : Dim.4	0.3553	0.1761	2.018	0.043590 *

D'après les résultats de ce modèle ([Tableau 5](#)), nous avons un effet significatif ($p_value < 0.05$) des dimensions 1 et 2 (Dim.1, Dim.2), ainsi que de leur interaction (Dim.1 : Dim.2) mais également de l'interaction entre les dimensions 2 et 4 (Dim.02 : Dim.4). Nous avons ensuite des effets très significatifs ($p_value < 0.001$) de la dimension 3 (Dim.3), de son interaction avec la dimension 1 (Dim.1 : 3) ainsi que de l'effort d'échantillonnage (NB_ACTIFS).

En effet, il semblerait que plus le milieu est composé de surfaces agricoles (plus les valeurs sur la dimension 1 sont positives), plus la probabilité de présence/détection du lynx est importante, mais l'intervalle de confiance est également plus élevé. Nous remarquons également que nos données réelles ont plutôt tendance à être au niveau de milieux forestiers escarpés (valeurs négatives de la dimension 1) et que seulement 4 points tirent les résultats sur la droite ([Figure 14A](#)). Nous pourrions donc penser que le lynx est assez flexible concernant son habitat et qu'il s'adapte à des paysages agricoles comme des paysages naturels forestiers.

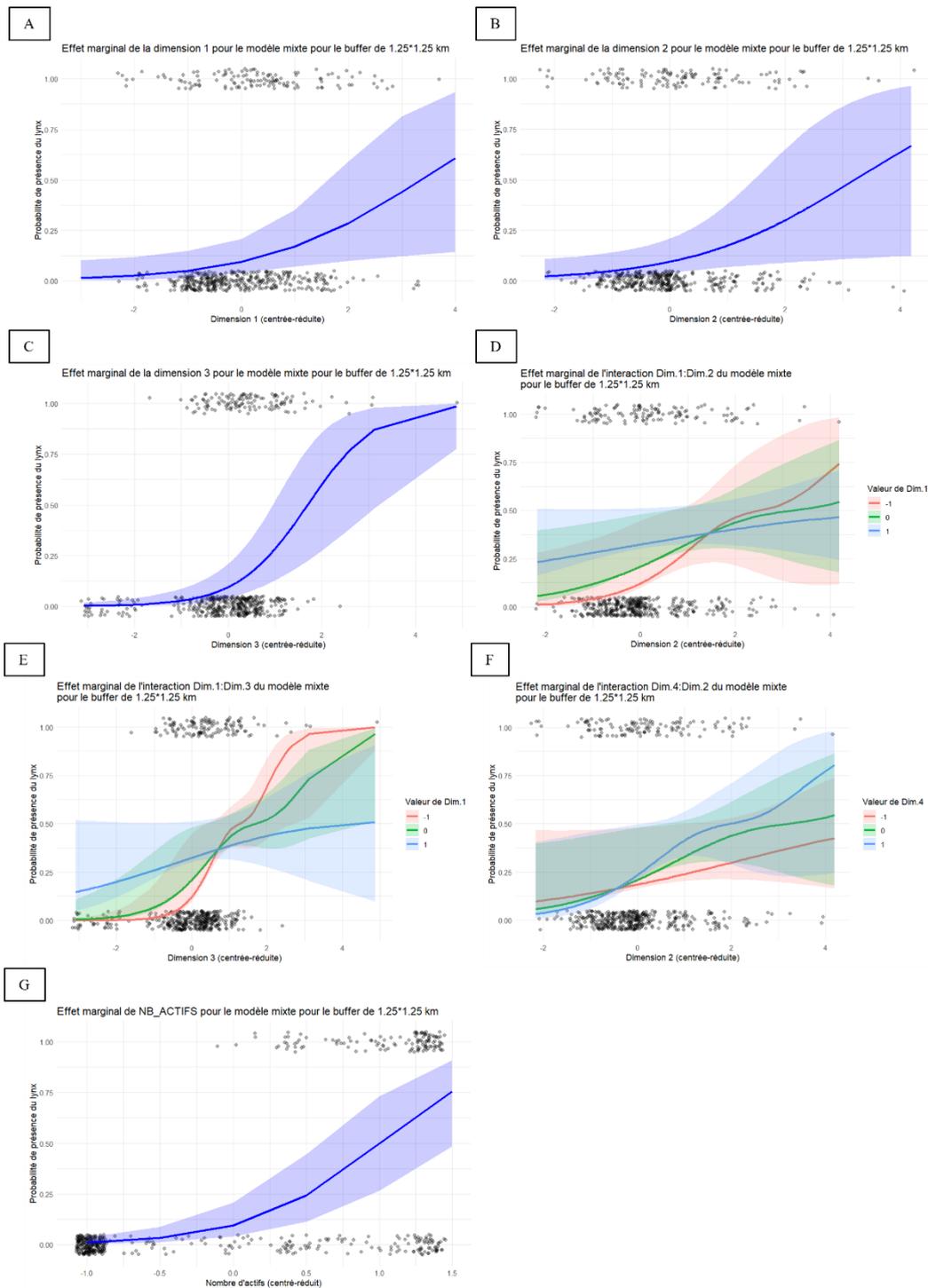
Pour la dimension 2 ([Figure 14B](#)), il semblerait également que plus les milieux sont anthropisés (valeurs positives sur la dimension 2), plus la probabilité de présence/détection du lynx est importante, mais l'intervalle de confiance est également plus élevé. Nous remarquons également que nos données sont plutôt étalées sur tout l'axe 2, même si nous avons seulement 3 points qui sont sur des milieux anthropisés. Ces résultats semblent également monter que le lynx est assez flexible en matière d'habitat et qu'il peut utiliser des milieux naturels comme des milieux un peu anthropisés.

Pour la dimension 3 ([Figure 14C](#)), il semblerait que plus l'accessibilité des milieux se fait via des routes primaires et secondaires (valeurs négatives sur la dimension 3), plus la probabilité de détection/présence du lynx diminue. Tandis que lorsque ce sont des milieux accessibles via des chemins et des routes tertiaires (valeurs positives sur la dimension 3), plus la probabilité de détection/présence du lynx augmente. Le lynx semblerait donc préférer des routes tertiaires et des chemins pour se déplacer dans son milieu et éviterait les axes principaux.

Quant à l'interaction des dimensions 1 et 2 ($p_value < 0.05$), nous remarquons que la probabilité de détection/présence du lynx semble augmenter lorsque nous sommes sur des milieux plus anthropisés mais ils n'excèdent jamais 0.75 ([Figure 14D](#)). De plus, les intervalles de confiance sont tellement importants qu'il est difficile de discerner une réelle tendance à préférer des habitats anthropisés aux habitats naturels. En outre, il semblerait que cette probabilité augmente plus rapidement quand les valeurs de la dimension 1 sont négatives, donc quand nous sommes sur des milieux naturels et escarpés.

Lorsque nous regardons les effets marginaux de l'interaction entre la dimension 1 et 3 ($p_value < 0.001$), nous remarquons que plus les milieux sont accessibles par des chemins et des routes tertiaires (valeurs positives de la dimension 3) et plus il s'agit de milieux forestiers et escarpés (valeurs négatives de la dimension 1), plus la probabilité de détection/présence du lynx augmente rapidement jusqu'à atteindre 1 ([Figure 14E](#)). C'est également le cas lorsque nous sommes sur des paysages mixtes forêts-agriculture, même si l'augmentation est plus douce et n'atteint pas le même niveau que lorsque nous sommes sur des paysages forestiers. De même, lorsque nous sommes sur des surfaces plutôt agricoles, cette probabilité de détection/présence augmente également, mais beaucoup moins que pour les deux autres types de paysage, elle ne dépasse pas une chance sur deux. Nous pouvons en conclure que le lynx privilégie les routes carrossable et chemin de terre pour se déplacer et préfère également les milieux naturels aux milieux plus agricoles.

Enfin, lorsque nous regardons l'interaction entre les dimensions 2 et 4 ($p_value < 0.05$), nous remarquons que plus les milieux sont anthropisés (valeurs positives sur la dimension 2), plus la probabilité de détection/présence du lynx augmente ([Figure 14F](#)). De plus, la dimension 4 semble représenter des milieux avec une forte densité de proies secondaires lorsque les valeurs sont positives et une faible densité de proies lorsque les valeurs sont négatives. Nous remarquons que lorsque nous sommes sur des valeurs positives de la dimension 4, la probabilité de détection/présence du lynx augmente plus rapidement. En revanche, une fois de plus les intervalles de confiances sont très importants, il est donc compliqué de faire une réelle conclusion quant à l'effets de ces dimensions.



*Figure 14 : Représentation des effets marginaux de la dimension 1 (A) ; des effets marginaux de la dimension 2 (B) ; des effets marginaux de la dimension 3 (C) ; des effets marginaux de l'interaction entre les dimensions 1 et 2 (D) ; des effets marginaux de l'interaction entre les dimensions 1 et 3 (E) ; des effets marginaux de l'interaction entre les dimensions 2 et 4 (F) et des effets marginaux pour l'effort d'échantillonnage (G), pour le buffer de 1.25*1.25 km. Pour les graphiques des interactions, la couleur rouge représente les valeurs négatives sur la dimension 1 ou 4, le vert les valeurs nulles et le bleu les valeurs positives.*

Pour l'effort d'échantillonnage, il semblerait que plus ce dernier est important plus la probabilité de détection/présence du lynx est importante. En effet, nous pouvons remarquer que

nos pièges photographiques, ayant détecté des lynx ($p_{lynx} = 1$), sont tous sur la droite de notre graphique ([Figure 14G](#)).

En résumé, nous pouvons conclure que la probabilité de détection/présence du lynx augmente lorsque nous sommes sur des paysages mixtes (forêt-agriculture) ou forestiers avec présence de leurs proies principales, secondaires, mais également de leurs compétiteurs. Ces milieux doivent également être accessibles via des routes tertiaires ou des chemins. Il semblerait également que les lynx tolèrent plus ou moins bien l'anthropisation des milieux, et que plus nos caméras sont actives longtemps plus il y a de chance qu'ils soient détectés.

4.3.2 Pour le buffer de 2.5*2.5 km

Tous les R^2 ont été améliorés grâce à l'effet aléatoire du facteur de regroupement des caméras.

D'après nos résultats, le meilleur modèle est celui dont l'équation est la suivante :

Équation 7 :

$$p_{lynx} = Dim.1 \times Dim.3 + Dim.1 \times Dim.4 + NB_{ACTIFS} + SAISON + ANNEE + (1 |groupe_camera)$$

En effet, il s'agit du modèle avec le plus petit AIC possible (346.1885), mais avec un R^2 élevé (0.722) ([Equation 7](#)). Enfin, après vérification, les résidus respectent toutes les hypothèses d'un modèle linéaire : ils sont indépendants, leur distribution suit une loi normale et leurs variances sont homoscedastiques. Nous représenterons donc les effets marginaux et les prédictions de ce modèle pour ce buffer.

*Tableau 6 : Effets marginaux des différentes variables prédictives pour le meilleur modèle du buffer de 2.5*2.5 km ; signification des codes : 0 « *** », 0.001 « ** », 0.01 « * », 0.05 « . », 0.1 « . », « » 1 (source : RStudio)*

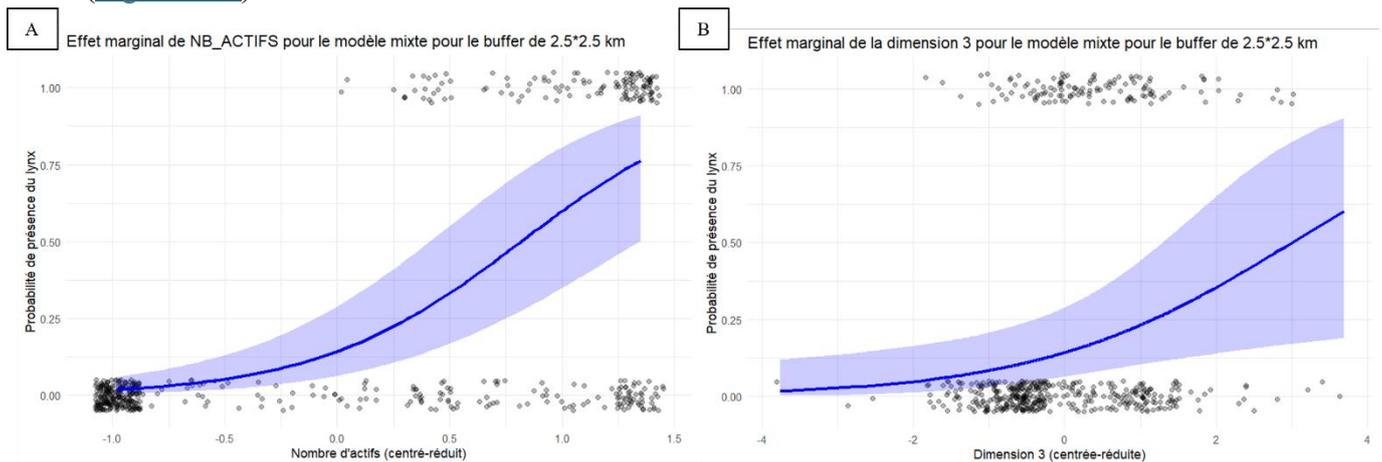
Variables	Estimate	Std. Error	Z value	Pr (z)
(Intercept)	-1.79887	0.47054	-3.823	0.000132 ***
Dim.1	-0.04738	0.27884	-0.170	0.865071
Dim.3	0.59875	0.26570	2.253	0.024229 *
Dim.4	0.42373	0.24926	1.700	0.089137 .
NB_ACTIFS	2.19702	0.32700	6.719	1.83e-11 ***
SAISON MISE BAS/ELEVAGE	-0.48623	0.43009	-1.131	0.258244
SAISON RUT/REPRODUCTION	0.64269	0.42072	1.528	0.126615
ANNEE 2023	-1.07921	0.57148	-1.888	0.058965 .
ANNEE 2024	-1.04751	0.59573	-1.758	0.078684 .
Dim.1 : Dim.3	0.23357	0.19282	1.211	0.225769
Dim.1 : Dim.4	0.14990	0.12165	1.232	0.217895

D'après les résultats de ce modèle ([Tableau 6](#)), nous avons un effet significatif de la dimension 3 ($p_{value} < 0.05$), ainsi qu'un effet très significatif de l'effort d'échantillonnage ($p_{value} < 0.001$).

Pour l'effort d'échantillonnage, il semblerait que plus ce dernier est important plus la probabilité de détection/présence du lynx est importante. De plus, nous pouvons remarquer que

nos pièges photographiques, ayant détecté des lynx ($p_{\text{lynx}} = 1$), sont tous sur la droite de notre graphique donc quand on a le plus d'effort d'échantillonnage ([Figure 15A](#)).

En effet, il semblerait que plus les milieux sont accessibles par des routes carrossables ou chemins de terre (valeurs positives sur la dimension 3), plus la probabilité de présence/détection du lynx augmente. Le lynx semblerait donc préférer des routes tertiaires et des chemins pour se déplacer dans son milieu et éviterait les axes principaux, il privilégierait également des zones ayant une plus forte présence/détection de ses proies principales et de ses compétiteurs naturels ([Figure 15B](#)).



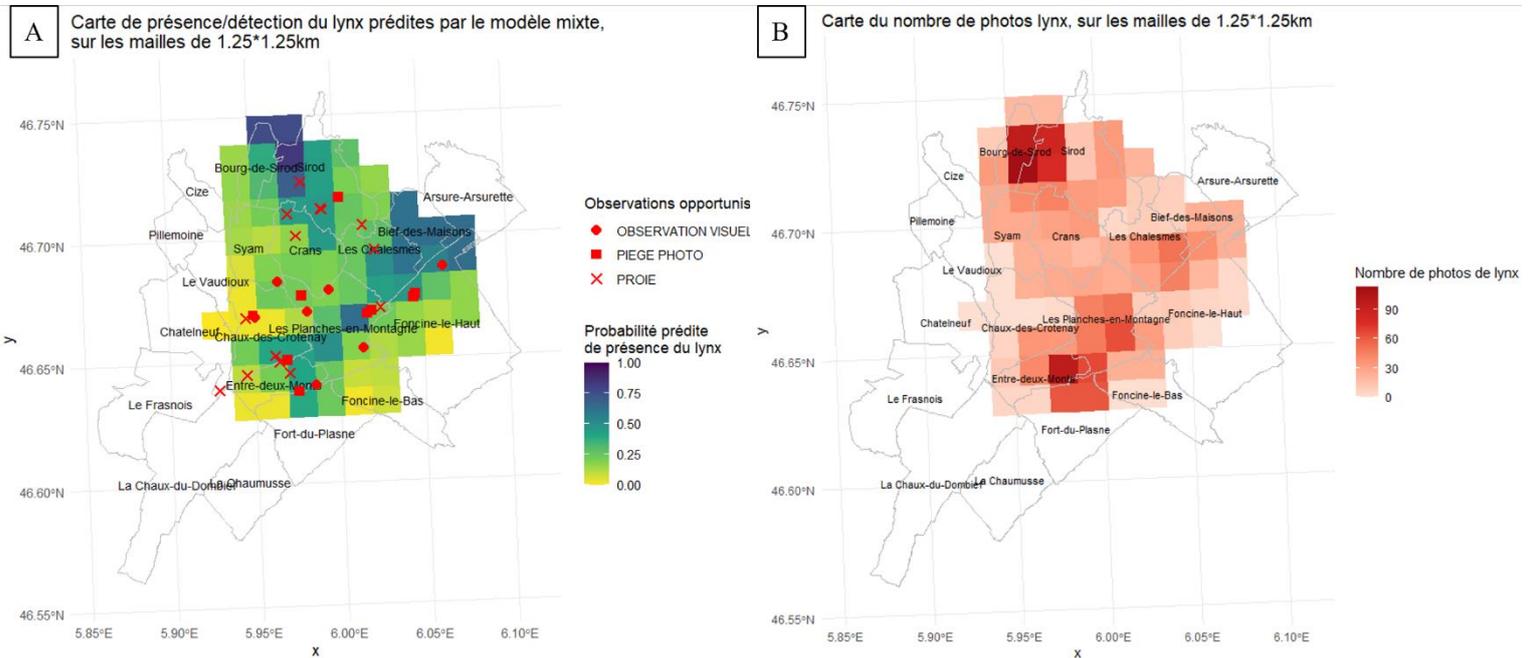
*Figure 15 : Représentation des effets marginaux de l'effort d'échantillonnage (A) ; des effets marginaux pour la dimension 3 (B), pour le buffer de 2.5*2.5 km.*

En résumé, nous pouvons conclure que la probabilité de détection/présence du lynx augmente lorsque les PP sont plus longtemps actifs. Ces milieux doivent également être accessibles via des routes tertiaires ou des chemins. Il semblerait également que notre modèle sur le maillage de 1.25*1.25 km soit meilleur que pour le maillage de 2.5*2.5 km.

Nous pouvons remarquer qu'avec le maillage intensif de 1.25*1.25 km, nos modèles arrivent à détecter plus de variation dans les effets marginaux des variables prédictives pour la présence/détection du lynx que lorsque nous sommes sur un maillage de 2.5*2.5 km ([Figures 16](#) et [17](#)). De plus, nous arrivons à visualiser plus de fluctuation dans sa probabilité de présence/détection sur la zone d'étude du Jura ([Figures 16A](#) et [17A](#)). En effet, on remarque que les mailles où la probabilité de présence/détection du lynx est assez faible pour le maillage de 2.5*2.5 km, contient en fait des mailles de 1.25*1.25 km avec des probabilités de présence/détection du lynx plutôt fortes, mais également des mailles avec des probabilités plutôt faibles. L'information est donc moins résumée sur ce maillage intensif de 1.25*1.25km.

De plus, nous pouvons observer que les zones prédites par notre modèle comme ayant une forte probabilité de présence/détection du lynx sont en effet des zones où il y a eu beaucoup de photos de lynx ([Figure 16B](#)). Nous pouvons donc en conclure que les zones pour lesquelles nous n'avons pas beaucoup de photos de lynx, mais que notre modèle a prédit comme étant une zone à forte probabilité de détection/présence de lynx sont donc des zones où potentiellement il y a du lynx. Tandis que pour le maillage 2.5*2.5 km, cette tendance est moins visualisable ([Figure 17B](#)). Le modèle sur le maillage 1.25*1.25 km semble donc être plus précis que le modèle sur le maillage 2.5*2.5km.

Enfin, si nous comparons avec les données d'observations opportunistes de lynx, nous pouvons remarquer qu'à quelques exceptions près, notre modèle semble avoir prédit des fortes probabilités de détection/présence de lynx sur les mêmes zones ([Figures 16A](#) et [17A](#)).



*Figure 16 : Carte représentant la prédiction de la probabilité de présence/détection du lynx avec les observations opportunistes non-protocoles (A) ; carte représentant le nombre de photos de lynx prises par les pièges photographiques (B), sur le maillage de 1.25*1.25 km.*

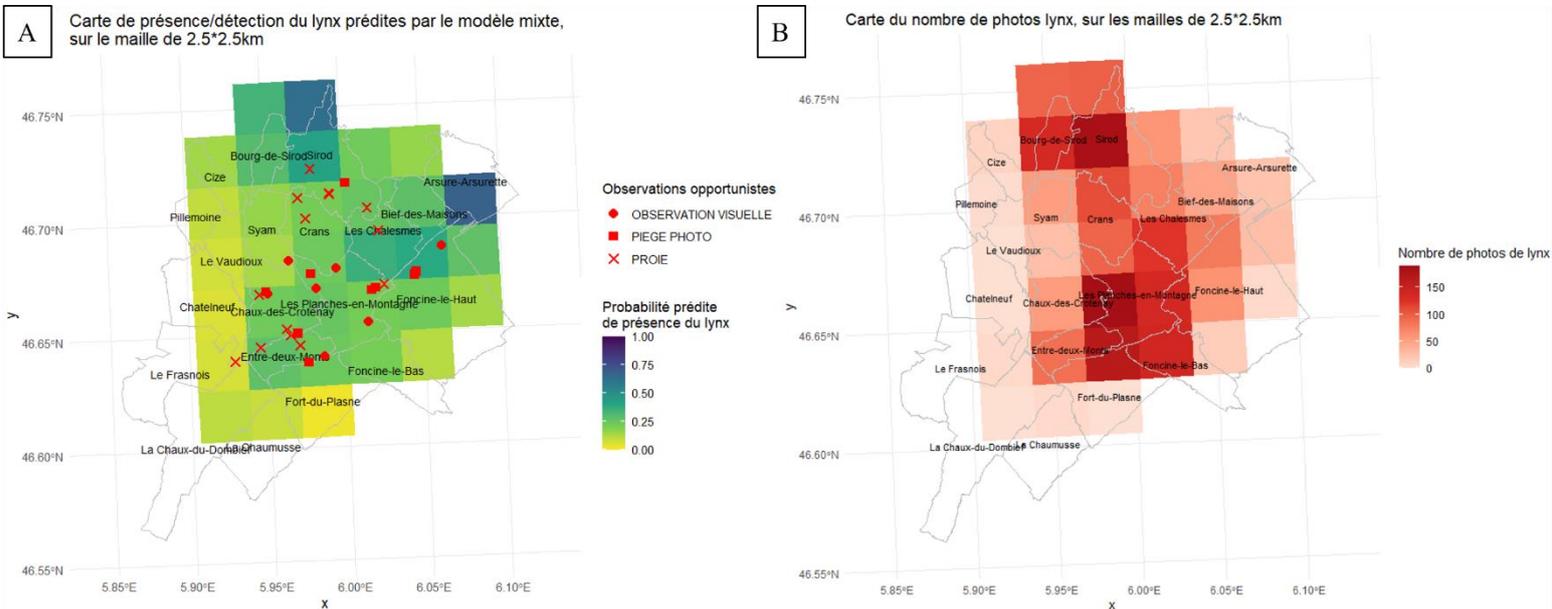


Figure 17 : Carte représentant la prédiction de la probabilité de présence/détection du lynx avec les observations opportunistes non-protocoles (A) ; carte représentant le nombre de photos de lynx prises par les pièges photographiques (B), sur le maillage de 2.5 2.5 km.*

5. Discussion

5.1 Indices de pression de chasse : avantages, limites et pistes d'amélioration

Les 3 indices de pression de chasse que nous avons calculés, nous montrent toute la grande variabilité de cette pression au cours du temps, mais aussi en fonction des détenteurs ([Annexes 11](#) et [12](#)). Ce dernier paramètre apporte quelque chose de nouveau au dimensionnement de la pression de chasse. En effet, dans la littérature scientifique, aucun indice n'avait encore pris en compte la variabilité inter-battue, que nous démontrons ici comme étant significative. En fonction de l'organisateur de la battue, cette dernière n'induit pas la même pression sur la faune sauvage. De plus, nous avons également ajouté une notion de durée de la pression de chasse à nos indices, qui, comme nous avons pu le remarquer visuellement sur nos cartes de chaleur, semble avoir un réel impact sur la pression de chasse ([Annexes 11](#) et [12](#)). En effet, nous pouvons observer plus de contraste dans la coloration de nos cartes quand nous ajoutons la durée de la chasse en comparaison avec l'indice qui ne la prend pas en compte. C'est pourquoi, il serait intéressant de pouvoir récupérer ce paramètre de chasse également sur la zone d'étude de l'Ain. Peut-être qu'une modification des carnets de battue à l'avenir pourrait permettre de récupérer cette durée de la chasse pour l'Ain. De plus, cette modification permettrait également de récupérer le nombre de chiens pour les deux sites d'études, puisque pour le moment il ne s'agit pas d'un paramètre à remplir dans les carnets (aucune ligne n'est dédiée à ce paramètre). En outre, d'autres méthodes de mesure de la pression de chasse avaient démontré un effet significatif du nombre de chiens, ainsi que des conditions météo (Vajas, 2020) mais également du nombre de tirs au travers du bruit qu'ils génèrent (Dobbins *et al.*, 2020). Il aurait donc été intéressant d'ajouter ces paramètres à nos indices de pression de chasse pour déterminer s'ils étaient également impactant sur nos zones d'études. Enfin, le nombre de chasseurs ainsi que la fréquence de visite des chasseurs sont également très impactant sur la pression de chasse, c'est également ce que nos résultats montrent (Dobbins *et al.*, 2020 ; Vajas, 2020).

De plus, grâce à l'utilisation d'un indice, il est possible de pouvoir résumer cette pression de chasse à différentes échelles de temps. Ici, nous l'avons résumé à la saison de chasse (donc à l'année), mais il pourrait être intéressant d'aller regarder à des échelles plus fines (comme au mois ou à la semaine). Il serait également intéressant de regarder à différentes échelles spatiales. En effet, pour l'Ain, la pression de chasse est calculée sur tout le lieu-dit renseigné dans les carnets de battue. Or, peut-être que la battue n'a pas été réalisée sur tout le lieu-dit, mais seulement dans une zone particulière de ce dernier. Pour plus de précision, il serait donc intéressant de passer à une échelle plus fine. En outre, pour le Jura, l'échelle spatiale est au niveau des numéros de postes fournis par les chasseurs au moment de la battue. Un polygone est donc tracé autour de ces postes, mais encore une fois peut-être que la pression de chasse n'est pas uniforme sur tout ce polygone. De plus, que ce soit dans l'Ain ou le Jura, même en traçant des polygones à des échelles plus précises, lorsque la chasse s'effectue aux chiens courants, rien ne garantit que les chiens restent dans le périmètre de ces polygones. Peut-être sont-ils sortis de la zone que nous avons défini comme ayant été chassée et peut-être qu'au sein même de cette zone que nous avons délimitée, ils n'ont pas exercé la même pression. Il faut également garder à l'esprit que les indices développés reposent sur des variables déclaratives ou estimées (nombre de chasseurs, surface parcourue, durée), dont la précision peut varier selon

les contextes et la rigueur des protocoles de saisie. Aussi, pour aller sur une échelle plus précise et plus fine, il pourrait être intéressant de récupérer, en plus des carnets de battue, les données GPS des colliers des chiens de chasse voir même d'équiper les chasseurs de GPS. Mais cette technique serait beaucoup plus coûteuse en temps, en moyens humains, techniques et logistiques à déployer.

En outre, ces indices étant purement théoriques, ils permettent de donner un aperçu de la potentielle pression de chasse appliquée sur les zones. Il n'est pas avéré qu'ils témoignent d'un réel « paysage de la peur » perçu par les ongulés, ou encore d'une réussite de la chasse. De plus, la corrélation entre les indices de pression de chasse et le taux de réalisation (nombre de chevreuils prélevés une saison donnée / nombre de chevreuils autorisés à être prélevés) est au maximum de 0.19 pour les chevreuils et est au maximum de 0.45 pour les chamois ([Annexes 13A](#) et [13B](#)). L'effort de chasse semble joué légèrement mais ne semble pas en être la cause principale, il faudrait calculer un autre indice de succès de la chasse.

Une suite logique de ce travail consisterait à confronter ces indices aux données de suivi GPS des ongulés marqués, dans le but de quantifier les réponses spatio-temporelles des chevreuils et chamois à la pression de chasse et d'identifier d'éventuels effets démographiques. Cette approche permettrait, par exemple, de tester si des niveaux élevés de pression de chasse sont corrélés à une réduction de la survie, à des déplacements plus fréquents, ou à des modifications de l'utilisation de l'espace. Des études antérieures ont déjà montré que la chasse peut induire des réponses comportementales immédiates et différées chez les cervidés, telles que des fuites, des modifications des rythmes d'activité ou des déplacements vers des refuges (Chassagneux *et al.*, 2020). De plus, il pourrait être intéressant d'équiper les ongulés capturés, en plus d'un collier GPS, d'un accéléromètre. Cela permettrait d'obtenir des données plus fines sur le stress engendré par la chasse sur les ongulés.

Cependant, il faut garder à l'esprit que cette pression que nous évaluons, donc ce risque pour les ongulés sauvages que nous calculons, ne sera peut-être pas perçu en tant que tel par ces derniers. Il reste donc à confirmer si une pression de chasse que nous estimons importante est également perçue comme un facteur de risque important pour ces ongulés. Il s'agira du rôle du post-doctorant qui sera embauché à partir de janvier 2026. En effet, ces indices ne capturent pas nécessairement la perception qu'ont les ongulés de cette pression : un même effort peut produire des effets différents selon la densité de la végétation, la fréquence des dérangements antérieurs, ou encore l'historique d'exposition des individus. Enfin, les indices sont statiques dans leur formulation actuelle, alors que la pression de chasse est, par nature, dynamique et contextuelle. L'intégration future d'indices spatio-temporels à haute résolution, combinée à des données comportementales fines issues des colliers GPS, permettra de mieux caractériser la pression de chasse perçue par les chevreuils et chamois et de mieux évaluer l'impact réel de la chasse sur leurs trajectoires de vie.

Enfin, il convient de souligner que les indices développés dans le cadre de cette étude sont fortement contextualisés : leur pertinence dépend étroitement des caractéristiques écologiques et cynégétiques propres au territoire étudié. Comparer directement ces indices à ceux produits dans d'autres régions serait méthodologiquement discutable, tant les pratiques de chasse, la configuration du paysage et la réactivité des espèces peuvent varier. Plutôt qu'une visée comparative, l'enjeu est ici de proposer une démarche reproductible, susceptible d'être adaptée

aux spécificités locales. Ce constat plaide en faveur d'une construction d'indices sensibles aux paramètres environnementaux et sociaux du territoire, et conçus non comme des mesures absolues, mais comme des outils de diagnostic et de gestion à l'échelle locale.

En ce qui concerne la chasse individuelle, l'indice que nous avons calculé est complètement empirique/arbitraire, c'est pourquoi j'ai préféré ne pas en parler au cours de ce mémoire. Il n'existe, à l'heure actuelle, aucun vrai moyen d'évaluer, de façon plausible, la pression de chasse individuelle. Mais, nous avons quand-même décidé de calculer un indice de pression de chasse individuelle, car nous avons besoin des données spatialisées pour les deux types de chasse afin de pouvoir évaluer correctement l'influence de la chasse sur la dynamique des ongulés sauvages. Cet indice nous permettait donc d'identifier les zones au niveau desquelles nous avons de la chasse individuelle en plus de la chasse collective. De plus, les prélèvements de chamois se font uniquement en chasse individuelle, il n'est donc pas possible de l'exclure complètement. Ces dernières années, le nombre de prélèvements, que ce soit de chevreuils ou de chamois, en chasse individuelle, a également augmenté. Il convient donc de trouver rapidement une méthode fiable et qui prend en compte les paramètres réels de la chasse individuelle pour réussir à évaluer son impact. Il serait intéressant dans un futur proche de récupérer les tracés précis des traques individuelles que les chasseurs ont réalisées, le temps qu'ils ont passé en forêt ainsi que le nombre de coups de feu. Pour ce faire, un vrai travail d'animation auprès des chasseurs, afin de leur faire comprendre l'intérêt de récupérer ces données (et donc faire en sorte qu'ils remplissent plus systématiquement les fiches de sorties en chasse individuelle) devra être discuté.

Enfin, afin de consolider l'exactitude des données de prélèvements, il serait intéressant de développer, comme dans d'autres FDC, notamment celle de l'Oise, une application téléphonique qui permettent aux chasseurs de déclarer leurs prélèvements sur le lieu où ils l'ont réalisé (Fédération Départementale des Chasseurs de l'Oise, 2025). Cette application permet ainsi de récupérer la localisation GPS précise. En effet, pour certains prélèvements nous n'avons que le lieu-dit au niveau duquel il avait été réalisé, mais pas la localisation exacte au sein du lieu-dit, nous avons donc créer un point GPS au centroïde de ce lieu-dit.

5.2 Modélisation de la présence/détection du lynx : avantages, limites et perspectives d'amélioration

Afin de modéliser la probabilité de détection/présence du lynx, nous avons utilisé un réseau de pièges photographiques sur notre zone d'étude. Même si cette technique présente de nombreux avantages, notamment, car c'est une méthode non-invasive et qui permet de scanner le terrain sur des échelles de temps plus longues. Mais ces pièges photographiques possèdent quelques désavantages. En effet, la démocratisation rapide de ces méthodes s'est accompagnée de pratiques hétérogènes, rendant difficile la comparaison avec d'autres études, de pratiques parfois déconnectées des réalités écologiques ou statistiques et n'étaient pas toujours adaptées à la biologie de l'espèce d'intérêt (Burton *et al.*, 2015).

Par ailleurs, ces dispositifs peuvent introduire des biais supplémentaires dans les études, étant donné que les résultats dépendent fortement de la détermination de l'unité et des moments d'échantillonnage (Burton *et al.*, 2015). Le deuxième problème est lié à la détection inexacte

des espèces. Le fait de ne pas avoir identifié une espèce ne veut pas nécessairement dire qu'elle n'existe pas sur le lieu d'échantillonnage (MacKenzie *et al.*, 2002). Il est important de considérer le problème de leur détection imparfaite, car confondre des non-détections avec des absences peut mener à une sous-estimation de la présence des espèces (Guillera-Aroita, 2017). C'est pourquoi la modélisation permet de s'affranchir le plus possible de ces limites. Dans notre cas, un modèle linéaire n'est pas suffisant pour faire une réelle estimation de la présence du lynx sur notre zone d'étude. Le modèle linéaire mélange probabilité de détection et de présence, c'est une mesure globale de ces deux paramètres. C'est pourquoi, pour aller plus loin dans les analyses il serait intéressant de passer sur des modèles d'occupation. En effet, ces derniers permettent de séparer la probabilité de détection et de présence, mais également de s'affranchir de la détection imparfaite des espèces (MacKenzie *et al.*, 2002).

Dans notre cas, au vu du temps imparti il était compliqué de réaliser ce modèle d'occupation, mais il aurait été intéressant de refaire ce modèle linéaire en utilisant la fréquence de détection du lynx plus que sa probabilité de présence/détection. Peut-être aurions-nous eu des résultats plus précis. Enfin, il aurait aussi été avantageux de ne pas utiliser un résumé de nos covariables environnementales au travers de la caractérisation des dimensions d'une ACP, mais d'utiliser directement nos covariables environnementales afin d'évaluer lesquelles avaient le plus d'influence sur la présence/détection du lynx. En vue d'estimer la justesse de ce modèle linéaire, il aurait été intéressant de pouvoir comparer les prédictions de ce dernier avec des données GPS sur les lynx.

Malgré tout, cette modélisation linéaire démontre l'importance d'être passée en maillage intensif (1.25*1.25 km) pour une meilleure détection du lynx. En effet, il semble que ce maillage soit plus sensible que l'ancien (2.5*2.5 km) et permette de détecter plus d'hétérogénéité dans la présence/détection du lynx sur le territoire. Cette observation a également été démontrée dans l'évaluation de la densité spatialisée des lynx (JAOUEN LABORDE, 2025). Or, dans la zone d'étude de l'Ain, le protocole est resté sur un maillage classique (2.5*2.5 km). Aussi, il pourrait être intéressant de passer sur ce maillage intensif. De plus, ce maillage intensif correspond à l'échelle d'un domaine vital de chevreuil et de chamois dans le Jura. Avoir des données sur la présence du lynx à cette échelle facilitera grandement la comparaison avec les données démographiques de ces derniers. Par ailleurs, au vu des résultats du modèle qui semblent être plutôt fiable quand on compare avec le nombre de photos de lynx, il pourrait être intéressant d'augmenter l'effort d'échantillonnage dans les mailles où il y a peu de photos de lynx, mais pour lesquelles notre modèle a prédit une forte probabilité de détection/présence (Figure 16). Malgré tout, pour valider robustement les prédictions du modèle, il faudrait capturer des lynx et les équiper de colliers GPS puis comparer les localisations GPS avec les prédictions du modèle.

Il est également important de garder à l'esprit que la méthode de construction des covariables environnementales peut influencer les résultats des modèles. En effet, si elles avaient été construites différemment, ou si nous n'avions pas gardé toutes ces covariables ou si nous en avions rajouté, peut-être que les résultats n'auraient pas été les mêmes. De plus, pour une analyse plus fine du paysage karstique, il aurait été possible de construire d'autres variables via des données LiDAR. En effet, plusieurs études ont démontré que dans des habitats karstiques, la présence et densité de doline (dépression karstiques) ou encore de gros groupe de rochers et

les affleurements rocheux, influencent significativement la présence des lynx en la favorisant (Čonč *et al.*, 2024).

Comme pour les indices de pression de chasse, cette probabilité de présence du lynx est théorique, aussi le stress qu'elle peut engendrer sur les ongulés ne sera pas peut-être perçue de la même façon. Ce n'est pas parce que la probabilité de présence/détection prédite par notre modèle dans une zone est importante qu'elle sera perçue en tant que telle par les chevreuils et chamois. De plus, même si cette méthode de construction des covariables est appliquée à une autre zone d'étude, que l'on construit exactement les mêmes covariables environnementales, il y a de grandes chances que les résultats de la modélisation soient différents. La méthode est transposable d'une zone d'étude à l'autre mais les résultats qui en découleront ne seront peut-être pas les mêmes. Si une comparaison dans la présence du lynx est prévue dans les analyses futures dans le cadre du projet ECOLEMM, il faudra donc construire ces covariables en utilisant les mêmes banques de données pour la zone d'étude de l'Ain.

Si nous revenons maintenant à nos résultats, nous avons démontré, à l'échelle d'un domaine vital de chevreuil, donc à échelle fine (maillage intensif de 1.25*1.25km), que la probabilité de présence/détection du lynx était influencée par la dimension 1 (rugosité, forêts et surfaces agricoles), la dimension 3 (routes goudronnées et routes carrossables en terre) ainsi que l'effort de piégeage. L'interaction entre le type d'habitat (dimension 1) et l'accessibilité de ces derniers (dimension 3) est significative : on a démontré que les milieux forestiers desservis par des routes carrossables favorisaient la probabilité de détection/présence du lynx, suivi des milieux mixtes puis des zones agricoles. Ces observations semblent être plutôt réalistes puisque ces territoires forestiers bénéficient d'un bon compromis entre couverture végétale propice à la présence du lynx et accessibilité pour l'installation des caméras, mais également pour les déplacements du lynx. Ces milieux forestiers denses et bien accessibles constituent des lieux/refuges de chasse, de repos et de déplacement fonctionnels et très prisés par le lynx. Ces observations ont également été démontrées pour le lynx dans les Carpates qui privilégie ces mêmes zones à conditions qu'elles soient en altitude moyenne et éloignées des villages (Iosif *et al.*, 2022).

Nous avons également démontré que cette échelle plus fine permettait de visualiser plus de variation dans la présence/détection du lynx que l'échelle plus large du maillage de 2.5*2.5 km. Ces résultats semblent en adéquation avec une étude réalisée en 2023 (Schmidt *et al.*, 2023) qui a démontré que 33% des zones potentiellement favorables à l'échelle du macro-habitat étaient réellement en faveur de cette présence à l'échelle du micro-habitat du fait de la présence de sous-bois adapté et d'un relief plutôt accidenté. Mes variables de rugosité et de densité de forêts fermées semblent donc agir comme des filtres de sélection qui affinent la pertinence du modèle à petite échelle et permettent de visualiser cette plus grande hétérogénéité dans la présence du lynx.

A l'échelle plus large, nous avons démontré un effet significatif de la dimension 2 qui illustre l'anthropisation des milieux. Il semblerait que les milieux anthropisés ont un effet positif sur la détection du lynx. Toutefois, une large marge d'incertitude reflète bien le fait que ces résultats sont influencés principalement par les quelques caméras dont le buffer contient des villages entiers, ils sont donc à interpréter avec modération. Pourtant, ces résultats sont plutôt en

concordance avec d'autres études ayant démontré que le lynx préférait des habitats forestiers, mais était capable de s'adapter à des milieux moyennement perturbés par l'homme (Basille *et al.*, 2009 ; Gehr *et al.*, 2017 ; Cristescu *et al.*, 2019 ; Oeser *et al.*, 2023) à condition qu'il s'agisse d'habitat avec pas mal de reliefs lui permettant d'exploiter de façon plus sécuritaire ces zones modifiées (Bouyer *et al.*, 2015 ; Cristescu *et al.*, 2019). Ces études ont également démontré que la présence du lynx en milieu intermédiaire était grandement influencée par un bon accès à ses proies principales notamment le chevreuil (Basille *et al.*, 2009). Il semblerait également que dans ces zones intermédiaires, l'introduction humaine n'entraîne pas la même réaction chez les lynx en fonction du sexe et de l'usage qu'ils en font (Boutros *et al.*, 2007 ; Bouyer *et al.*, 2015). En effet, il semblerait que les femelles sélectionnent des environnements à usage humain modéré pour préserver leurs sites de mise-bas ou leurs voies de déplacement (Boutros *et al.*, 2007 ; Bouyer *et al.*, 2015). Ceci rejoint également une étude russe, selon laquelle, dans une zone protégée, le lynx tolère la présence d'humains (randonneurs, quads) sans que cela n'ait réduit notablement l'occupation (Ogurtsov et Zheltukhin, 2023). Ceci suggère une plasticité comportementale face à l'activité humaine, conditionnée par la disponibilité de refuges structurants, expliquant les variations entre habitats mixtes et surfaces agricoles que nous observons.

Nos résultats montrent que ces milieux intermédiaires sont quand même moins privilégiés par le lynx que les milieux naturels, soulignant ainsi ce que d'autres études ont déjà démontré : la présence/détection du lynx est facilitée par une mosaïque de zones refuges et de corridors de faible perturbation (routes secondaires et primaires, forêts fragmentées) (Gehr *et al.*, 2017 ; Oeser *et al.*, 2023). Cette dynamique est également visible à l'échelle continentale où la persistance du lynx dépend autant de la présence de refuges que de la pression humaine, deux dimensions que mes modèles ont aussi mises en évidence (Oeser *et al.*, 2023).

Ces résultats s'inscrivent également dans une dynamique spatio-temporelle plus large, comme l'a montré une étude en 2018 à l'échelle alpine (Molinari-Jobin *et al.*, 2018). En combinant des données opportunistes collectées sur plus de deux décennies avec des modèles spatio-temporels d'occupation, leur étude a révélé une progression lente, mais continue de l'aire de distribution du lynx dans les Alpes, notamment dans des zones où la présence humaine est modérée, mais où la connectivité écologique est assurée. Cela souligne l'importance de suivre à long terme les dynamiques d'occupation, en intégrant les changements dans les usages anthropiques et dans la structure du paysage.

Dans une perspective appliquée de conservation, d'autres chercheurs ont proposé un cadre intégrant l'adéquation de l'habitat, la connectivité et des modèles individuels basés sur des données empiriques pour appuyer les projets de réintroduction du lynx dans les Apennins (Serva *et al.*, 2025). Leurs résultats montrent que la combinaison d'habitats favorables, de corridors fonctionnels et de paramètres comportementaux individuels permet d'optimiser les zones de recolonisation. Ces approches pourraient utilement compléter notre démarche actuelle, notamment pour valider les prédictions de présence/détection du lynx ou orienter les zones à fort enjeu de conservation dans le massif jurassien.

En plus des résultats actuels, il est possible d'explorer plusieurs pistes supplémentaires afin d'améliorer notre connaissance de la répartition du lynx dans le massif jurassien. Une première voie d'analyse complémentaire concerne l'intégration de la dimension temporelle, en particulier

au niveau saisonnier et interannuel. Dans notre cas, nous avons intégré ces deux dimensions au modèle sous forme de variables catégorielles (saisons biologiques : mise bas/élevage, rut/reproduction, automne/jeunes mobiles ; années : 2022, 2023 et 2024), mais aucune n'est ressortie comme significative. Ce résultat suggère une relative stabilité de la probabilité de détection/présence du lynx au cours de ces périodes. Il pourrait s'expliquer soit par une réelle constance de l'utilisation spatiale de l'habitat par les individus présents sur la zone, soit par un manque de puissance statistique dû à la taille de l'échantillon ou à une trop grande variabilité interindividuelle, ou tout simplement, car l'échelle spatiale à laquelle nous regardons est trop petite par rapport à la taille du domaine vitale d'un lynx. Pour rappel, notre zone d'étude qu'un quart ou qu'un tiers d'un domaine vital de lynx en fonction du sexe.

Ce résultat n'est pas nécessairement en contradiction avec les travaux de Molinari-Jobin et al. (2018), notre fenêtre temporelle reste courte (trois années) et ne permet probablement pas de détecter de telles tendances de fond. Par ailleurs, la stabilité observée d'une saison à l'autre pourrait résulter d'une occupation régulière du territoire tout au long de l'année, probablement due à la nature forestière peu impactée par l'activité humaine de notre région d'étude, offrant des conditions favorables pour le cycle biologique annuel du lynx.

Il serait pertinent, lors d'analyses futures, d'évaluer non seulement l'impact global de la saison, mais également d'étudier les interactions entre la saison et le type d'habitat, ou entre la saison et le degré d'anthropisation. En effet, des recherches antérieures ont souligné que les comportements de déplacement, d'exposition aux risques et d'utilisation de corridors peuvent différer en fonction de la période de l'année (Chassagneux *et al.*, 2020). Intégrer ces interactions dans des modèles plus complexes, ou utiliser des approches de modélisation dynamique (comme celles utilisées par Molinari-Jobin et al., 2018), permettrait d'explorer plus finement l'effet de la saisonnalité sur la sélection d'habitats ou la probabilité de détection. Ceci pourrait être particulièrement utile pour identifier des périodes de vulnérabilité potentielles, telles que chez les femelles avec leur progéniture, ou de dispersion spatiale, notamment chez les jeunes individus.

De plus, divers auteurs soulignent l'importance des corridors de déplacement pour assurer la survie d'une population viable de lynx, en particulier dans les paysages fragmentés (Oeser *et al.*, 2023 ; Serva *et al.*, 2025). Bien que nos modèles n'incluent pas explicitement cette dimension, l'intégration d'indicateurs de connectivité écologique représenterait une avancée significative. Des facteurs tels que la proximité des zones de refuge, la fragmentation des forêts ou la perméabilité des habitats traversés pourraient être utilisés pour identifier les itinéraires de déplacement fonctionnels et les éventuels points de blocage. Dans une optique de conservation, cela fournirait des arguments concrets en faveur de la préservation ou de la restauration des corridors écologiques.

Nos résultats ont montré que l'échelle d'analyse exerçait une influence déterminante sur la variabilité spatiale dans la présence/détection du lynx. À ce titre, il pourrait être particulièrement pertinent d'envisager des approches de modélisation hiérarchique qui combindraient plusieurs niveaux d'échelle. En effet, si l'échelle fine du maillage intensif (1,25*1,25 km) permet de détecter des signaux locaux, liés à la structure des habitats ou à l'accessibilité, elle ne permet pas à elle seule d'appréhender les dynamiques plus larges de

colonisation, d'évitement ou de connectivité paysagère. Les modèles hiérarchiques, qu'ils soient bayésiens ou mixtes, offrent une solution pour mieux intégrer la diversité d'échelles et de facteurs en associant les effets locaux (par exemple la rugosité du terrain ou le couvert forestier) avec les contraintes globales (telles que l'anthropisation ou la fragmentation). Cette approche permet de replacer de manière plus cohérente les observations locales de lynx dans un contexte spatial plus large et d'améliorer les prédictions de présence en prenant en compte les interactions potentielles entre les différents niveaux d'organisation spatiale.

Enfin, un autre prolongement de notre travail pourrait consister en l'intégration des interactions interspécifiques, notamment entre le lynx et ses proies principales. Plusieurs auteurs ont démontré que la co-occurrence spatiale entre un prédateur et ses proies pourrait être analysée à l'aide de méthodes multi-espèces, permettant ainsi de mieux comprendre les mécanismes de coexistence ou d'exclusion (Kervellec, 2020 ; Reydellet, 2024). Dans le cadre du projet ECOLEMM, cette approche pourrait être particulièrement pertinente pour croiser les informations de présence du lynx avec les dynamiques démographiques des chevreuils et chamois. Ces modèles offriront un cadre analytique intégré, essentiel à une meilleure compréhension des équilibres écologiques locaux et à l'orientation des futures mesures de gestion ou de conservation. Il convient néanmoins de tenir compte des possibles biais comportementaux associés au piégeage photographique. Des études ont en effet révélé que certains lynx modifient leurs déplacements ou leurs activations en réponse à des perturbations humaines, (Chassagneux *et al.*, 2020), ce qui pourrait induire des erreurs de détection. La combinaison de ces données de pièges photo avec des suivis GPS individuels, déjà disponibles pour une partie de la population, constituerait une opportunité pour affiner l'analyse des données, corriger d'éventuels biais et renforcer la fiabilité des modèles prédictifs.

6. Conclusion

Ainsi, la coexistence entre les grands prédateurs, comme le lynx, et les activités humaines est un enjeu majeur de notre société d'aujourd'hui. Le manque de connaissances sur leurs dynamiques démographiques et sur leurs impacts sur la faune sauvage limite grandement les possibilités de coexistence. Au travers de ce projet, nous tentons d'améliorer les connaissances sur le lynx à l'échelle locale, nous avons pu mettre en place une méthode pour caractériser et spatialiser leur présence/détection, démontrant au passage que cette dernière est plutôt hétérogène sur le site d'étude du Jura. Notre modèle linéaire mixte semble avoir réussi à prédire correctement des zones de présence/détection du lynx, aussi nous pouvons lui faire confiance sur les zones qui l'a prédit comme étant en présence de lynx, même si le nombre de photos de ces derniers sur cette même zone est très faible voir absent. Mais pour vraiment confirmer avec robustesse les prédictions de notre modèle il serait bien de comparer avec des données GPS il faudrait donc capturés et équipés les lynx de la zone d'étude de GPS.

Nous avons également pu caractériser et spatialiser l'une des activités humaines principales de la région : la chasse, elle aussi fortement variable d'une zone à l'autre de la zone d'étude et d'une année sur l'autre également. Cette dernière semble principalement dépendre du nombre de chasseur, de la durée, de la surface et du nombre de chiens. De plus, nous avons démontré qu'un effort de chasse important ne signifie pas forcément un succès à la chasse plus important.

Ainsi, au travers de ces cartes de chaleur que nous avons créées, il sera possible par la suite d'évaluer l'effet potentiel des activités humaines et de la présence du lynx sur la démographie des ongulés sauvages. En effet, ce n'est pas parce que nous avons prédit dans nos zones d'études une forte pression de chasse et/ou une forte probabilité de présence/détection du lynx, que ce risque potentiel de prédation sera perçu de la même façon par les ongulés.

Ces futurs résultats permettront de faciliter la coexistence entre la chasse et le lynx, en permettant la mise en place d'une gestion plus adaptée de la chasse au nouveau contexte environnemental dans lequel elle se déroule. Il conviendra d'améliorer le plus possible la modélisation de la présence du lynx, au travers de modèles d'occupation par exemple, afin d'avoir des résultats plus fiables sur sa présence. Pour améliorer les résultats sur la pression de chasse, il faudra lancer les réflexions sur la réfection des carnets de battues afin de pouvoir récupérer les informations manquantes, mais ayant un grand impact sur cette dernière : le nombre de chiens et la durée de la chasse.

Bibliographie

- Abbas F., Morellet N., Hewison A.J.M., Merlet J., Cargnelutti B., Lourtet B., Angibault J.-M., Daufresne T., Aulagnier S., et Verheyden H., 2011. Landscape fragmentation generates spatial variation of diet composition and quality in a generalist herbivore. *Oecologia*, 167 (2), p. 401-411. DOI : 10.1007/s00442-011-1994-0
- Ain Tourisme, 2024. *Chiffres Clés du Tourisme de l'Ain - année 2023*. <https://www.calameo.com/aintourisme/read/004310428cb22ea8b249a> (Consulté le 23 mai 2025).
- Andersen R., Gaillard J., Linnell J.D.C., et Duncan P., 2000. Factors affecting maternal care in an income breeder, the European roe deer. *Journal of Animal Ecology*, 69 (4), p. 672-682. DOI : 10.1046/j.1365-2656.2000.00425.x
- Anderwald P., Ambarli H., Avramov S., Ciach M., Corlatti L., Farkas L., Jovanovic M., Papaioannou H., Peters W., Sarasa M., Šprem N., Weinberg P., et Willisch C., 2021. *Rupicapra rupicapra (amended version of 2020 assessment)*. DOI : 10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T39255A195863093.en
- Andrén H. et Liberg O., 2015. Large Impact of Eurasian Lynx Predation on Roe Deer Population Dynamics. *PLOS ONE*, 10 (3), p. e0120570. DOI : 10.1371/journal.pone.0120570
- Andrén H. et Liberg O., 2024. Numerical response of predator to prey: Dynamic interactions and population cycles in E urasian lynx and roe deer. *Ecological Monographs*, 94 (1), p. e1594. DOI : 10.1002/ecm.1594
- Apollonio M., Andersen R., et Putman R., 2010. *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press ISBN 978-0-521-76061-4
- Aronsson M., Low M., López-Bao J.V., Persson J., Odden J., Linnell J.D.C., et Andrén H., 2016. Intensity of space use reveals conditional sex-specific effects of prey and conspecific density on home range size. *Ecology and Evolution*, 6 (9), p. 2957-2967. DOI : 10.1002/ece3.2032
- Arpin L., Sarrazin F., Bal G., Drouet-Hoguet N., Dumez R., Pichon L., Regnier A., Renault G., Barnaud C., Bauduin S., Bessa-Gomes C., Billet P., Breitenmoser-Würsten C., Duchamp C., Gimenez O., Mathevet R., Mounet C., Robert A., Vandel J.-M., Young J., et Zimmermann F., 2024. Expertise scientifique collective sur la viabilité des populations de lynx boréal en France. Rapport final.
- Bailey L.L., MacKenzie D.I., et Nichols J.D., 2013. Advances and applications of occupancy models. *Methods in Ecology and Evolution*, Barrett T., Dowlé M., Srinivasan A., Gorecki J., Chirico M., Hocking T., Schwendinger B., et Krylov I., 2006. *data.table: Extension of 'data.frame'*, p. 1.17.0. DOI : 10.32614/CRAN.package.data.table
- Basille M., Herfindal I., Santin-Janin H., Linnell J.D.C., Odden J., Andersen R., Arild Høgda K., et Gaillard J., 2009. What shapes Eurasian lynx distribution in human dominated landscapes: selecting prey or avoiding people? *Ecography*, 32 (4), p. 683-691. DOI : 10.1111/j.1600-0587.2009.05712.x
- Bassing S.B., Ho C., et Gardner B., 2024. Anthropogenic activities influence spatiotemporal patterns of predator-prey interactions. *Global Ecology and Conservation*, 53, p. e03017. DOI : 10.1016/j.gecco.2024.e03017
- Bates D., Mächler M., Bolker B., et Walker S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67 (1). DOI : 10.18637/jss.v067.i01
- Berducou C., 1990. Chamois et isard: bilan des translocations réalisées en France (1956- 1988).
- Berger J., 2007. Fear, human shields and the redistribution of prey and predators in protected areas. *Biol. Lett.*,
- Beschta R.L., Painter L.E., et Ripple W.J., 2018. Trophic cascades at multiple spatial scales shape recovery of young aspen in Yellowstone. *Forest Ecology and Management*, 413, p. 62-69. DOI : 10.1016/j.foreco.2018.01.055
- Bivand R.S. et Wong D.W.S., 2018. Comparing implementations of global and local indicators of spatial association. *TEST*, 27 (3), p. 716-748. DOI : 10.1007/s11749-018-0599-x
- Bonnot N., Morellet N., Verheyden H., Cargnelutti B., Lourtet B., Klein F., et Hewison A.J.M., 2013. Habitat use under predation risk: hunting, roads and human dwellings influence the spatial behaviour of roe deer. *European Journal of Wildlife Research*, 59 (2), p. 185-193. DOI : 10.1007/s10344-012-0665-8
- Boschi C. et Nievergelt B., 2003. The spatial patterns of Alpine chamois (*Rupicapra rupicapra rupicapra*) and their influence on population dynamics in the Swiss National Park. *Mammalian Biology*, 68 (1), p. 16-30. DOI : 10.1078/1616-5047-1610058
- Boutros D., Breitenmoser-Würsten C., Zimmermann F., Ryser A., Molinari-Jobin A., Capt S., Güntert M., et Breitenmoser U., 2007. Characterisation of Eurasian lynx *Lynx lynx* den sites and kitten survival. *Wildlife Biology*, 13 (4), p. 417-429. DOI : 10.2981/0909-6396(2007)13[417:COELL]2.0.CO;2
- Bouyer Y., Gervasi V., Poncin P., Beudels-Jamar R.C., Odden J., et Linnell J.D.C., 2015. Tolerance to anthropogenic disturbance by a large carnivore: the case of E urasian lynx in south-eastern Norway. *Animal Conservation*, 18 (3), p. 271-278. DOI : 10.1111/acv.12168
- Breitenmoser U., 1998. Large predators in the Alps: The fall and rise of man's competitors. *Biological Conservation*, 83 (3), p. 279-289. DOI : 10.1016/S0006-3207(97)00084-0
- Breitenmoser U. et Haller H., 1993. Patterns of Predation by Reintroduced European Lynx in the Swiss Alps. *The Journal of Wildlife Management*, 57 (1), p. 135. DOI : 10.2307/3809010
- Breitenmoser U., Kavczensky P., Dötterer M., Breitenmoser-Würsten C., Capt S., Bernhart F., et Liberek M., 1993. Spatial organization and recruitment of lynx (*Lynx lynx*) in a re-introduced population in the Swiss Jura Mountains. *Journal of Zoology*, 231 (3), p. 449-464. DOI : 10.1111/j.1469-7998.1993.tb01931.x
- Burton A.C., Neilson E., Moreira D., Ladle A., Steenweg R., Fisher J.T., Bayne E., et Boutin S., 2015. REVIEW: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, 52 (3), p. 675-685. DOI : 10.1111/1365-2664.12432
- Cassinello J., 2021. The human hunter as predator: A new role under a food web restoration scenario. *Journal of Arid Environments*, 186, p. 104420. DOI : 10.1016/j.jaridenv.2020.104420
- Chapron G., Kaczensky P., Linnell J.D.C., Von Arx M., Huber D., Andrén H., López-Bao J.V., Adamec M., Álvares F., Anders O., Balčiauskas L., Balys V., Bedó P., Bego F., Blanco J.C., Breitenmoser U., Brøseth H., Bufka L., Bunikyte R., Ciucci P., Dutsov A., Engleder T., Fuxjäger C., Groff C., Holmala K., Hoxha B., Iliopoulos Y., Ionescu O., Jeremić J., Jerina K., Kluth G., Knauer F., Kojola I., Kos I., Krofel M., Kubala J., Kunovac S., Kusak J., Kutal M., Liberg O., Majić A., Männil P., Manz R., Marboutin E., Marucco F., Melovski D., Mersini K., Mertzanis Y., Myslajek R.W., Nowak S., Odden J., Ozolinis J., Palomero G., Paunović M., Persson J., Potočník H., Quenette P.-Y., Rauer G., Reinhardt I., Rigg R., Ryser A., Salvatori V., Skrbinišek T., Stojanov A., Swenson J.E., Szemethy L., Trajčev A., Tsingarska-Sedefcheva E., Vána M., Veeraja R., Wabakken P., Wölf M., Wölf S., Zimmermann F., Zlatanova D., et Boitani L., 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346 (6216), p. 1517-1519. DOI : 10.1126/science.1257553
- Chase J.M. et Leibold M.A., 2002. Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. *Nature*, 416 (6879), p. 427-430. DOI : 10.1038/416427a
- Chassagneux A., 2020. Vers une intégration du comportement spatial dans la gestion de la faune sauvage par la chasse : l'exemple du cerf et du sanglier. Dans : <https://www.semanticscholar.org/paper/Vers-une-int%C3%A9gration-du-comportement-spatial-dans-%3A-Chassagneux/df12c2b98d5882041b251f3a37d7e2ca99000d41>

- Chassagneux A., Calenge C., Marchand P., Richard E., Guillaumat E., Baubet E., et Saïd S., 2020. Should I stay or should I go? Determinants of immediate and delayed movement responses of female red deer (*Cervus elaphus*) to drive hunts. *PLOS ONE*, 15 (3), p. e0228865. DOI : 10.1371/journal.pone.0228865
- Chirichella R., 2013. Effects of livestock and non-native mouflon on use of high-elevation pastures by Alpine chamois. *Mammalian Biology*, 78, p. 344-350.
- Chirichella R., Stephens P.A., Mason T.H.E., et Apollonio M., 2021. Contrasting Effects of Climate Change on Alpine Chamois. *The Journal of Wildlife Management*, 85 (1), p. 109-120. DOI : 10.1002/jwmg.21962
- Clinchy M., Zanette L.Y., Roberts D., Suraci J.P., Buesching C.D., Newman C., et Macdonald D.W., 2016. Fear of the human « super predator » far exceeds the fear of large carnivores in a model mesocarnivore. *Behavioral Ecology*, p. arw117. DOI : 10.1093/beheco/arw117
- Čonč Š., Oliveira T., Hočevar L., Černe R., Breg Valjavec M., et Krofel M., 2024. Integrating geodiversity in animal spatial ecology: microhabitat selection of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) and European wildcat (*Felis silvestris*) in a karst landscape. *Global Ecology and Conservation*, 54, p. e03138. DOI : 10.1016/j.gecco.2024.e03138
- Côté S.D., Rooney T.P., Tremblay J.-P., Dussault C., et Waller D.M., 2004. Ecological Impacts of Deer Overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35 (1), p. 113-147. DOI : 10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105725
- Cristescu B., Domokos C., Teichman K.J., et Nielsen S.E., 2019. Large carnivore habitat suitability modelling for Romania and associated predictions for protected areas. *PeerJ*, 7, p. e6549. DOI : 10.7717/peerj.6549
- Darimont C.T., Fox C.H., Bryan H.M., et Reimchen T.E., 2015. The unique ecology of human predators. *Science*, 349 (6250), p. 858-860. DOI : 10.1126/science.aac4249
- Deinet S., Ieronymidou C., McRae L., Burfield I.J., Foppen R.P., Collen B., et Böhm M., 2013. WILDLIFE COMEBACK IN EUROPE.
- DeLong J.P., Hanley T.C., et Vasseur D.A., 2014. Predator-prey dynamics and the plasticity of predator body size. *Functional Ecology*, 28 (2), p. 487-493. DOI : 10.1111/1365-2435.12199
- digikam Team, 2025. *digiKam*.
- Dobbins M., Sollmann R., Menke S., Almeyda Zambrano A., et Broadbent E., 2020. An integrated approach to measure hunting intensity and assess its impacts on mammal populations. *Journal of Applied Ecology*, 57 (11), p. 2100-2111. DOI : 10.1111/1365-2664.13750
- Donini V., Pedrotti L., Ferretti F., et Corlatti L., 2021. Disentangling demographic effects of red deer on chamois population dynamics. *Ecology and Evolution*, 11 (12), p. 8264-8280. DOI : 10.1002/ece3.7657
- Drouilly M., 2019. Plan d'Actions pour la Conservation du Lynx boréal (*Lynx lynx*) en France - Propositions à mettre en œuvre par l'État dans le cadre d'un PNA. DOI : 10.13140/RG.2.2.21735.19369
- Esteve C., 1998. Les transformations de la chasse en France : l'exemple de la Révolution. *Revue d'histoire moderne et contemporaine*, 45 (2), p. 404-424. DOI : 10.3406/rhmc.1998.1917
- FDC39, 2017. *Chamois - ECOLEMM*. <https://www.ecolemm.fr> (Consulté le 16 juin 2025).
- Fédération Départementale des Chasseurs de l'Oise, 2025. *Téléchargez Géochasse pour vos prélèvements - Fédération des Chasseurs de l'Oise*. <https://www.fdc60.fr/telechargez-geo-chasse-pour-vos-prelevements/> (Consulté le 31 juillet 2025).
- Filla M., Premier J., Magg N., Dupke C., Khorozyan I., Waltert M., Bufka L., et Heurich M., 2017. Habitat selection by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) is primarily driven by avoidance of human activity during day and prey availability during night.
- FNC, 2024a. *Guide des espèces chassables autorisées en France | FNC*. <https://www.chasseurdefrance.com/decouvrir/les-especes-chassables/> (Consulté le 12 mars 2025).
- FNC, 2024b. *Les Modes de Chasse Pratiquées en France | FNC*. <https://www.chasseurdefrance.com/decouvrir/les-modes-de-chasse/> (Consulté le 12 mars 2025).
- FNC, 2025. *Tout savoir sur la chasse à l'approche et à l'affût | FNC*. <https://www.chasseurdefrance.com/decouvrir/les-modes-de-chasse/la-chasse-a-l-approche-et-a-l-affut/> (Consulté le 13 mai 2025).
- Fox J. et Weisberg S., 2019. *An R Companion to Applied Regression*. Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. : SAGE Publications, 608 p. ISBN 978-1-5443-3648-0
- Friendly M., 2002. Corgrams: Exploratory Displays for Correlation Matrices. *The American Statistician*, 56 (4), p. 316-324. DOI : 10.1198/000313002533
- Garel M., Cugnasse J.-M., Maillard D., Gaillard J.-M., Hewison A.J.M., et Dubray D., 2007. Selective Harvesting and Habitat Loss Produce Long-Term Life History Changes in a Mouflon Population. *Ecological Applications*, 17(6), p. 1607-1618.
- Gaynor K.M., Brown J.S., Middleton A.D., Power M.E., et Brashares J.S., 2019. Landscapes of Fear: Spatial Patterns of Risk Perception and Response. *Trends in Ecology & Evolution*, 34 (4), p. 355-368. DOI : 10.1016/j.tree.2019.01.004
- Gehr B., Hofer E.J., Muff S., Ryser A., Vimercati E., Vogt K., et Keller L.F., 2017. A landscape of coexistence for a large predator in a human dominated landscape. *Oikos*, 126 (10), p. 1389-1399. DOI : 10.1111/oik.04182
- Gehr B., Hofer E.J., Pewsner M., Ryser A., Vimercati E., Vogt K., et Keller L.F., 2018. Hunting-mediated predator facilitation and superadditive mortality in a European ungulate. *Ecology and Evolution*, 8 (1), p. 109-119. DOI : 10.1002/ece3.3642
- Gortázar C., Ferroglio E., Höfle U., Frölich K., et Vicente J., 2007. Diseases shared between wildlife and livestock: a European perspective. *European Journal of Wildlife Research*, 53 (4), p. 241. DOI : 10.1007/s10344-007-0098-y
- Goudet C., 2022. *Effets de la prédation (naturelle par Lynx et anthropique par la chasse) sur l'utilisation de l'espace par le chamois et le chevreuil et les conséquences sur la végétation*. 38 p. (Consulté le 13 février 2025).
- Grignolio S., Brivio F., Apollonio M., Frigato E., Tettamanti F., Filli F., et Bertolucci C., 2018. Is nocturnal activity compensatory in chamois? A study of activity in a cathemeral ungulate. *Mammalian Biology*, 93, p. 173-181. DOI : 10.1016/j.mambio.2018.06.003
- Guillera-Arroita G., 2017. Modelling of species distributions, range dynamics and communities under imperfect detection: advances, challenges and opportunities. *Ecography*, 40 (2), p. 281-295. DOI : 10.1111/ecog.02445
- Harting F., 2024. *DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models*.
- Helluy M., JEAN N., BAZIREAU F., CHENESSEAU D., MAURON N., SCHWOERER M.-L., et VANDEL J.-M., 2024. *Bilan de l'aire de présence du Lynx boréal en France* (Lynx flash info n°12). OFB, 7 p.
- Herfindal I., Linnell J.D.C., Odden J., Nilsen E.B., et Andersen R., 2005. Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology*, 265 (1), p. 63-71. DOI : 10.1017/S0952836904006053
- Hewison A.J.M., Angibault J.-M., Cargnelutti B., Coulon A., Rames J.-L., Serrano E., Verheyden H., et Morellet N., 2001. Using radio-tracking and direct observation to estimate roe deer *Capreolus capreolus* density in a fragmented landscape: a pilot study.
- Hobbs N.T., Johnston D.B., Marshall K.N., Wolf E.C., et Cooper D.J., 2024. Does restoring apex predators to food webs restore ecosystems? Large carnivores in Yellowstone as a model system. *Ecological Monographs*, 94 (2), p. e1598. DOI : 10.1002/ecm.1598
- Hollander M., A. Wolfe D., et Chicken E., 2015. *Nonparametric Statistical Methods*. 1^{re} éd. Wiley ISBN 978-0-470-38737-5 (Wiley Series in Probability and Statistics). DOI : 10.1002/9781119196037
- Holt R.D. et Lawton J.H., 1994. The Ecological Consequences of Shared Natural Enemies.
- INSEE, 2025a. *Dossier complet - Département de l'Ain (01)*. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/2011101?geo=DEP-01> (Consulté le 13 juin 2025).

- INSEE, 2025b. *Dossier complet – Département du Jura (39)*. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/2011101?geo=DEP-39#chiffre-cle-5> (Consulté le 13 juin 2025).
- INSEE, 2025c. *Dossier complet Résultats pour toutes les communes, départements, régions, intercommunalités, ... | Insee*. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/zones/2011101?debut=0&q=bourg+de+sirod> (Consulté le 23 mai 2025).
- Iosif R., Popescu V.D., Ungureanu L., Șerban C., Dyck M.A., et Promberger-Fürpass B., 2022. Eurasian lynx density and habitat use in one of Europe's strongholds, the Romanian Carpathians. *Journal of Mammalogy*, 103 (2), p. 415-424. DOI : 10.1093/jmammal/gyab157
- JAOUEN LABORDE Z., 2025. *Estimer la densité spatialisée saisonnière du lynx boréal suivi par pièges photographiques dans le Jura à différentes échelles spatiales*. GAP : Université de Montpellier - Master 1 Gestion de l'environnement et de la Biodiversité (RAINET), 28 p.
- Jedrzejewski W., Schmidt K., Okarma H., et Kowalczyk R., 2002. Movement pattern and home range use by the Eurasian lynx in Białowieża, Primeval Forest (Poland). *Annales Zoologici Fennici*, 39, p. 29-41.
- Jobin A., Molinari P., et Breitenmoser U., 2000. Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica*, 45, p. 243-252. DOI : 10.4098/AT.arch.00-26
- Jura tourisme C. épartemental du tourisme, 2024. *Chiffres-Clés du Tourisme Jura*. Jura : 16 p. <https://www.cdt-jura.fr/wp-content/uploads/2024/07/jura-tourisme-chiffres-cles-2024.pdf> (Consulté le 23 mai 2025).
- Kati V., Kassara C., Vassilakis D., et Papaioannou H., 2020. Balkan Chamois (*Rupicapra rupicapra balcanica*) Avoids Roads, Settlements, and Hunting Grounds: An Ecological Overview from Timfi Mountain, Greece. *Diversity*, (12), p. 124-144.
- Kervellec M., 2020. *Quantifier les interactions prédateur-proies grâce au piégeage photographique et à la modélisation d'occupation multi-espèce Le cas du système lynx-chevreuil-chamois dans le Jura français*. Université de Montpellier et Montpellier SupAgro Master Mention " Biodiversité, Écologie, Évolution, B2E " Parcours «ÉcoSystèmeS», 30 p. (Consulté le 12 février 2025).
- Khorozyan I. et Heurich M., 2023. Patterns of predation by the Eurasian lynx *Lynx lynx* throughout its range: ecological and conservation implications. *Mammal review*, 53. DOI : 10.1111/mam.12317
- Klein F., Plard F., Warnant C., Capron G., Gaillard J.-M., Hewison M., et Bonenfant C., 2014. Le chevreuil face aux changements climatiques : une adaptation impossible ? (302), p. 7.
- Kuhn M., 2008. Building Predictive Models in R Using the *caret* Package. *Journal of Statistical Software*, 28 (5). DOI : 10.18637/jss.v028.i05
- Kuijper D.P.J., 2011. Lack of natural control mechanisms increases wildlife-forestry conflict in managed temperate European forest systems. *European Journal of Forest Research*, 130 (6), p. 895-909. DOI : 10.1007/s10342-011-0523-3
- Lê S., Josse J., et Husson F., 2008. *FactoMineR* : An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, 25 (1). DOI : 10.18637/jss.v025.i01
- Levi T., Kilpatrick A.M., Mangel M., et Wilmers C.C., 2012. Deer, predators, and the emergence of Lyme disease. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109 (27), p. 10942-10947. DOI : 10.1073/pnas.1204536109
- Linnell J.D.C., Cretois B., Nilsen E.B., Rolandsen C.M., Solberg E.J., Veiberg V., Kaczensky P., Van Moorter B., Panzacchi M., Rauset G.R., et Kaltenborn B., 2020. The challenges and opportunities of coexisting with wild ungulates in the human-dominated landscapes of Europe's Anthropocene. *Biological Conservation*, 244, p. 108500. DOI : 10.1016/j.biocon.2020.108500
- Loison A., Jullien J.-M., et Menaut P., 1999. Subpopulation Structure and Dispersal in Two Populations of Chamois. *Journal of Mammalogy*, 80 (2), p. 620-632. DOI : 10.2307/1383306
- Loison A., Toïgo C., Appolinaire J., et Michallet J., 2002. Demographic processes in colonizing populations of isard (*Rupicapra pyrenaica*) and ibex (*Capra ibex*). *Journal of Zoology*, 256 (2), p. 199-205. DOI : 10.1017/S0952836902000237
- Lone K., Loe L.E., Gobakken T., Linnell J.D.C., Odden J., Remmen J., et Mysterud A., 2014. Living and dying in a multi-predator landscape of fear: roe deer are squeezed by contrasting pattern of predation risk imposed by lynx and humans. *Oikos*, 123 (6), p. 641-651. DOI : 10.1111/j.1600-0706.2013.00938.x
- Lovari S., Herrero J., Masseti M., Ambarli H., Lorenzini R., et Giannatos G., 2015. *Capreolus capreolus* : The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T42395A22161386. DOI : 10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T42395A22161386.en
- Lüdtke D., 2018. *ggeffects*: Tidy Data Frames of Marginal Effects from Regression Models. *Journal of Open Source Software*, 3 (26), p. 772. DOI : 10.21105/joss.00772
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Hines J.E., Knutson M.G., et Franklin A.B., 2003. Estimating Site Occupancy, Colonization, and Local Extinction When a Species Is Detected Imperfectly. *Ecology*, 84(8), p. 2200-2207.
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Lachman G.B., Droege S., Royle J.A., et Langtimm C.A., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83 (8), p. 2248-2255. DOI : 10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2
- Mancinelli S., Peters W., Boitani L., Hebblewhite M., et Cagnacci F., 2015. Roe deer summer habitat selection at multiple spatio-temporal scales in an Alpine environment. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 26 (2). DOI : 10.4404/hystrix-26.2-11223
- Mason T.H.E., 2013. *Life-history, demography and behaviour of the Alpine chamois (Rupicapra rupicapra): the role of climate and environmental change*. Durham : Durham University.
- Mattisson J., Odden J., Nilsen E.B., Linnell J.D.C., Persson J., et Andrén H., 2011. Factors affecting Eurasian lynx kill rates on semi-domestic reindeer in northern Scandinavia: Can ecological research contribute to the development of a fair compensation system? *Biological Conservation*, 144 (12), p. 3009-3017. DOI : 10.1016/j.biocon.2011.09.004
- McCullough D.R., Andersen R., Duncan P., et Linnell J.D.C., 2000. The European Roe Deer: The Biology of Success. *The Journal of Wildlife Management*, 64 (2), p. 608. DOI : 10.2307/3803262
- McShea W.J., 2016. Volunteer-run cameras as distributed sensors for macrosystem mammal research. *Landscape Ecol.*
- Mengülluğlu D., Ambarli H., Berger A., et Hofer H., 2018. Foraging ecology of Eurasian lynx populations in southwest Asia: Conservation implications for a diet specialist. *Ecology and Evolution*, 8 (18), p. 9451-9463. DOI : 10.1002/ece3.4439
- Ministère de l'agriculture et Ministère de l'écologie et du développement durable, 2007. *Arrêté du 23 avril 2007 fixant la liste des mammifères terrestres protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection*.
- Molinari-Jobin A., Kéry M., Marboutin E., Marucco F., Zimmermann F., Molinari P., Frick H., Fuxjäger C., Wöfl M., Bled F., Breitenmoser-Würsten C., Kos I., Wöfl M., Černe R., Müller O., et Breitenmoser U., 2018. Mapping range dynamics from opportunistic data: spatiotemporal modelling of the lynx distribution in the Alps over 21 years. *Animal Conservation*, 21 (2), p. 168-180. DOI : 10.1111/acv.12369
- Molinari-Jobin A., Molinari P., Breitenmoser-Würsten C., et Breitenmoser U., 2002. Significance of lynx *Lynx lynx* predation for roe deer *Capreolus capreolus* and chamois *Rupicapra rupicapra* mortality in the Swiss Jura Mountains. *Wildlife Biology*, 8 (2), p. 109-115. DOI : 10.2981/wlb.2002.015
- Molinari-Jobin A., Zimmermann F., Ryser A., Breitenmoser-Würsten C., Capt S., Breitenmoser U., Molinari P., Haller H., et Eyholzer R., 2007. Variation in diet, prey selectivity and home-range size of Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland. *Wildlife Biology*, 13 (4), p. 393-405. DOI : 10.2981/0909-6396(2007)13[393:VIDPSA]2.0.CO;2
- Montgomery R.A., Raupp J., Miller S.A., Wijers M., Lisowsky R., Comar A., Bugir C.K., et Hayward M.W., 2022. The hunting modes of human predation and potential nonconsumptive effects on animal populations. *Biological Conservation*, 265, p. 109398. DOI : 10.1016/j.biocon.2021.109398

- Morellet N., Gaillard J., Hewison A.J.M., Ballon P., Boscardin Y., Duncan P., Klein F., et Maillard D., 2007.** Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 44 (3), p. 634-643. DOI : 10.1111/j.1365-2664.2007.01307.x
- O'Brien J., 2018.** *exiftoolr: ExifTool Functionality from R.*, p. 0.2.8. DOI : 10.32614/CRAN.package.exiftoolr
- O'Connell A.F., Nichols J.D., et Karanth K.U., 2011.** *Camera traps in animal ecology: methods and analyses.* Tokyo New York : Springer ISBN 978-4-431-99495-4
- Odden J., Herfindal I., Linnell J.D.C., et Andersen R., 2008.** Vulnerability of Domestic Sheep to Lynx Depredation in Relation to Roe Deer Density. *The Journal of Wildlife Management*, 72 (1), p. 276-282. DOI : 10.2193/2005-537
- Odden J., Linnell J.D.C., et Andersen R., 2006.** Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forest of southeastern Norway: the relative importance of livestock and hares at low roe deer density. *European Journal of Wildlife Research*, 52 (4), p. 237-244. DOI : 10.1007/s10344-006-0052-4
- Oeser J., Heurich M., Kramer-Schadt S., Andrén H., Bagrade G., Belotti E., Bufka L., Breitenmoser-Würsten C., Černe R., Duřa M., Fuxjäger C., Gomerčič T., Jędrzejewski W., Kont R., Koubek P., Kowalczyk R., Krofel M., Krojerová-Prokešová J., Kubala J., Kusak J., Kutal M., Linnell J.D.C., Mattisson J., Molinari-Jobin A., Männil P., Odden J., Okarma H., Oliveira T., Pagon N., Persson J., Remm J., Schmidt K., Signer S., Tám B., Vogt K., Zimmermann F., et Kummerle T., 2023.** Prerequisites for coexistence: human pressure and refuge habitat availability shape continental-scale habitat use patterns of a large carnivore. *Landscape Ecology*, 38 (7), p. 1713-1728. DOI : 10.1007/s10980-023-01645-7
- OFB, 2025.** *La sécurité à la chasse.* <https://www.ofb.gouv.fr/la-securite-la-chasse> (Consulté le 13 mai 2025).
- Office National Des Forêts, réal., 2016.** *Chasse à l'approche au chamois.* <https://www.onf.fr/+27b::chasse-lapproche-au-chamois.html> (Consulté le 13 mai 2025).
- Ogurtsov S. et Zheltukhin A., 2023.** EVALUATION OF THE INFLUENCE OF HUMAN ACTIVITY ON THE SPATIO-TEMPORAL DISTRIBUTION PATTERNS OF LARGE CARNIVORES USING CAMERA TRAPS IN THE CENTRAL FOREST NATURE RESERVE. *Зоологический журнал*, 102, p. 1301-1318. DOI : 10.31857/S0044513423100070
- Pagon N., Grignolio S., Brivio F., et Marcon A., 2018.** Territorial behaviour of male roe deer: a telemetry study of spatial behaviour and activity levels. 66(4), p. 267-276.
- Pagon N., Grignolio S., Pipia A., Bongio P., Bertolucci C., et Apollonio M., 2013.** Seasonal variation of activity patterns in roe deer in a temperate forested area. *Chronobiology International*, 30(6), p. 772-785.
- Palmer M.S., 2021.** Behaviorally-mediated trophic cascade attenuated by prey use of risky places at safe times. 248, p. 195-235. DOI : <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04816-4>
- Palmer M.S., Gaynor K.M., Becker J.A., Abraham J.O., Mumma M.A., et Pringle R.M., 2022.** Dynamic landscapes of fear: understanding spatiotemporal risk. *Trends in Ecology & Evolution*, 37 (10), p. 911-925. DOI : 10.1016/j.tree.2022.06.007
- Peckarsky B.L. et McIntosh A.R., 1998.** Fitness and community consequences of avoiding multiple predators. *Oecologia*, 113 (4), p. 565-576. DOI : 10.1007/s004420050410
- Pereira H.M. et Navarro L.M., éd., 2015.** *Rewilding European Landscapes.* Cham : Springer International Publishing ISBN 978-3-319-12038-6 DOI : 10.1007/978-3-319-12039-3
- Pettorelli N., Pelletier F., Hardenberg A.V., Festa-Bianchet M., et Côté S.D., 2007.** EARLY ONSET OF VEGETATION GROWTH VS. RAPID GREEN-UP: IMPACTS ON JUVENILE MOUNTAIN UNGULATES. *Ecology*, 88 (2), p. 381-390. DOI : 10.1890/06-0875
- Podolski I., Belotti E., Bufka L., Reulen H., et Heurich M., 2013.** Seasonal and daily activity patterns of free-living Eurasian lynx *Lynx lynx* in relation to availability of kills. *Wildlife Biology*, 19 (1), p. 69-77. DOI : 10.2981/12-049
- Posit team, 2025.** *RStudio: Integrated Development Environment for R.*
- QGIS Development Team, 2024.** *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.*
- Raydelet P., 2006.** *Le Lynx boréal: histoire, mythe, description, moeurs, protection.* Paris, France : Delachaux & Niestlé, 191 p.
- Raye G., Miquel C., Coissac E., Redjadj C., Loison A., et Taberlet P., 2011.** New insights on diet variability revealed by DNA barcoding and high-throughput pyrosequencing: chamois diet in autumn as a case study. *The Ecological society of Japan*, 26, p. 265-276. DOI : 10.1007/s11284-010-0780-5
- Reiner R., Zedrosser A., Zeiler H., Hackländer K., et Corlatti L., 2021.** Forests buffer the climate-induced decline of body mass in a mountain herbivore. *Global Change Biology*, 27 (16), p. 3741-3752. DOI : 10.1111/gcb.15711
- Reydellet S., 2024.** *SPATIAL AND TEMPORAL DISTRIBUTION OF WOLVES AND UNGULATES IN THE BAUGES MASSIF.* 28 p. (Consulté le 14 février 2025).
- Richard E., Morellet N., Cargnelutti B., et Angibault J.M., 2008.** Ranging behaviour and excursions of female roe deer during the rut. *Behavioural Processes*, 79, p. 28-35.
- Rigoudy N., Dussert G., Benyoub A., Besnard A., Birck C., Boyer J., Bollet Y., Bunz Y., Caussimont G., Chetouane E., Carriburru J.C., Cornette P., Delestrade A., De Backer N., Dispan L., Le Barh M., Duhayer J., Elder J.-F., Fanjul J.-B., Fonderflick J., Froustey N., Garel M., Gaudry W., Gérard A., Gimenez O., Hemery A., Hemon A., Jullien J.-M., Knitter D., Malafosse I., Marginean M., Ménard L., Ouvrier A., Pariset G., Prunet V., Rabault J., Randon M., Raulet Y., Régnier A., Ribière R., Ricci J.-C., Ruetten S., Schneylin Y., Sentilles J., Siefert N., Smith B., Terpereau G., Touchet P., Thuiller W., Uzal A., Vautrain V., Vimal R., Weber J., Spataro B., Miele V., et Chamailé-Jammes S., 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), p. 113. DOI : 10.1007/s10344-023-01742-7
- Ripple W.J., Estes J.A., Beschta R.L., Wilmers C.C., Ritchie E.G., Hebblewhite M., Berger J., Elmhagen B., Letnic M., Nelson M.P., Schmitz O.J., Smith D.W., Wallach A.D., et Wirsing A.J., 2014.** Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. *Science*, 343 (6167), p. 1241484. DOI : 10.1126/science.1241484
- Rolland J., Basille M., Marboutin É., et Gaillard J.-M., 2011.** Comparing profile methods and site-occupancy modelling for the study of occurrence of an elusive species. *European Journal of Wildlife Research*, 57 (5), p. 1115-1118. DOI : 10.1007/s10344-011-0549-3
- Rota C.T., Ferreira M.A.R., Kays R.W., Forrester T.D., Kalies E.L., McShea W.J., Parsons A.W., et Millsbaugh J.J., 2016.** A multispecies occupancy model for two or more interacting species. *Methods in Ecology and Evolution*, 7 (10), p. 1164-1173. DOI : 10.1111/2041-210X.12587
- Royston J.P., 1982.** An Extension of Shapiro and Wilk's W Test for Normality to Large Samples. *Applied Statistics*, 31 (2), p. 115. DOI : 10.2307/2347973
- Schmidt K., 2008.** Behavioural and spatial adaptation of the Eurasian lynx to a decline in prey availability. *Acta Theriologica*, 53 (1), p. 1-16. DOI : 10.1007/BF03194274
- Schmidt K., 1999.** Variation in daily activity of the free-living Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *The zoological Society of London*, 249, p. 417-425.
- Schmidt K., Górny M., et Jędrzejewski W., 2023.** Effect of microhabitat characteristics for predicting habitat suitability for a stalking large carnivore—the Eurasian lynx in middle Europe. *Animal Conservation*, 26 (6), p. 851-864. DOI : 10.1111/acv.12873
- Schmidt K. et Kuijper D.P.J., 2015.** A « death trap » in the landscape of fear. *Mammal Research*, 60 (4), p. 275-284. DOI : 10.1007/s13364-015-0229-x

- Schmitz O.**, 2017. Predator and prey functional traits: understanding the adaptive machinery driving predator–prey interactions. *F1000Research*, 6, p. 1767. DOI : 10.12688/f1000research.11813.1
- Schneider M.F.**, 2001. Habitat Loss, Fragmentation and Predator Impact: Spatial Implications for Prey Conservation. *Journal of Applied Ecology*, 38(4), p. 720-735.
- Schraen W.**, 2023. La chasse en France aujourd'hui et demain.
- Serva D., Krofel M., Cerasoli F., Biondi M., et Iannella M.**, 2025. Supporting Reintroduction Planning: A Framework Integrating Habitat Suitability, Connectivity and Individual-Based Modelling. A Case Study With the Eurasian Lynx in the Apennines. *Diversity and Distributions*, 31 (4), p. e70024. DOI : 10.1111/ddi.70024
- Sih A., Englund G., et Wooster D.**, 1998. Emergent impacts of multiple predators on prey. *Trends in Ecology & Evolution*, 13 (9), p. 350-355. DOI : 10.1016/S0169-5347(98)01437-2
- Smith J.A., Suraci J.P., Clinchy M., Crawford A., Roberts D., Zanette L.Y., et Wilmers C.C.**, 2017. Fear of the human 'super predator' reduces feeding time in large carnivores. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284 (1857), p. 20170433. DOI : 10.1098/rspb.2017.0433
- Soyumert A., Ertürk A., et Tavşanoğlu Ç.**, 2019. The importance of lagomorphs for the Eurasian lynx in Western Asia: Results from a large scale camera-trapping survey in Turkey. *Mammalian Biology*, 95, p. 18-25. DOI : 10.1016/j.mambio.2019.01.003
- Spitzer N., Felton A., Landman M., Singh N.J., Widemo F., et Cromsigt J.P.G.M.**, 2020. Fifty years of European ungulate dietary studies: a synthesis. *Oikos*, 129 (11), p. 1668-1680. DOI : 10.1111/oik.07435
- Šprem N., Zanella D., Ugarković D., Prebanić I., Gančević P., et Corlatti L.**, 2015. Unimodal activity pattern in forest-dwelling chamois: typical behaviour or interspecific avoidance? *European Journal of Wildlife Research*, 61 (5), p. 789-794. DOI : 10.1007/s10344-015-0939-z
- Stergar M., Slijepčević V., Selanec I., Sindičić M., Krofel M., Černe R., et Pičulin A.**, 2017. Lynx camera trapping guidelines.
- Tarjuelo R., Luque-Larena J.J., et Mougeot F.**, 2024. Moving towards an ecological management of overabundant ungulates: insights from wildlife-vehicle collisions and hunting bag data. *European Journal of Wildlife Research*, 70 (3), p. 51. DOI : 10.1007/s10344-024-01801-7
- Tompkins D.M., Carver S., Jones M.E., Krkošek M., et Skerratt L.F.**, 2015. Emerging infectious diseases of wildlife: a critical perspective. *Trends in Parasitology*, 31 (4), p. 149-159. DOI : 10.1016/j.pt.2015.01.007
- UICN France, MNHN, SFEPM, et ONCFS**, 2017. *La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Mammifères de France métropolitaine*. 16 p.
- Vajas P.**, 2020. *Évaluation des facteurs influençant le succès de la chasse pour gérer le sanglier (Sus scrofa) : comprendre les relations entre l'effort de chasse, la capturabilité et les conditions de chasse*. Université de Montpellier. , 208 p.
- Van Beeck Calkoen S.T.S., Deis M.H., Oeser J., Kuijper D.P.J., et Heurich M.**, 2022. Humans rather than Eurasian lynx (*Lynx lynx*) shape ungulate browsing patterns in a temperate forest. *Ecosphere*, 13 (2), p. e3931. DOI : 10.1002/ecs2.3931
- Vandel J.-M. et Stahl P.**, 2005. Distribution trend of the Eurasian lynx *Lynx lynx* populations in France. *mamm*, 69 (2), p. 145-158. DOI : 10.1515/mamm.2005.013
- Van Scoyoc A., Smith J.A., Gaynor K.M., Barker K., et Brashares J.S.**, 2023. The influence of human activity on predator–prey spatiotemporal overlap. *Journal of Animal Ecology*, 92 (6), p. 1124-1134. DOI : 10.1111/1365-2656.13892
- Vogt K., Signer S., Ryser A., Nagl D., Breitenmoser U., et Willisich C.**, 2019. Einfluss von Luchsprädatation und Jagd auf die Gämse – Teil 1 und 2. *Bericht in Zusammenarbeit mit dem Jagdinspektorat des Kantons Bern*, KORA Bericht(84), p. 161.
- Von Arx M.**, 2020. The IUCN Red List of Threatened Species 2020. , p. 20. DOI : <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20203.RLTS.T12519A177350310.en>
- Wickham H., François R., Henry L., Müller K., et Vaughan D.**, 2023. *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*.
- Willisch C.S., Bieri K., Struch M., Franceschina R., Schnidrig-Petrig R., et Ingold P.**, 2013. Climate effects on demographic parameters in an un hunted population of Alpine chamois (*Rupicapra rupicapra*). *Journal of Mammalogy*, 94 (1), p. 173-182. DOI : 10.1644/10-MAMM-A-278.1

Annexe

Annexe 1 : Exemple de fiche prélèvement à remplir.

Cadre réservé: REF fiche : 39PRE.____ (ex : 39PRE.0001) REF animal (si marqué) : _____ (ex : CHEV.0001)

PPP Lynx : FICHE PRELEVEMENT CHEVREUIL / CHAMOIS Page 3
(1 fiche par prélèvement)

N° bracelet : **Société de chasse:** ACCA de Syam **Date :** / /

⚠ Localiser par une croix chaque prélèvement sur la carte fournie, en indiquant le numéro de bracelet correspondant

◇ **ANIMAL**

Sexe : Mâle Femelle **Si femelle : allaitante ?** oui non
sitée ? oui (nbr de jeunes :) non

Âge : CHEVREUIL → 1ère année 2ème année et + Indéterminé
 CHAMOIS →an(s) Indéterminé

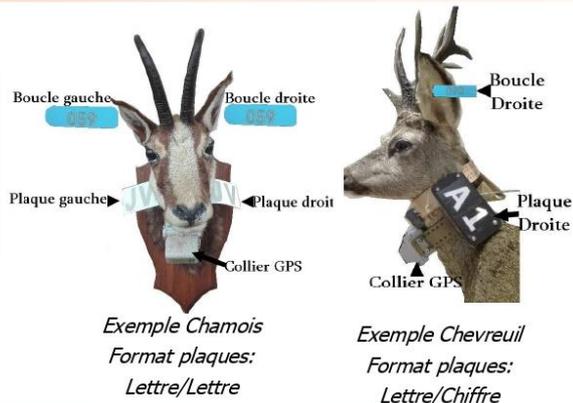
Poids PLEIN (à 0.1 Kg près) : __ __ , __ __ kg à défaut : avec cœur-foie-poumons: __ __ , __ __ kg ou vidé: __ __ , __ __ kg

◇ **SI ANIMAL MARQUÉ UNIQUEMENT : LECTURE DE MARQUE**

Marquage (sens de lecture face à l'animal)

BOUCLES AURICULAIRES		PLAQUES VISUELLES	
	Gauche	Droite	
Couleur	
Numéro	

Collier GPS: oui (couleur :) non



◇ **ÉCHANTILLONS COLLECTÉS / PHOTOS**

Maxillaires inférieurs : oui non

Patte arrière: oui non

Tractus génital (à partir du 15 octobre) : oui non

Crottes (équivalent d'une poignée) : oui non

Poils (stockage enveloppe) : oui non



Identifier tous les échantillons grâce à une étiquette sur laquelle est inscrit le numéro de bracelet

◇ **MESURES PAR LE TECHNICIEN**

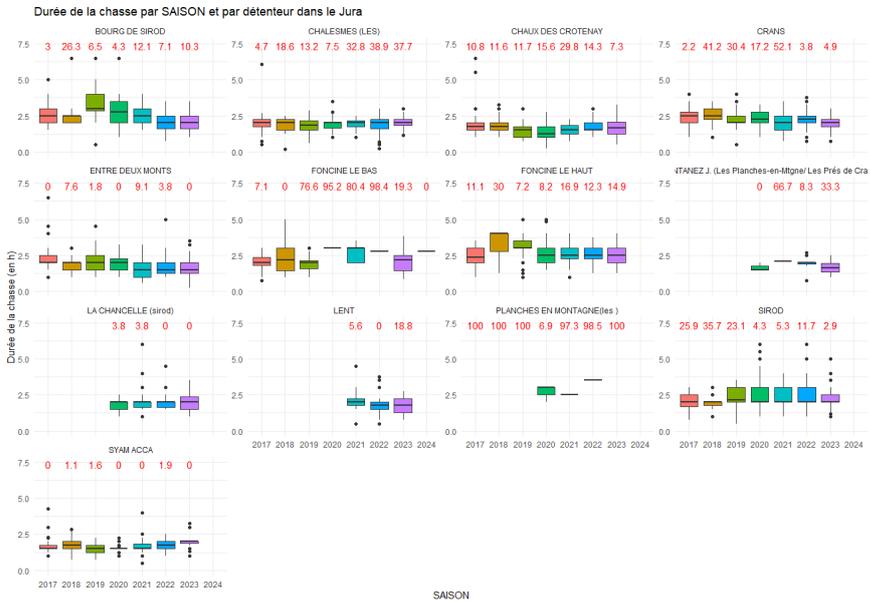
Longueur de maxillaire inférieur (à 1 mm près) : GAUCHE _____ mm DROITE _____ mm

Longueur de patte arrière (à 1 mm près) : GAUCHE _____ mm DROITE _____ mm



Si femelle, gestante ? oui (nbr de fœtus :) non

Annexe 2A : Distribution de la durée de la chasse par saison et par détenteur et résultats des tests de Kruskal – Wallis pour la durée de la chasse en heure en fonction du détenteur et de la saison de chasse, dans le jura.



```

> kruskal.test(DUREE_CHASSE_EN_H ~ DETENEUR, data = chasse_coll)

Kruskal-wallis rank sum test

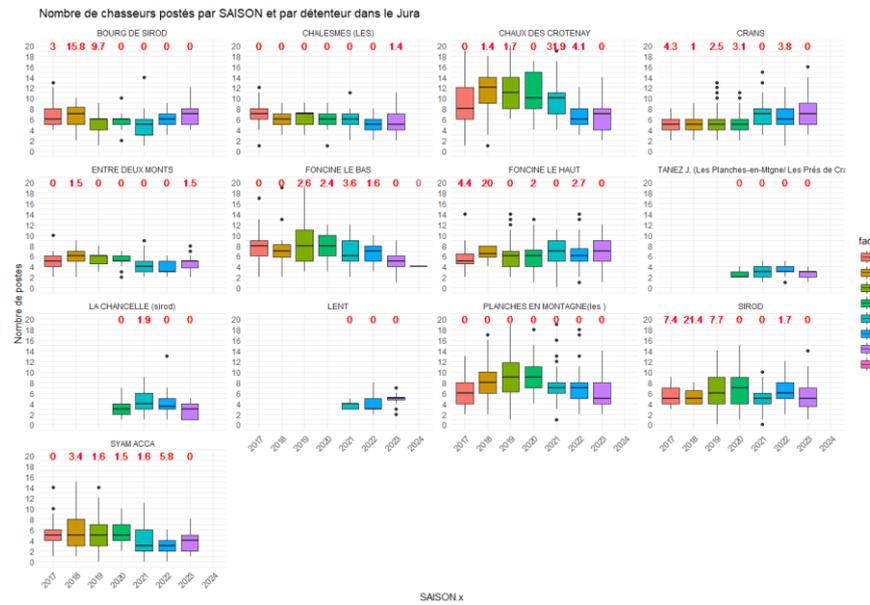
data: DUREE_CHASSE_EN_H by DETENEUR
kruskal-wallis chi-squared = 874.01, df = 12, p-value < 2.2e-16

> kruskal.test(DUREE_CHASSE_EN_H ~ SAISON.x, data = chasse_coll)

Kruskal-wallis rank sum test

data: DUREE_CHASSE_EN_H by SAISON.x
kruskal-wallis chi-squared = 15.184, df = 7, p-value = 0.03371
    
```

Annexe 2B : Distribution du nombre de chasseurs postés par saison et par détenteur et résultats des tests de Kruskal – Wallis pour la durée de la chasse en heure en fonction du détenteur et de la saison de chasse, dans le jura.



```

> kruskal.test(NB_POSTES ~ DETENEUR, data = chasse_coll)

Kruskal-wallis rank sum test

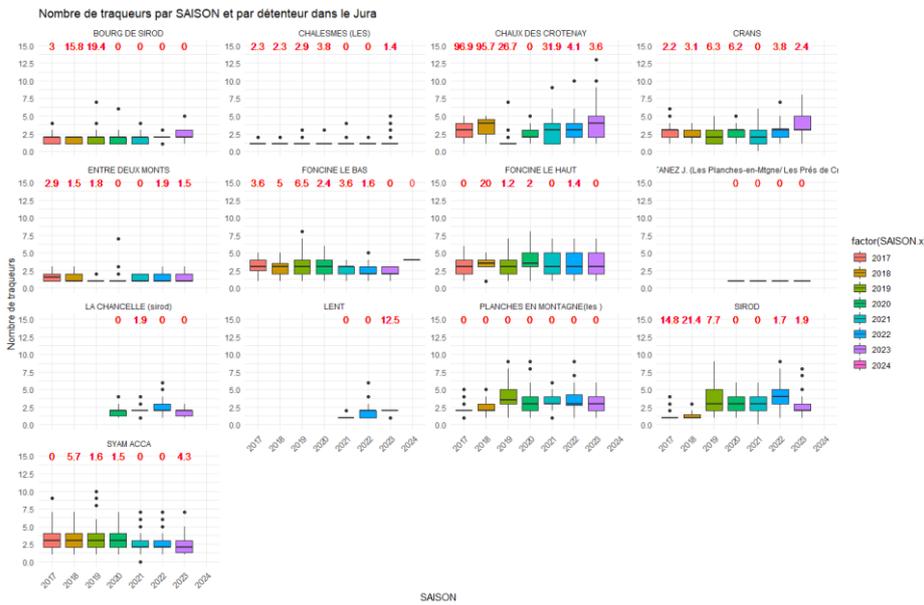
data: NB_POSTES by DETENEUR
kruskal-wallis chi-squared = 829.59, df = 12, p-value < 2.2e-16

> kruskal.test(NB_POSTES ~ SAISON.x, data = chasse_coll)

Kruskal-wallis rank sum test

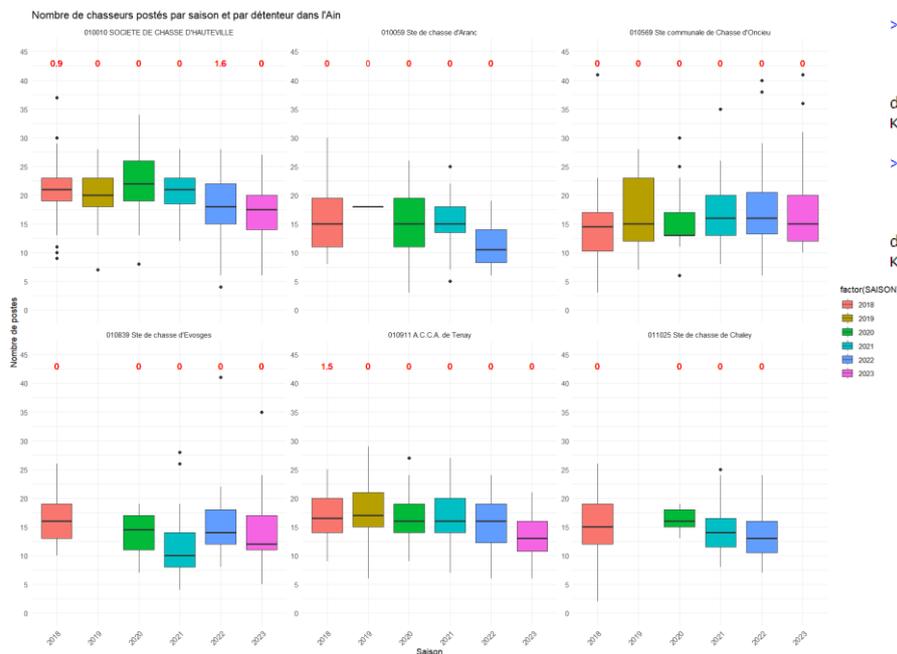
data: NB_POSTES by SAISON.x
kruskal-wallis chi-squared = 113.01, df = 7, p-value < 2.2e-16
    
```

Annexe 2C : Distribution du nombre de traqueurs par saison et par détenteur et résultats des tests de Kruskal – Wallis pour la durée de la chasse en heure en fonction du détenteur et de la saison de chasse, dans le Jura.



```
> kruskal.test(NB_TRAQUEURS ~ DETENTEUR, data = chasse_coll)
Kruskal-wallis rank sum test
data: NB_TRAQUEURS by DETENTEUR
Kruskal-wallis chi-squared = 1234.3, df = 12, p-value < 2.2e-16
> kruskal.test(NB_TRAQUEURS ~ SAISON.x, data = chasse_coll)
Kruskal-wallis rank sum test
data: NB_TRAQUEURS by SAISON.x
Kruskal-wallis chi-squared = 22.611, df = 7, p-value = 0.001992
```

Annexe 2D : Distribution du nombre de chasseurs postés par saison et par détenteur et résultats des tests de Kruskal – Wallis pour la durée de la chasse en heure en fonction du détenteur et de la saison de chasse, dans l’Ain.



```
> kruskal.test(NB_POSTES ~ DETENTEUR, data = chasse_coll_1)
Kruskal-wallis rank sum test
data: NB_POSTES by DETENTEUR
Kruskal-wallis chi-squared = 203.54, df = 5, p-value < 2.2e-16
> kruskal.test(NB_POSTES ~ SAISON, data = chasse_coll_1)
Kruskal-wallis rank sum test
data: NB_POSTES by SAISON
Kruskal-wallis chi-squared = 55.912, df = 5, p-value = 8.472e-11
```

Annexe 2E : Distribution du nombre de traqueurs par saison et par détenteur et résultats des tests de Kruskal – Wallis pour la durée de la chasse en heure en fonction du détenteur et de la saison de chasse, dans l’Ain.



```
> kruskal.test(NB_TRAQUEURS ~ DETENEUR, data = chasse_coll_1)
```

Kruskal-wallis rank sum test

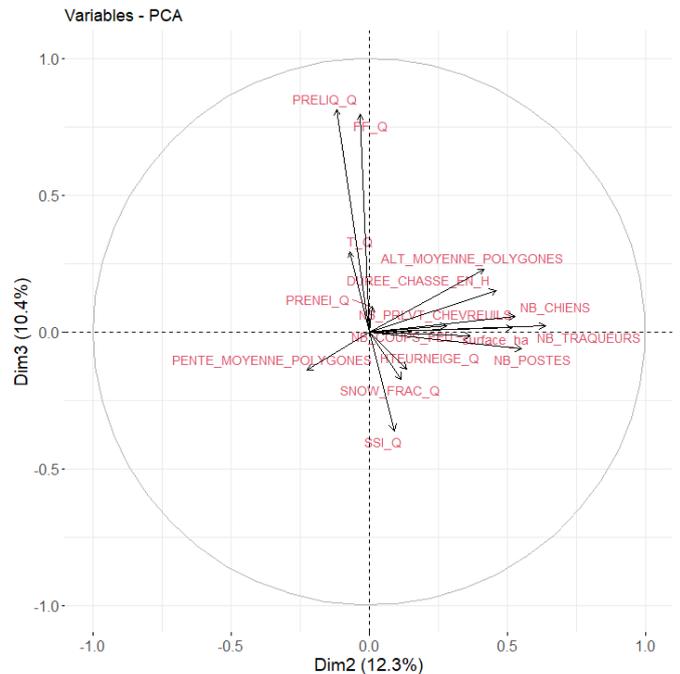
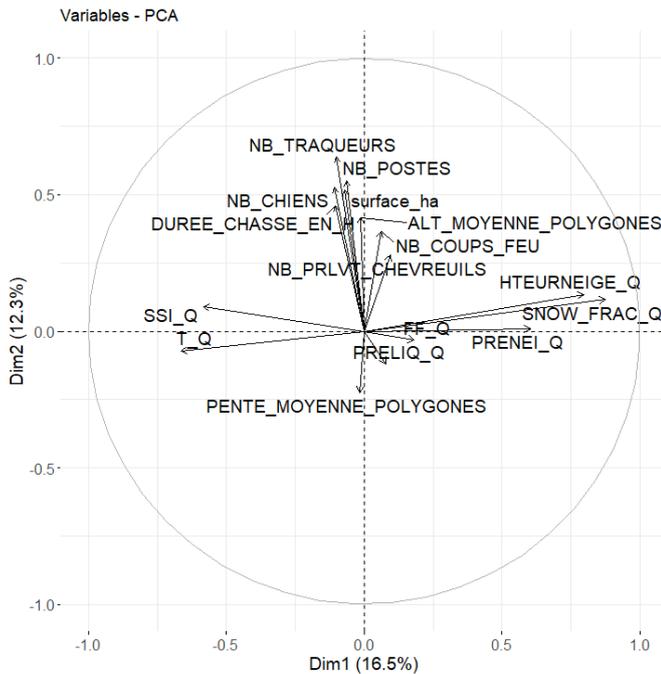
data: NB_TRAQUEURS by DETENEUR
Kruskal-wallis chi-squared = 342.68, df = 5, p-value < 2.2e-16

```
> kruskal.test(NB_TRAQUEURS ~ SAISON, data = chasse_coll_1)
```

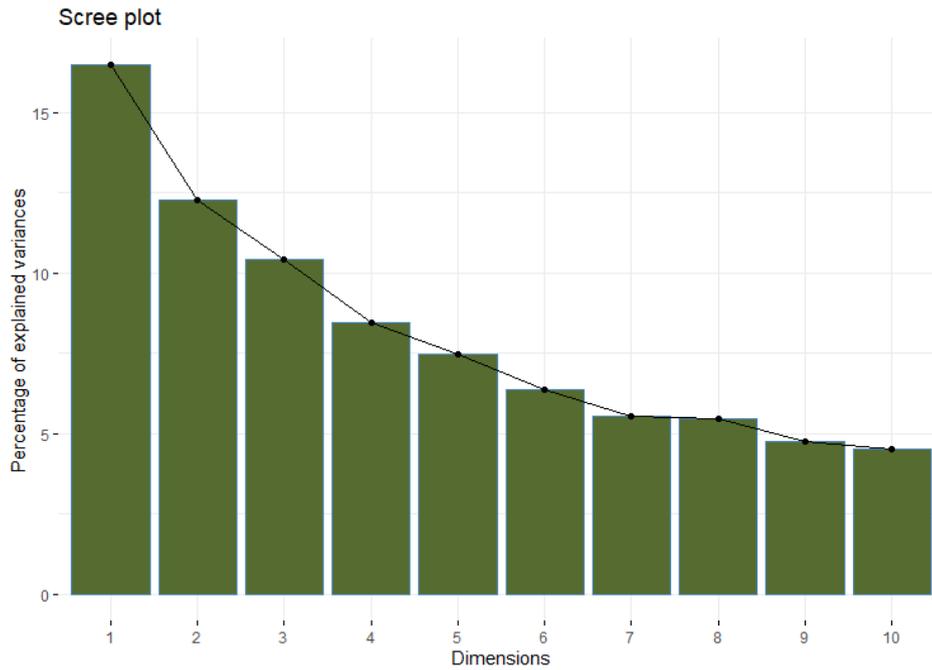
Kruskal-wallis rank sum test

data: NB_TRAQUEURS by SAISON
Kruskal-wallis chi-squared = 44.221, df = 5, p-value = 2.089e-08

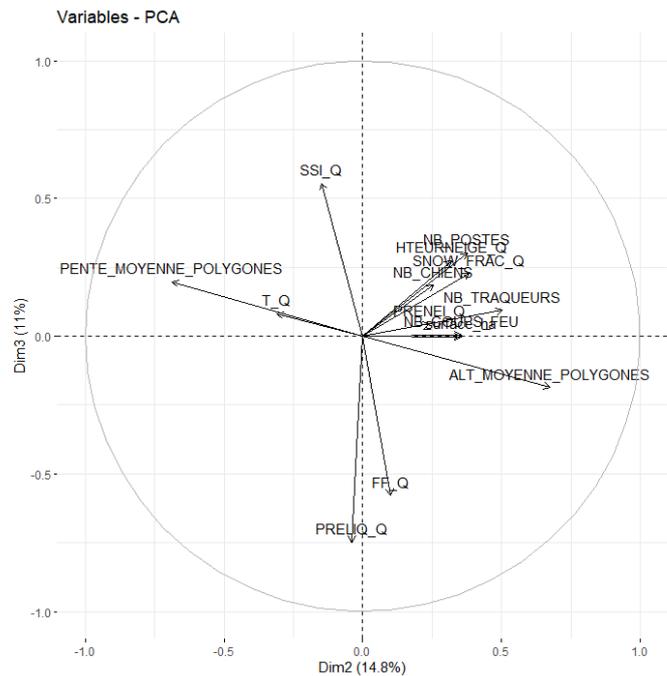
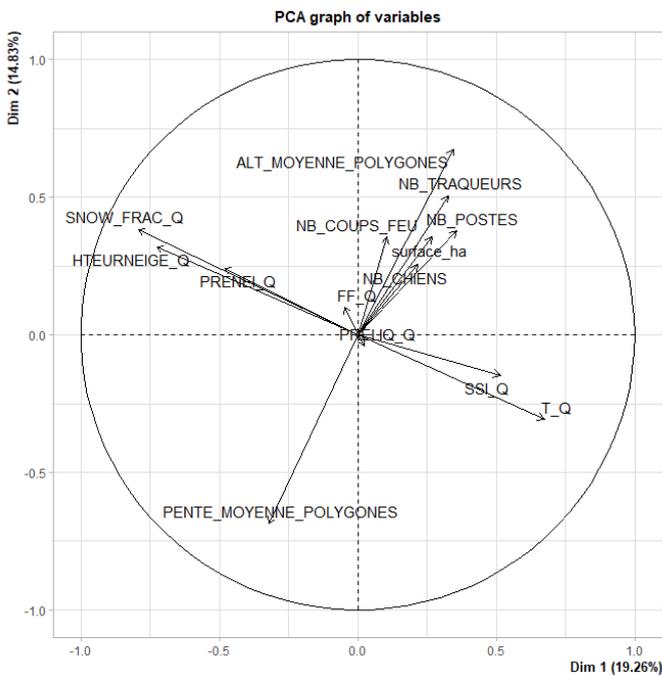
Annexe 3A : Résultats de ACP réalisée sur les paramètres de la chasse et les paramètres météo du site d’étude du Jura.



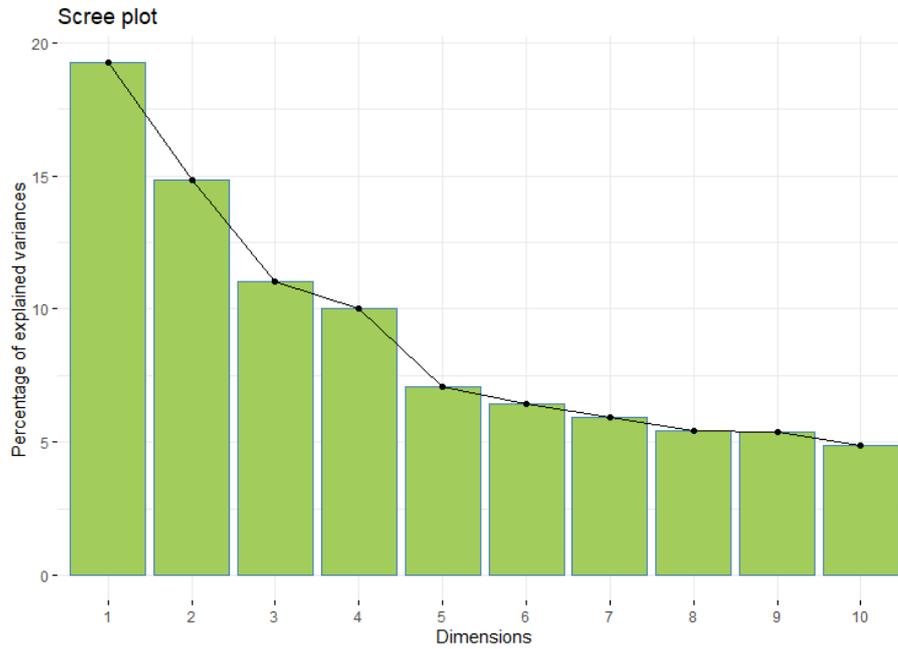
Annexe 3B : Eboulis des valeurs propres de l'ACP réalisée sur les paramètres de chasse et météo du site d'étude du Jura.



Annexe 4A : Résultats de l'ACP réalisée sur les paramètres de la chasse et les paramètres météo du site d'étude de l'Ain.



Annexe 4B : Eboulis des valeurs propres de l'ACP réalisée sur les paramètres de chasse et météo du site d'étude de l'Ain.



Annexe 5 : Résultats de l'analyse de la fiabilité de DeepFaune : Matrice de confusion des identifications DeepFaune.

Matrice de confusion

Référence (Digikam)	BLAIREAU	CERF	CHAMOIS	CHAT_DOMESTIQUE	CHAT_FORESTIER	CHEVREUIL	CHIEN	CORNEILLE_NOIRE	EQUIDE	HUMAIN	INDEFINI	LIEVRE_EUROPEEN	LOUP	LYNX_BOREAL	MESANGE_BLEUE	MUSTELIDE	OISEAU	PIGEON_RAMIER	RENARD	SANGLIER	VACHE	VEHICULE	VIDE
MESANGE_CHARBONNIERE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VIDE	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11395
VEHICULE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	37
VACHE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1726	0	6
SANGLIER	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	446	0	0	0
RENARD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	373	1	0	0	0	5
PIGEON_RAMIER	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	1
OISEAU	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
MUSTELIDE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
MESANGE_BLEUE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LYNX_BOREAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	102	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LOUP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LIEVRE_EUROPEEN	0	0	0	0	0	0	0	0	1	160	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
INDEFINI	0	0	0	0	0	0	1	0	1	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24
HUMAIN	0	0	0	0	0	0	452	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	38
EQUIDE	0	0	0	0	0	0	2	0	148	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CORNEILLE_NOIRE	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHIEN	0	0	0	0	0	0	1283	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
CHEVREUIL	0	0	0	0	0	390	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
CHAT_FORESTIER	0	0	0	0	152	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHAT_DOMESTIQUE	0	0	0	9	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHAMOIS	0	0	3667	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
CERF	0	47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BLAIREAU	221	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Fréquence

Prédiction IA(DeepFaune)

Annexe 6 : Paramètres influençant la présence/détection du lynx pour un modèle d'occupation, d'après la bibliographie.

Variables	Source bibliographique	Description
<u>Paramètres du piège à caméra</u>		
Effort d'échantillonnage	(Rolland <i>et al.</i> , 2011 ; Ogurtsov et Zheltukhin, 2023 ; Čonč <i>et al.</i> , 2024)	Nombre de jours où le piège fonctionnait parmi le nombre de jours où le piège était sur le terrain.
Visibilité de la caméra	(Čonč <i>et al.</i> , 2024 ; Reydellet, 2024)	Mesure directe au niveau de la caméra à l'aide d'un damier de calibration. Influence la sensibilité de la caméra, le nombre de photos, l'intervalle de temps entre chaque photo, la qualité des photos etc.
Modèle de la caméra	(Čonč <i>et al.</i> , 2024)	
<u>Paramètres de l'habitat</u>		
Distance à la lisière de forêt	(Čonč <i>et al.</i> , 2024)	Distance euclidienne en mètres.
Présence et densité forestière	(Rolland <i>et al.</i> , 2011 ; Filla <i>et al.</i> , 2017 ; Molinari-Jobin <i>et al.</i> , 2018 ; Kervellec, 2020 ; Iosif <i>et al.</i> , 2022 ; Ogurtsov et Zheltukhin, 2023 ; Schmidt <i>et al.</i> , 2023 ; Čonč <i>et al.</i> , 2024 ; Reydellet, 2024 ; Serva <i>et al.</i> , 2025)	Quelle est la part de l'habitat dans le paysage direct de la caméra occupé par des forêts.
Distance à la bordure de forêt	(Čonč <i>et al.</i> , 2024)	Distance euclidienne en m à la lisière de forêt.
Longueur de la lisière de forêt	(Čonč <i>et al.</i> , 2024)	Longueur de la bordure forestière.
Hétérogénéité de l'habitat	(Rolland <i>et al.</i> , 2011 ; Filla <i>et al.</i> , 2017 ; Iosif <i>et al.</i> , 2022 ; Ogurtsov et Zheltukhin, 2023 ; Schmidt <i>et al.</i> , 2023 ; Čonč <i>et al.</i> , 2024 ; Reydellet, 2024 ; Serva <i>et al.</i> , 2025)	Type de couverture : zones agricoles (quel type de semence) ou forêts. Type de forêts : essence, nombre d'essence et degré d'ouverture.
Accessibilité du site	(Čonč <i>et al.</i> , 2024 ; Kervellec, 2020 ; Serva <i>et al.</i> , 2025)	Distance euclidienne en mètres à tous les types de voiries.

Fréquentation animale au niveau du site	(Filla <i>et al.</i> , 2017 ; Kervellec, 2020 ; Ogurtsov et Zheltukhin, 2023 ; Čonč <i>et al.</i> , 2024 ; Reydellet, 2024)	Taux de visite du site de la caméra par les autres espèces animales, elles peuvent influencées positivement ou négativement la détection du lynx.
Données climatiques	(Ogurtsov et Zheltukhin, 2023 ; Reydellet, 2024 ; Serva <i>et al.</i> , 2025)	Température, précipitations et neige.
<u>Paramètres géologiques</u>		
Altitude	(Rolland <i>et al.</i> , 2011 ; Filla <i>et al.</i> , 2017 ; Molinari-Jobin <i>et al.</i> , 2018 ; Iosif <i>et al.</i> , 2022 ; Schmidt <i>et al.</i> , 2023 ; Čonč <i>et al.</i> , 2024 ; Serva <i>et al.</i> , 2025)	A quelle altitude se trouve le piège.
Pente	(Filla <i>et al.</i> , 2017 ; Iosif <i>et al.</i> , 2022 ; Schmidt <i>et al.</i> , 2023 ; Čonč <i>et al.</i> , 2024 ; Serva <i>et al.</i> , 2025)	Degré de pente sur le site.
Vecteur de mesure de rugosité (VRM)	(Filla <i>et al.</i> , 2017 ; Schmidt <i>et al.</i> , 2023 ; Čonč <i>et al.</i> , 2024 ; Serva <i>et al.</i> , 2025)	Valeur de la variation de rugosité dans les 3 dimensions dans le paysage immédiat de la caméra.
Distance aux dolines/dépression karstique	(Čonč <i>et al.</i> , 2024)	Distance euclidienne en m aux différents types de dépression karstiques et dolines après els avoir identifiées.
Distance aux falaises	(Filla <i>et al.</i> , 2017 ; Čonč <i>et al.</i> , 2024)	Distance euclidienne en m aux falaises (hauteur \geq ? M), détectées grâce à leur pente (falaises quand pente $\geq 54^\circ$).
Distance aux grottes	(Filla <i>et al.</i> , 2017 ; Čonč <i>et al.</i> , 2024)	Distance euclidienne en m aux entrées des grottes identifiées.
Distance aux crêtes	(Filla <i>et al.</i> , 2017 ; Čonč <i>et al.</i> , 2024)	Distance euclidienne aux crêtes, détectées après création d'un indice de position topographique (crêtes quand TPI ≥ 1).
Distance aux affleurements rocheux	(Filla <i>et al.</i> , 2017 ; Čonč <i>et al.</i> , 2024)	Distance euclidienne en mètres aux gros rochers, regroupement de plusieurs pierres etc. dont la hauteur est ≤ 3 m.

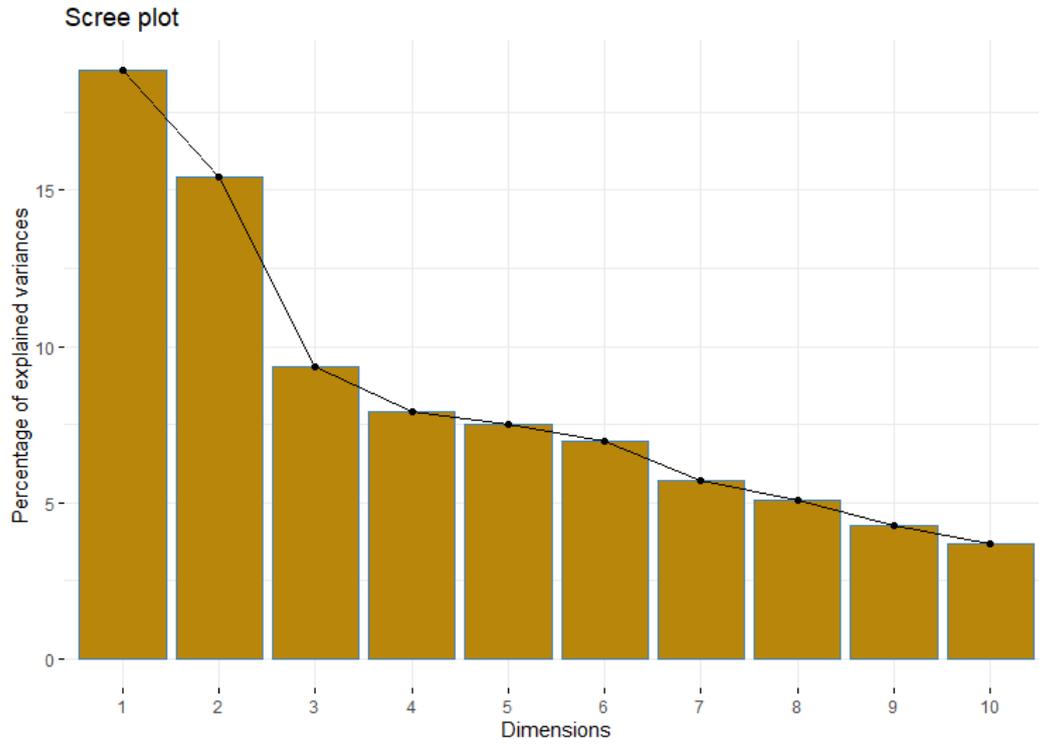
Paramètres anthropiques

Fréquentation humaine au niveau du site	(Filla <i>et al.</i> , 2017 ; Kervellec, 2020 ; Ogurtsov et Zheltukhin, 2023 ; Čonč <i>et al.</i> , 2024 ; Reydellet, 2024)	Taux de visite du site par les humains, influence négativement la détection du lynx.
Distance aux voiries et densité de voiries.	(Rolland <i>et al.</i> , 2011 ; Filla <i>et al.</i> , 2017 ; Molinari-Jobin <i>et al.</i> , 2018 ; Kervellec, 2020 ; Schmidt <i>et al.</i> , 2023 ; Čonč <i>et al.</i> , 2024 ; Reydellet, 2024)	Distance euclidienne en mètres, et part du paysage immédiat de la caméra occupé par des voies de passages.
Typologie des voies	(Čonč <i>et al.</i> , 2024)	Voie primaires (nationales), secondaire (départementales), tertiaires (communales et autres voies goudronnées), chemins (forestier, de randonnées, et autres voies en terre).
Distances aux habitations et autres zones urbanisées	(Rolland <i>et al.</i> , 2011 ; Filla <i>et al.</i> , 2017 ; Molinari-Jobin <i>et al.</i> , 2018 ; Ogurtsov et Zheltukhin, 2023 ; Schmidt <i>et al.</i> , 2023 ; Čonč <i>et al.</i> , 2024 ; Reydellet, 2024 ; Serva <i>et al.</i> , 2025)	Distance euclidienne en mètre aux habitations dans le paysage immédiat des pièges photographiques.

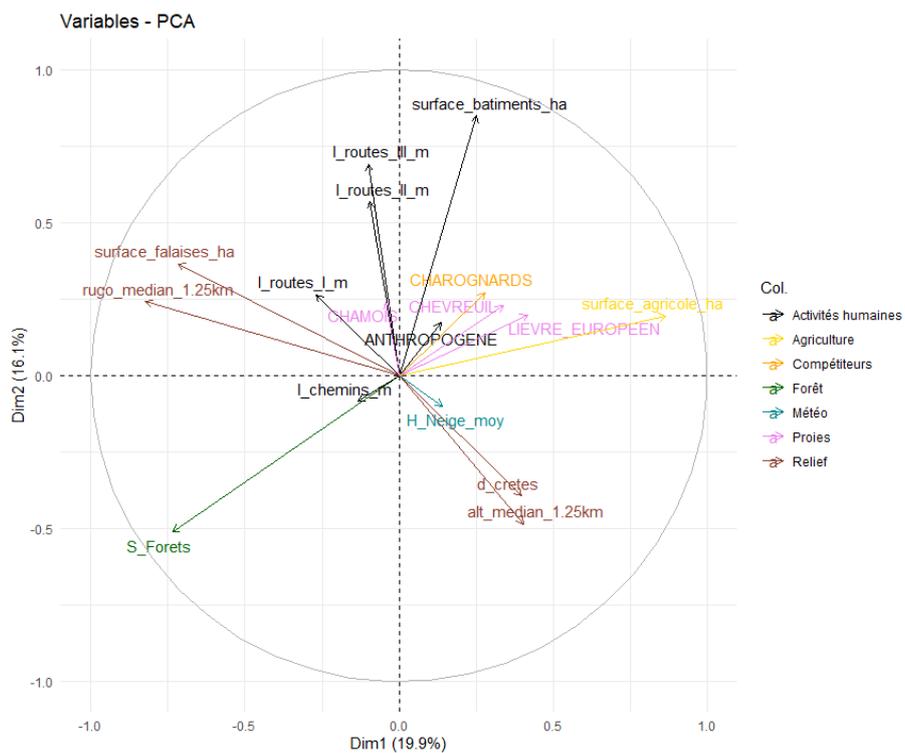
Paramètres biologiques de l'espèce d'intérêt

Période d'activité saisonnière propre à l'espèce d'intérêt.	(Rolland <i>et al.</i> , 2011 ; Filla <i>et al.</i> , 2017 ; Molinari-Jobin <i>et al.</i> , 2018 ; Kervellec, 2020 ; Iosif <i>et al.</i> , 2022 ; Ogurtsov et Zheltukhin, 2023 ; Čonč <i>et al.</i> , 2024 ; Reydellet, 2024)	Le niveau d'activité d'une espèce va dépendre des saisons or sa détection va dépendre de son niveau d'activité.
Densité des proies principales et secondaires	(Rolland <i>et al.</i> , 2011 ; Filla <i>et al.</i> , 2017 ; Molinari-Jobin <i>et al.</i> , 2018 ; Kervellec, 2020 ; Reydellet, 2024 ; Serva <i>et al.</i> , 2025)	Présence des proies principales du lynx (chevreuil et chamois) et des proies secondaires (faon de cerf, sanglier, renard, lièvre européen etc.)

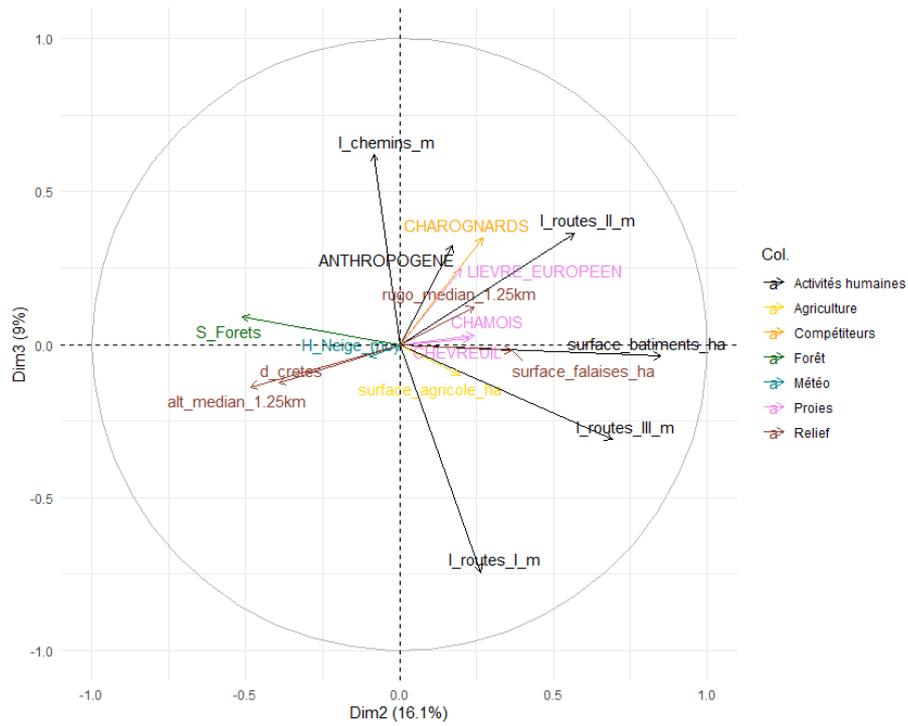
Annexe 7A : Eboulis des valeurs propres de l'ACP, réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 1.25 * 1.25 km.



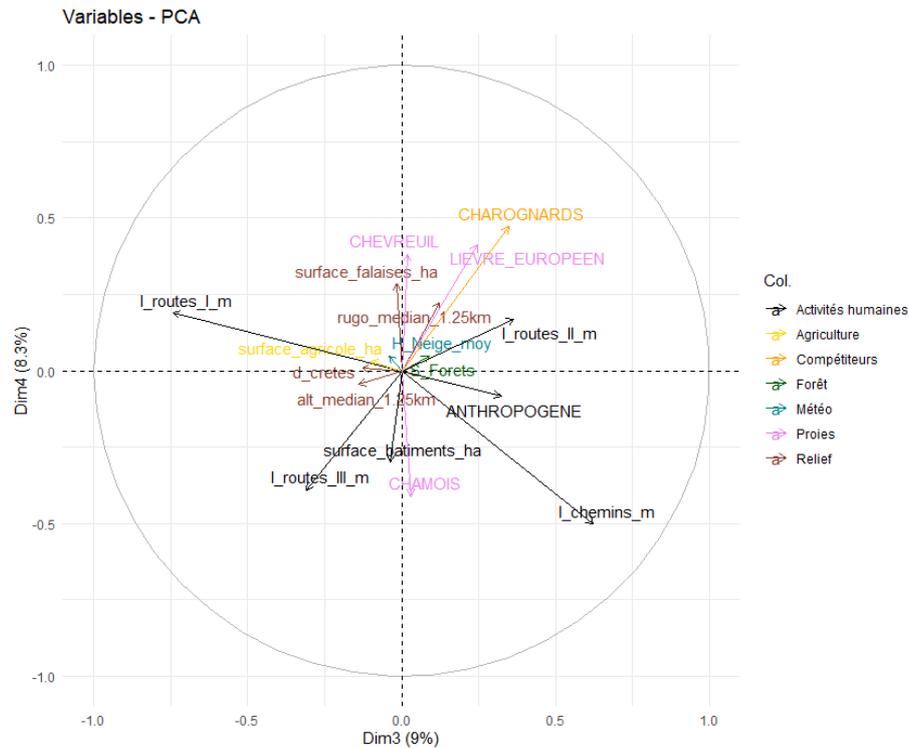
Annexe 7B : Graphique des variables sur les dimensions 1 et 2 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 1.25 * 1.25 km.



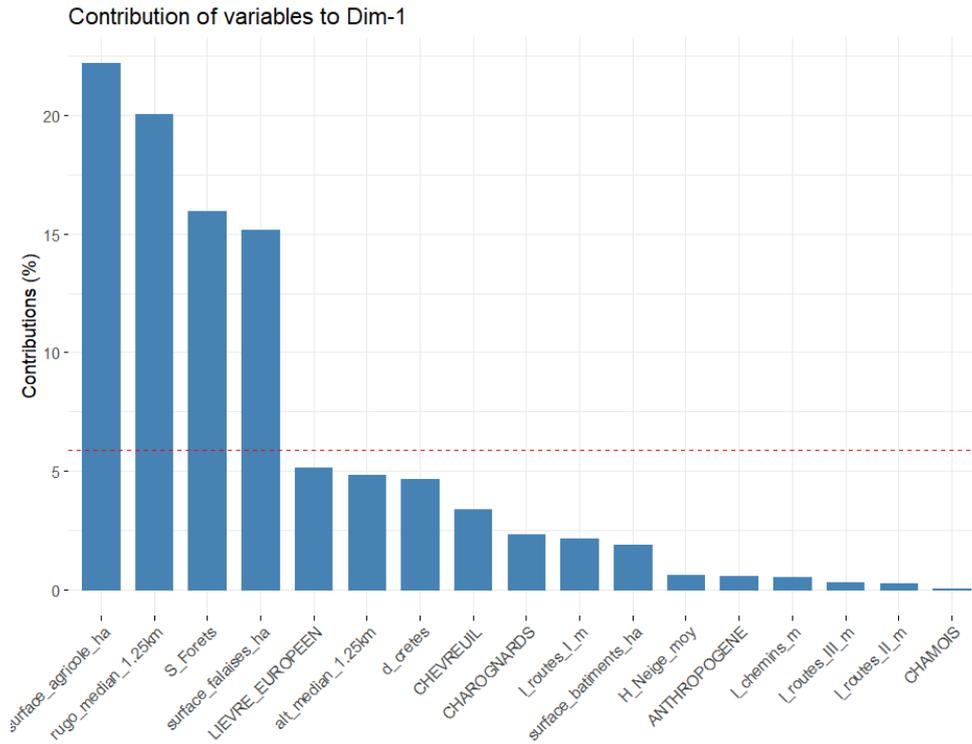
Annexe 7C : Graphique des variables sur les dimensions 2 et 3 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 1.25 * 1.25 km.



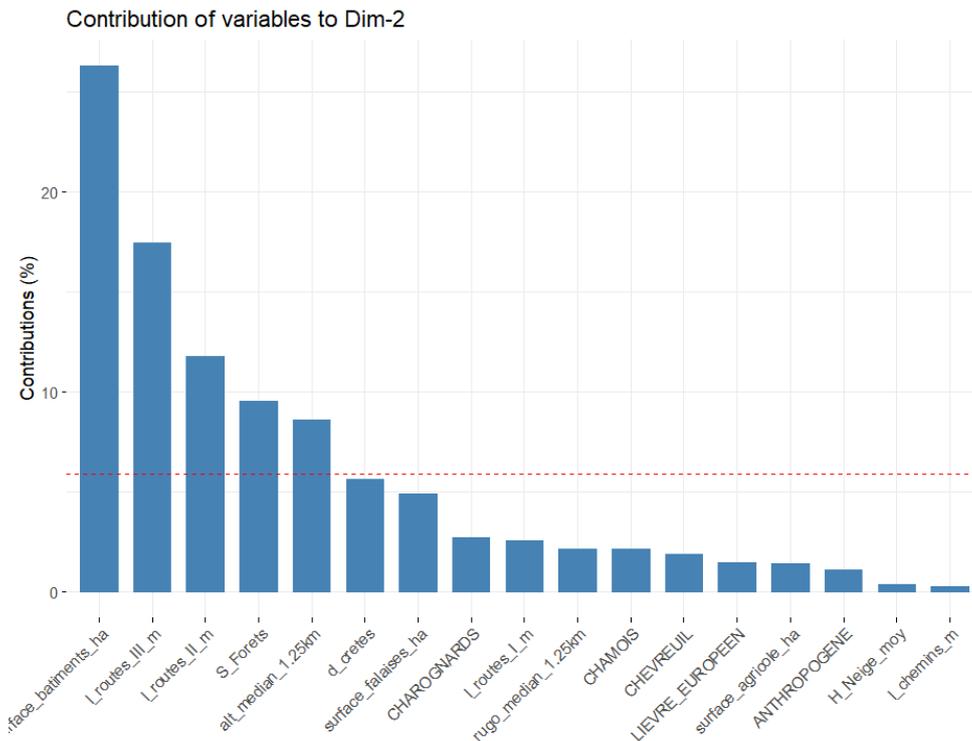
Annexe 7D : Graphique des variables sur les dimensions 3 et 4 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 1.25 * 1.25 km.



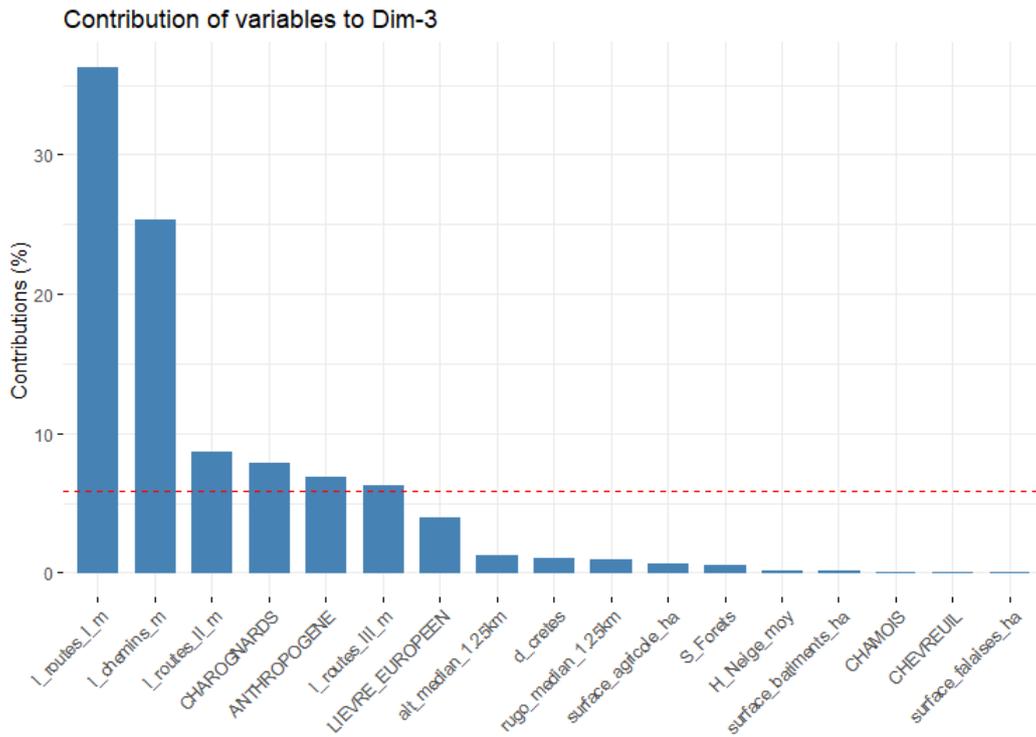
Annexe 7E : Contributions des variables à la dimension 1 de l'ACP pour le buffer de 1.25*1.25 km.



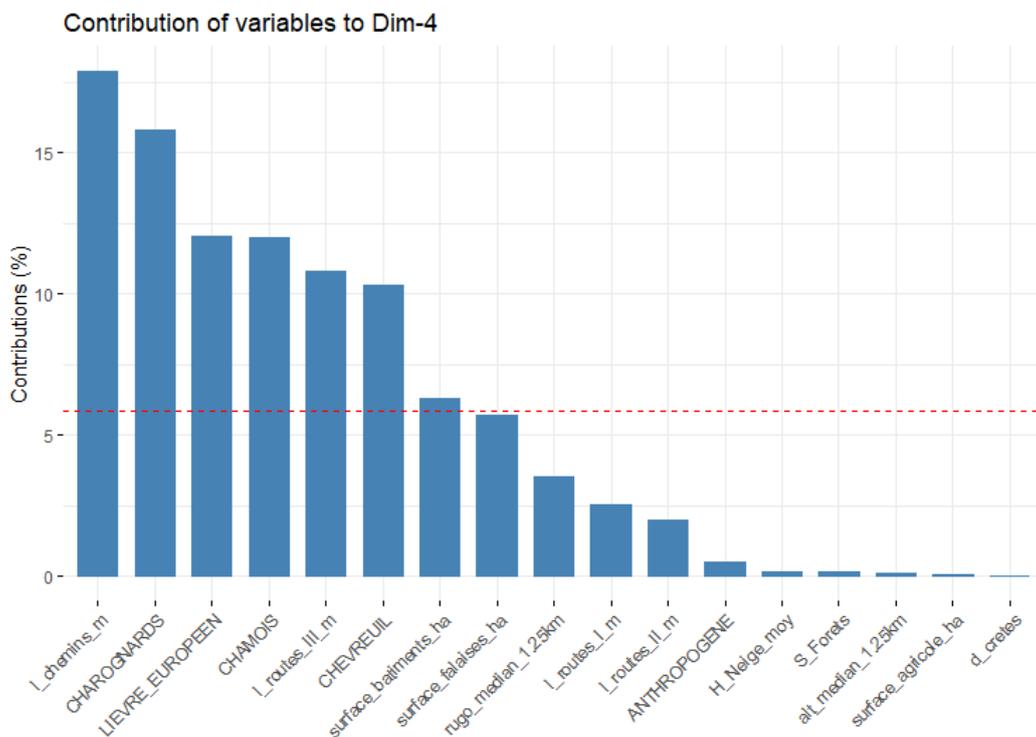
Annexe 7F : Contributions des variables à la dimension 2 de l'ACP pour le buffer de 1.25*1.25 km.



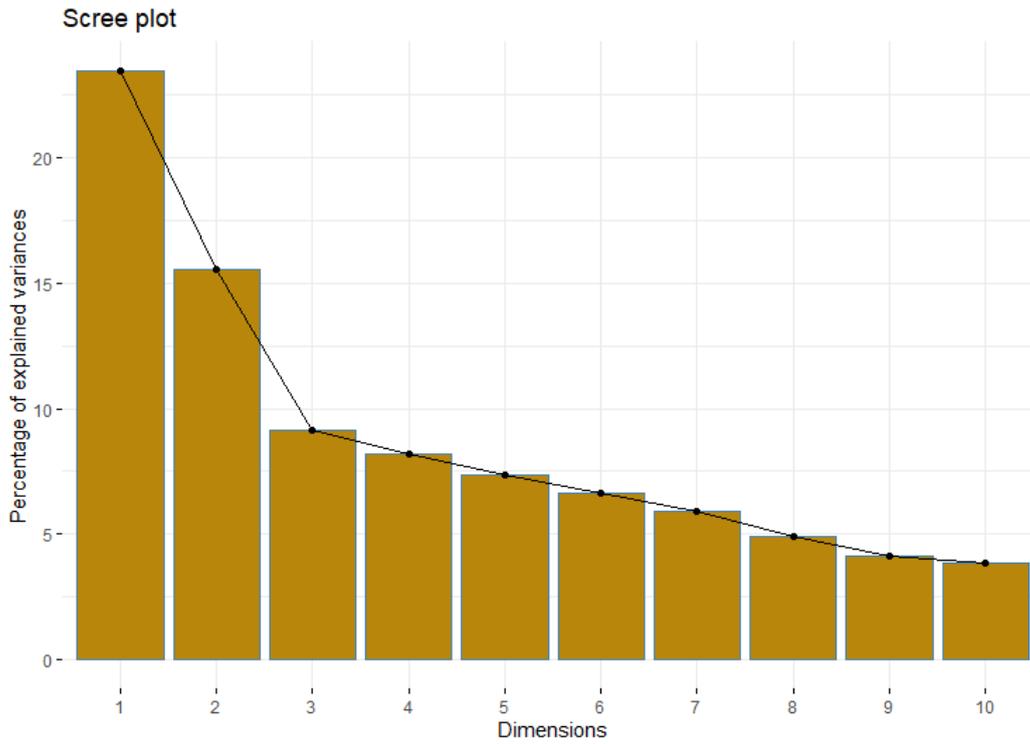
Annexe 7G : Contributions des variables à la dimension 3 de l'ACP pour le buffer de 1.25*1.25 km.



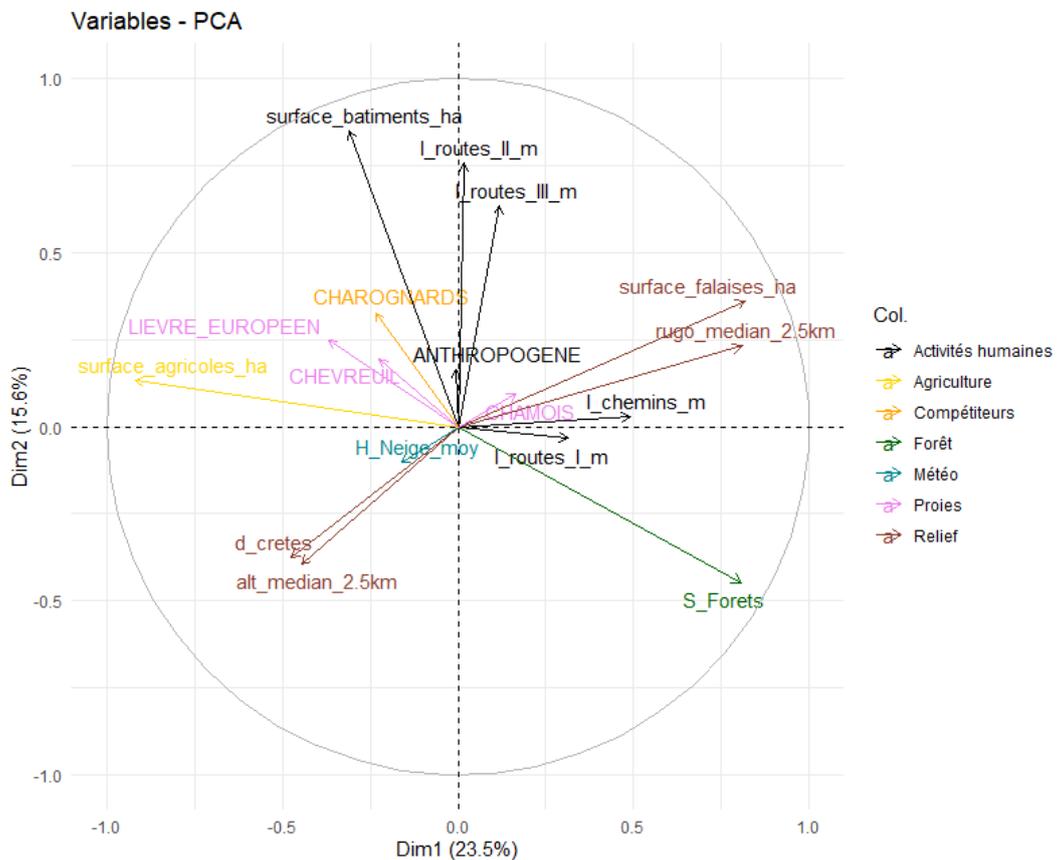
Annexe 7H : Contributions des variables à la dimension 4 de l'ACP pour le buffer de 1.25*1.25 km.



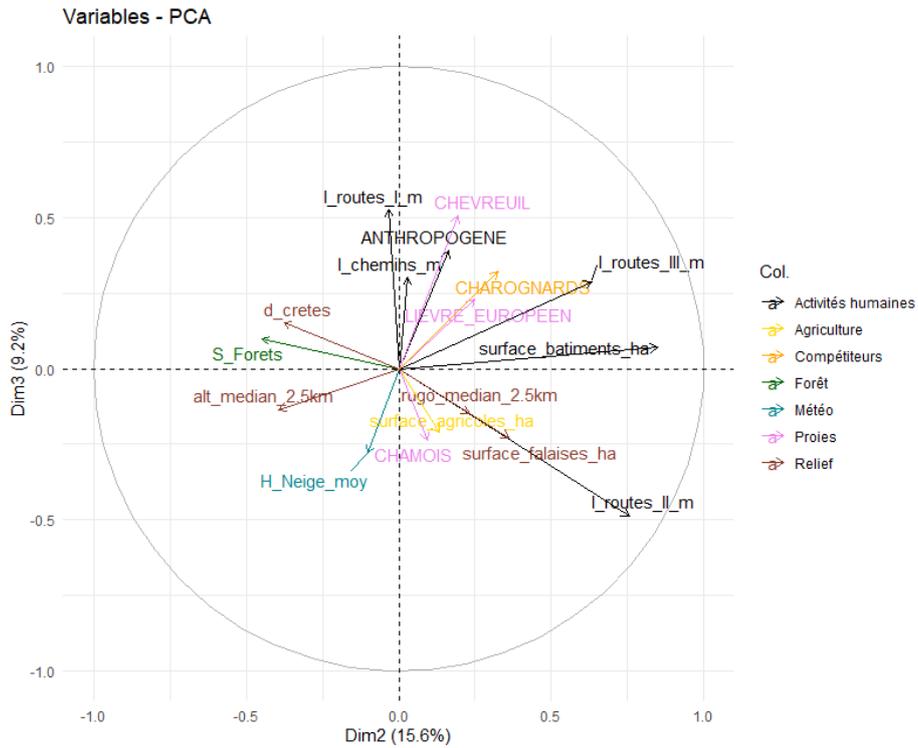
Annexe 8A : Eboulis des valeurs propres de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 2.5*2.5 km.



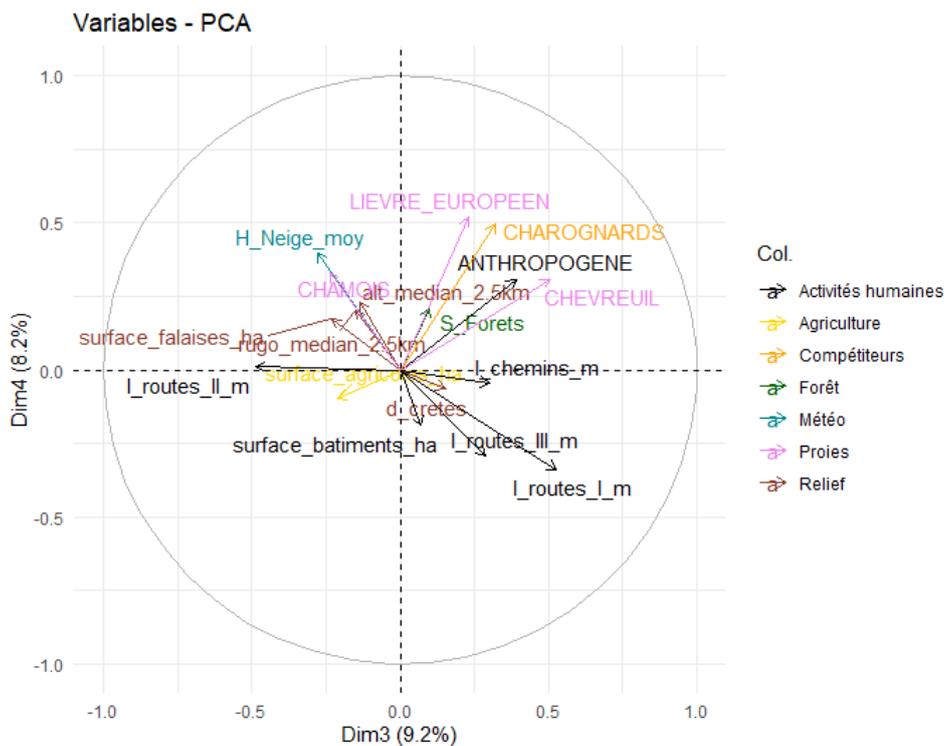
Annexe 8B : Graphique des variables sur les dimensions 1 et 2 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.



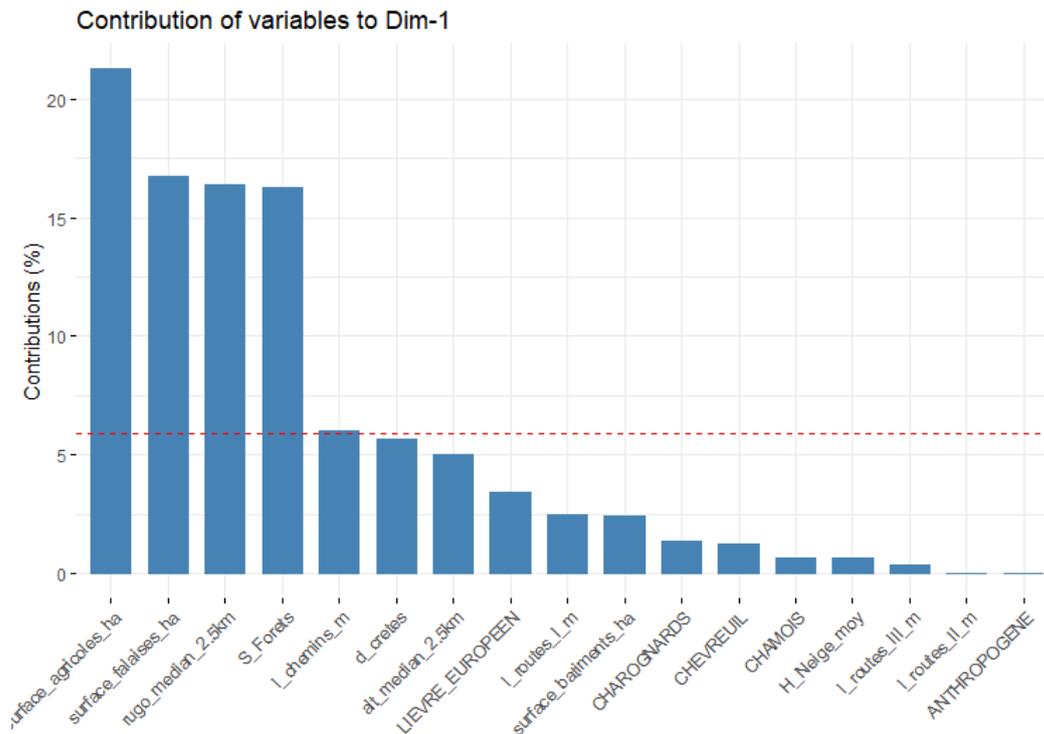
Annexe 8C : Graphique des variables sur les dimensions 2 et 3 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.



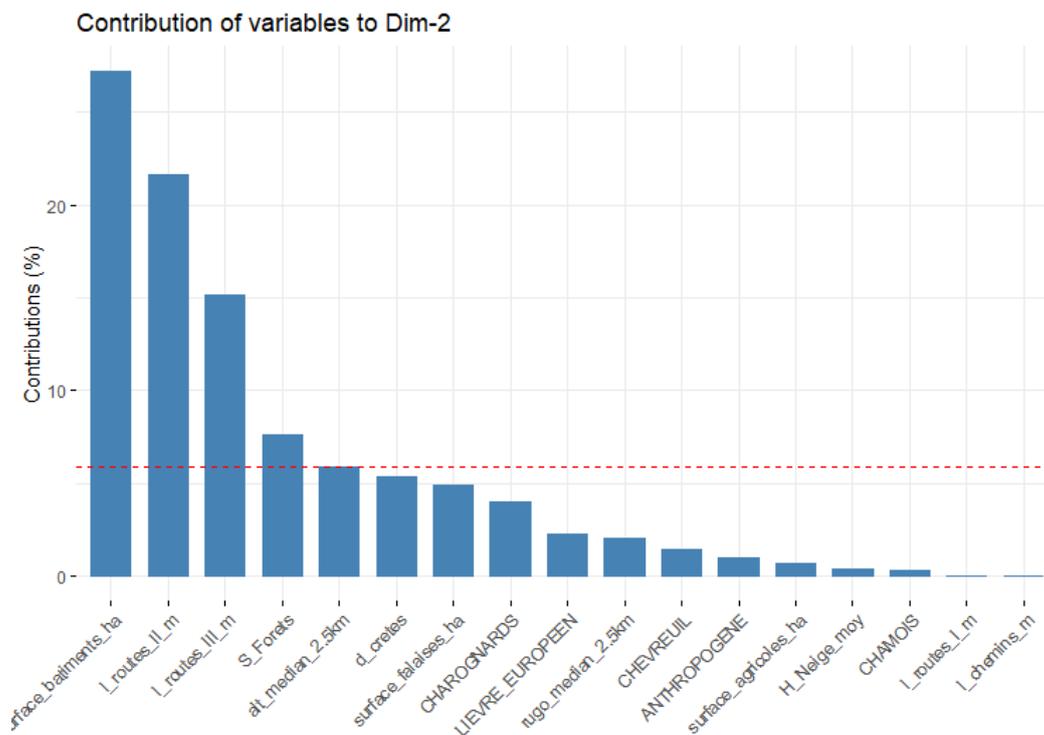
Annexe 8D : Graphique des variables sur les dimensions 3 et 4 de l'ACP réalisée sur les covariables environnementales pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.



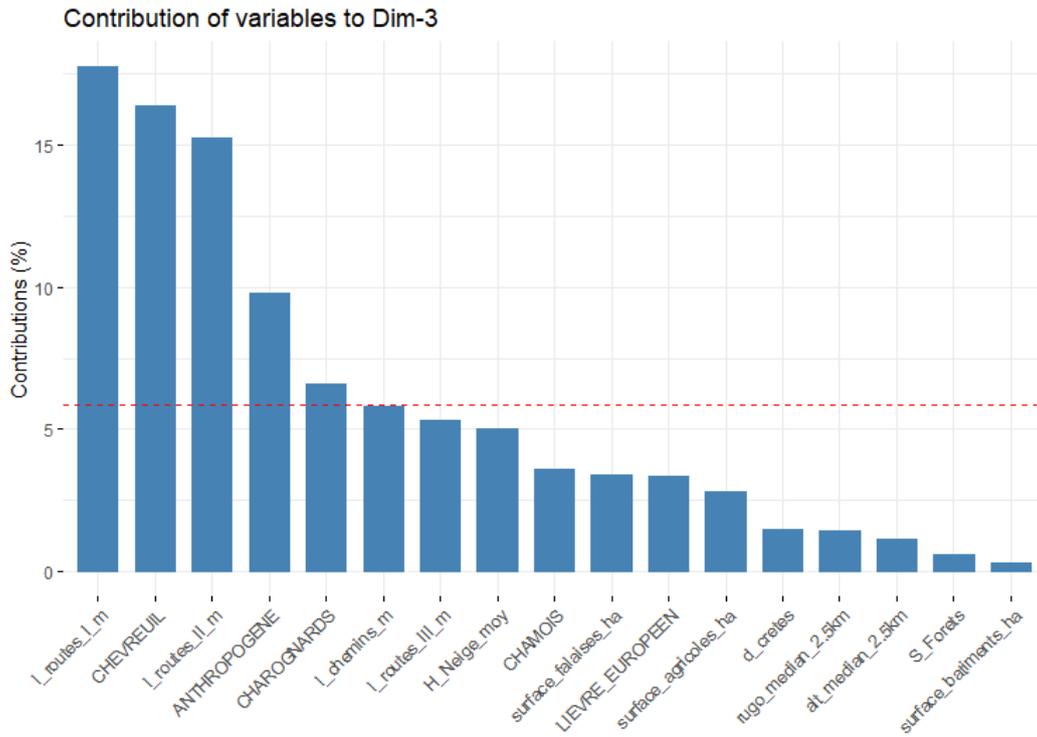
Annexe 8E : Contributions des variables à la dimension 1 de l'ACP pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.



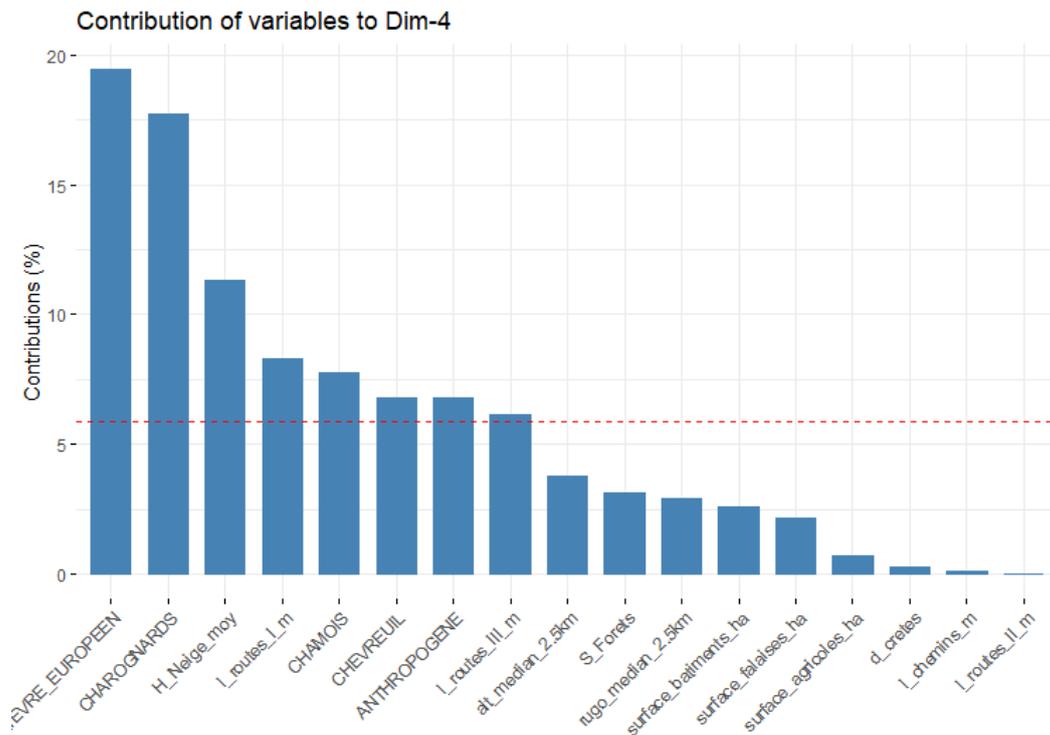
Annexe 8F : Contributions des variables à la dimension 2 de l'ACP pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.



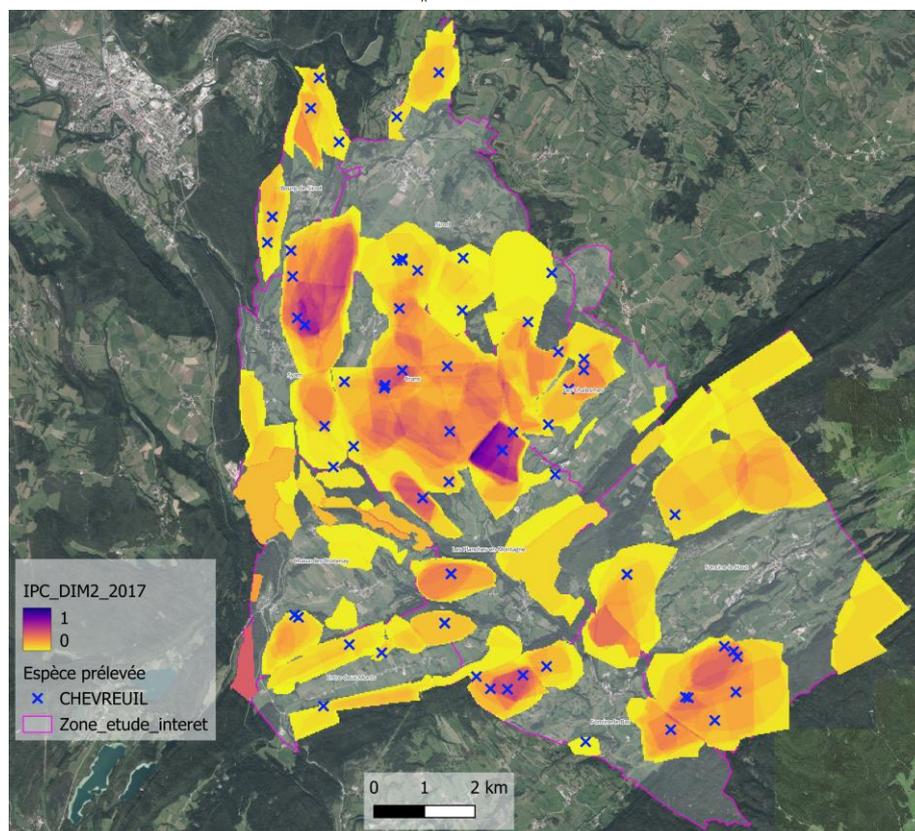
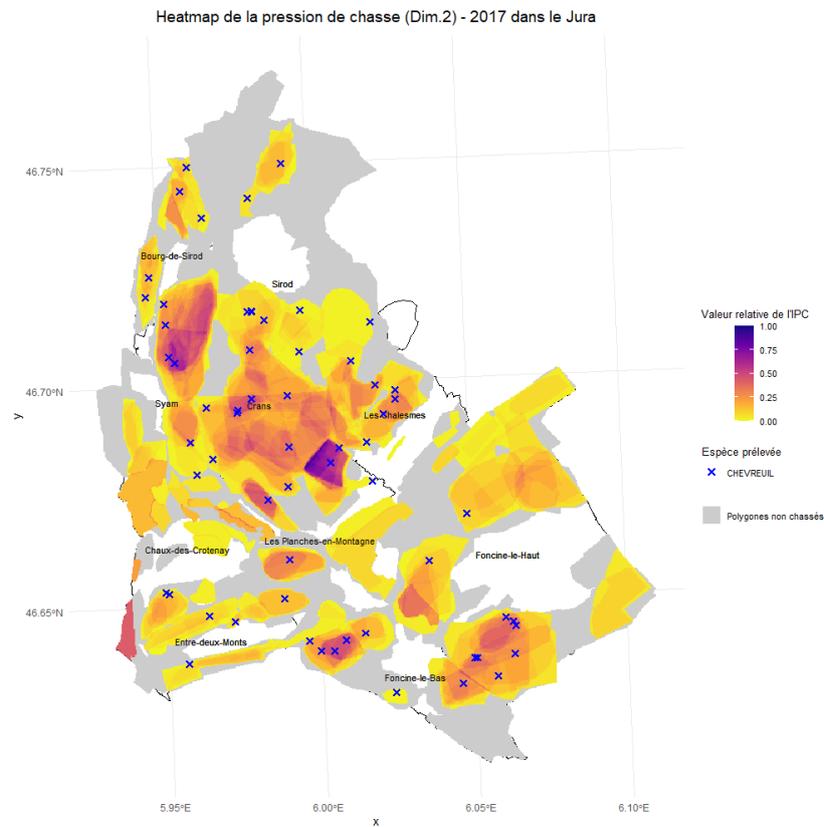
Annexe 8G : Contributions des variables à la dimension 3 de l'ACP pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.



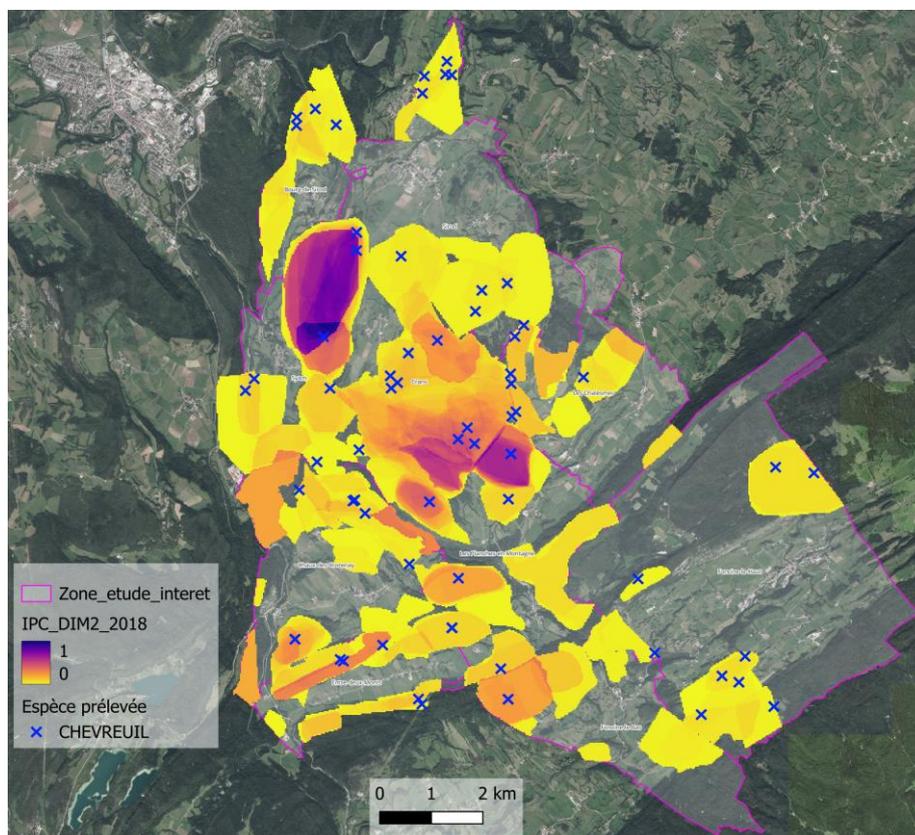
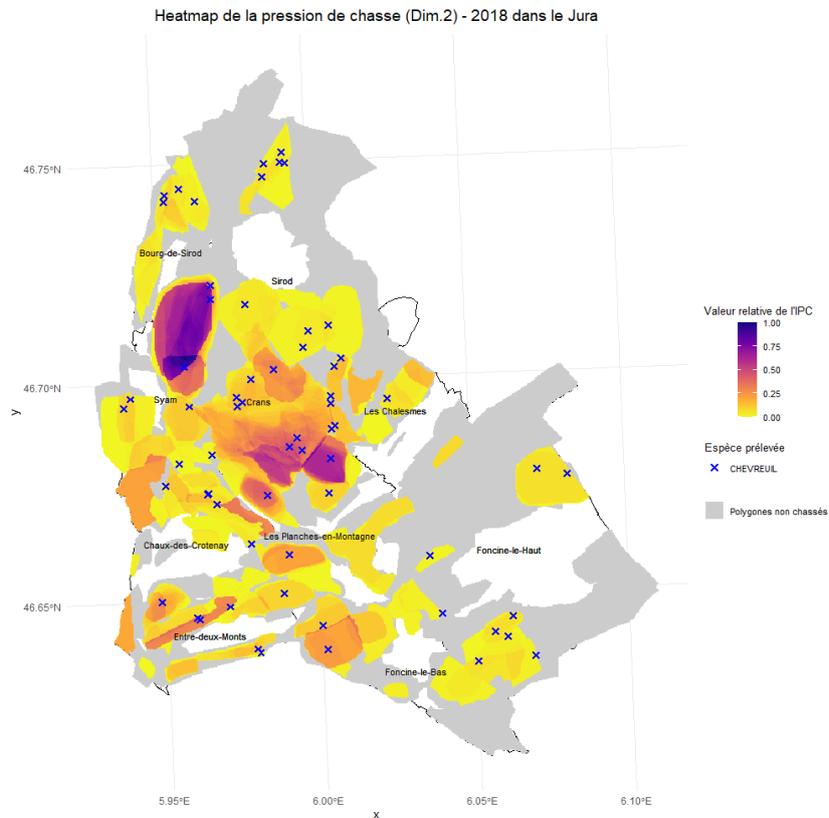
Annexe 8H : Contributions des variables à la dimension 4 de l'ACP pour le buffer de 2.5 * 2.5 km.



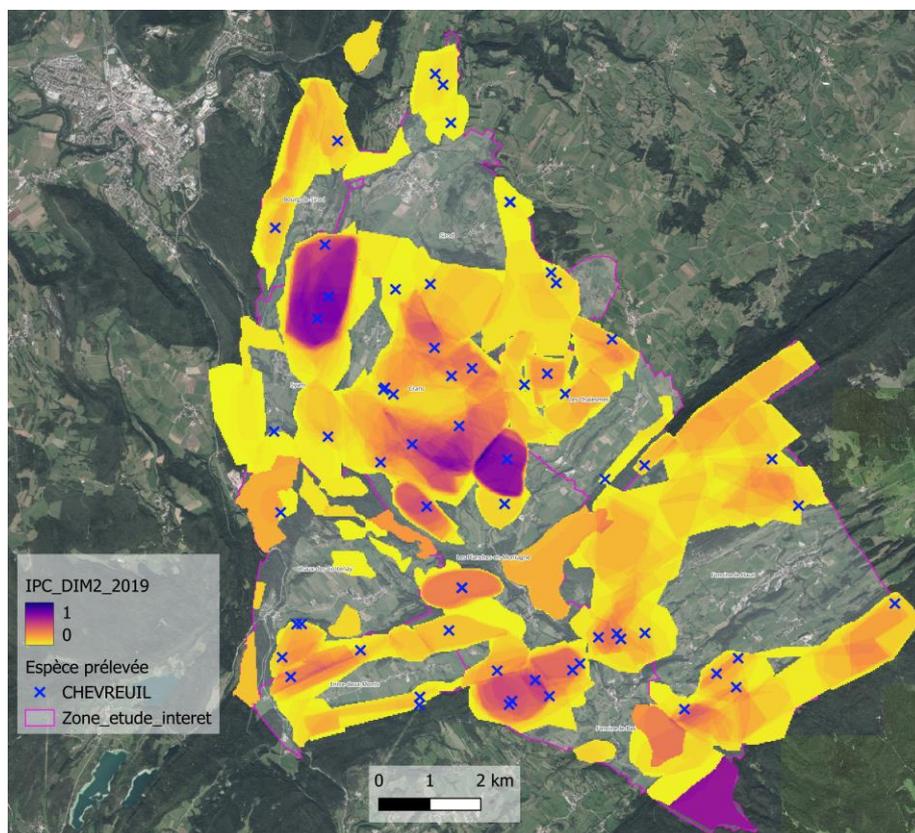
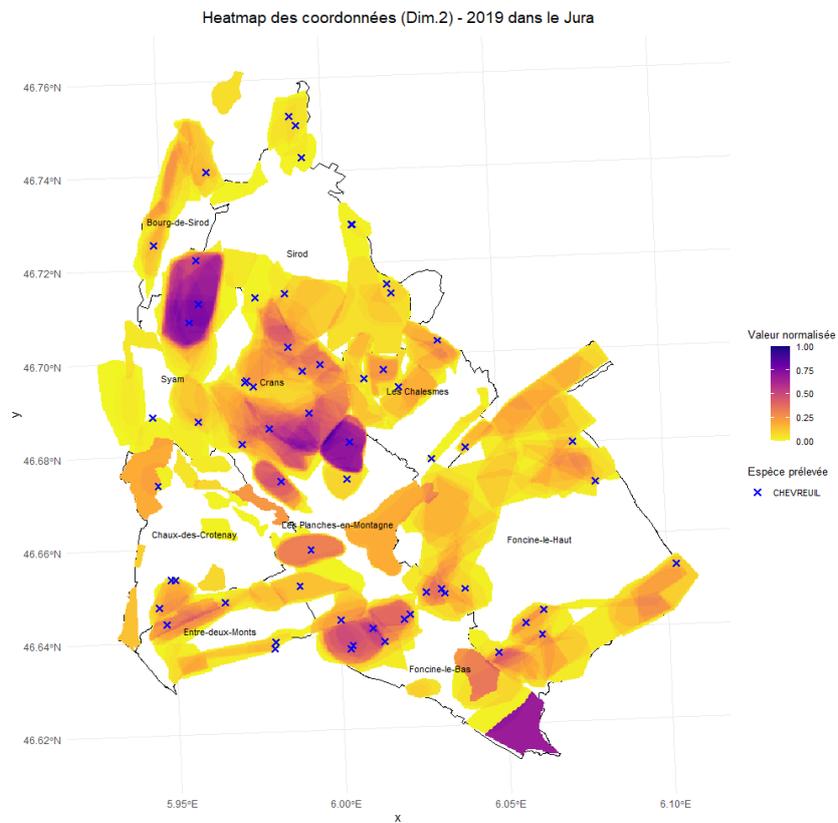
Annexe 9A : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2017, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).



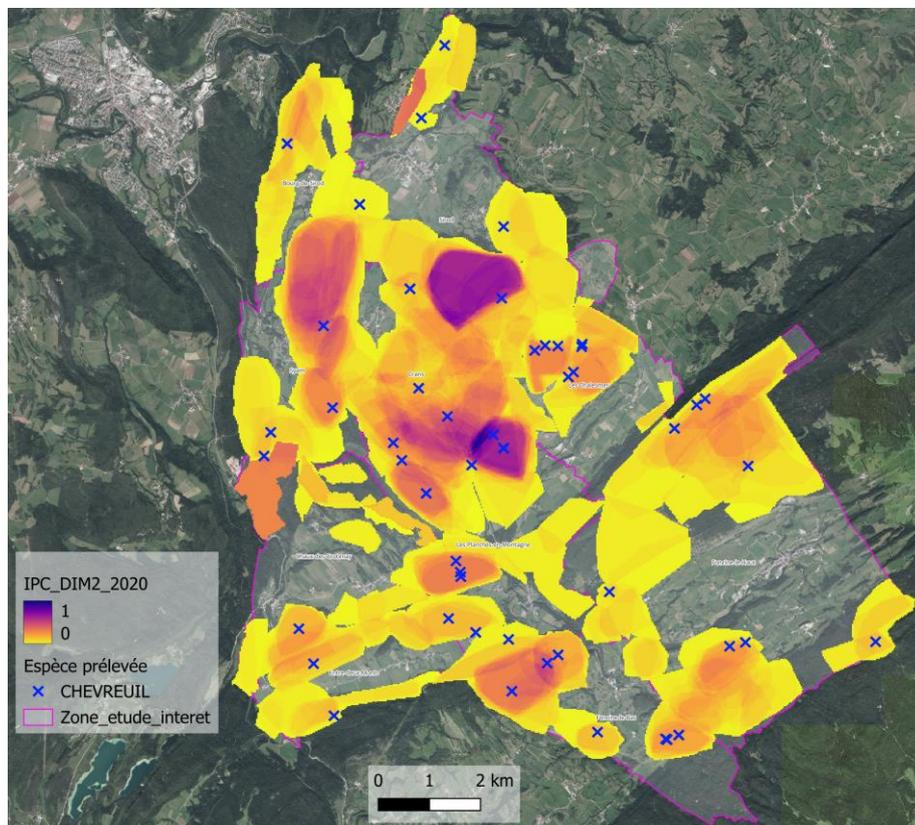
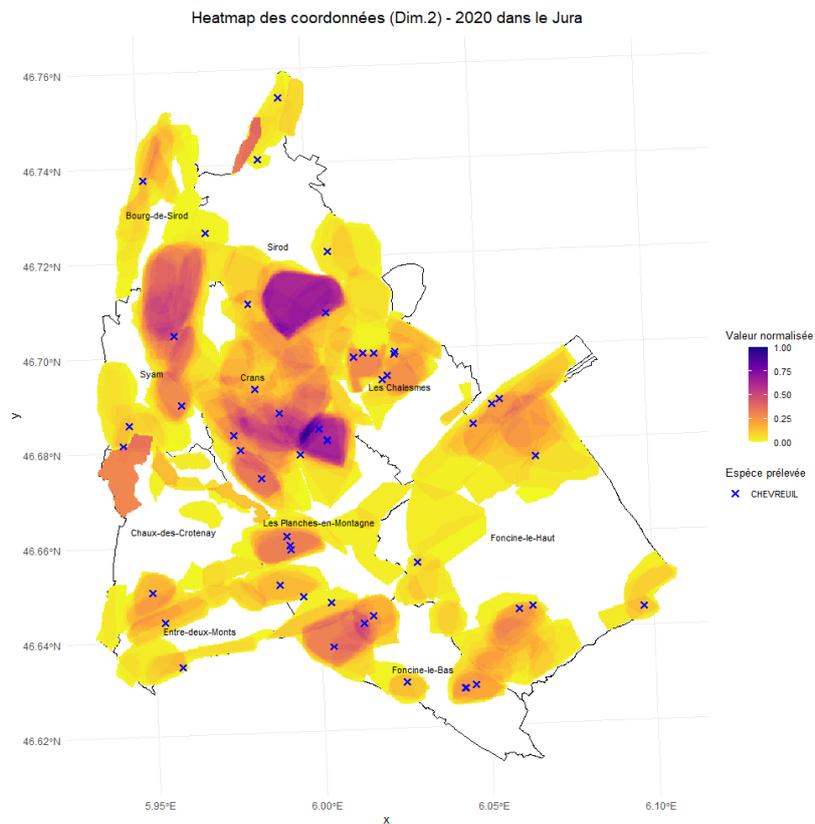
Annexe 9B : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2018, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).



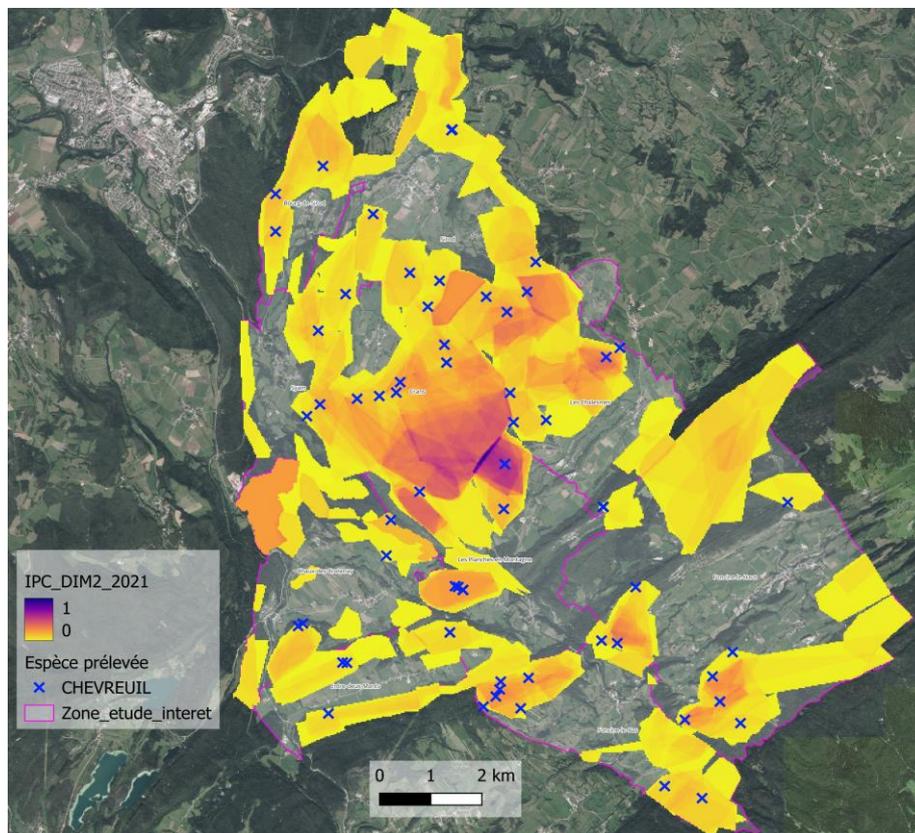
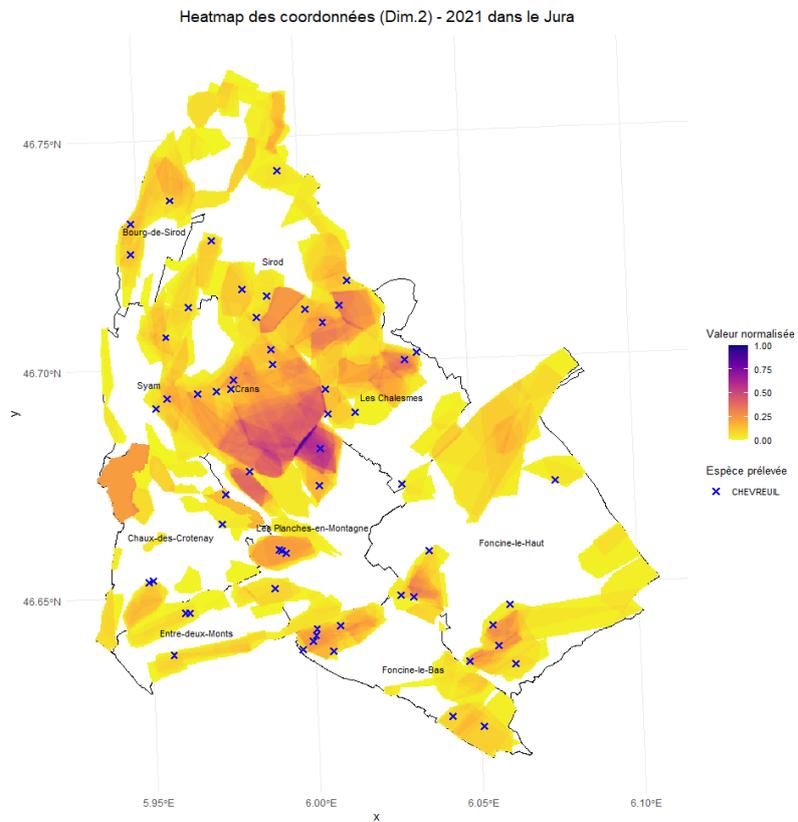
Annexe 9C : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2019, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).



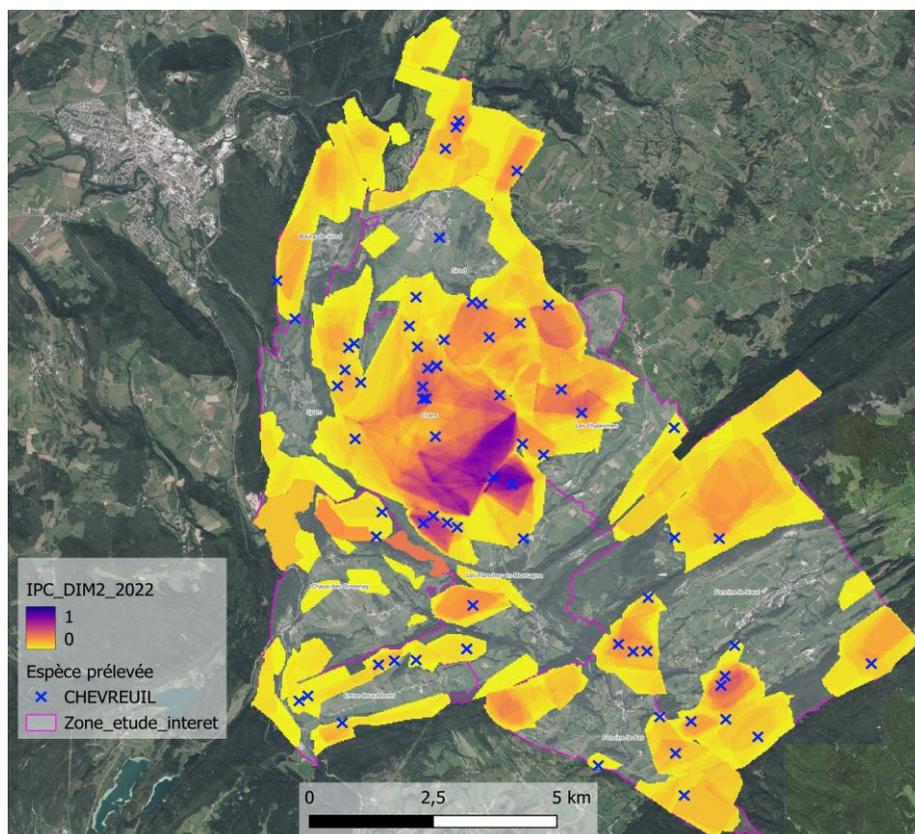
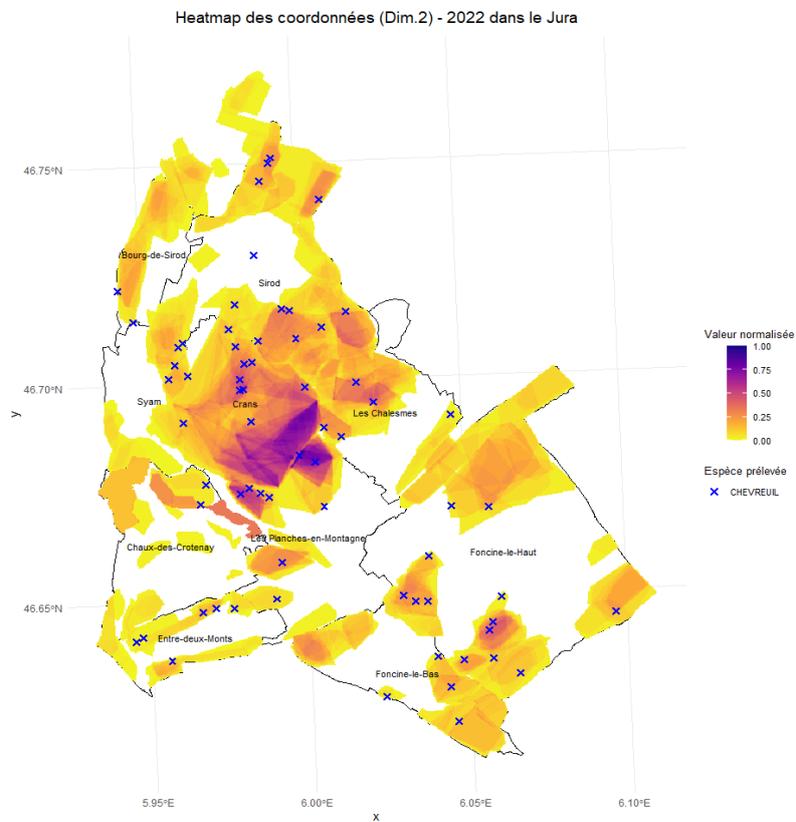
Annexe 9D : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2020, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).



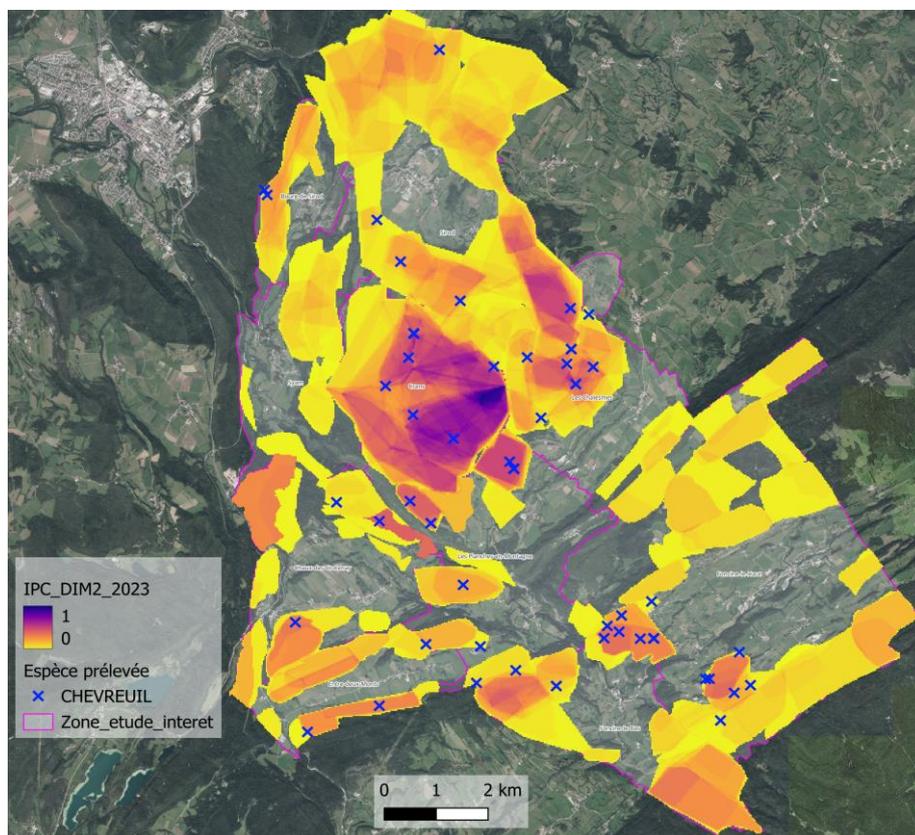
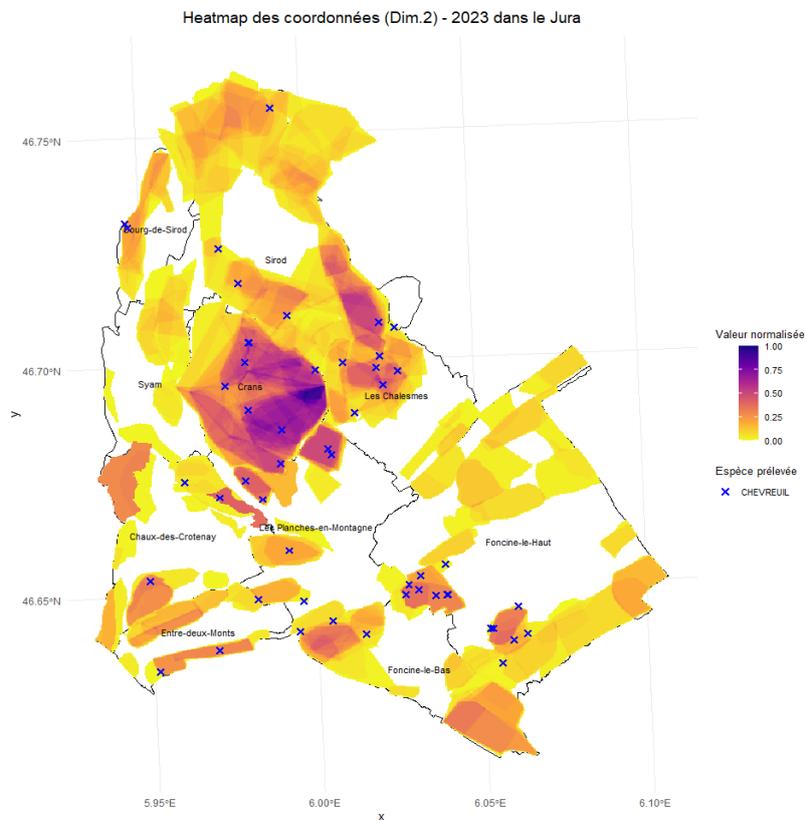
Annexe 9E : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2021, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).



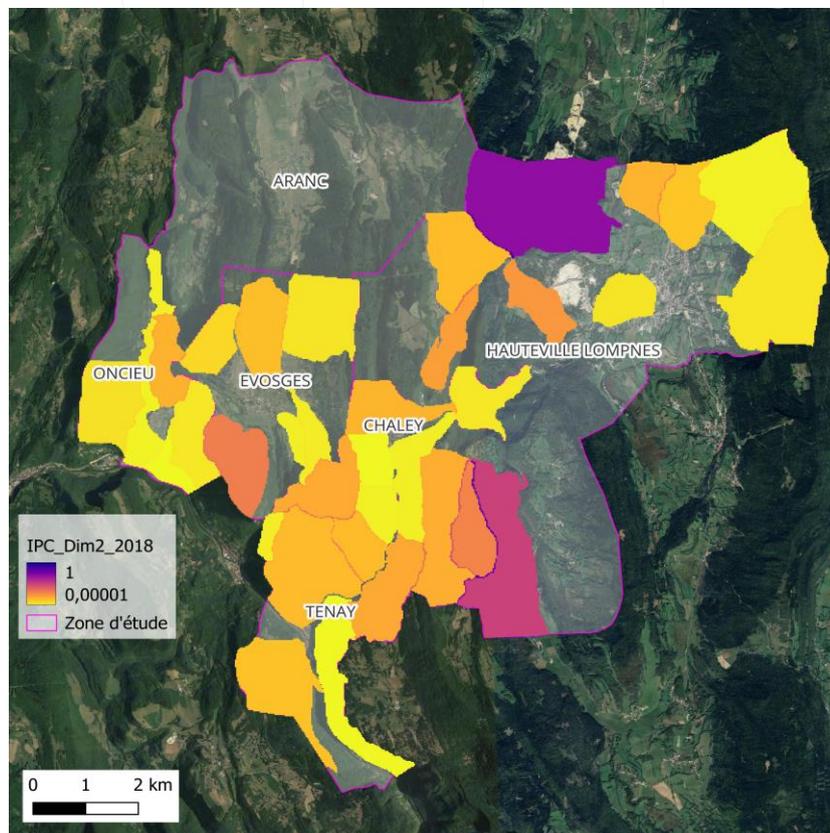
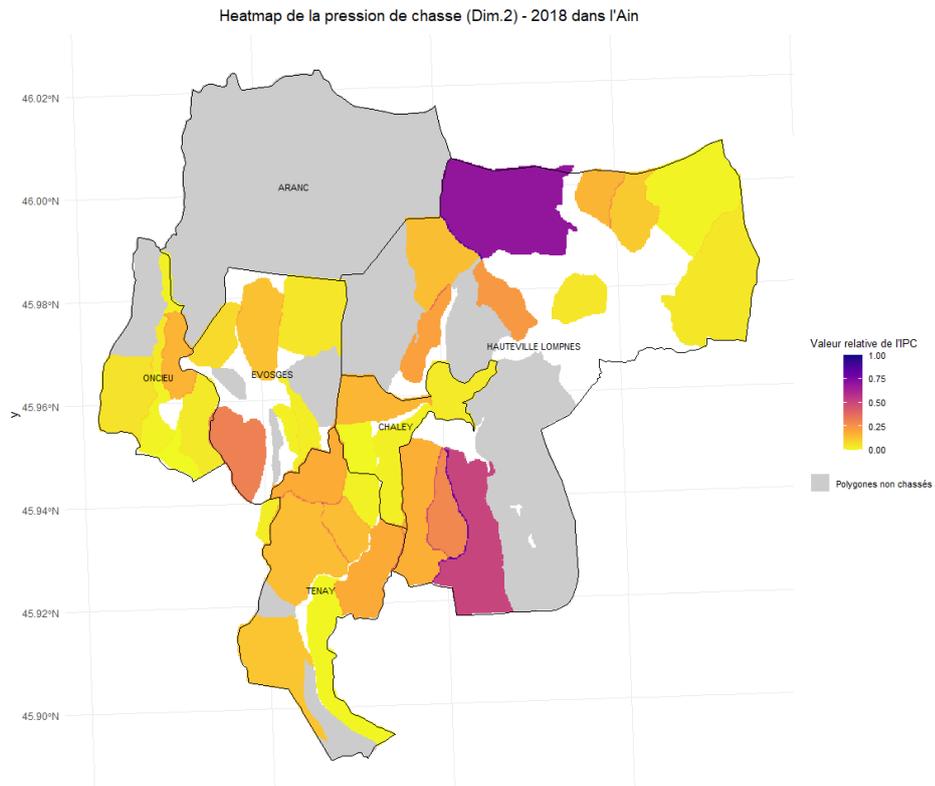
Annexe 9F : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2022, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).



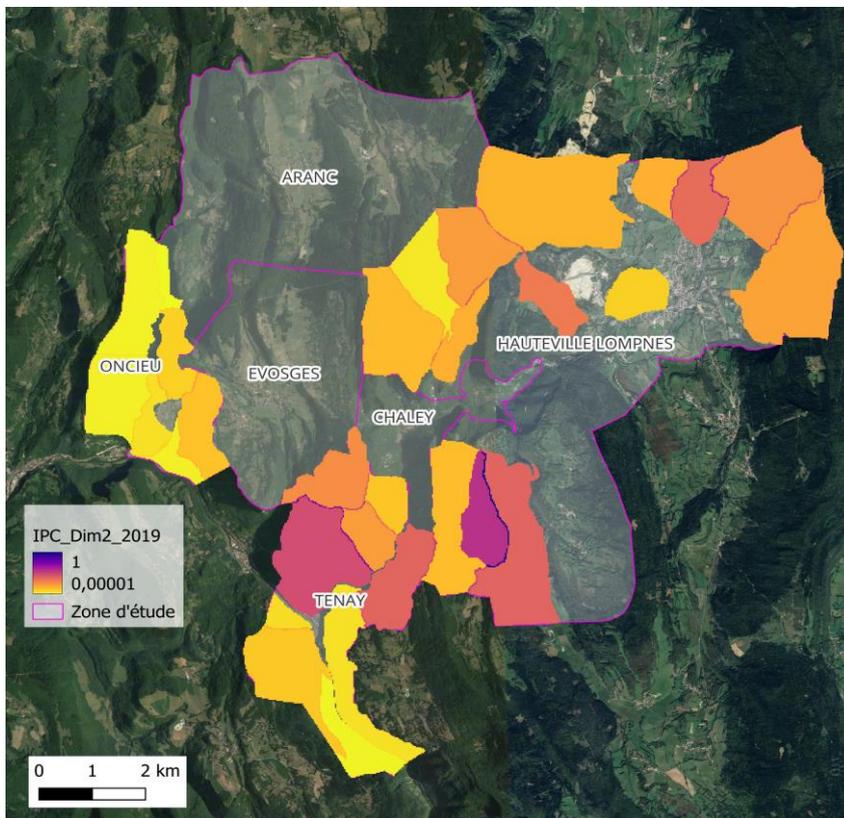
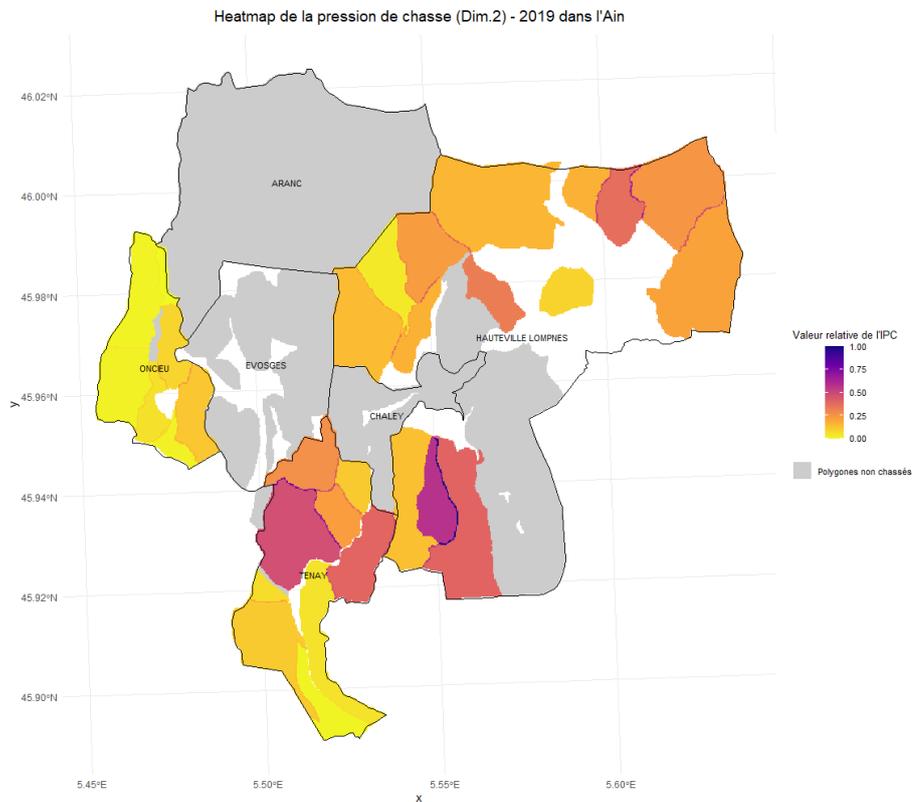
Annexe 9G : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison 2023, avec et sans fond satellite pour la zone d'étude du Jura (Source : R studio et QGIS).



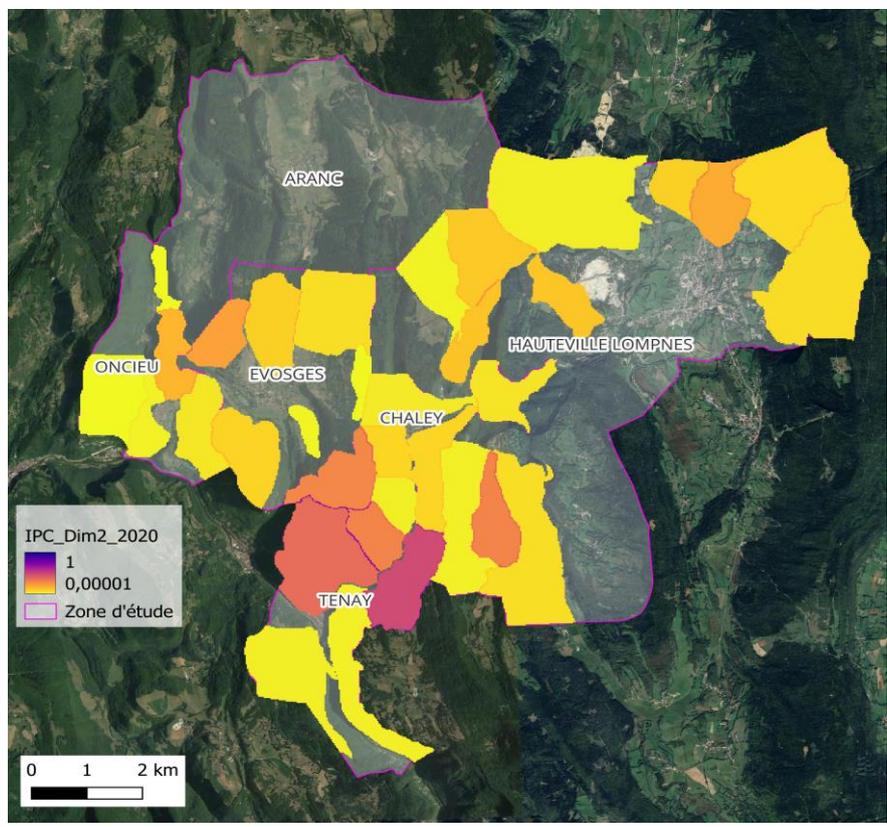
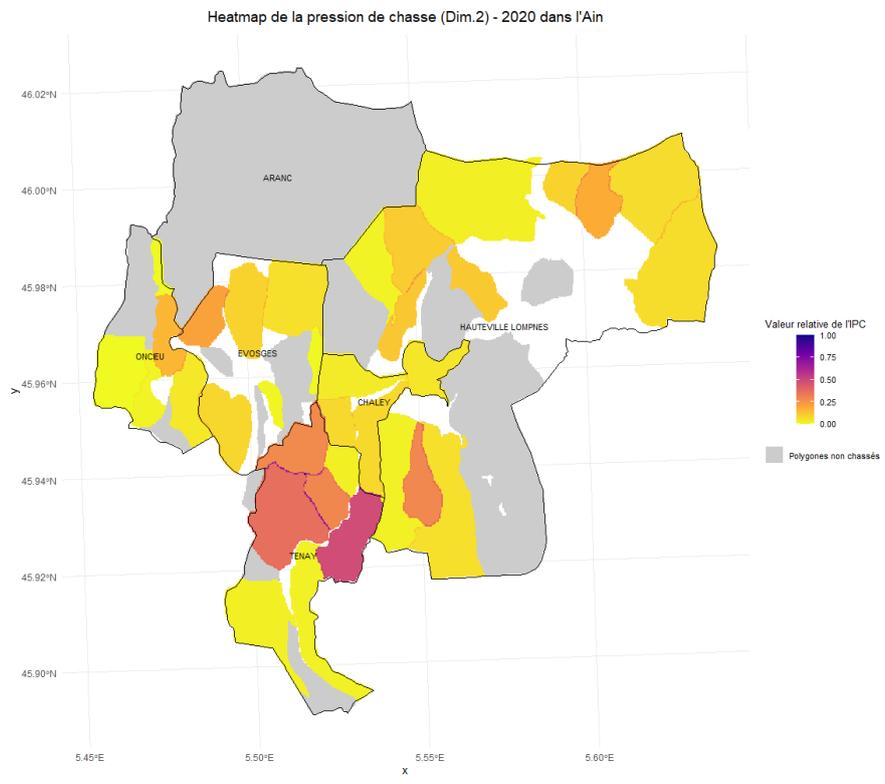
Annexe 10A : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2018, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS).



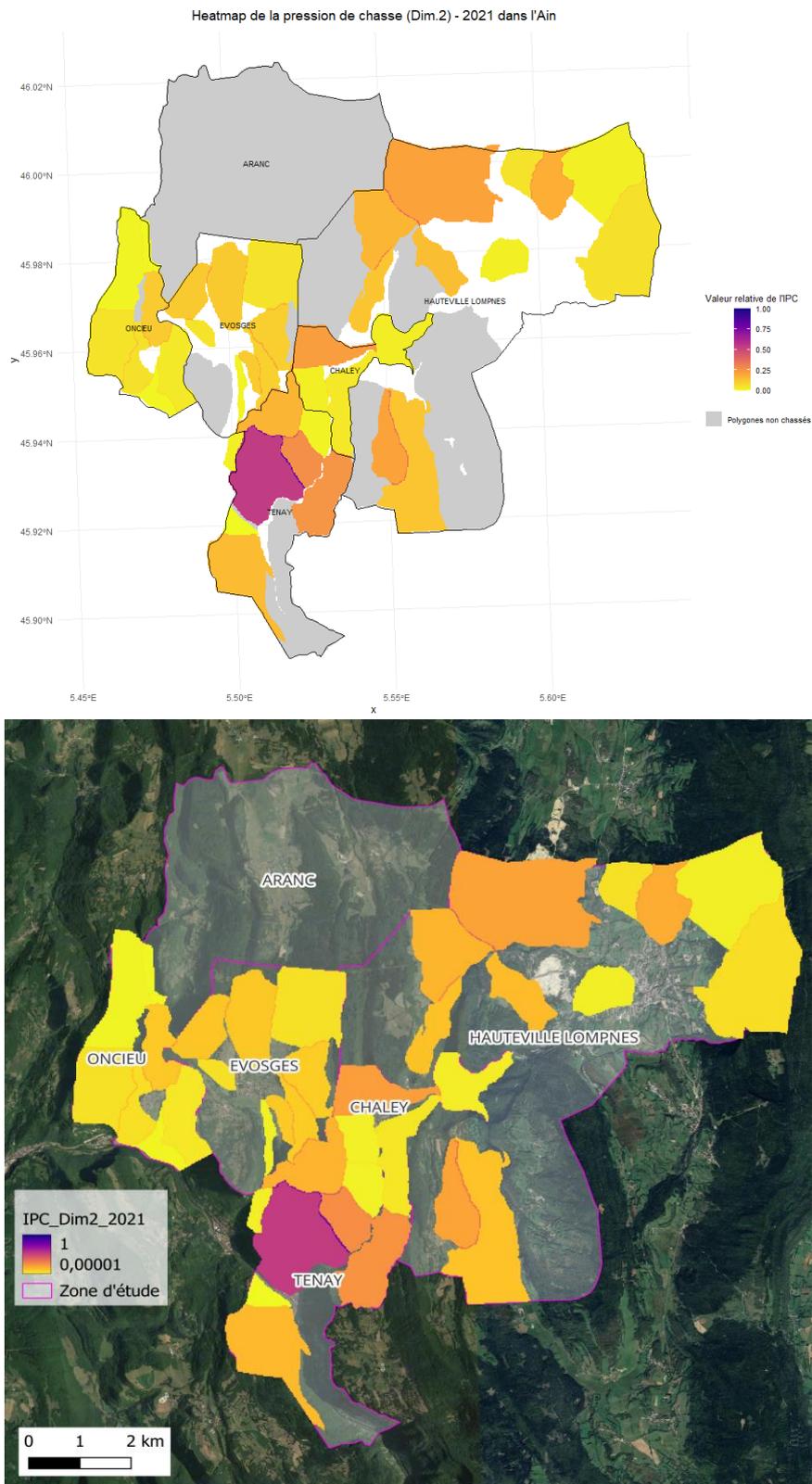
Annexe 10B : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2019, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS).



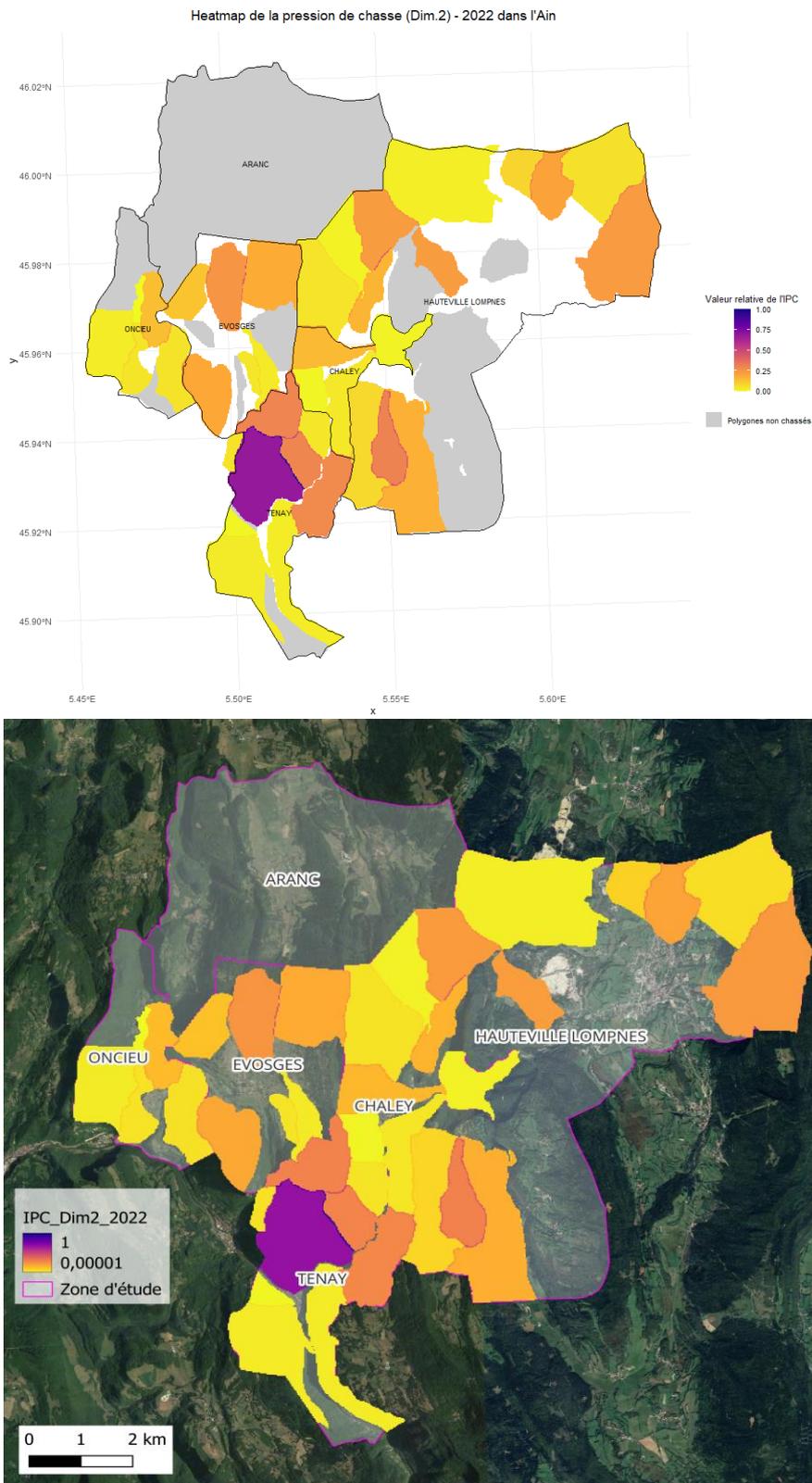
Annexe 10C : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2020, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS).



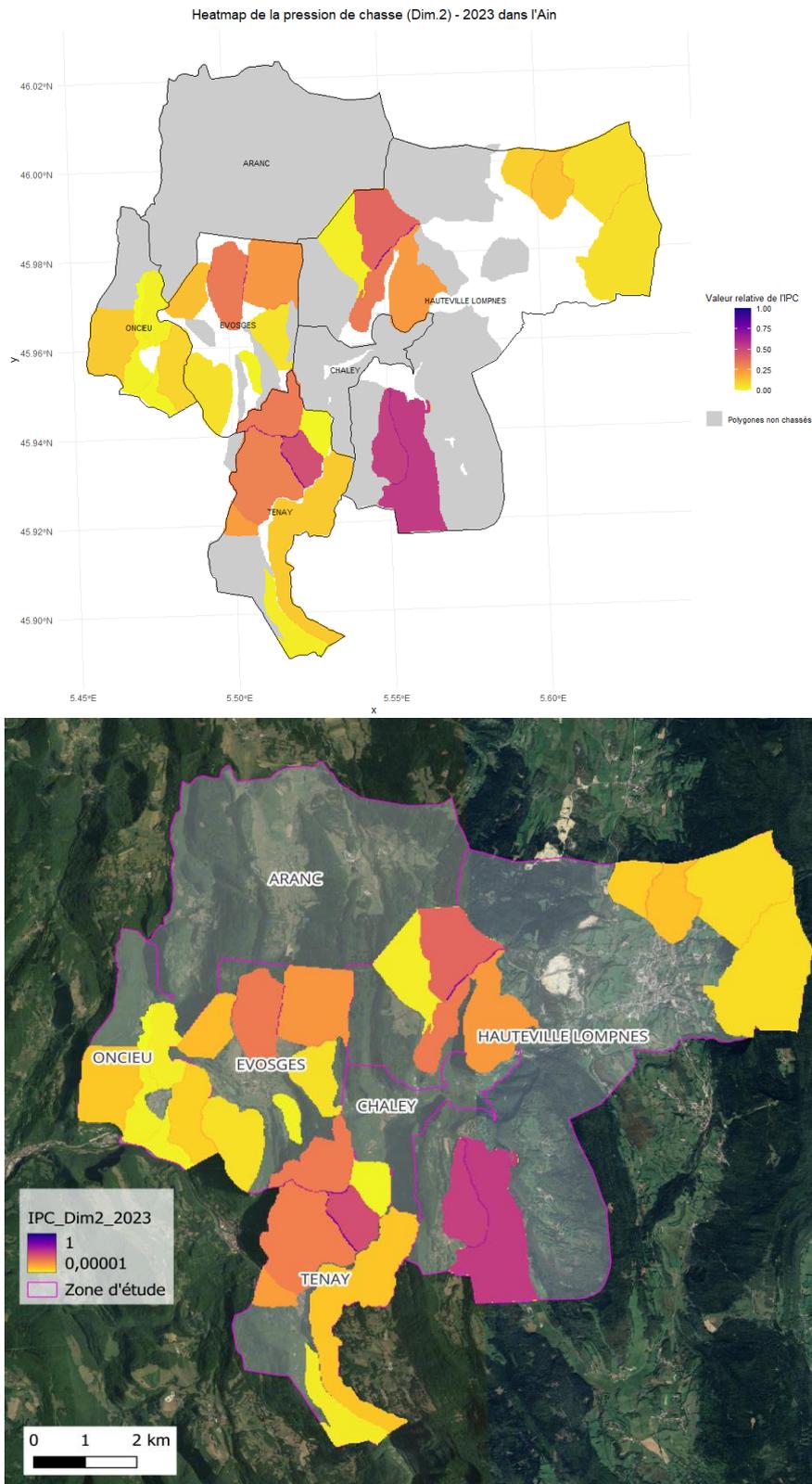
Annexe 10D : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2021, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS).



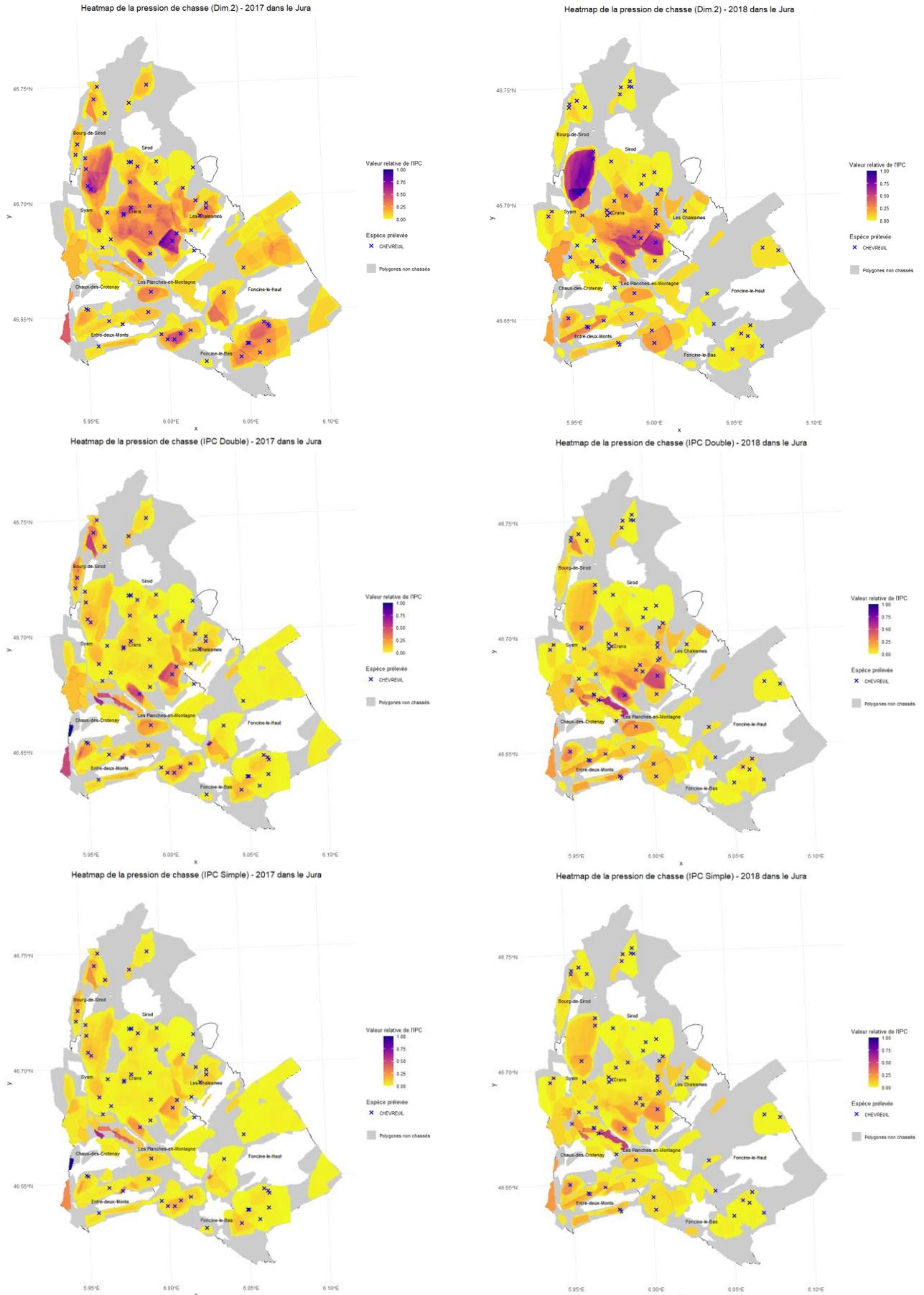
Annexe 10E : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2022, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS).

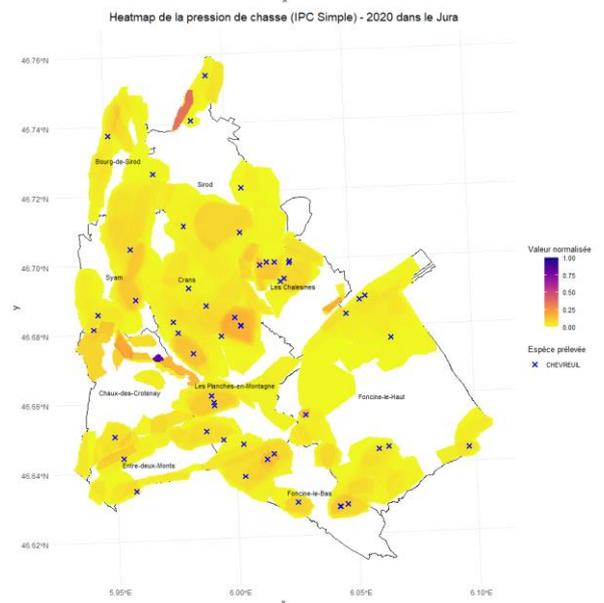
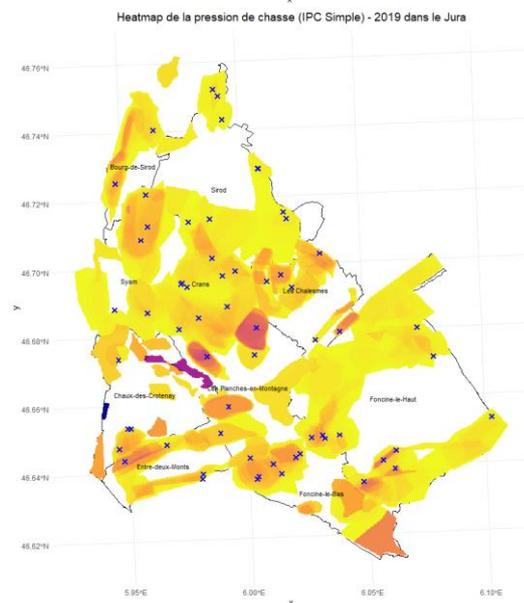
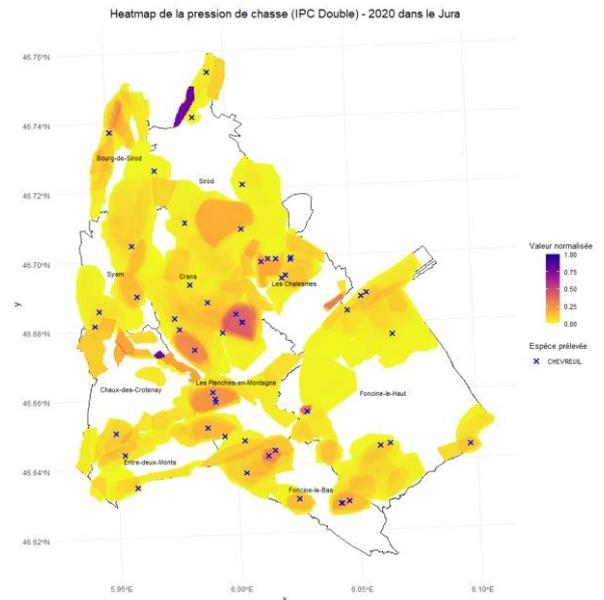
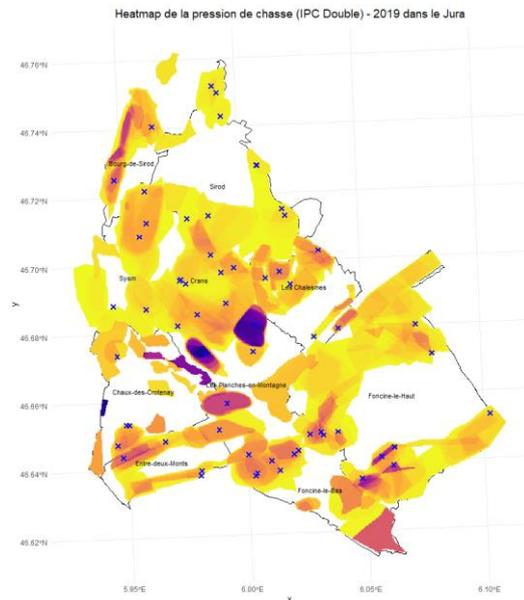
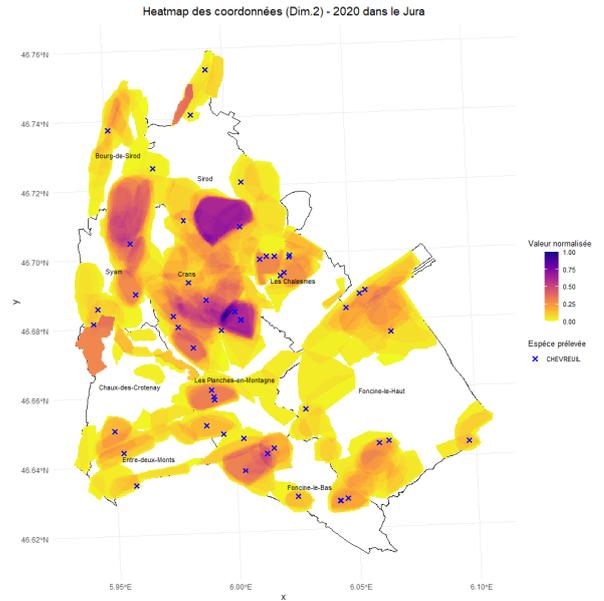
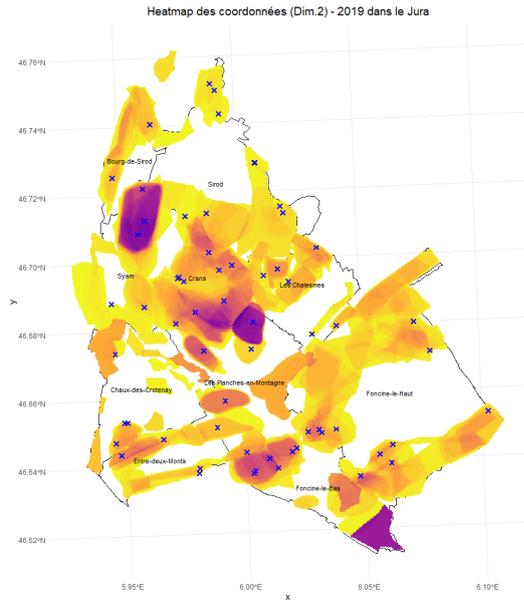


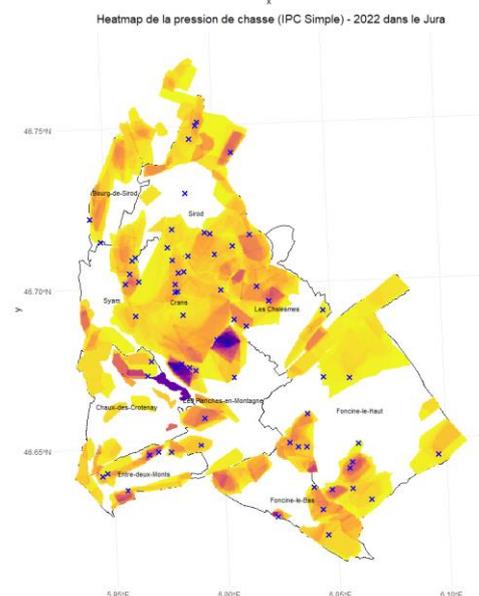
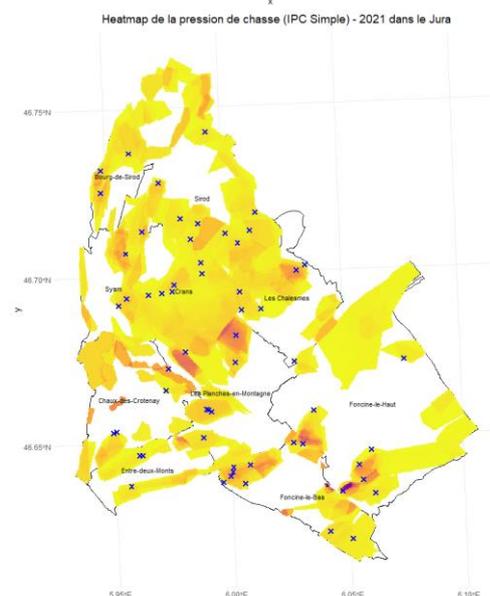
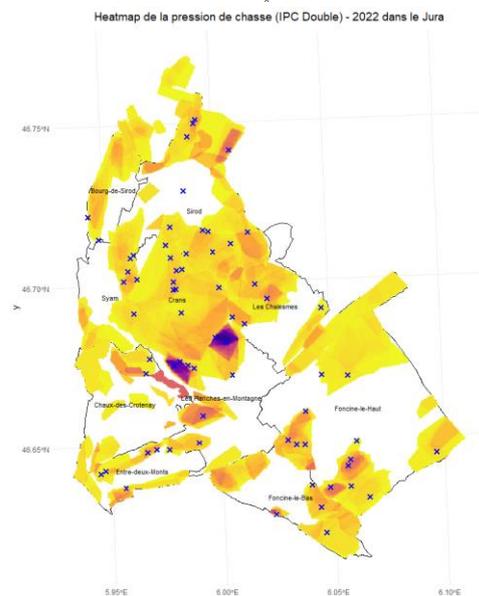
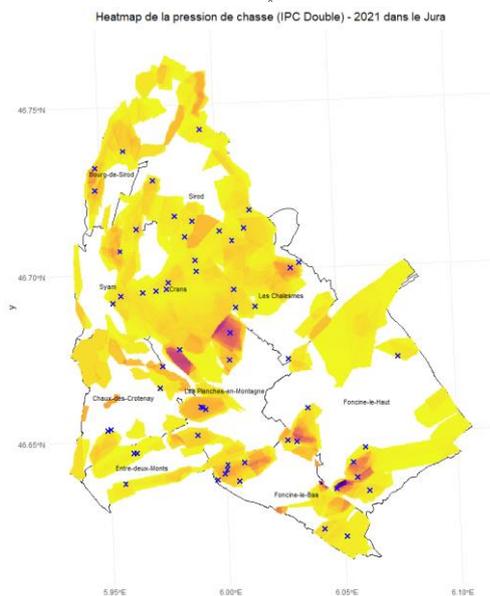
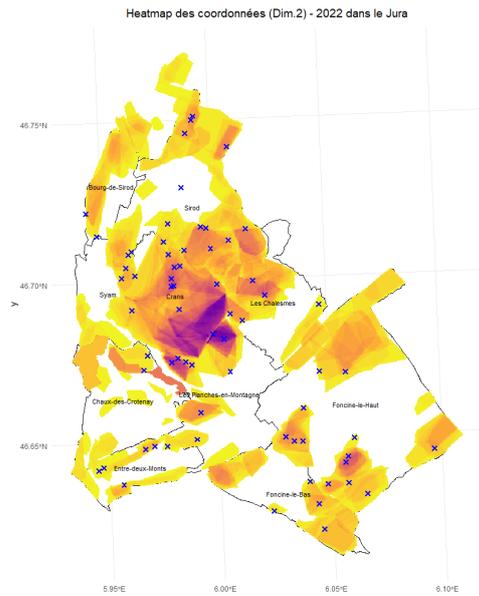
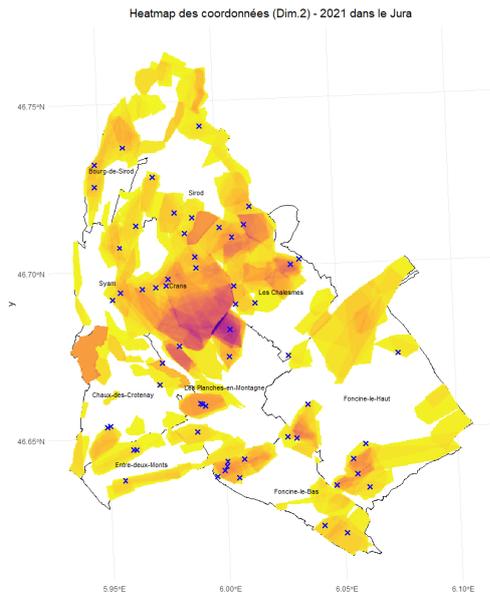
Annexe 10F : Cartes de chaleur de la pression de chasse collective de la saison de chasse 2023, avec et sans fond satellite sur la zone d'étude de l'Ain (source R Studio et QGIS).

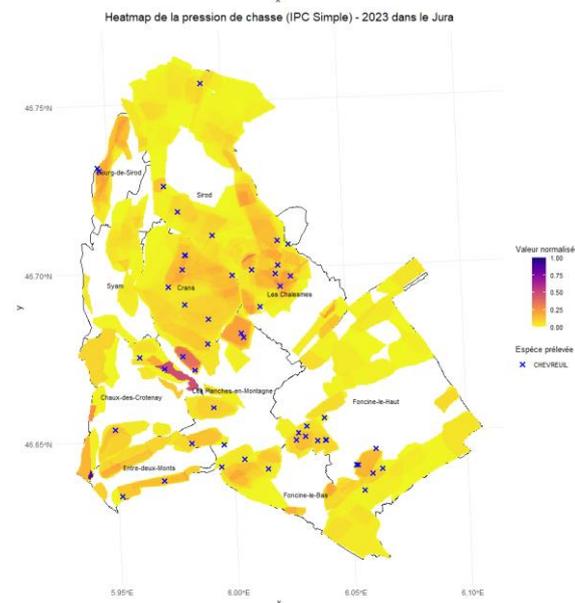
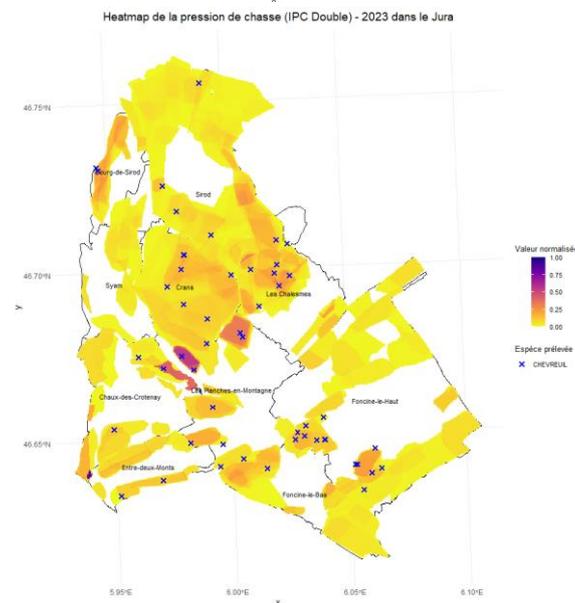
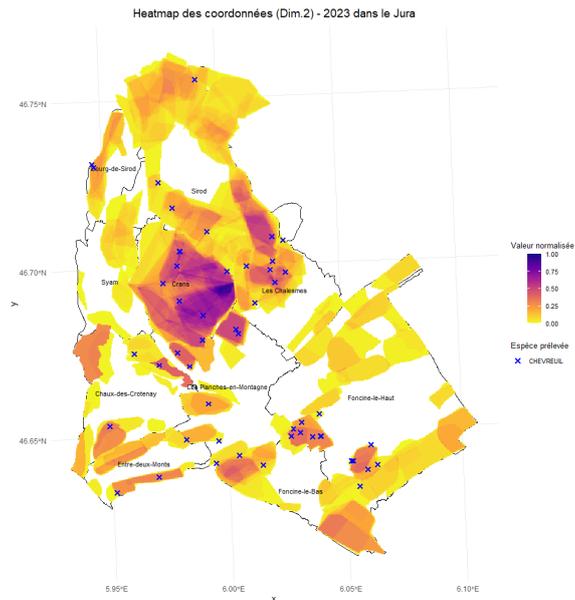


Annexe 11 : Cartes de chaleur pour les 3 indices de pression de chasse collective pour chaque saison de chasse dans le Jura.

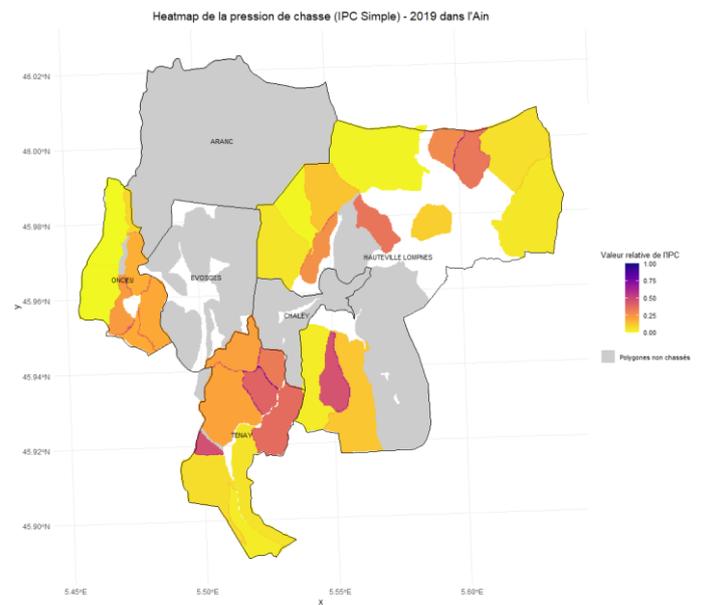
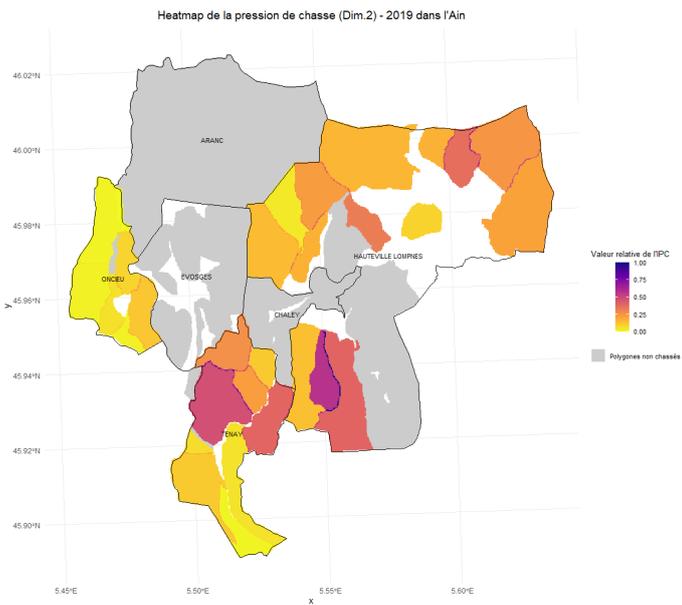
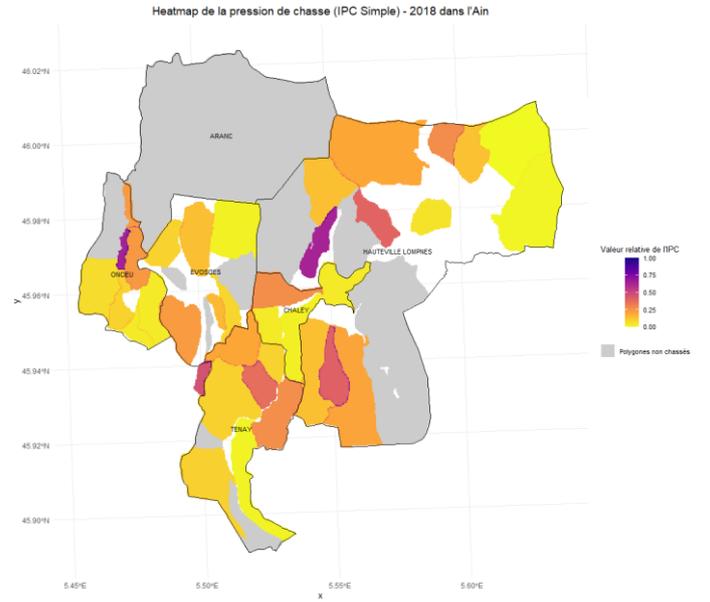
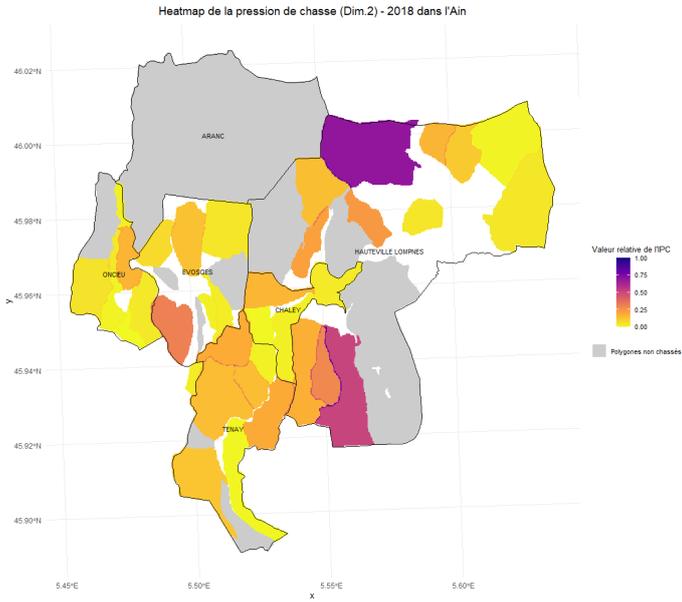




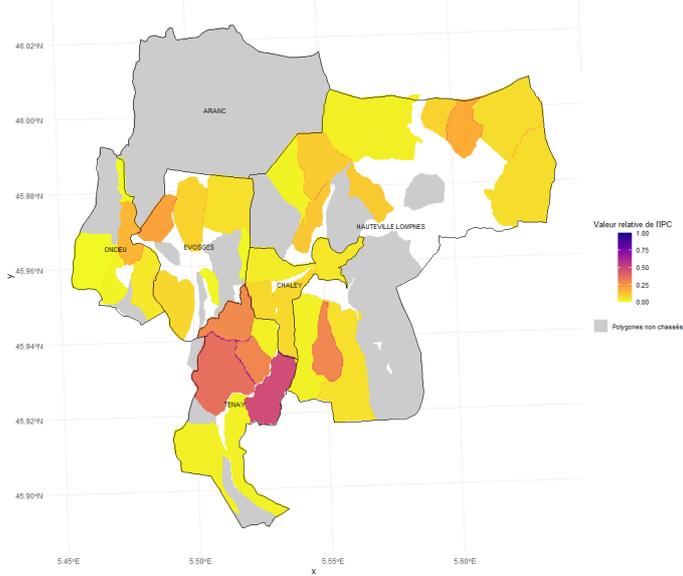




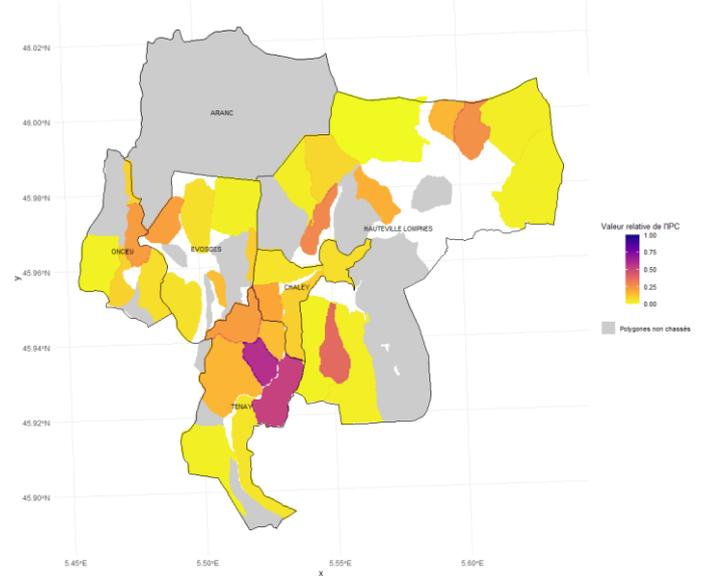
Annexe 12 : Cartes de chaleur pour les 2 indices de pression de chasse pour chaque saison de chasse dans l'Ain.



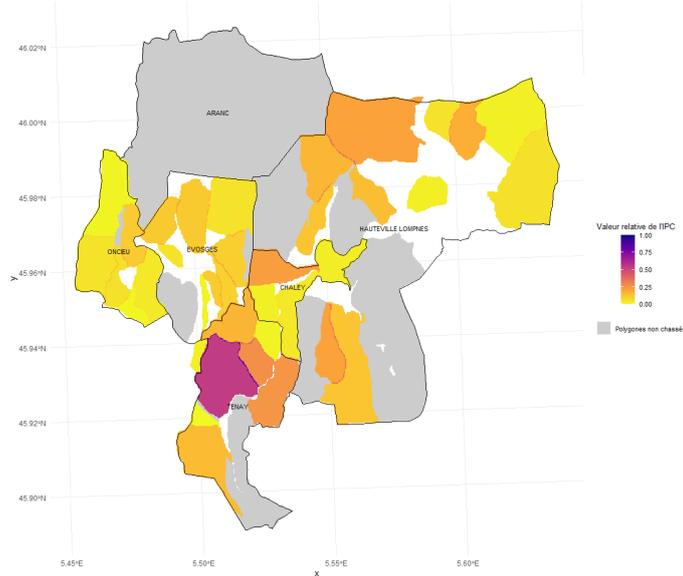
Heatmap de la pression de chasse (Dim.2) - 2020 dans l'Ain



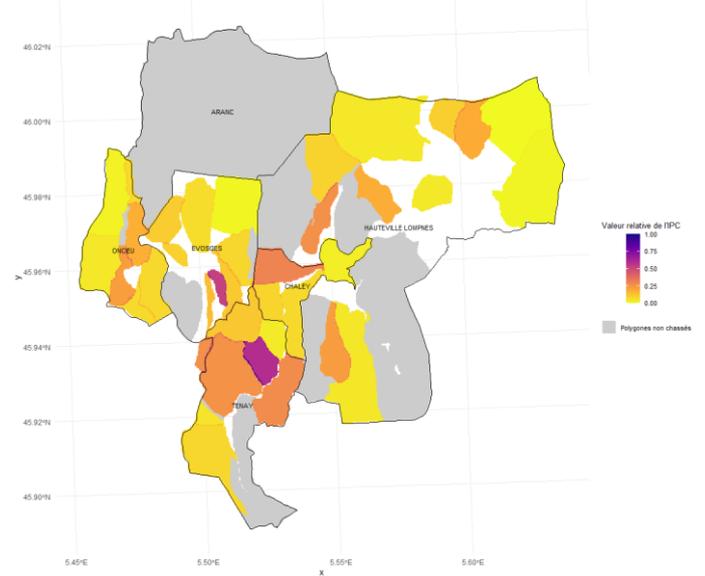
Heatmap de la pression de chasse (IPC Simple) - 2020 dans l'Ain



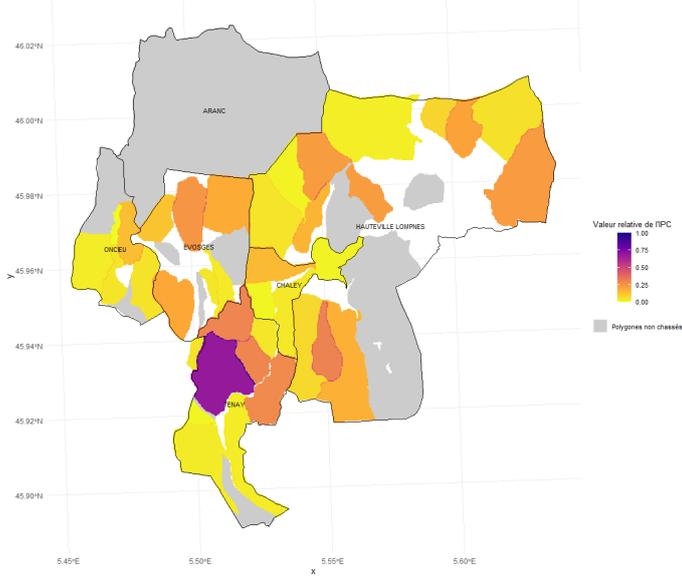
Heatmap de la pression de chasse (Dim.2) - 2021 dans l'Ain



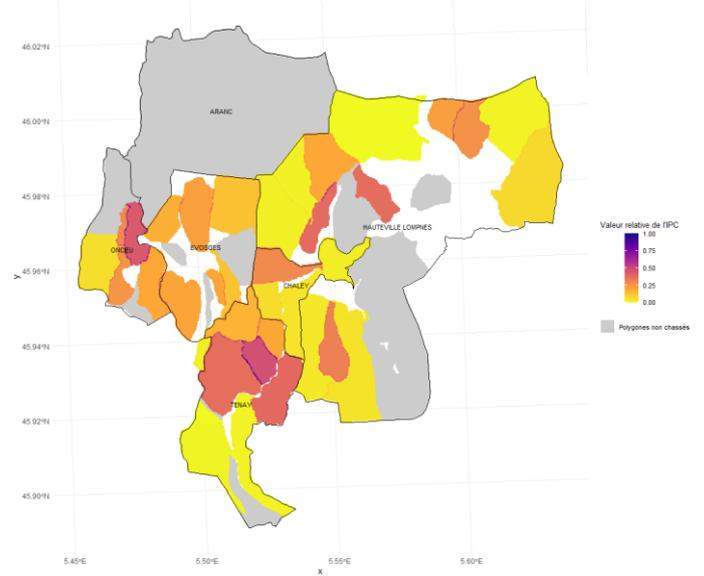
Heatmap de la pression de chasse (IPC Simple) - 2021 dans l'Ain



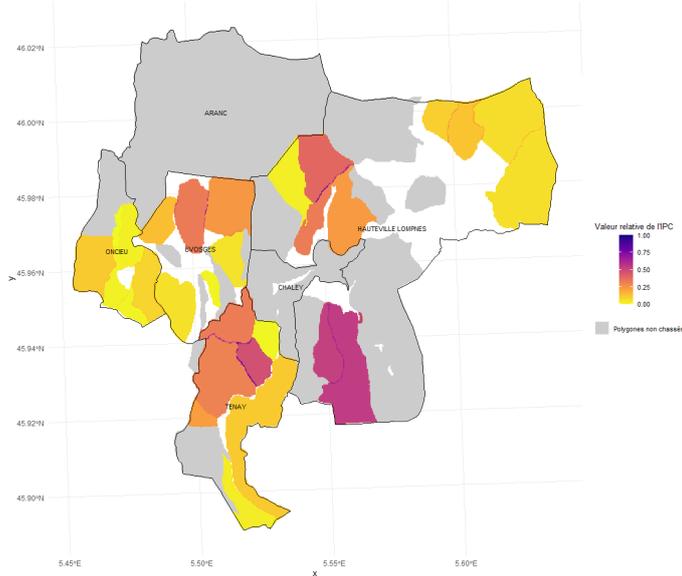
Heatmap de la pression de chasse (Dim.2) - 2022 dans l'Ain



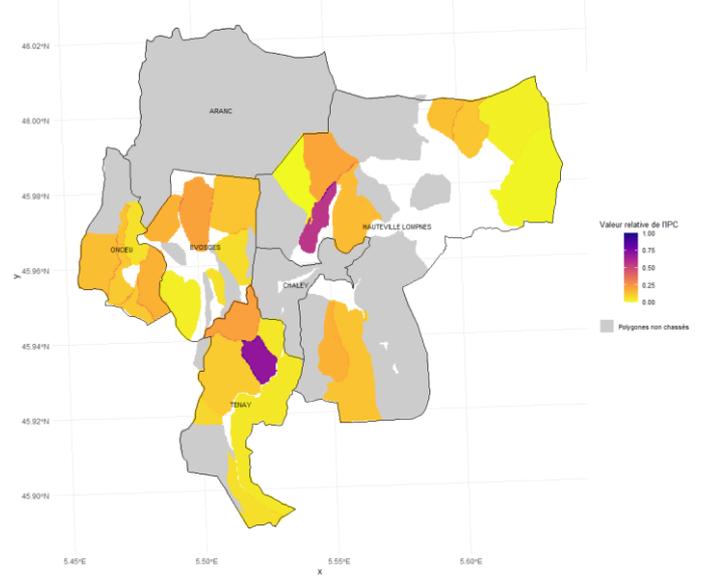
Heatmap de la pression de chasse (IPC Simple) - 2022 dans l'Ain



Heatmap de la pression de chasse (Dim.2) - 2023 dans l'Ain

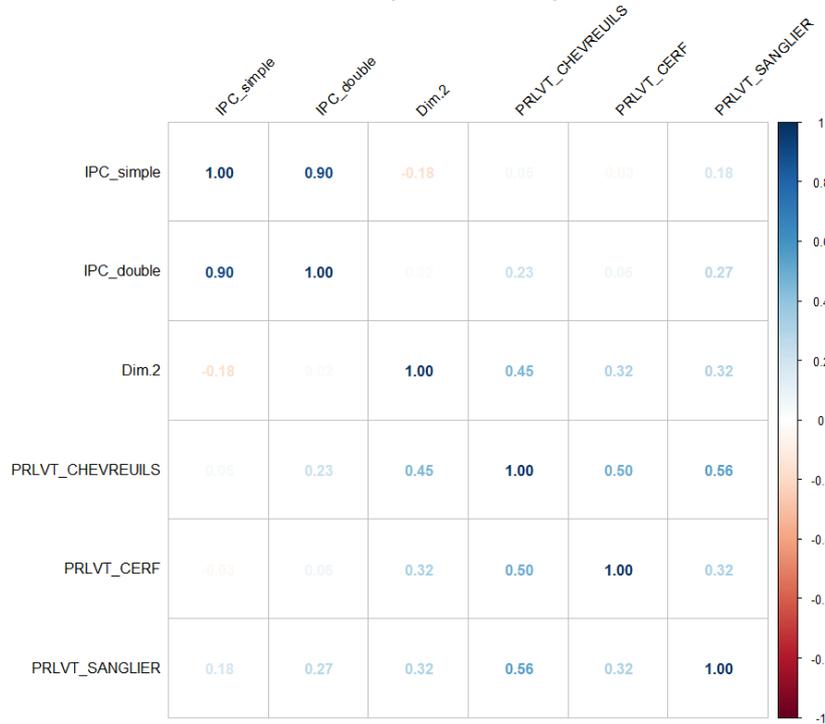


Heatmap de la pression de chasse (IPC Simple) - 2023 dans l'Ain



Annexe 13A : Matrice de corrélations entre les IPC collective et le taux de réalisation des attributions du plan de chasse sur la zone d'étude du Jura.

Matrice de corrélation entre le nombre de prélèvements et la pression/effort de chasse



Annexe 13B : Matrice de corrélations entre les IPC collective et le nombre de prélèvements sur la zone d'étude du Jura.

Matrice de corrélation entre le pourcentage de réalisation des attributions et la pression/effort de chasse

