

Une étude portée par



Avec le soutien financier de



Etude territoriale de la prédation sur le foyer des Préalpes de Gourdon dans les Alpes-Maritimes



Volet 1 / 5 - Étude de l'environnement à l'échelle de l'aire d'étude
(zone cœur et zone périphérique)

Novembre 2024



Dans le cadre d'une étude réalisée par le collectif



Avec l'appui de
Elise SAY-SALLAZ
Post-doctorante au
Mammal Research
Institute - Pologne

Table des matières

Introduction	5
Matériel et méthodes	7
1. Les Préalpes de Gourdon	7
2. Le pastoralisme	7
3. Le site d'étude	8
4. La variable « probabilité d'attaque »	9
5. Les variables de l'hypothèse H1	11
6. Les variables de l'hypothèse H2	13
7. Les variables de l'hypothèse H3	15
8. Les variables de l'hypothèse H4	18
9. Les variables de l'hypothèse H5	19
10. Les modèles statistiques	19
Résultats	21
1. Analyses descriptives des attaques	21
2. Effet de la taille des troupeaux et du temps de pâturage	24
3. Résultats de l'hypothèse H1	25
4. Résultats de l'hypothèse H2	28
5. Résultats de l'hypothèse H3	29
6. Résultats de l'hypothèse H4	30
7. Résultats de l'hypothèse H5	31
Discussion	33
Bibliographie	40

Introduction

Après avoir disparu du territoire français au début du XXe siècle en raison de la chasse intensive et de la réduction de son habitat naturel, le loup a progressivement recolonisé certaines régions depuis les années 1990, notamment dans les Alpes, le Massif Central, et plus récemment dans d'autres zones montagneuses et de plaine (Moriceau 2014). Ce retour naturel a engendré des conflits croissants (Martin et al 2020), la prédation du loup sur les troupeaux domestiques étant devenu un enjeu complexe et sensible en France, particulièrement dans les zones rurales où le pastoralisme représente une activité économique majeure (Hatfield et al 2006). Les attaques de loups entraînent des pertes économiques directes pour les éleveurs, mais aussi des répercussions psychologiques et sociales, notamment en ce qui concerne la viabilité des systèmes pastoraux traditionnels. Face à cette problématique, les autorités françaises ont mis en place plusieurs dispositifs de protection des troupeaux, comme le recours aux chiens de protection, l'installation de clôtures renforcées, ainsi que des systèmes d'indemnisation des pertes subies (Salvatori et al, 2023). Malgré cela, les Alpes-Maritimes, où se situe le foyer de prédation de Gourdon, restent le département où la prédation lupine est la plus forte en France, avec près de 3000 bêtes tuées par an (Plan loup 2024-2029). Il est donc essentiel de mieux comprendre le processus de prédation à l'échelle de ce foyer de prédation dit des « Préalpes de Gourdon ».

Cependant, cette dynamique de prédation ne peut être pleinement comprise sans prendre en compte les facteurs environnementaux qui influencent ce phénomène. Le comportement de prédation est étroitement lié à la disponibilité des proies sauvages, à la structure des paysages, aux modifications environnementales, ainsi qu'à l'évolution des pratiques agricoles et pastorales, jouant un rôle déterminant dans la fréquence des attaques (Suryawanshi et al, 2017 ; Kaartinen et al, 2009 ; Mancinelli et al, 2018 ; Bautista et al, 2019). Les saisons, les périodes de sécheresse, ainsi que la proximité d'infrastructures humaines, contribuent à façonner les interactions entre ce prédateur et les éleveurs. Les liens entre l'habitat et le risque de prédation associé ont été démontrés dans de nombreux systèmes proie-prédateur, par exemple chez le caribou des bois, l'élan, le wapiti et le cerf, le sanglier en Europe en Amérique du Nord (Rettie et Messier, 2000 ; Altendorf et al, 2001 ; Johnson et al., 2002 ; Boyce et al., 2003 ; Dussault et al., 2005 ; Hebblewhite et Merrill, 2007 ; Marino et Baldi, 2008 ; Tolon et al., 2009). D'autres études ont montré par exemple que l'altitude et la proximité de forêts denses augmentent la probabilité d'occurrence d'attaques, car ces zones fournissent au loup des abris naturels pour se cacher et réussir ses événements de chasse (Molinari-Jobin et al., 2007). La sensibilité à la prédation peut également augmenter avec l'épaisseur de la neige (Post et al., 1999 ; Ballard et al., 2001 ; Hebblewhite, 2005 ; Kittle et al., 2008 ; Gilbert et al., 2017 ; Mahoney et al., 2018), les structures linéaires facilitant le mouvement, la perception du risque, notamment la présence humaine ou la disponibilité en proies (Ausilio et al. 2022 ; Mech et Boitani 2003).

Chaque territoire revêt cependant des caractéristiques propres qui peuvent influencer de manière spécifique les comportements des loups présents. Dans ce contexte spécifique de Gourdon, où les pâturages alternent entre des zones forestières et montagneuses, il est essentiel de comprendre comment ces caractéristiques environnementales influencent la prédation. L'objectif de ce rapport est donc d'analyser les facteurs environnementaux qui impactent la probabilité d'une attaque par les loups dans cette zone spécifique. En outre, ces analyses pourront aider à affiner les stratégies de protection et de gestion des conflits entre éleveurs et

loups, un enjeu central dans les politiques publiques de conservation et d'élevage durable en France (Lequette et al., 2010).

Plusieurs hypothèses seront testées dans ce sens. La première hypothèse concerne la perception de l'habitat par le troupeau (brebis et chien de protection) : le paysage de la peur du troupeau va influencer la probabilité d'être victime de prédation (**H1**). Ainsi, la probabilité d'être victime de prédation sera plus faible en habitat ouvert qu'en habitat fermé (Kunkel & Pletscher 2000 ; Creel et al. 2005), habitat facilitant leur vigilance et celle des chiens. L'habitat fermé peut être défini par plusieurs variables : la densité d'arbres ainsi que la hauteur d'arbres, attendues toutes deux comme affectant positivement la probabilité d'une attaque réussie. La visibilité et la vigilance du troupeau peuvent également varier selon l'habitat autour des zones de pâturage, c'est pourquoi l'habitat majoritaire autour des unités pastorales (UP) sera également pris en compte. La fragmentation du milieu est attendue avoir un effet sur l'efficacité de la vigilance du troupeau, avec une augmentation de la probabilité de subir une prédation lorsque celle-ci est forte (Jedrzejewski et Jędrzejewska, 1998). La deuxième hypothèse (**H2**) est liée à la perception de l'habitat par le loup, en termes de facilitation de mouvement et de visibilité. La probabilité d'être victime de prédation va donc être plus forte dans les zones à faible visibilité (Kunkel & Pletscher 2000 ; Creel et al. 2005 ; Kaufman et al 2007), et où leur mouvement est facilité par une forte densité en structures linéaires, i.e. ligne de crête, ligne électrique, route, chemin et sentier (Dickie et al., 2020). La troisième hypothèse est basée sur le dérangement humain (**H3**), la probabilité d'être victime de prédation diminuera avec l'augmentation du dérangement, c'est l'hypothèse du bouclier humain (Berger et al., 2007 ; Wang et al., 2017). La quatrième hypothèse est liée à la disponibilité pour le loup en faune sauvage (**H4**), avec une probabilité de subir une prédation qui diminue avec la disponibilité en ressources pour le loup, plus précisément en faune sauvage (Mech et al. 1988 ; Meriggi & Lovari 1996 ; Gula 2010) Janeiro-Otero et al 2020). La cinquième et dernière hypothèse de travail concerne la météo (**H5**). La gestion de température corporelle des brebis influe sur leur comportement, et donc sur leur vulnérabilité à la prédation (CERPAM, communication personnelle). Nous nous attendons donc à un lien entre la probabilité de subir une attaque et la température, la saison et l'exposition. De plus, nous nous attendons à ce que la présence de brouillard ait un impact positif sur la probabilité de prédation, car elle affecte la surveillance du troupeau et donc facilite l'approche du loup. L'effet des variables des hypothèses H1, H2, H3 et H5 est attendu varier selon le cycle circadien, c'est-à-dire entre le jour et la nuit, puisque la visibilité va également varier selon ce cycle. L'impact de ces variables sera donc étudié sur la probabilité de subir une attaque de jour et de nuit, séparément.

Matériel et méthodes

1. Les Préalpes de Gourdon

Les Préalpes de Gourdon constituent une partie remarquable du massif des Préalpes, situées dans le sud-est de la France, dans le département des Alpes-Maritimes. Elles s'étendent dans une région qui se caractérise par ses paysages diversifiés, mélangeant reliefs escarpés, vallées verdoyantes et falaises calcaires. Gourdon, un village perché situé à environ 760 mètres d'altitude, est le point central de cette zone, offrant une vue imprenable sur la côte méditerranéenne et la vallée du Loup.

Les montagnes sont relativement modestes en termes d'altitude, mais elles offrent un cadre spectaculaire avec des sommets avoisinant les 1 200 mètres. Parmi les sommets les plus notables, on retrouve la Cime du Cheiron (1 778 m), le Pic de Courmettes (1 248 m), et la Montagne de Thiey (1 553 m).

Le massif abrite une biodiversité riche et variée grâce à la diversité des microclimats qui y règnent, allant des influences méditerranéennes dans les basses altitudes aux conditions plus alpines en altitude. On y trouve des chênes verts, des pins d'Alep et des plantes typiques de la garrigue, mais aussi des prairies d'altitude où poussent des espèces endémiques. Côté faune, les Préalpes de Gourdon hébergent une population variée d'oiseaux de proie, tels que l'aigle royal et le faucon pèlerin, ainsi que de prédateurs ou des ongulés comme le chamois, le sanglier ou le chevreuil. On peut aussi observer de nombreuses espèces d'insectes et de reptiles, typiques des milieux montagnards du sud.

Les Préalpes de Gourdon sont une destination prisée pour la randonnée, l'escalade et les activités de plein air. De nombreux sentiers de randonnée traversent le massif, offrant des vues panoramiques sur la Méditerranée et l'arrière-pays niçois. Les gorges du Loup, situées à proximité, sont un autre site naturel incontournable, avec leurs cascades spectaculaires.

La région des Préalpes de Gourdon fait partie de plusieurs zones protégées, notamment le Parc Naturel Régional des Préalpes d'Azur, qui vise à préserver la richesse naturelle et culturelle de cet environnement fragile. Cette protection permet de maintenir la biodiversité unique du massif, tout en limitant les impacts du tourisme et de l'urbanisation sur ces espaces naturels.

2. Le pastoralisme

Le pastoralisme dans les Préalpes d'Azur repose principalement sur l'élevage de races ovines locales adaptées aux conditions montagneuses. Parmi celles-ci, on trouve la Préalpes du Sud, la Mourérous et la Mérinos d'Arles. La Préalpes du Sud est reconnue pour sa rusticité et sa capacité à valoriser les parcours difficiles. La Mourérous, identifiable à sa tête et ses pattes rousses, est appréciée pour sa robustesse et son adaptation aux milieux secs et froids. La Mérinos d'Arles, quant à elle, est réputée pour la qualité de sa laine et sa résistance, ce qui la rend idéale pour la transhumance sur de longues distances.

Les exploitations ovines de la région varient en taille et en mode de conduite. Certaines sont sédentaires, avec des troupeaux d'environ 320 brebis Préalpes du Sud, privilégiant une large autonomie alimentaire grâce à l'utilisation de prairies cultivées, de parcours locaux et de cultures céréalières. D'autres pratiquent la transhumance, déplaçant des troupeaux de 300 à 400 brebis

vers des alpages durant l'été pour optimiser l'utilisation des ressources fourragères. La région Provence-Alpes-Côte d'Azur est la deuxième région ovine française, avec 1 449 éleveurs pour 578 223 brebis recensées en 2014.

3. Le site d'étude

Au sein de la région des Préalpes de Gourdon, l'aire d'étude, correspondant principalement aux communes d'Andon, de Caussols, de Cipières, d'Escragnolles, de Gourdon et de Saint-Vallier-de-Thiey, est constituée de deux zones : une zone cœur correspondant au foyer de prédation et une zone périphérique correspondant au territoire interagissant avec le territoire cœur (Figure 1).

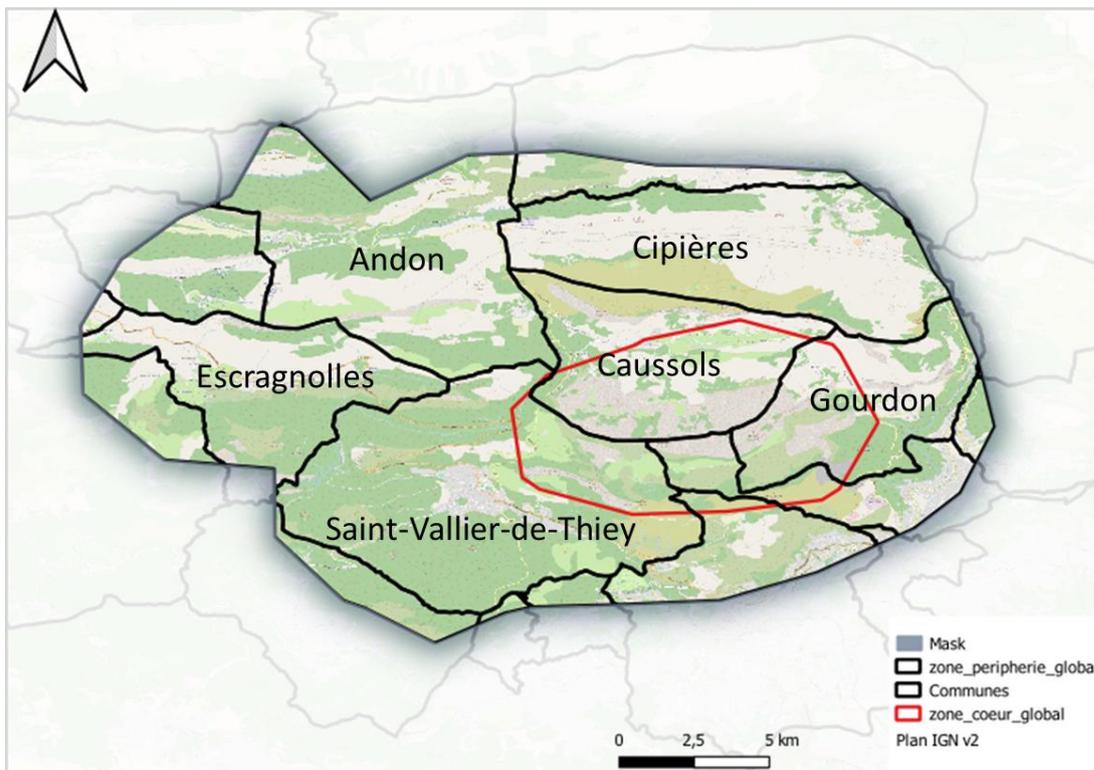


Figure 1 : Communes de la zone d'étude (zones cœur et périphérique).

La zone périphérique a été déterminée en utilisant un MCP (Poligone Convexe Maximum) de toutes les attaques entre 2005 et 2023, la zone cœur en gardant un kernel density (une estimation par noyau) à 50% de ces attaques (Figure 2). 12 élevages sont présents dans l'aire d'étude (4 toute l'année et 8 hors été).

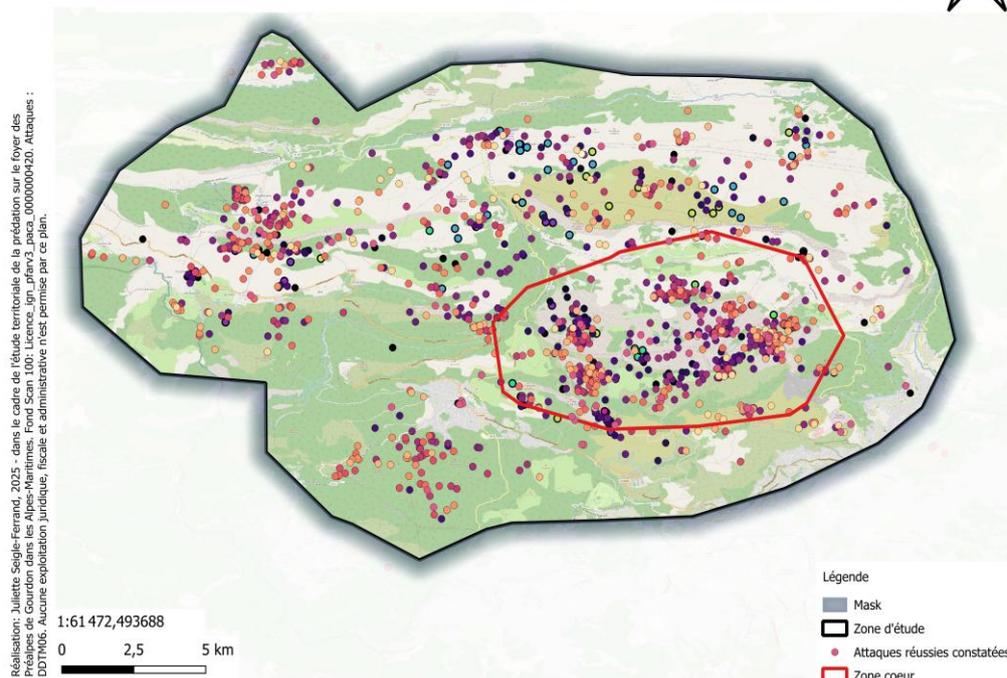


Figure 2 : Attaques constatées sur la zone d'étude, de 2005 à 2023.

4. La variable « probabilité d'attaque »

Toute attaque potentielle de loups sur des troupeaux domestiques en France fait l'objet d'une expertise sur place. Lorsqu'un éleveur ou berger découvre des victimes potentielles, il contacte les services de la Direction Départementale des Territoires (DDTM). Un agent qualifié remplit un dossier technique de constat de dommages, valable à l'échelle nationale (Dahier et Lequette, 1997 ; Coisne, 2006 ; MEEDDAT-MAP, 2008), comprenant, entre autres, le moment du jour où l'attaque a eu lieu, les coordonnées géographiques de la découverte de la carcasse, le nom de l'élevage. La DDTM ou l'Office Français pour la Biodiversité (OFB) traite ensuite le constat pour déterminer la responsabilité du loup. En fonction de la conclusion, le dossier peut être traité pour une compensation financière éventuelle.

Afin de refléter au mieux la réalité biologique des prédatons, les données prises en compte dans cette étude sont celles des attaques « loup non écarté » identifiées dans l'expertise technique. Les attaques prises en compte concernent donc que les attaques réussies (c'est-à-dire ayant abouties à la prédation d'au moins un animal d'élevage), qui ont fait l'objet d'un constat, et situées dans la zone d'étude. Les données d'attaque sont fournies par la DDTM06 sur la base d'une convention de mise à disposition de données, sous la forme d'une table attributaire géoréférencée annuelle.

Les relevés d'attaque portent sur l'ensemble des troupeaux de la zone d'étude pendant la période 2005-2024. La présence d'attaque est reconnue comme étant liée à la disponibilité des proies (Mech et al., 2000 ; Treves et al., 2004 ; Breck et Meier, 2004 ; Espuno et al., 2004 ; Joly, 2006 ; Hemery, 2008). Il convient donc de neutraliser l'effet "taille du troupeau" et « le nombre de

jour de pâturage » pour produire des résultats indépendants de ces variables et d'ajuster en conséquence le nombre brut d'attaque. Pour cela, il est nécessaire de définir une unité statistique (géographique) caractérisant la disponibilité des proies domestiques (nombre d'animaux et temps de présence) à laquelle relier les attaques. L'objectif est de disposer de l'unité statistique la plus précise possible, selon la qualité et l'homogénéité des données disponibles. Pour définir cette unité statistique, nous utilisons les cahiers de pâturage issus des contrats de mesures de protection et fournis par la DDTM06. Chaque ligne de cahier de pâturage nous fournit entre-autres, le nom de la personne physique ou moral qui a fait la déclaration PAC, le type d'animaux, le nombre de bêtes présentes, l'identification de la parcelle du quartier d'UP, ainsi que les dates de début et de fin de chaque période, et le nombre de jours correspondant. L'unité statistique produit est le quartier d'UP, soit 1065 individus. Il est ainsi possible de relier pour chacun des quartiers d'UP, et grâce à la période de pâturage et à sa localisation, le nombre d'attaques réussies constatées. Les données environnementales étant à l'échelle de l'unité pastorale, il faut les relier aux cahiers de pâturage, grâce à l'intersection entre l'identification de la parcelle (les lieux dits) et la carte des UP fournit par le CERPAM (Figure 3).

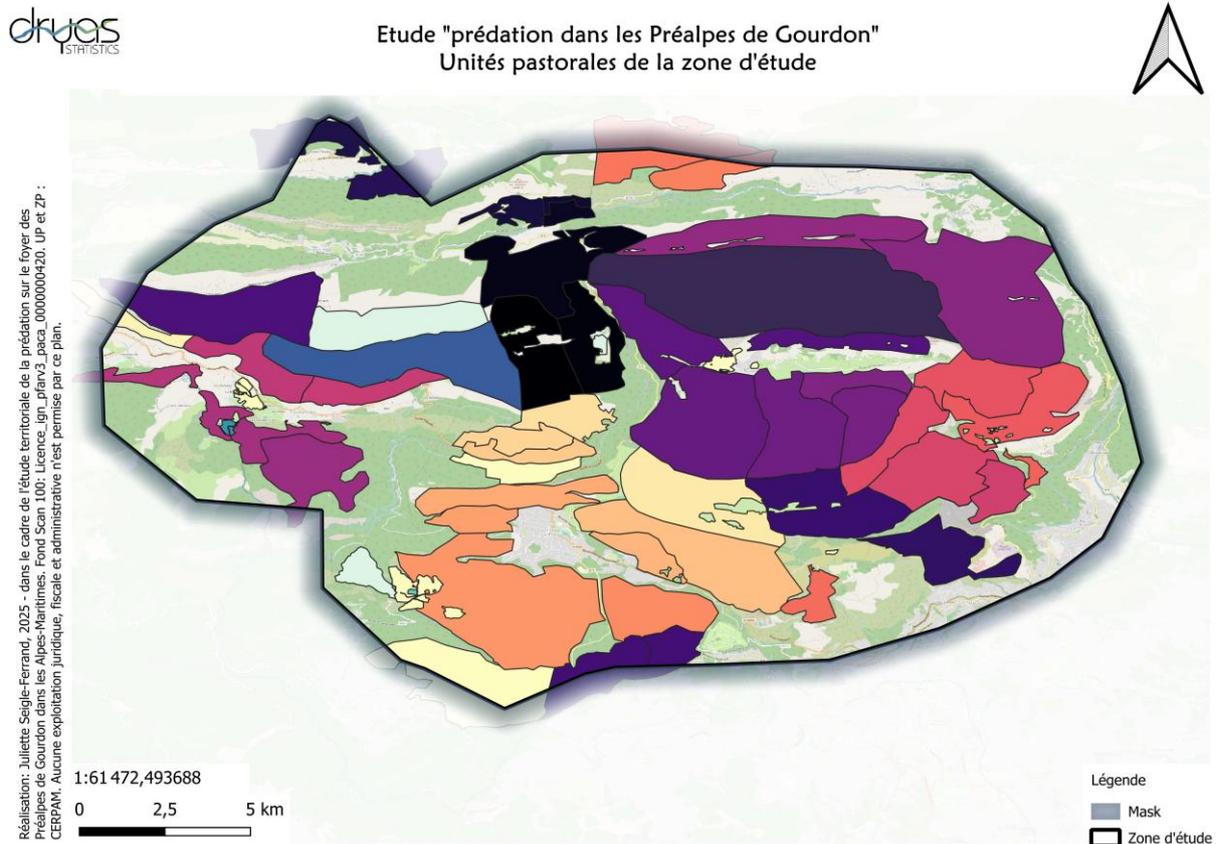


Figure 3 : Cartographie des unités pastorales (UP) sur la zone d'étude.

Un premier modèle statistique examine la relation entre la prédation « loup non écarté » (variable réponse de type binaire, i.e. elle prend la valeur de 0 ou 1), la taille du troupeau et la durée de pâturage. Étant donné qu'un même troupeau peut changer de pâturage au fil des saisons ou d'une année à l'autre, les données ne sont pas indépendantes. Un effet individuel lié à chaque troupeau est donc pris en compte. Dans ce cadre, un modèle linéaire généralisé mixte est utilisé (Lindstrom et Bates, 1990 ; Bolker et al., 2008 ; Besnard, com. pers.), avec une variable

aléatoire « troupeau » et « année ». L'analyse a été réalisée à l'aide du package lme4 (Bates, 2005 ; Bates et al., 2011) dans le logiciel R. Les résidus de ce modèle sont codés de manière binaire : « 1 » pour des résidus positifs (plus d'attaques qu'attendu en fonction de la disponibilité des moutons et le nombre de jour de pâturage) et « 0 » pour des résidus négatifs (moins d'attaques qu'attendu en fonction de la disponibilité des moutons et le nombre de jour de pâturage), ce sera la nouvelle variable que l'on appellera « Probabilité d'attaque » (Plisson 2011). Cette probabilité d'attaque est donc à l'échelle du troupeau, et non de la brebis, i.e. plus elle est forte, plus la probabilité que le troupeau subisse une attaque est forte.

5. Les variables de l'hypothèse H1

Rappel : la probabilité d'être victime de prédation sera plus faible en habitat ouvert qu'en habitat fermé

Les proportions de zone agricole, de landes, de prairies et de roches sont calculées à partir des cartes Corine Land Cover de 2000, 2006, 2012 et 2018. Les zones agricoles regroupent l'ensemble des territoires agricoles, c'est-à-dire les terres arables, les cultures permanentes et les zones dites agricoles hétérogènes, mais en y excluant les prairies. Les landes correspondent aux milieux à végétation arbustive regroupant les landes et broussailles ainsi que la végétation arbustive en mutation. Les prairies regroupent les pelouses et pâturages naturels, ainsi que les prairies à proprement parlé (temporaires et permanentes). De plus, l'habitat majoritaire dans un buffer allant de 100, 200, 500 et 1000 m autour des UP est également pris en compte. Après une analyse de sensibilité, le buffer de 500m est gardé pour les analyses. Comme ces données ne sont disponibles que pour 4 années, pour chaque année de la période d'étude, la carte Corine Land Cover qui servira à l'intersection avec les UP sera celle de l'année la plus proche.

La proportion de forêt sera déterminée à la fois par les données Corine Land Cover et par les données du Parc Naturel Régional des Préalpes d'Azur. Dans le cas des cartes de forêt Corine Land Cover, les forêts de feuillus, de conifères et les forêts mélangées sont regroupées. Nous avons donc une carte de forêt de 1866, 2000, 2006, 2012, 2018 et 2022 (Figure 4). Comme ces données ne sont disponibles que pour 6 années, pour chaque année de la période d'étude, la carte Corine Land Cover qui servira à l'intersection avec les UP sera celle de l'année la plus proche.



Réalisation: Juliette Saigle-Ferrand, 2025 - dans le cadre de l'étude territoriale de la prédation sur le foyer des Préalpes de Gourdon dans les Alpes-Maritimes. Fond Scan 100: Licence: ign_fran3_paca_000000420. Forêt 2018: CLC® de l'IGN©. Forêt 1866 et 2022: PNR des préalpes d'Azur. Aucune exploitation juridique, fiscale et administrative n'est permise par ce plan.

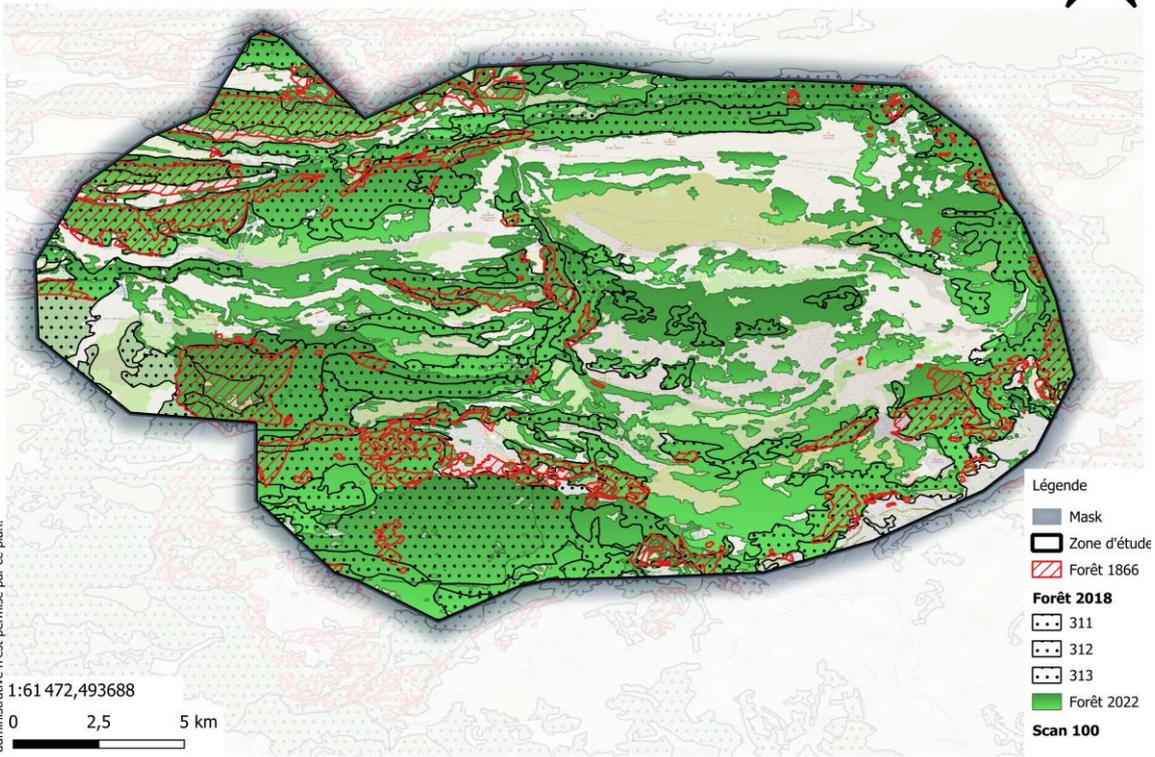


Figure 4 : Zone forestière dans la zone d'étude, entre 1866 et 2022.

La variable de pente est issue de la BD TOPO® de l'IGN© (Figure 5).

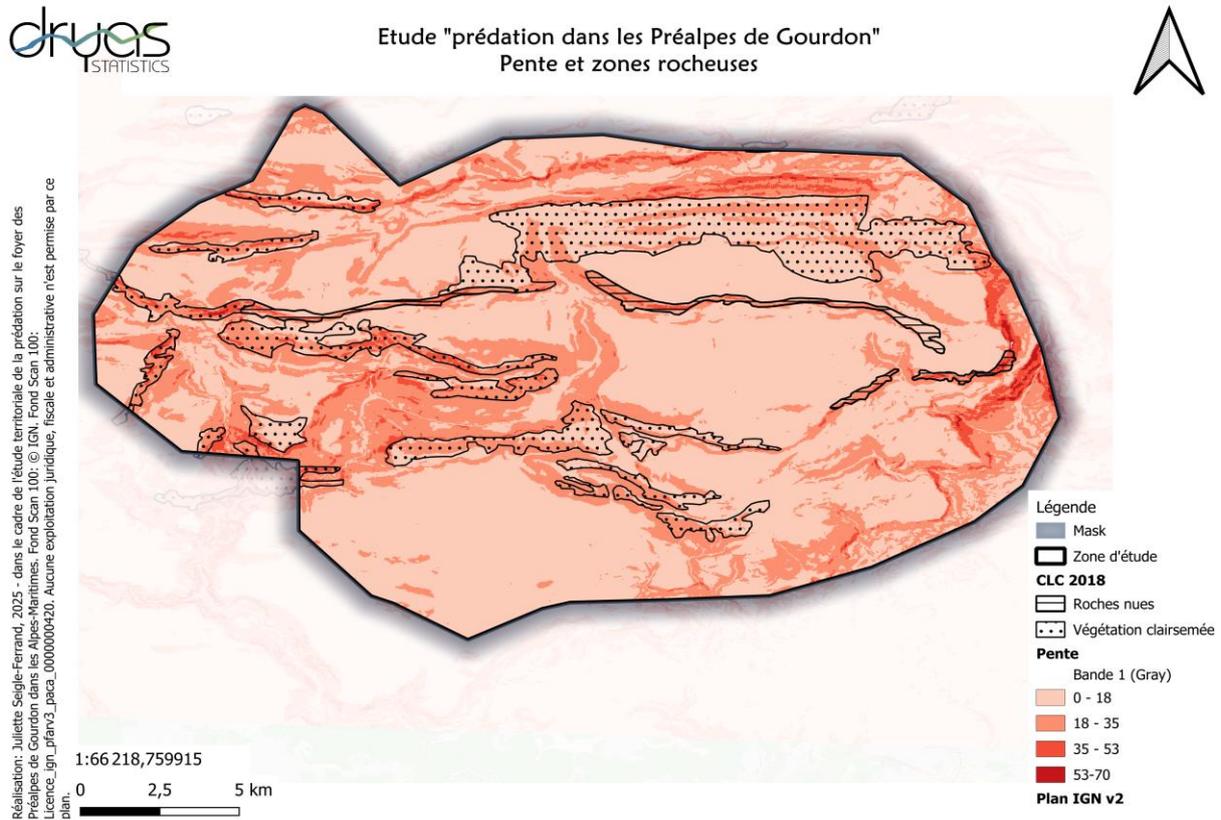


Figure 5: Topographie de la zone d'étude

La hauteur ainsi que la densité d'arbres proviennent de la cartographie 3D de l'intégralité du sol et du sursol de la France en données LiDAR de l'IGN©. Ces données ne sont disponibles que pour l'année 2022.

Pour finir, un indice de fragmentation du milieu a été calculé grâce au package landscapemetrics du logiciel R (Hesselbarth et al. 2019). L'indice de fragmentation choisi correspond à une "métrique d'agrégation". Elle est basée sur les adjacences de cellules et décrit la probabilité que deux cellules aléatoires appartiennent à la même classe. Cet indice est affecté à la fois par la dispersion et l'interspersion des classes. Par exemple, une faible dispersion des classes (= proportion élevée d'adjacences similaires) et une faible interspersion (= distribution inégale des adjacences par paires) entraînent une valeur de contagion élevée (McGarigal et al. 2015). Ces indices de fragmentations ont été calculés pour les 4 années disponibles pour les données Corine Land Cover. Comme ces données ne sont disponibles que pour 4 années, pour chaque année de la période d'étude, la carte Corine Land Cover qui servira au calcul de la fragmentation au sein des UP sera celle de l'année la plus proche.

6. Les variables de l'hypothèse H2

Rappel : la probabilité d'être victime de prédation va être plus forte dans les zones à faible visibilité et où leur mouvement est facilité par une forte densité en structures linéaires.

La visibilité a été calculée grâce à la méthode implémentée par Benoist et al. (2013) et Courbin et al. (2022). Pour chaque point est calculée la visibilité depuis un observateur de 180 cm de haut (berger) d'un objet de 80 cm de haut (brebis ou loup), en prenant en compte la topographie (Figure 6). Le MNT est incrémenté de la hauteur d'arbre pour prendre en compte l'effet barrière de la végétation. Par défaut, la visibilité en forêt est nulle. La visibilité depuis un observateur de 100 cm (loup) d'un objet de 80 cm (brebis) a également été calculée, mais était très corrélée avec la visibilité précédente, une seule variable a donc été gardée. Comme ces données ne sont disponibles que pour 6 années, pour chaque année de la période d'étude, la carte de forêt qui servira au calcul de la visibilité (visibilité moyenne ainsi que son coefficient de variation) au sein des UP sera celle de l'année la plus proche.

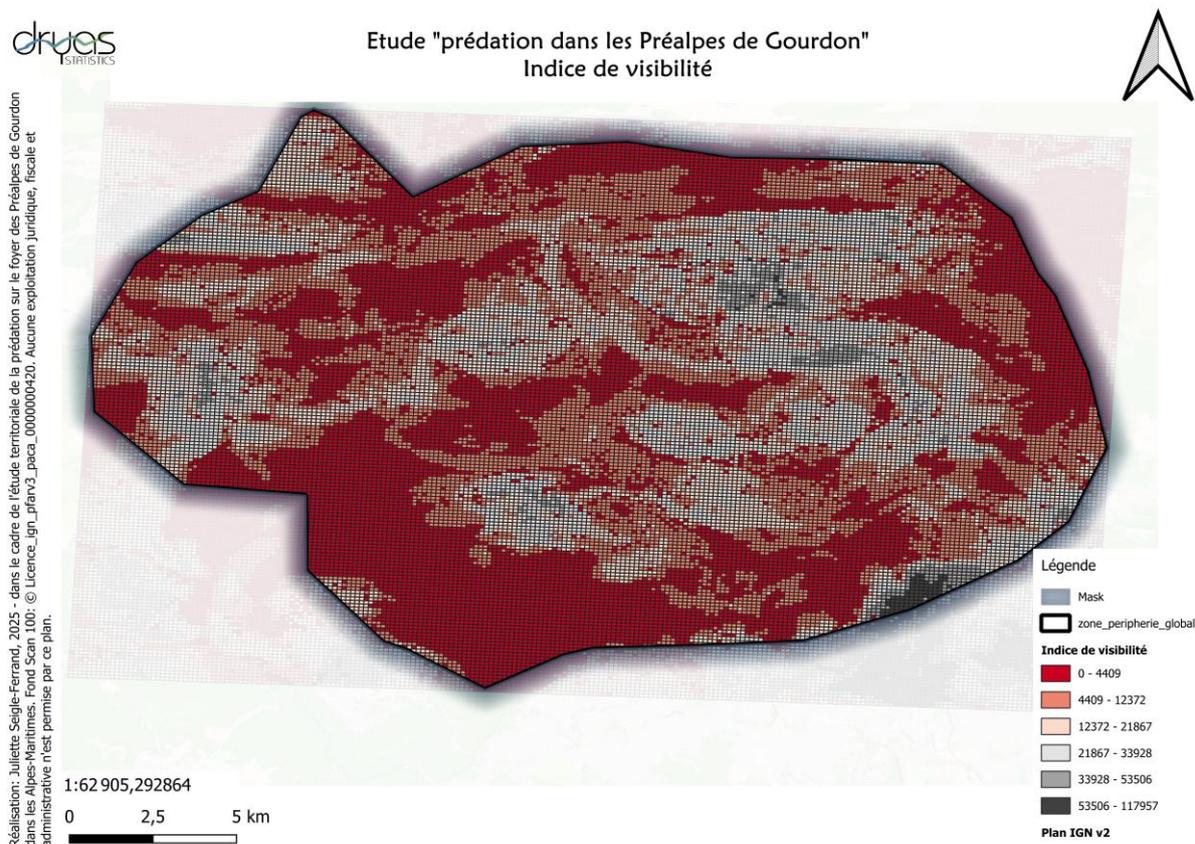


Figure 6 : carte de l'indice de visibilité, calculé à l'échelle du site pour l'année 2022.

Les densités de routes, de chemins, de sentiers et de lignes électriques ont été calculées grâce à la BD TOPO® de l'IGN® (Figure 7). Les routes correspondent aux routes à une ou deux chaussées, à l'usage des véhicules. Les chemins regroupent les pistes et les chemins, pouvant être empruntés par des véhicules mais non goudronnés, alors que les sentiers correspondent à une voie de communication étroite, moins large qu'un chemin, inaccessible aux véhicules.

La densité de crête est dérivée du Modèle numérique de Terrain de l'IGN© (Figure 7).



Réalisation: Juliette Seigle-Ferrand, 2025 - dans le cadre de l'étude territoriale de la prédation sur le foyer des Préalpes de Gourdon dans les Alpes-Maritimes. Fond Scan 100. © Licence_ign_pianv2_paica_0000000420, BD TOPO® et BD ALTI® de l'IGN©. Aucune exploitation juridique, fiscale et administrative n'est permise par ce plan.



1:62 905,292864
0 2,5 5 km

Légende
 Mask
 Zone d'étude
 LIGNE ELECTRIQUE
 TRONCON_DE_ROUTE
 Chemin
 Route à 1 chaussée
 Route à 2 chaussées
 Route empierrée
 Sentier
 Ligne de crête
 Plan IGN v2

Figure 7 : Carte des structures linéaires pouvant faciliter le mouvement des loups, sur le site d'étude.

7. Les variables de l'hypothèse H3

Rappel : la probabilité d'être victime de prédation diminuera avec l'augmentation du dérangement.

Grâce au recueil et au traitement annuel des carnets de battues, la FDC 06 possède les données exactes concernant le nombre de battues sur une saison de chasse et par communes, ainsi que le nombre de participants à chaque battue, de 2017 à 2023. Ces données permettent de calculer le nombre annuel de participants aux battues par commune. Ce nombre annuel a ensuite été ramené à la surface totale de la commune. Nous obtenons ainsi le coefficient de « Pression de chasse » qui désigne le nombre annuel de participants aux battues par hectare (Figure 8). Il a été calculé pour chaque commune, puis par UP en moyennant les valeurs des communes comprises dans l'UP et en pondérant par la surface de chaque commune dans l'UP.

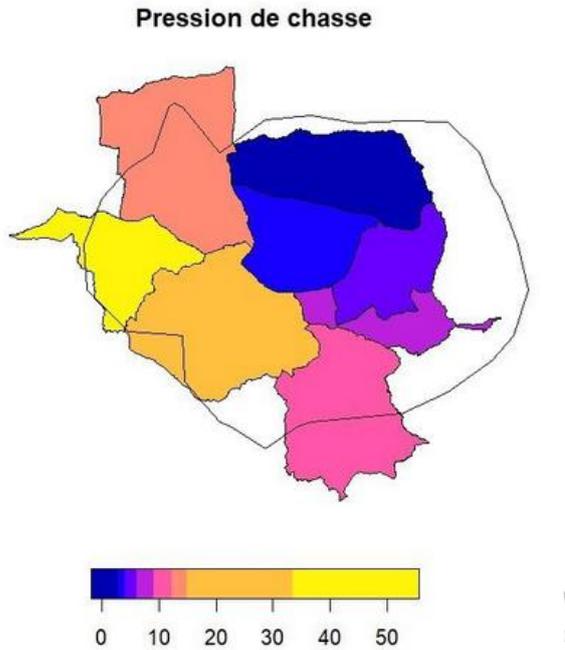


Figure 8 : Indice de pression de chasse (nombre de participant par battue/hectare), à l'échelle des communes, sur le site d'étude.

La saison de chasse correspond à la période entre l'ouverture et la fermeture départementale de la chasse, c'est-à-dire entre le 8 Septembre et le 12 Janvier.

Le PNR a effectué en 2022 des tournées de sensibilisation, où les agents se déplacent sur les sites naturels et les communes du territoire pour sensibiliser les visiteurs, habitants et acteurs sur de multiples thèmes (pastoralisme, respect des sites, risque incendie...). Lors de leurs sorties, les ambassadeurs comptent les personnes vues sur site lors d'une tournée de sensibilisation. Les personnes comptées ne sont pas obligatoirement sensibilisées. Lors de ces comptages, les ambassadeurs notent notamment le temps passé, la commune, et le nombre de personnes selon leur catégorie (activités récréatives, habitants ...). Pour chaque commune, un indice de pression touristique est calculé correspondant au nombre de personnes par heure et par hectare (Figure 9). Cet indice est ensuite calculé par UP, en moyennant les valeurs des communes comprises dans l'UP et en pondérant par la surface de chaque commune dans l'UP.

La saison touristique correspond à la période entre mai et septembre.

Fréquentation touristique

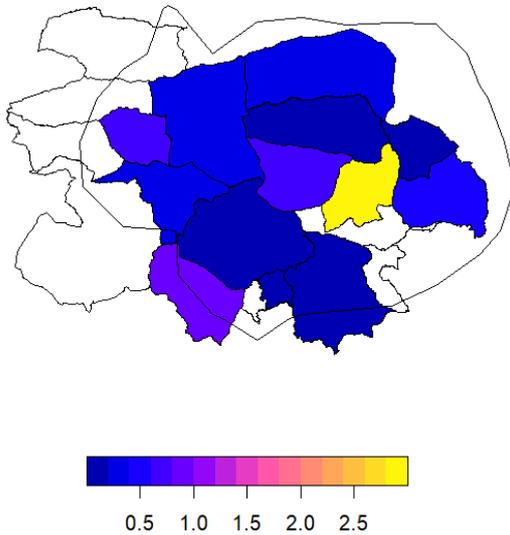


Figure 9 : Indice de pression touristique (nombre de participants/heure/hectare) à l'échelle de la commune, sur la zone d'étude.

Les densités de routes, de chemins, de sentiers et la proportion de bâti ont été calculées grâce à la BD TOPO® de l'IGN® (Figure 10).



Figure 10 : Carte des variables des présences humaines sur la zone d'étude.

8. Les variables de l'hypothèse H4

Rappel : la probabilité de subir une prédation diminue avec la disponibilité en ressources pour le loup, plus précisément en faune sauvage.

Le plan de chasse fixe un nombre minimum et maximum d'animaux qui peuvent être prélevés dans une zone donnée (souvent à l'échelle d'une commune) pour chaque espèce concernée. Le plan de chasse s'appuie sur des comptages et des suivis scientifiques des populations d'animaux sauvages. Ces données permettent d'ajuster les quotas en fonction des dynamiques des populations et de la capacité d'accueil des territoires (nombre de naissances, migrations, mortalité naturelle, etc.). Ici nous nous intéresserons aux principales proies sauvages du loup présentes sur le territoire : le sanglier, le chamois, le cerf et le chevreuil. Chaque année de la période d'étude, de 2005 à 2023, chaque commune a donc des attributions à prélever pour chacune de ces espèces de proies sauvages. La variation de ces attributions correspond donc normalement aux variations de la dynamique des populations d'ongulés et traduit donc une forme de variation de la disponibilité en proies sauvage pour les loups. Ces attributions sont ensuite calculées par UP, en moyennant les valeurs des communes comprises dans l'UP et en pondérant par la surface de chaque commune dans l'UP (Figure 11).

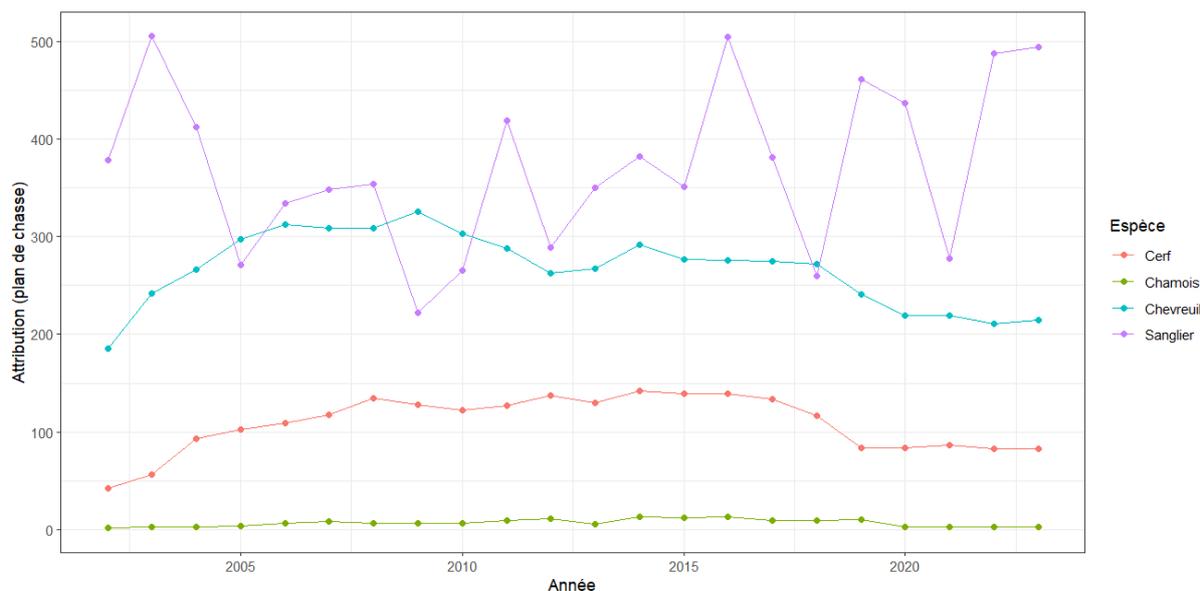


Figure 11 : Evolution des attributions pour les cerfs, chamois, chevreuils et sangliers, dans le plan de chasse, dans la zone d'étude.

9. Les variables de l'hypothèse H5

Rappel : la probabilité de subir une attaque est liée avec la température, la saison, l'exposition et la présence de brouillard, ayant un impact positif.

Les données sont issues du site de Météo France, pour la station de Caussols, seule station météorologique présente sur le site, et couvrent toute la période d'étude. Au sein de cette station, les données de température et d'humidité relative seront utilisées et corrigées selon l'altitude de chaque UP. Les données de vent ne peuvent pas être modélisées pour l'ensemble du site d'étude et ne sont par conséquent pas utilisées. Afin de modéliser la température selon l'altitude dans le site d'étude, une correction 0,65 °C par 100 mètres de différence d'altitude sera appliquée. Pour modéliser le brouillard, l'humidité relative a été utilisée, avec une correction de 0,04 par kilomètre. Le point de rosée est ensuite calculé en utilisant la formule :

$$\frac{b \times \alpha}{a - \alpha}$$

Où α est une fonction de la température (T) et de l'humidité relative (RH) : $\frac{a \times T}{b + T} + \ln \left(\frac{RH}{100} \right)$ avec $a = 17.27$ and $b = 237.7$.

Lorsque la température est inférieure au point de rosée, le brouillard se forme.

L'exposition de chaque UP est dérivée du Modèle numérique de Terrain de l'IGN©.

10. Les modèles statistiques

Ces modèles ont été réalisés pour les attaques de jour et de nuit séparément pour les hypothèses H1, H2, H3 et H5, et pour les attaques dans leur globalité pour l'hypothèse H4.

L'objectif est donc de mesurer la probabilité d'être victime de prédation en fonction des facteurs liés au 5 hypothèses :

- H1 : la proportion de zone agricole, de landes, de prairies, de forêt et de roches dans l'unité pastorale, la pente moyenne, la densité moyenne des arbres et leur hauteurs moyennes, ainsi qu'un indice de fragmentation du milieu.
- H2 : la visibilité moyenne et son coefficient de variation, la densité de crêtes, de lignes électriques, de routes, de chemins et de sentiers dans l'unité pastorale
- H3 : l'indice de pression de chasse, la saison de chasse, l'indice de pression touristique, la saison touristique, la densité en chemin et sentier ainsi que la proportion de bâti dans l'unité pastorale
- H4 : les attributions dans les plans de chasse de sanglier, cerf, chevreuil et chamois
- H5 : le nombre de jour de brouillard, de température inférieure et supérieure aux moyennes de saison, l'exposition de l'unité pastorale et la saison.

Au sein d'un modèle, les variables ne sont pas corrélées entre elles (un contrôle statistique a été réalisé). Entre toutes les variables, seule la visibilité est corrélée avec la pente et la proportion de forêt, du fait que ces variables ont été utilisées pour la calculer. Ces variables n'apparaissent néanmoins pas dans le même modèle. De plus, la corrélation avec les variables des autres volets (2 et 3) a été testées, et aucune corrélation n'a été mise en avant.

Pour rappel, la nouvelle variable réponse correspond à la fréquence d'attaques par rapport à ce qui est attendu en fonction de la disponibilité des moutons et le nombre de jour de pâturage. Cette variable étant binomiale, elle est linéarisée grâce à une transformation en lien logit ($\log(p)/1-p$). Étant donné qu'un même troupeau peut changer de pâturage au fil des saisons ou d'une année à l'autre, les données ne sont pas indépendantes. Pour corriger cela, un modèle linéaire généralisé mixte est donc utilisé (Lindstrom et Bates, 1990, Bolker et al., 2009) en déclarant une variable « troupeau » et « année » comme composantes aléatoires. L'analyse a été réalisée avec le package lme4 de R (Bates, 2005, Bates et al., 2011). Pour chacune des hypothèses testées, le critère d'Akaike, ou AIC, est proposé pour sélectionner le modèle plus adapté, c'est-à-dire qui explique la plus grande part de variabilité de la variable prédation avec le minimum de paramètres (Lancelot et Lesnoff, 2005). Cette méthode aide à trouver un équilibre entre qualité d'ajustement (comment le modèle colle bien aux données) et simplicité du modèle (combien de paramètres le modèle utilise). Quand on utilise l'AIC pour sélectionner un modèle, il est courant de partir d'un modèle complet (le plus complexe possible) et de simplifier progressivement. Un modèle avec une AIC plus faible est considéré comme meilleur. Une fois le meilleur modèle identifié, nous utiliserons le pourcentage de déviance expliquée, qui mesure la qualité du modèle (de 0% : modèle mauvais, à 100% modèle parfait).

Dans le cadre de cette étude, le choix méthodologique s'est orienté vers l'utilisation de plusieurs modèles statistiques complémentaires. Cette décision repose sur deux principales contraintes :

1. **Taille réduite de l'échantillon** : Le nombre limité d'individus observés ne permettait pas d'estimer de manière fiable un modèle global incluant l'ensemble des variables disponibles sans risquer de surajuster les données. Un modèle trop complexe par rapport à la taille de l'échantillon peut mener à des estimations instables et à une perte de validité des résultats.
2. **Nombre élevé de variables** : La richesse des données en termes de variables explicatives nécessitait une approche par modélisation sélective ou hiérarchisée, afin

d'identifier les relations les plus pertinentes tout en maîtrisant la complexité des modèles.

Ainsi, plusieurs modèles ont été construits de manière ciblée (par domaine, par thématique ou par sous-ensemble de variables) pour explorer différentes dimensions du phénomène étudié, éviter la multicolinéarité et le bruit statistique et garantir une meilleure robustesse des résultats.

Cette stratégie permet de tirer parti de la richesse des données tout en respectant les limites imposées par la taille de l'échantillon.

Résultats

1. Analyses descriptives des attaques

Pendant les 22 ans de l'étude, 1287 attaques ont été constatées. 35 % des unités pastorales ont subi au moins une prédation, 65% n'en ont pas subi. Cette pression de prédation ne concerne que les attaques réussies constatées.

La Figure 12 représente la répartition interannuelle du nombre d'attaques constatées dans la zone d'étude, entre 2002 et 2023. Une augmentation notable des attaques constatées est observable dans la zone d'étude, passant de 4 en 2002 à plus de 120 en 2015 et 76 en 2023.

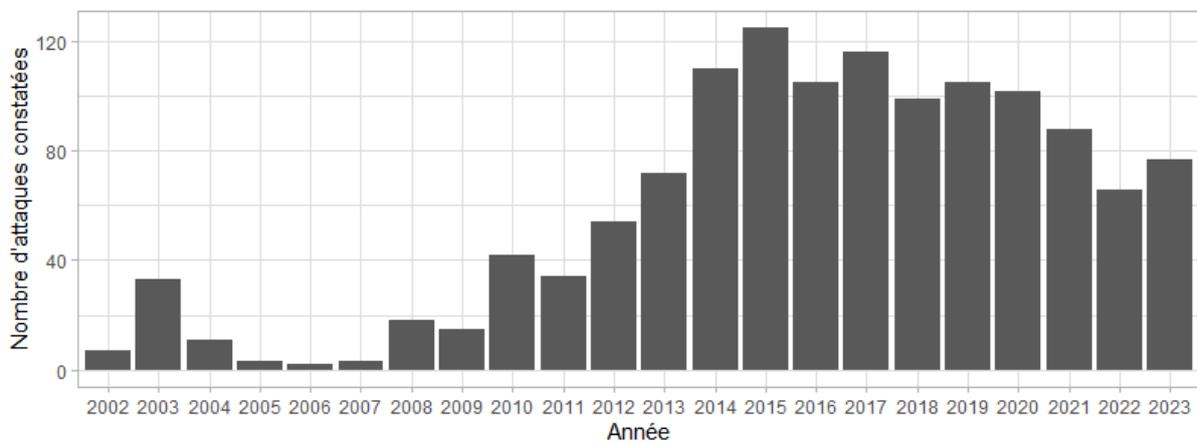


Figure 12 : Nombre d'attaques constatées par année, sur le site d'étude.

Le nombre d'attaque constatée par mois selon les années montre un pic d'attaque aux printemps et en automne (Figure 13).

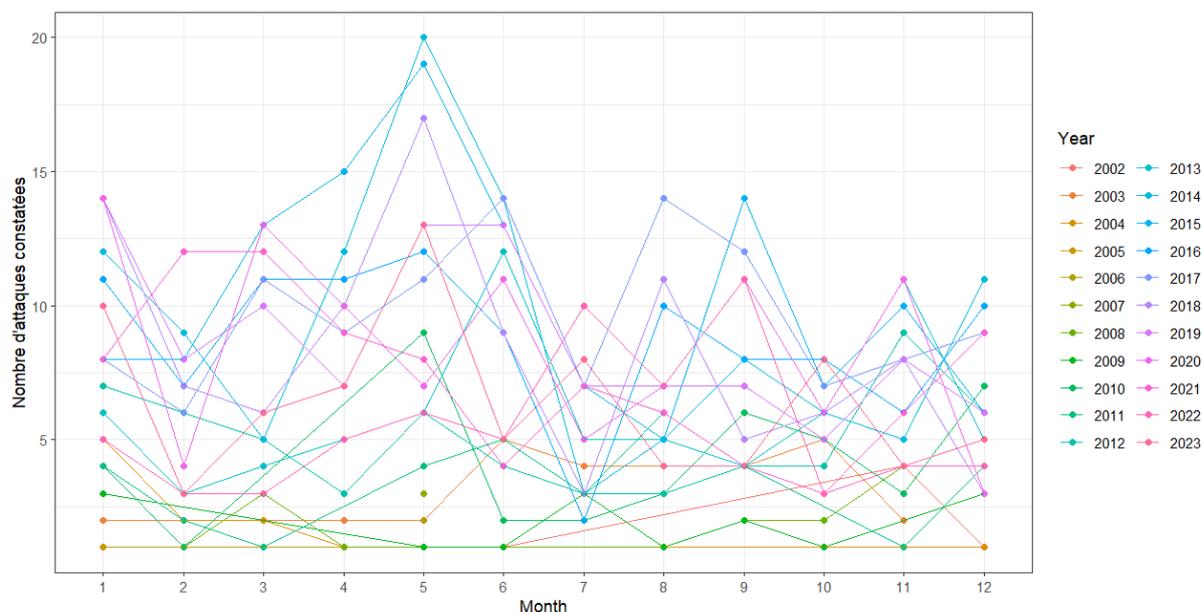


Figure 13 : Nombre d'attaques constatées par mois, et par année, sur la zone d'étude.

Le nombre moyen de victimes par attaque, ~3 victimes par attaques, n'a pas l'air de varier selon les années, mais des valeurs extrêmes apparaissent au fil des années de la période d'étude (Figure 14).

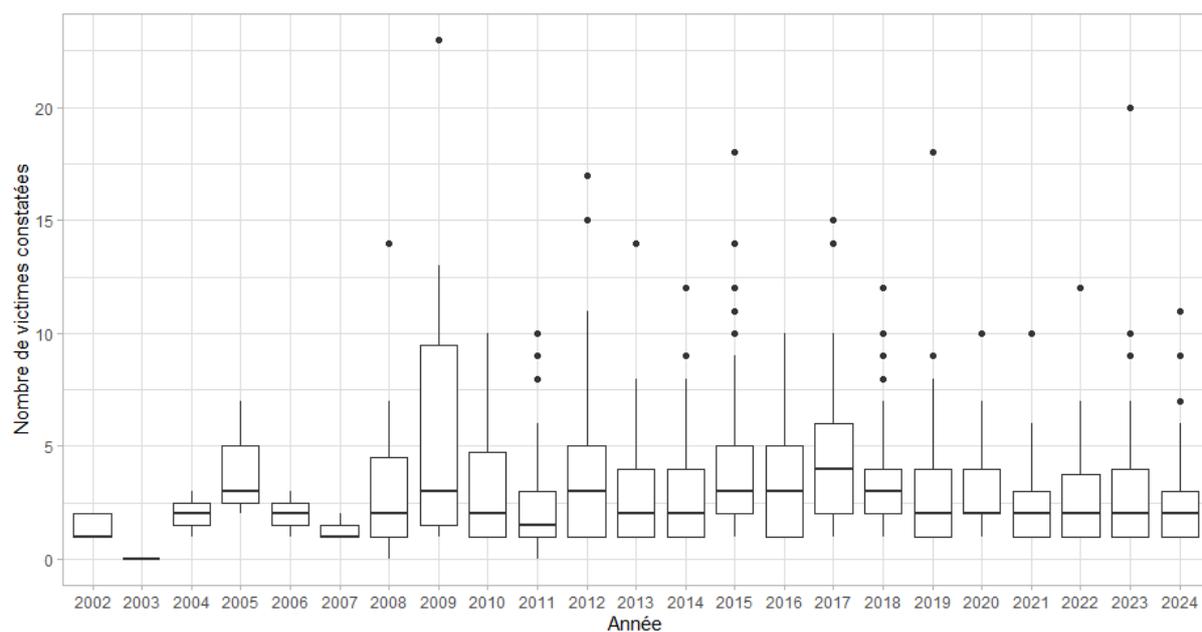


Figure 14 : nombre de victimes constatées par attaque, et par année, sur la zone d'étude.

D'un point de vue quantitatif, la part d'attaque constatées le jour augmente considérablement au fil des années que ce soit en hiver ou en été. Alors qu'aucune attaque de jour n'a été constatée les premières années, plus de 50% des attaques constatées ont eu lieu le jour en 2023 (Figure 15).

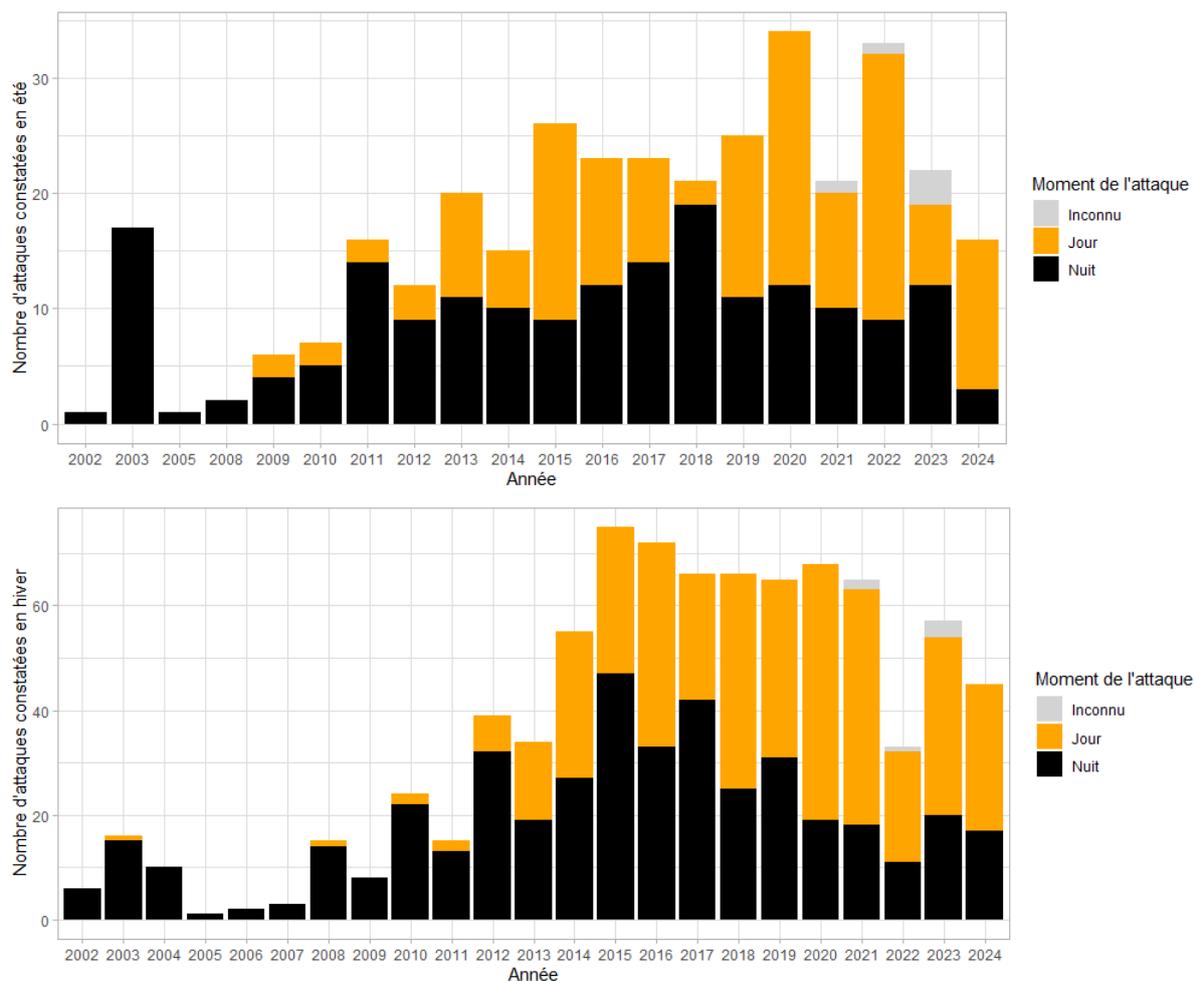


Figure 15 : Nombre d'attaques constatées de jour et de nuit, par année, sur la zone d'étude, en été (au-dessus) et en hiver (en dessous). Les deux périodes ont été séparées du fait de la présence des troupeaux essentiellement le matin et le soir en cas de forte chaleur.

Chacune des heures d'attaque a été vérifiée à la main pour l'ensemble des attaques constatées. Cependant, les heures d'attaques ne sont pas forcément précises, notamment lorsqu'il s'agit des attaques de nuit, puisque la carcasse est retrouvée le lendemain matin la plupart des cas, le moment de la journée où a eu lieu l'attaque est cependant certain (Figure). Les attaques de jours sont, elles, plus précises, avec cependant une incertitude qui demeure (incertitude de 2 h 37 et 9 h 12 pour les attaques de jour et de nuit respectivement). Même au regard de ces imprécisions, les moments des attaques sont donc assez robustes dans cette étude. Il est également important de préciser que dans cette étude, lorsque l'on parle de jour, les brebis sont conduites et gardées dans les pâturages, et lorsque l'on parle de nuit, les brebis sont en parc de nuit. Les attaques qui ont lieu de nuit concernent des brebis égarées, ou des conduites nocturnes en cas de très forte chaleur, et donc en dehors du parc de nuit dans les deux cas.

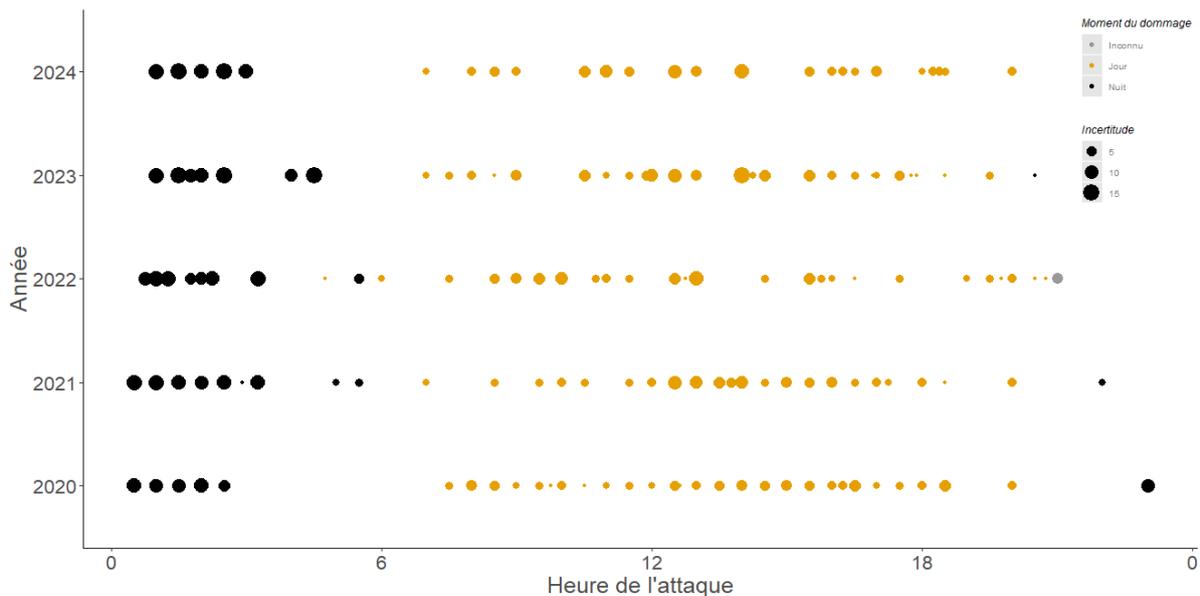


Figure 16: Heures des attaques entre 2020 et 2024. La couleur des points correspond au moment du jour (jour/nuit), la taille des points correspond à l'incertitude autour de l'heure de l'attaque. Seules les années 2020-2024 sont représentées dans un souci de lisibilité.

2. Effet de la taille des troupeaux et du temps de pâturage

Pour rappel, cette partie permet de créer la nouvelle variable « probabilité d'attaque ». Le modèle linéaire mixte montre un lien entre le temps de pâturage et la présence de prédation d'un point de vue globale, mais également pour la présence d'attaque de nuit et de jour séparément. En revanche, la taille du troupeau n'explique pas les attaques. Le modèle est ajusté avec une déviance de 16%, 9%, 16% respectivement. Le test de rapport de vraisemblance indique une p value inférieure à 0,01 pour les trois modèles, donc l'hypothèse que le nombre de prédation s'explique par la durée de pâturage se vérifie. La Figure 17 présente les résultats du modèle jour et nuit ensemble, les résultats étant identiques.

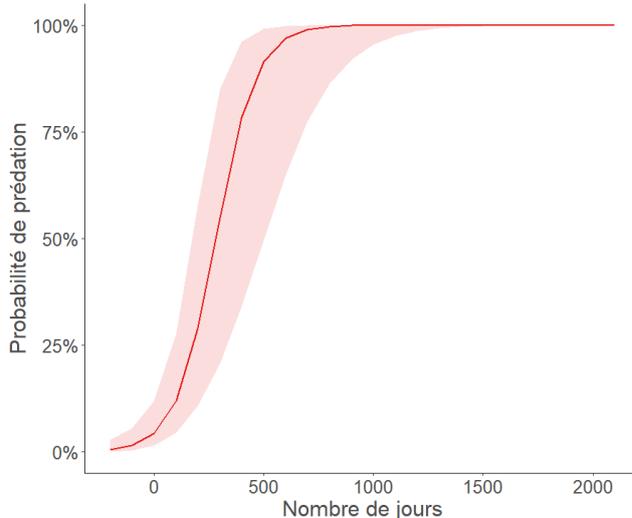


Figure 16 : Probabilité d'attaque (et intervalle de confiance à 95%) en fonction du nombre de jours de présence des troupeaux, selon un modèle mixte, et résidus en médaille.

3. Résultats de l'hypothèse H1

Le modèle complet pour lequel la sélection de modèle va découler comprend en additif la proportion de zone agricole, de landes, de prairie, de forêt, de l'habitat majoritaire dans un buffer de 500m, la fragmentation de l'habitat, ainsi que l'intersection entre la proportion de roche et la pente moyenne.

Puis, le modèle expliquant la probabilité d'avoir une attaque avec les données Lidar (hauteur et densité d'arbres mesurées en 2022) est analysé sur une fenêtre de temps plus faible : de 2019 à 2023. Ce modèle complet comprend en additif la hauteur d'arbre moyenne ainsi que son coefficient de variation, la densité moyenne d'arbre et son coefficient de variation.

- Probabilité d'attaque de jour

Le meilleur modèle, qui explique au plus juste les différences de probabilité d'attaque de jour, est le modèle qui explique la prédation par la fragmentation de l'habitat. La significativité du modèle est forte puisque le test de maximum de vraisemblance a une p value inférieur à 0.01. La probabilité qu'il y ait une attaque de jour augmente donc lorsque la contagion augmente, i.e. la fragmentation de l'habitat dans l'UP diminue. Lorsque la fragmentation augmente de 80%, la probabilité d'attaque augmente elle de 4%. Ce modèle explique 52% de déviance. Les résidus indiquent une bonne représentation des données par le modèle (Figure 17).

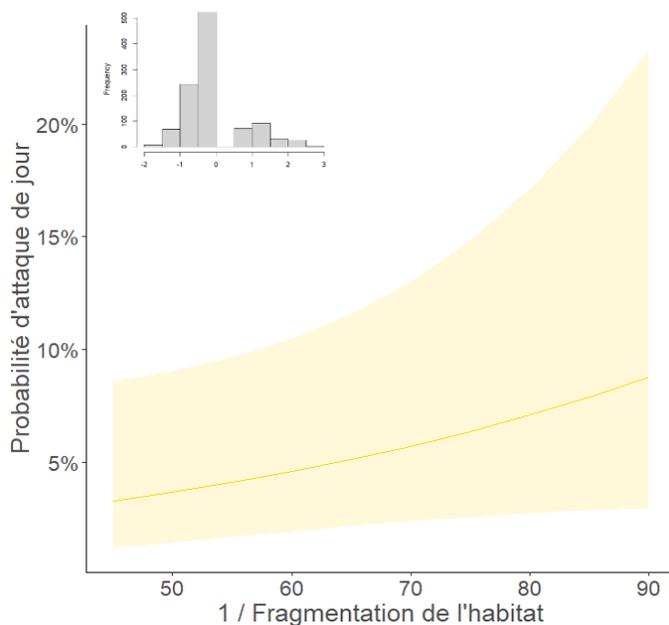


Figure 17 : Probabilité d'une attaque de jour (et intervalle de confiance à 95%), selon la fragmentation de l'habitat, selon un modèle mixte, résidus en médaillon.

Le deuxième meilleur modèle, qui explique au plus juste les différences de probabilité d'attaque de jour, est le modèle qui explique la prédation par la variation de la densité d'arbres. La significativité du modèle est forte puisque le test de maximum de vraisemblance a une p value inférieur à 0.01. La probabilité qu'il y ait une attaque de jour diminue donc lorsque la variation de

la densité d'arbre dans l'UP augmente. Lorsque la variation de la densité d'arbre augmente de 300%, la probabilité d'attaque augmente elle de 6%. Ce modèle explique 52% de déviance. Les résidus indiquent une bonne représentation des données par le modèle (Figure 18).

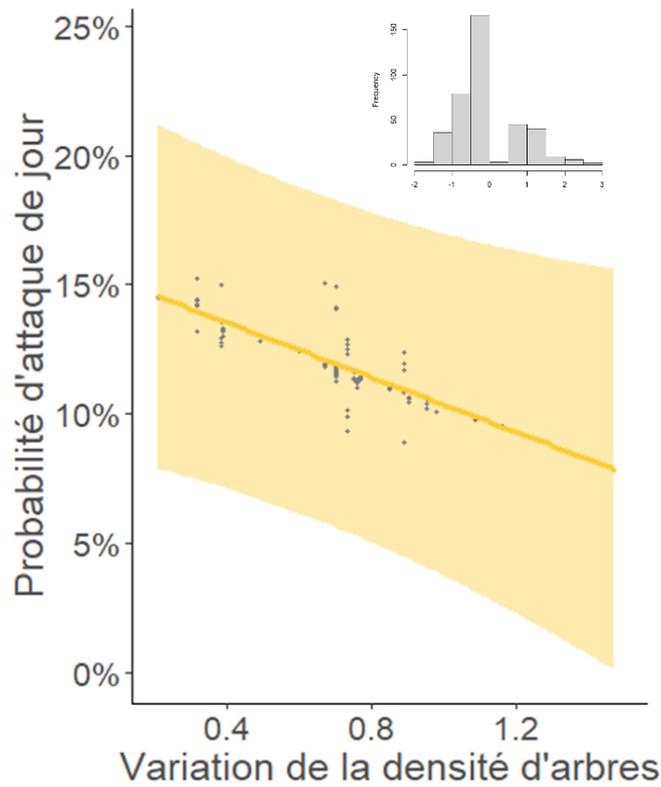


Figure 18 : Probabilité d'une attaque de jour (et intervalle de confiance à 95%), selon le coefficient de variation de la densité d'arbres, selon un modèle mixte, résidus en médaillon.

Probabilité d'attaque de nuit

Le meilleur modèle, qui explique au plus juste les différences de probabilité de prédation de nuit, est le modèle qui explique la prédation par la proportion de landes. La significativité du modèle est forte puisque le test de maximum de vraisemblance a une p value inférieure à 0.01. La probabilité qu'il y ait une attaque de nuit diminue donc lorsque la proportion de landes dans l'UP augmente. Lorsque la proportion de landes passe de 0 à 100%, la probabilité d'attaque passe elle de 15 à 0%. Ce modèle explique 56% de déviance. Les résidus indiquent une bonne représentation des données par le modèle (Figure 19).

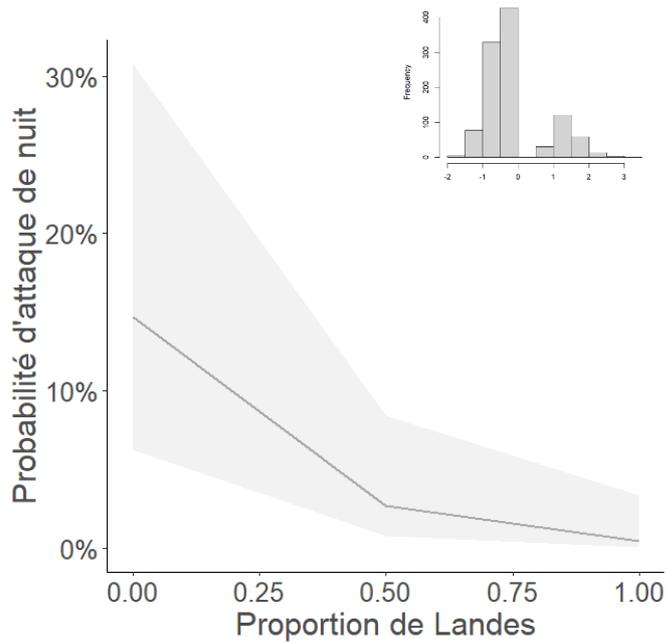


Figure 19 : Probabilité d'une attaque de nuit (et intervalle de confiance à 95%), selon la proportion de landes, selon un modèle mixte, résidus en médaillon.

Le deuxième meilleur modèle, qui explique au plus juste les différences de probabilité de prédation de nuit, est le modèle qui explique la prédation par la densité d'arbres. La significativité du modèle est forte puisque le test de maximum de vraisemblance a une p value inférieure à 0.02. La probabilité qu'il y ait une attaque de nuit augmente donc lorsque la densité d'arbres. Lorsque la densité d'arbres passe de 0 à 100 arbres à l'hectare, la probabilité d'attaque passe de 0 à 2%. Il explique 70% de déviance. Les résidus indiquent une bonne représentation des données par le modèle (Figure 20).

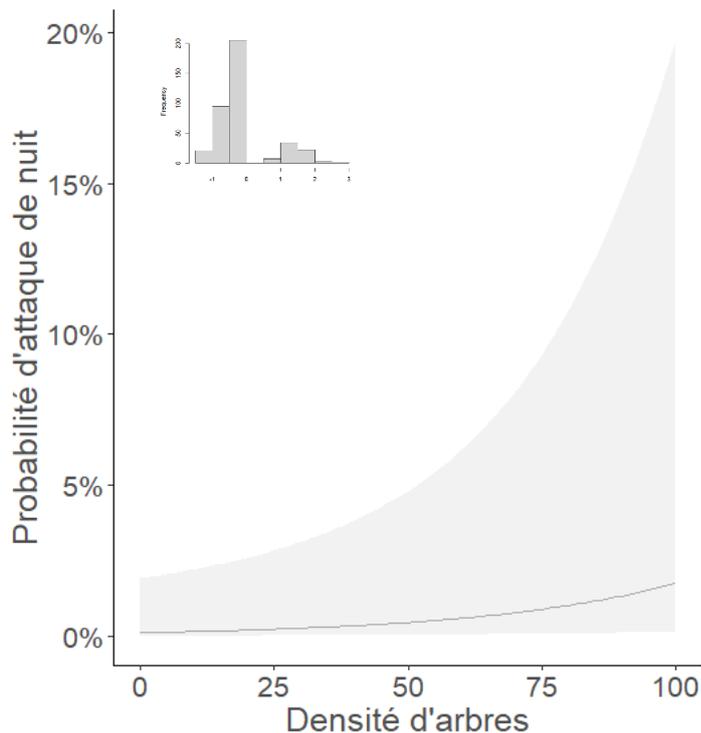


Figure 20 : Probabilité d'une attaque de nuit (et intervalle de confiance à 95%), selon la densité d'arbres, selon un modèle mixte, résidus en médaille.

4. Résultats de l'hypothèse H2

Le modèle complet pour lequel la sélection de modèle va découler comprend en additif la visibilité moyenne ainsi que son coefficient de variation, la densité de crête, de ligne électrique, de route, de chemin et de sentier.

- Probabilité d'attaque de jour

Le meilleur modèle, qui explique au plus juste les différences de probabilité de prédation de nuit, est le modèle qui explique la prédation par la densité de route. Le modèle n'est pas significatif puisque le test de maximum de vraisemblance a une p value égale à 0.15. La densité de route a un effet négatif sur la probabilité qu'il y ait une attaque de jour mais n'est pas significatif (p value égale à 0.11).

- Probabilité d'attaque de nuit

Le meilleur modèle, qui explique au plus juste les différences de probabilité de prédation de nuit, est le modèle qui explique la prédation par la densité de ligne électrique et la densité de sentier. La significativité du modèle n'est qu'une tendance puisque le test de maximum de vraisemblance a une p value égale à 0.08. Néanmoins, seulement la densité de sentier a un effet à la limite de la significativité (p=0.06). La probabilité qu'il y ait une attaque de nuit tend à diminuer lorsque la densité de sentier dans l'UP diminue. Lorsque la densité de sentier passe de 0 à

100m/ha, la probabilité d'attaque passe de 15 à 2%. Il explique 2% de déviance. Les résidus indiquent une bonne représentation des données par le modèle (Figure 21).

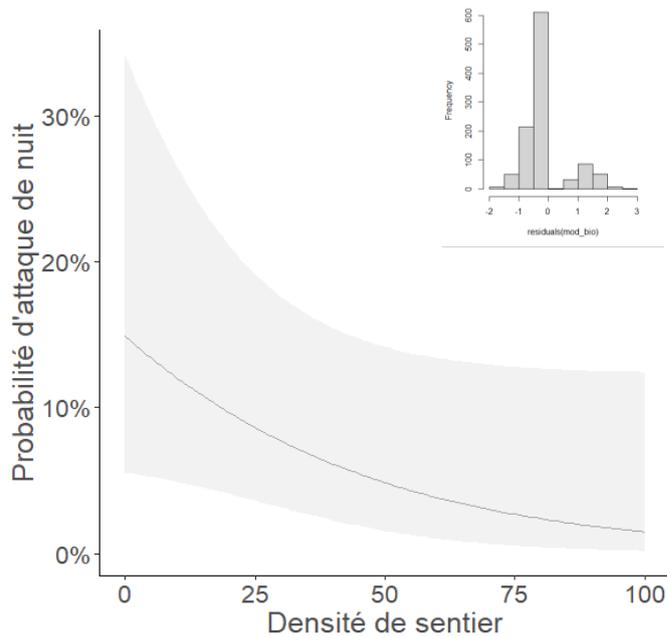


Figure 21 : Probabilité d'une attaque de nuit (et intervalle de confiance à 95%), selon la densité de sentier, selon un modèle mixte, résidus en médaille.

5. Résultats de l'hypothèse H3

Le modèle complet pour lequel la sélection de modèle va découler comprend l'interaction entre saison de chasse et pression de chasse et l'interaction entre la saison touristique et la pression touristique.

- Probabilité d'attaque de jour

Le meilleur modèle, qui explique au plus juste les différences de probabilité de prédation de jour, est le modèle qui comprend l'interaction entre saison de chasse et pression de chasse et l'interaction entre la saison touristique et la pression touristique. Cependant, les variables ne sont pas significatives, les variables liées aux dérangements humains n'apparaissent donc pas avoir d'effet sur la probabilité d'être attaqué de jour.

- Probabilité d'attaque de nuit

Le meilleur modèle, qui explique au plus juste les différences de probabilité de prédation de nuit, est le modèle qui comprend l'interaction entre saison de chasse et pression de chasse et l'interaction entre la saison touristique et la pression touristique. Cependant, les variables ne sont pas significatives, les variables liées aux dérangements humains n'apparaissent donc pas avoir d'effet sur la probabilité d'être attaqué de nuit.

6. Résultats de l'hypothèse H4

Le modèle complet pour lequel la sélection de modèle va découler comprend en additif l'attribution en terme de plan de chasse de sanglier, de chevreuil, de cerf et de chamois.

Le meilleur modèle, qui explique au plus juste les différences de probabilité de prédation, est le modèle qui explique la prédation par l'attribution en terme de plan de chasse en sanglier, chamois et cerf. La significativité du modèle est forte puisque le test de maximum de vraisemblance a une p value inférieure à 0.01. La probabilité qu'il y ait une attaque augmente avec l'augmentation des chamois et sangliers en terme de plan de chasse, et avec la diminution des cerfs en terme de plan de chasse. Il explique 44% de déviance. Les résidus indiquent une bonne représentation des données par le modèle (Figure 22, Figure 23, Figure 24).

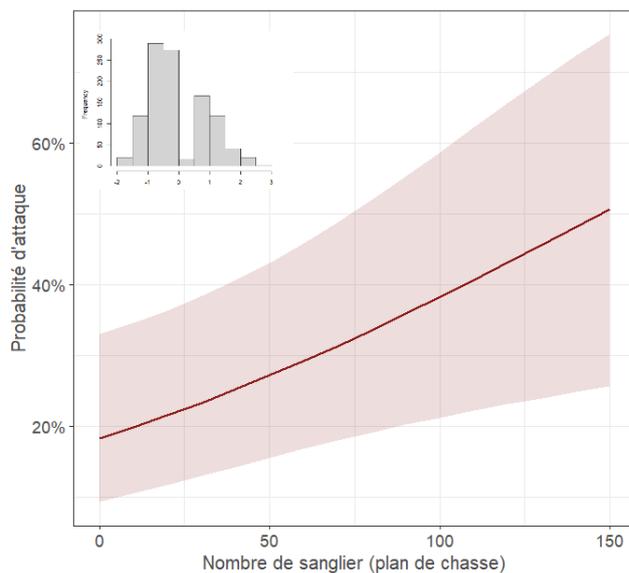


Figure 22 : Probabilité d'une attaque (et intervalle de confiance à 95%), selon le nombre d'attribution de sanglier dans le plan de chasse, selon un modèle mixte, résidus en médaillon.

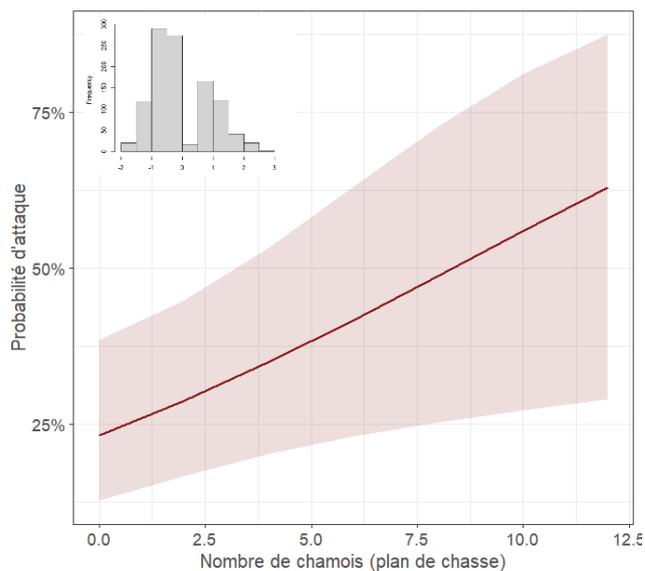


Figure 23 : Probabilité d'une attaque (et intervalle de confiance à 95%), selon le nombre d'attribution de chamois dans le plan de chasse, selon un modèle mixte, résidus en médaillon.

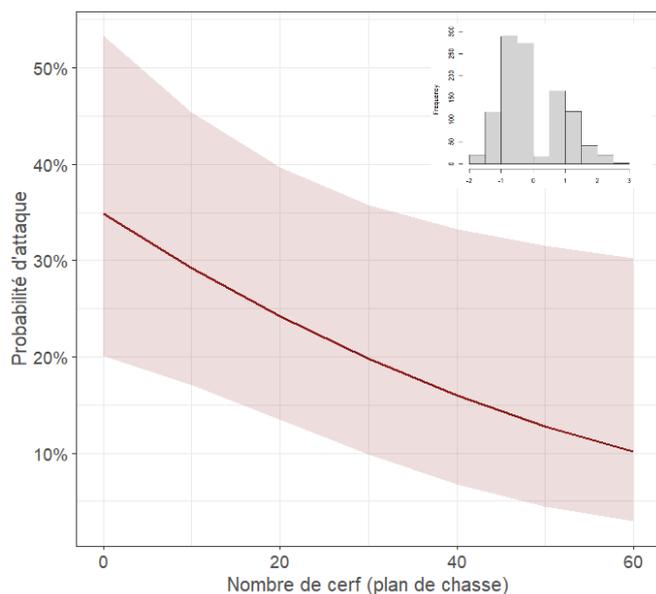


Figure 24 : Probabilité d'une attaque (et intervalle de confiance à 95%), selon le nombre d'attribution de cerf dans le plan de chasse, selon un modèle mixte, résidus en médaillon.

7. Résultats de l'hypothèse H5

Le modèle complet pour lequel la sélection de modèle va découler comprend la fréquence de brouillard, l'interaction entre la saison, la fréquence de température supérieure pour la saison et l'exposition, ainsi que l'interaction entre la saison, la fréquence de température inférieure pour la saison et l'exposition. Les modèles pour le jour et la nuit étant identiques, les résultats seront présentés pour les attaques jour/nuit associées.

Le meilleur modèle, qui explique au plus juste les différences de probabilité d'attaque, est le modèle qui explique la prédation par la fréquence de brouillard. La significativité du modèle est forte puisque le test de maximum de vraisemblance a une p value inférieure à 0.03. La probabilité qu'il y ait une attaque augmente lorsque la fréquence de brouillard augmente. Lorsque la probabilité de brouillard passe de 0 à 40%, la probabilité d'attaque passe elle de 25 à 75%. Il explique 46% de déviance. Les résidus indiquent une bonne représentation des données par le modèle (Figure 25).

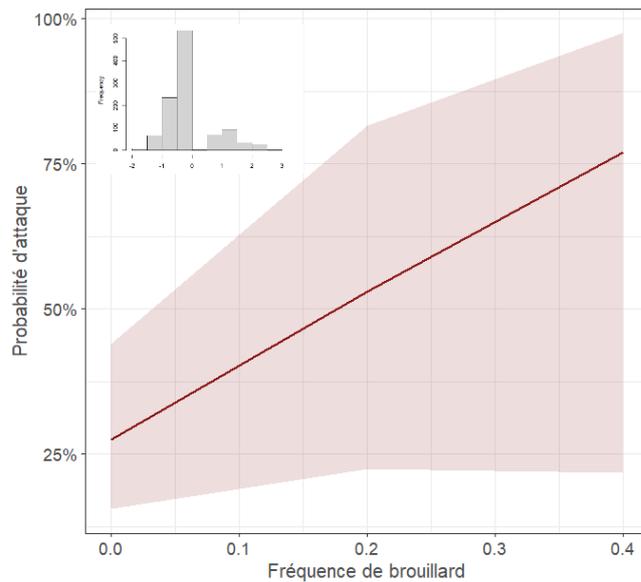


Figure 25 : Probabilité d'une attaque (et intervalle de confiance à 95%), selon la fréquence de brouillard, selon un modèle mixte, résidus en médaille.

Pour résumer, nous avons ici identifié plusieurs effets des variables environnementales, à l'échelle de l'unité pastorale, sur la probabilité d'attaque (de jour ou de nuit), et plus précisément, un impact de l'habitat, lié à la biologie des brebis et du loup, de la présence humaine, de la disponibilité en faune sauvage, ainsi que de la météo. D'un point de vue global, nous avons mis en lumière un effet positif de la disponibilité en sanglier et en chamois, mais également un effet négatif de la disponibilité en cerf. Un effet positif du brouillard a été également démontré. De jour, nous avons identifié un effet négatif de la fragmentation de l'habitat, et de la variation de la densité d'arbres. De nuit, un effet positif de la densité d'arbres, ainsi qu'un effet négatif de la proportion de landes. Les hypothèses H1, H2, H4 et H5 sont donc en partie validées, ce qui n'est pas le cas de H3.

Dans un premier temps, cette étude illustre l'importance de la structure de l'habitat à plusieurs échelles : entre les différents habitats mais également au sein de ceux-ci. Si les habitats ouverts, ayant peu de barrières visuelles, facilitent la détection des proies (Kunkel & Pletscher 2000 ; Creel et al. 2005) et améliore la capacité des loups à rechercher des individus à attaquer (Kaufman et al 2007), ces habitats permettent également une protection supérieure par le chien de protection, rendant, dans un contexte de troupeaux protégés, les attaques plus difficiles, c'est le cas ici pour les landes. Au contraire, une continuité de forêt (indice de fragmentation) hétérogène (variation de la densité d'arbres), avec des bois denses, peut rendre difficile la protection du troupeau par les chiens, faciliter l'approche du loup et de ce fait, faciliter son attaque. Le croisement entre ouverture de l'habitat et chiens de protection peut ainsi fournir dans notre zone d'étude une piste d'explication de la probabilité de subir une attaque, de jour comme de nuit. Le volet 2 de cette étude permettra d'affiner cette piste de réflexion. L'apport d'utilisation de l'habitat à plus faible échelle, par les brebis, les chiens de protection et les loups, permettrait d'affiner ces résultats et les compléter. L'apport de données GPS constitue donc la piste d'amélioration la plus performante.

Dans un second temps, l'effet de la densité des structures linéaires sur la probabilité d'attaque n'a pas été montré comme déterminant dans cette étude, contrairement à ce que l'on pourrait voir dans la littérature. En effet, les éléments linéaires, créés par l'homme, permettent aux loups (et aux autres prédateurs) de se déplacer de façon plus directe et plus rectiligne par rapport à une végétation dense (Dickie et al., 2020), transformant ainsi ces structures en corridors et augmentant probablement les taux de rencontre avec les proies (Kunkel & Pletscher 2000). L'importance de ces éléments anthropiques est d'autant plus forte qu'il a été montré que, lorsque leur densité dans le paysage augmentait, les loups les sélectionnaient majoritairement, délaissant les éléments linéaires naturels (Newton et al., 2017). La vulnérabilité et l'exposition à la déprédation devraient donc dépendre en partie de la proximité des chemins et petites routes forestières, reliant les différentes zones de pâturage ensemble, comme cela a été montré par Gula et al. (2010). Le résultat inverse a cependant été montré dans cette étude, avec un effet négatif de la densité de sentier sur la probabilité de subir une attaque de nuit. Cela peut s'expliquer de plusieurs manières. Tout d'abord, une densité élevée de sentiers est généralement corrélée à une fréquentation humaine plus importante, ce qui constitue un facteur de dissuasion pour les loups. Ces derniers tendent à éviter les zones à forte activité anthropique, même en dehors des heures de présence humaine active (Lesmerises et al., 2018). Cet évitement spatial est bien documenté chez les grands carnivores, dont le loup gris (*Canis lupus*), qui adoptent des

stratégies de déplacement et de chasse en fonction des gradients de risque perçus, notamment liés à l'humain (Gaynor et al., 2018 ; Muhly et Musiani, 2009). De plus, la fragmentation de l'espace causée par les infrastructures linéaires telles que les sentiers peut perturber les comportements de chasse des loups, qui préfèrent opérer dans des zones discrètes, continues et éloignées des perturbations (Hebblewhite et Merrill, 2008). Cette fragmentation altère la perception de la sécurité pour les prédateurs et les incite à éviter les zones pastorales trop exposées. Enfin, bien que les attaques aient lieu principalement la nuit, les traces de présence humaine (odeurs, bruit résiduel, objets) peuvent exercer une influence prolongée sur le comportement des loups, suggérant une efficacité temporelle étendue des perturbations anthropiques (Suraci et al., 2019). Ainsi, la densité de sentiers peut être considérée comme un proxy d'un paysage du risque (sensu Laundré et al., 2010), dans lequel les loups modulent leur comportement spatial pour minimiser leur exposition aux menaces perçues, même au détriment d'opportunités de prédation.

Les activités humaines sont ainsi attendues avoir un effet sur le comportement du loup, et donc sur la prédation. Néanmoins, si les effets de l'habitat et des structures linéaires sont plutôt clairs dans ce contexte, l'impact du dérangement humain n'est pas significatif. Ce résultat peut s'expliquer par les biais liés aux variables utilisées dans ce modèle. Les indices de dérangements mis en place pour cette étude ne sont pas assez précis et ne sont qu'à l'échelle de la commune. Celui de la pression touristique se limite à 2022, et nous pouvons supposer que les comptages menés par le PNR se sont concentrés sur les zones touristiques, ne fournissant ainsi pas une variabilité nécessaire. Celui de la pression de chasse s'étend quant à lui de 2017 à 2023. Cependant, une autre hypothèse peut expliquer l'absence de résultat sur la pression touristique : dans cette zone où le tourisme pastoral et la randonnée sont populaires, la présence humaine peut rendre les loups plus prudents mais également pousser les troupeaux dans des zones plus exposées, où les systèmes de protection sont moins efficaces. Cette situation crée un paradoxe : la présence humaine peut dissuader les loups de s'approcher (Hypothèse du bouclier humain), mais elle peut aussi forcer les troupeaux à être plus vulnérables dans certaines zones non surveillées (Grente 2021). De plus, cet effet du tourisme dans cette zone est peut-être indirect, passant notamment par son impact sur les chemins. En effet, beaucoup de chemins « non-officiels » sont créés par du tourisme hors-sentier et une végétation très sensible au piétinement, favorisant indirectement la prédation, comme montré précédemment (CERPAM, communication personnelle). Au-delà de la pression touristique, très peu d'études spécifiques existent sur l'effet de la chasse sur la prédation par le loup sur les troupeaux d'ovins, même si quelques observations permettent de faire des liens entre ces activités. En général, la chasse au sanglier et autres gibiers peut provoquer des perturbations dans les habitats partagés par les loups et leurs proies sauvages, ce qui peut modifier les comportements de prédation. Certaines études indiquent que cela pourrait provoquer indirectement la prédation des proies domestiques par le loup, lorsque les proies sauvages sont perturbées par ces activités humaines (Grente 2021). Pour séparer ces effets confondants, la pose de GPS sur les chiens de chasse participant aux battues, sur la faune sauvage et les loups serait optimal.

En effet, un lien direct peut exister entre faune sauvage et prédation. Même si les loups se nourrissent principalement d'ongulés sauvages (Gula 2010 ; Janeiro-Otero et al. 2020), deux hypothèses prédominent dans la littérature sur le lien entre faune sauvage et prédation : la forte présence de faune sauvage peut attirer les loups dans les endroits où il y a des proies domestiques, ou alors elle permet au loup de ne pas se reporter sur les proies domestiques si

elle est en abondance suffisante. En effet, concernant la seconde hypothèse, la littérature a montré que les faibles densités de proies sauvages peuvent favoriser la prédation du bétail (Mech et al. 1988 ; Meriggi & Lovari 1996). Par exemple, les loups gris ont sélectionné des ongulés domestiques dans la péninsule ibérique (Lagos, 2013 ; Torres et al., 2015 ; Vos, 2000), en Italie (Ciucci et Boitani, 1998 ; Davis et al, 2012 ; Meriggi et al., 1991) et en Grèce (Migli et al., 2005), où les ongulés sauvages sont rares, voire absents (Macdonald et al., 1980). L'effet négatif de l'abondance de cerf sur la probabilité d'attaque de loups sur les brebis dans notre site d'étude conforte cette hypothèse. Mais selon la première hypothèse, la forte présence de faune sauvage peut également attirer les prédateurs dans les zones à forte densité à la fois de proies sauvages et de proies domestiques (Suryawanshi et al 2017), ce qui semble également être le cas avec les sangliers et les chamois dans notre zone d'étude. Ces résultats sont néanmoins à tempérer puisque les grands prédateurs semblent avoir la capacité de varier leur régime alimentaire, passant de proies sauvages à proies domestiques et inversement, mais également à consommer les deux proies en même temps, même en cas de forte densité d'herbivores sauvages (e.g. le léopard des neiges ; Suryawanshi et al 2017). En effet, dans notre zone d'étude, les chamois se situent en altitude, là où sont également les troupeaux, ce qui permettrait aux prédateurs d'allier facilement proies sauvages et proies domestiques. Il faudrait néanmoins pouvoir quantifier le régime alimentaire des loups à partir de leur fèces sur cette zone pour étudier leur préférence alimentaire et étayer nos hypothèses. L'apport de données de variabilité d'abondance plus précises, comme par exemple les Indices de Changement Ecologique (ICE, Morellet 2008), ou un protocole de pièges photographiques centré ongulé, permettrait de discuter sur plus précisément sur l'effet de la disponibilité en faune sauvage sur la probabilité de déprédation.

D'autres paramètres, notamment les données météorologiques, seraient également à améliorer. En effet, seules les données de la station Météo France de Caussols ont été disponibles dans cette étude, ne fournissant que la température et pas à une échelle de micro-météorologie. Les Préalpes de Gourdon étant caractérisées par des hivers rigoureux et des étés très chauds, des données sur les conditions hivernales et estivales, à petites échelles spatio-temporelles, auraient été souhaitables. En effet, une étude menée en Scandinavie a mis en évidence que les hivers rigoureux, avec de la neige abondante, augmentaient le taux de prédation des loups sur les troupeaux en raison de la difficulté accrue à chasser les ongulés sauvages (Gervasi et al 2013 ; Jedrzejewski et al 2002). A l'inverse, pendant les périodes de sécheresse ou de chaleur intense, la disponibilité des proies sauvages peut diminuer, augmentant la probabilité que les loups se tournent vers des proies plus accessibles comme les ovins, puisque la chaleur affecte également l'efficacité des chiens de protection (Landry et al, 2020), paramètre important dans ce contexte où les attaques de jour deviennent majoritaires, et où les étés secs et chauds plus nombreux. Néanmoins, l'effet brouillard identifié dans cette étude est en accord avec le ressenti des éleveurs, ainsi que d'autres études (PNA 2024), appuyant le fait que les conditions de mauvaise visibilité réduisent l'efficacité des méthodes de surveillance des troupeaux.

Du croisement de ces analyses des influences des paramètres environnementaux sur la probabilité de phénomènes de déprédation sur le territoire d'étude, il est possible de projeter une lecture de vulnérabilité des UP en fonction de leurs caractéristiques environnementales. Ces cartes de vulnérabilité ont été construites à l'aide des prédictions des modèles sélectionnés (les modèles des H1 et H2) à partir des données environnementales de chaque UP. Lorsque la probabilité d'attaque était supérieure à 50% pour l'un des modèles, l'unité en question prenait une "valeur de vulnérabilité" de 1. Cette valeur est sommée après les différents modèles

sélectionnés (3 pour les modèles de jour et 2 de nuit). Plus cette valeur est forte, plus la présence de variables environnementales à risque (i.e. une probabilité d'attaque qui en découle supérieure à 50%) est importante.

- Vulnérabilité de jour des UP



Etude "prédation dans les Préalpes de Gourdon"
Vulnérabilité à la prédation de jour d'un point de vue environnemental



Réalisation: Juliette Ségale-Ferrand, 2025 - dans le cadre de l'étude territoriale de la prédation sur le foyer des Préalpes de Gourdon dans les Alpes-Maritimes. Fond Scan 100: Licence_ign_pfanv3_paca_0000000420_UP et ZP: CERPAM. Aucune exploitation juridique, fiscale et administrative n'est permise par ce plan.

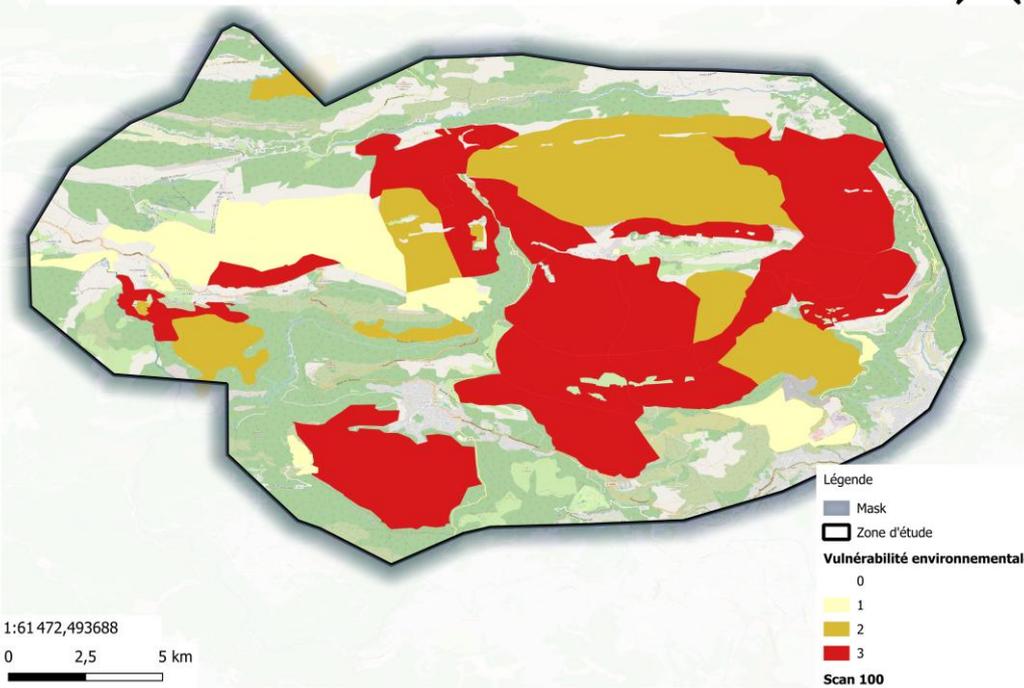


Figure 26 : Cartographie des zones plus vulnérables de jour en sachant l'environnement (la variation de la densité d'arbres, la fragmentation et la densité de route).

- Vulnérabilité de nuit des UP



Etude "prédation dans les Préalpes de Gourdon"
Vulnérabilité à la prédation de nuit d'un point de vue environnemental



Réalisation: Juliette Ségale-Ferrand, 2025 - dans le cadre de l'étude territoriale de la prédation sur le foyer des Préalpes de Gourdon dans les Alpes-Maritimes. Fond Scan 100: Licence_ign_pfanv3_paca_0000000420_UP et ZP: CERPAM. Aucune exploitation juridique, fiscale et administrative n'est permise par ce plan.

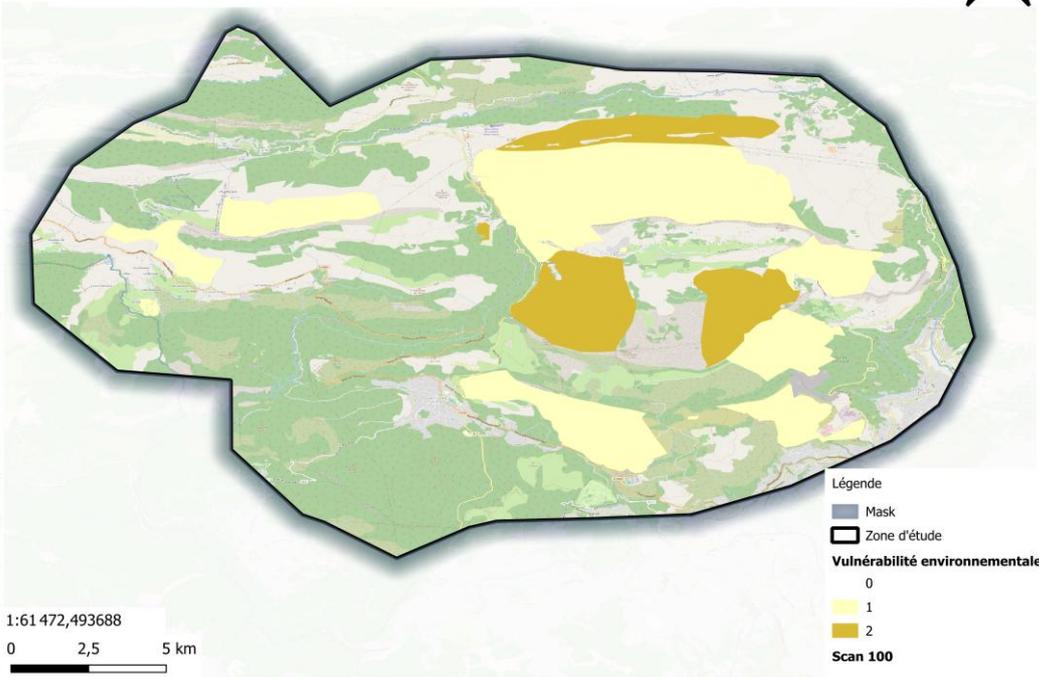


Figure 27 : Cartographie des zones plus vulnérables de nuit en sachant l'environnement (densité d'arbres, proportion de landes).

La vulnérabilité de jour apparaît nettement plus forte que celle de nuit à l'échelle du territoire et pour un grand nombre d'UP, ce qui semble cohérent avec le basculement qu'a connu le territoire, d'ARC majoritairement de nuit vers des ARC majoritairement de jours. Il est important de rappeler que les attaques de nuits concernent majoritairement des brebis hors parc de nuit, qui sont égarées, leur sensibilité à la prédation dépend donc surtout de leur isolement, plutôt que de l'environnement.

Pour conclure, le foyer de prédation des Préalpes de Gourdon se caractérisent, en termes de paramètres environnementaux, par une fermeture de milieu importante depuis au moins une vingtaine d'année (Figure 4) et une majorité d'attaque de jour depuis une quinzaine d'années (Figure 15). Ainsi, au vu de ce contexte et au regard des résultats mis en valeur dans cette étude, il est possible d'émettre des pistes de préconisations :

1. Favoriser l'ouverture des milieux,
2. Favoriser l'hétérogénéité du milieu

Renforcer les populations de cerfs pourrait paraître être une solution mais soulèverait d'autres conflits entre la faune sauvage et les activités humaines, et ne sera par conséquent considéré ici comme une possibilité.

Ces conclusions s'appuient sur une probabilité d'attaque réussie et constatée, et pourraient être modulées grâce à l'étude d'attaques échouées ou réussies non constatées, données absentes dans ce contexte (nécessité de collier GPS avec accéléromètre sur les loups pour avoir accès à cette information), ou à la caractérisation d'une pression de prédation dans une acception plus globale incluant déprédation, attaques échouées, phénomène de harcèlement et d'observation du troupeau... Le volet 3 de l'étude pourra apporter des éléments complémentaires.

Néanmoins, d'autres variables, liées à la population de loup ou des techniques de pastoralisme par exemple, participent également à l'explication de la pression de prédation dans cette zone. Les volets 2 et 3 permettront d'étudier ces variables-là.

Bibliographie

Altendorf, K. B., Erikson, W. R., & M. D. (2001). "Home Range and Movements of Wolves in Central Idaho." *Journal of Wildlife Management*, 65(2), 398-403.

Ausilio, P., & Boitani, L. (2022). "Landscape effects on predation risk and prey behavior." *Ecology Letters*, 25(3), 589-601.

Ballard, W. B., Whitman, J. S., & Gardner, C. L. (2001). "Population dynamics of wolves in relation to prey availability." *Journal of Wildlife Management*, 65(3), 733-746.

Bates, D. (2005). *Fitting linear mixed models in R*. *R News*, 5(1), 27-30.

Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2011). *lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and Eigen++*. *R package version 0.999375-42*. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=lme4>

Benoist, S., Garel, M., Cugnasse, J. M., & Blanchard, P. (2013). Human disturbances, habitat characteristics and social environment generate sex-specific responses in vigilance of Mediterranean mouflon. *PLoS One*, 8(12), e82960.

Boyce, M. S., & McDonald, L. L. (2003). "Density dependence in moose and wolf populations." *Ecology*, 84(4), 834-845.

Bojarska, K., & L. J. (2020). "Traffic disturbances and predation risk in wolves." *Wildlife Biology*, 2020(1), 1-11.

Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., & Smith, T. D. (2008). *Generalized linear mixed models: A practical guide for ecology and evolution*. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(3), 127-135. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>

Breck, S. W., & Meier, T. J. (2004). *Impacts of wolf predation on livestock in the western United States*. *Wildlife Society Bulletin*, 32(1), 90-96.

Ciucci, P., & Boitani, L. (1998). "Wolf social ecology and management." *Ecology*, 79(4), 1237-1245.

Coisne, M. (2006). *La réintroduction du loup en France : État des lieux et enjeux*. *Bulletin de la Société Française d'Étude et de Protection des Mammifères*, 13, 27-34.

Courbin, Nicolas, Mathieu Garel, Pascal Marchand, Antoine Duparc, Lucie Debeffe, Luca Börger, and Anne Loison. 2022. "Interacting Lethal and Nonlethal Human Activities Shape Complex Risk Tolerance Behaviors in a Mountain Herbivore." *Ecological Applications* 32(7): e2640. <https://doi.org/10.1002/eap.2640>

Creel, S., & Winnie, J. A. (2005). "Effects of human activity on the structure of wolf packs." *Journal of Wildlife Management*, 69(4), 1472-1480.

- Dahier, R. & Lequette, B. (1997).** *La dynamique des populations de loups en France : État des connaissances et perspectives.* In: **Les loups en France.** Paris : Éditions de l'Ifop
- Davis, T. C., et al. (2012).** "Wolf predation on livestock in Italy." *Ecology and Evolution*, 2(3), 443-454.
- Dennehy, J. P., et al. (2021).** "Human disturbance effects on predation dynamics." *Behavioral Ecology*, 32(4), 789-796.
- Dickie, M., et al. (2020).** "Linear features in landscapes and their influence on wolf movement." *Ecography*, 43(8), 1212-1222.
- Dussault, C., et al. (2005).** "Movement patterns of wolves in relation to their prey." *Wildlife Biology*, 11(2), 195-201.
- Espuno, E., Fabbri, E., & Meriggi, A. (2004).** *Predation by wolves (Canis lupus) on domestic livestock in the northern Apennines, Italy.* *European Journal of Wildlife Research*, 50(4), 230-236. <https://doi.org/10.1007/s10344-004-0066-1>
- Gaynor, K. M., Hojnowski, C. E., Carter, N. H., & Brashares, J. S. (2018).** *The influence of human disturbance on wildlife nocturnality.* *Science*, 360(6394), 1232-1235. <https://doi.org/10.1126/science.aar7121>
- Gervasi, V., et al. (2013).** "The effects of snow conditions on predation risk in wolves." *Ecology Letters*, 16(3), 283-289.
- Gilbert, S., et al. (2017).** "Factors influencing predation risk in large carnivores." *Ecological Applications*, 27(7), 2302-2315.
- Gula, R. (2010).** "Predation by wolves and its impact on livestock." *European Journal of Wildlife Research*, 56(3), 487-497.
- Grente, B. (2021).** "Tourism and livestock grazing: effects on predator-prey interactions." *Biological Conservation*, 250, 108706.
- Haber, G. (1996).** "Ecology and management of wolves in North America." *Journal of Wildlife Management*, 60(4), 635-648.
- Hebblewhite, M., & Merrill, E. H. (2007).** "Thresholds in habitat selection." *Journal of Wildlife Management*, 71(3), 1004-1012.
- Hebblewhite, M., & Merrill, E. H. (2008).** *Modelling wildlife–human relationships for social species with mixed-effects resource selection models.* *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 834-844.
- Hesselbarth, M. H. K., et al. (2019).** *Modeling predator-prey dynamics using a multi-species approach.* *Ecological Modelling*, 407, 109-121. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108728>

Hemery, G. (2008). *Loup et ovins: La complexité des interactions.* *Mammalia*, 72(4), 346-356. <https://doi.org/10.1515/MAMM.2008.014>

Jędrzejewski, W., & Jędrzejewska, B. (1998). *The role of predation in the dynamics of ungulate populations in Białowieża National Park, Poland.* *Ecology and Evolution of Wolves.*

Johnson, C. J., et al. (2002). "Wolves in the Canadian Rockies: habitat selection." *Journal of Wildlife Management*, 66(1), 119-135.

Joly, A. (2006). *Caractéristiques des attaques de loups sur les troupeaux en France: Une analyse de la fréquence et des facteurs influents.* *Wildlife Biology*, 12(3), 271-278. <https://doi.org/10.2981/wlb.2006.007>

Kaufman, G. A., et al. (2007). "Predation risk for ungulates." *Ecological Applications*, 17(6), 1747-1755.

Kittle, A., et al. (2008). "Snow depth and predation risk." *Ecology*, 89(12), 3483-3490.

Kunkel, K. E., & Pletscher, D. H. (2000). "Prey selectivity by wolves in the Rocky Mountains." *Wildlife Society Bulletin*, 28(4), 1010-1018.

Landry, J. M., et al. (2020). "Effects of climate on predation risk in ungulates." *Journal of Animal Ecology*, 89(5), 1146-1159.

Laundré, J. W., Hernández, L., & Ripple, W. J. (2010). *The landscape of fear: ecological implications of being afraid.* *The Open Ecology Journal*, 3, 1–7.

Lequette, B., et al. (2010). "Conservation policies and livestock protection." *Conservation Biology*, 24(2), 380-392.

Lesmerises, F., Johnson, C. J., & St-Laurent, M. H. (2018). *Landscape knowledge is an important driver of the fission–fusion dynamics of an alpine ungulate.* *Animal Behaviour*, 140, 39-49.

Marino, J., & Baldi, R. (2008). "Effects of landscape structure on predator-prey interactions." *Landscape Ecology*, 23(7), 819-828.

McGarigal, K., & Ene, E. (2015). *Fragstats 4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps.* University of Massachusetts, Amherst. Retrieved from <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

Mech, L. D., & Boitani, L. (2003). "Wolves: Behavior, Ecology, and Conservation." *University of Chicago Press.*

Mech, L. D., et al. (1988). "Wolves and livestock in Minnesota." *Wildlife Society Bulletin*, 16(4), 375-380.

Meriggi, A., & Lovari, S. (1996). "Predation on domestic livestock by wolves." *Wildlife Biology*, 2(2), 157-162.

Migli, D., et al. (2005). "Wolves in Greece: impact on livestock." *Ecological Research*, 20(1), 67-73.

Muhly, T. B., & Musiani, M. (2009). *Livestock depredation by wolves and the ranching economy in the northwestern U.S. Ecological Economics*, 68(8-9), 2439-2450.

Newton, A. R., et al. (2017). "Human-created corridors and wolf movement." *Journal of Wildlife Management*, 81(6), 1024-1033.

Plisson A.-L. (2011). Étude de la vulnérabilité des troupeaux ovins a la prédation du loup dans le parc naturel régional du Queyras. *École Pratique des Hautes Études*

Post, E., et al. (1999). "Influence of climate on predation risk." *Ecology Letters*, 2(4), 199-203.

Rettie, W. J., & Messier, F. (2000). "Hierarchy of habitat selection by wolves." *Ecology*, 81(1), 226-234.

Suraci, J. P., Clinchy, M., Dill, L. M., Roberts, D., & Zanette, L. Y. (2019). *Fear of humans as apex predators has landscape-scale impacts from mountain lions to mice. Ecology Letters*, 22(10), 1578-1586.

Suryawanshi, K. R., et al. (2017). "Behavioral responses of prey to predation risk." *Ecological Applications*, 27(5), 1268-1280.

Tolon, V., et al. (2009). "Influence of habitat on wolf predation." *Ecology*, 90(10), 2750-2759.

Treves, A., & Karanth, K. U. (2004). *Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. Conservation Biology*, 18(5), 1367-1374.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00480.x>

Valeix, M., et al. (2012). "Human disturbance and predation risk in large carnivores." *Journal of Wildlife Management*, 76(3), 553-561.

Vos, A. (2000). "Livestock predation by wolves in Spain." *Ecological Research*, 15(2), 225-229.

Wang, Z., et al. (2017). "Human disturbance and carnivore behavior." *Wildlife Biology*, 2017(1), 1-11.

Whittington, J., St. Clair, C.C. and Mercer, G. (2005), SPATIAL RESPONSES OF WOLVES TO ROADS AND TRAILS IN MOUNTAIN VALLEYS. *Ecological Applications*, 15: 543-553. <https://doi.org/10.1890/03-5317>

Zar, J. H. (2010). *Biostatistical Analysis*. Pearson.

