



HAL
open science

Patrons spatiaux et processus écologiques de déprédation par les grands carnivores : le cas de l'ours brun et des troupeaux domestiques en Europe de l'Ouest

Adrienne Gastineau

► To cite this version:

Adrienne Gastineau. Patrons spatiaux et processus écologiques de déprédation par les grands carnivores : le cas de l'ours brun et des troupeaux domestiques en Europe de l'Ouest. Sciences agricoles. Sorbonne Université, 2019. Français. NNT : 2019SORUS111 . tel-02944711

HAL Id: tel-02944711

<https://theses.hal.science/tel-02944711>

Submitted on 21 Sep 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Sorbonne Université

Ecole doctorale Sciences de la Nature et de l'Homme : Ecologie & Evolution
ED 227

*Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation – CESCO UMR7204
Equipe Conservation et Restauration des Populations*

Patrons spatiaux et processus écologiques de déprédation par les grands carnivores

*Le cas de l'Ours brun et des troupeaux domestiques en
Europe de l'Ouest*

Par **Adrienne GASTINEAU**

Thèse de doctorat de Biologie de la Conservation

Dirigée par Alexandre Robert, Jean-Baptiste Mihoub, Pierre-Yves Quenette &
François Sarrazin

Présentée et soutenue publiquement le Vendredi 8 Novembre 2019

Devant un jury composé de :

Jon Swenson	Professeur Emérite, NMBU	Rapporteur
Guillaume Chapron	Maître de conférence, SLU	Rapporteur
Marion Valeix	Chargée de recherche, LBBE, CNRS	Examinatrice
Olivier Gimenez	Directeur de recherche, CEFÉ, CNRS	Examinateur
Julien Gasparini	Professeur, IEES, SU	Examinateur
François Sarrazin	Professeur, CESCO, SU	Directeur de thèse
Pierre-Yves Quenette	Chef de projet, EO, ONCFS	Directeur de thèse
Alexandre Robert	Maître de conférence, CESCO, MNHN	Invité
Jean-Baptiste Mihoub	Enseignant-chercheur, CESCO, SU	Invité

Résumé

Les conflits entre l'homme et la faune sauvage constituent une menace pour les espèces en voie de disparition, ce qui met en péril sa conservation à l'échelle mondiale. En particulier, préserver les grands carnivores pose le défi de la coexistence avec les humains. En Europe, le chevauchement entre activités humaines et habitats naturels est inévitable. Ce chevauchement induit des interactions parfois négatives avec les grands carnivores. La prédation sur les troupeaux domestiques, ou déprédation, est l'un des principaux facteurs limitant leur acceptation. La déprédation est un conflit très répandu à l'échelle mondiale et semble particulièrement intense dans les zones de recolonisation. Afin de réduire les dommages causés aux troupeaux, il est nécessaire de comprendre comment la déprédation varie dans l'espace et dans le temps. La conservation des populations d'Ours brun (*Ursus arctos*) dans les Pyrénées et dans les Alpes italiennes, populations renforcées par la translocation d'individus Slovènes, offrent des cas d'études pertinents pour illustrer cette problématique.

Dans cette thèse, je me suis intéressée dans un premier temps à l'agrégation spatiale des événements de déprédation dans les Pyrénées Centrales françaises à l'aide d'un test du Getis-Ord de dépendance spatiale. Cette analyse a mis en évidence la présence de points chauds significatifs de déprédation de l'ours brun (ou foyers d'attaque) ainsi que l'absence de zones froides. Les points chauds de déprédation sont autocorrélés dans le temps, ce qui signifie qu'un point chaud d'une année est susceptible d'exister au cours des années suivantes. A une échelle plus fine, cette analyse a permis d'identifier des points chauds inter- et intra-estives et une méthode simple pour redimensionner ces résultats à plus large échelle est proposée.

Les phénomènes de déprédation ont été identifiés comme étant concentrés dans des points chauds et liés à certaines caractéristiques environnementales ("effet site"). L'objectif était d'identifier les principaux facteurs paysagers où les troupeaux domestiques étaient les plus vulnérables à l'ours brun. La transférabilité des résultats développés dans un contexte local spécifique a été évaluée par la comparaison des populations Pyrénéenne et Alpine. Dans les deux populations, nous avons analysé l'activité de l'ours brun, le terrain, l'infrastructure humaine et les variables d'habitat pour la période 2010 - 2017. Les résultats indiquent que l'activité de l'ours brun, la proportion de prairie, la distance par rapport à la forêt et la rugosité du terrain sont fortement associées au risque de déprédation, de façons similaires dans les deux zones d'étude.

Au-delà des effets de l'environnement, les comportements individuels des prédateurs sont susceptibles d'influencer les patrons de déprédation. Les choix effectués par les ours au cours de leurs déplacements engendrent des spécificités d'utilisation de leur habitat et des items alimentaires pouvant participer à la création des points chauds de déprédation. Ainsi, les caractéristiques des mouvements des individus peuvent être motivés par différentes activités comme la recherche de nourriture ou d'un partenaire pour la reproduction.

Enfin, éviter et réduire les dégâts liés aux grands carnivores peut participer à l'amélioration de leur statut de conservation par la biais de l'amélioration de leur tolérance par les humains. Un panorama des situations de conflit entre les humains et les carnivores à l'échelle mondiale a été dressé afin d'évaluer l'efficacité de trois catégories de réponses aux conflits (non létales, translocations et létales). Les conclusions de cette analyse sont les suivantes : (1) le conflit avec les carnivores est répandu et les principaux problèmes sont le partage de l'espace, la prédation sur le bétail et les attaques contre les humains ; (2) les techniques non létales ont été évaluées comme étant les plus efficaces pour réduire les conflits tout en préservant les populations de carnivores; (3) la documentation de la gestion des conflits est souvent imprécise et difficilement comparable entre études ou situations.

L'utilisation de techniques non létales, de façon proactive, est donc recommandée afin de promouvoir la coexistence entre humains et grands carnivores. Les outils développés

permettent d'atténuer les impacts des conflits et donc de renforcer les attitudes positives envers les espèces de grands carnivores.

Mots-clés : Conflit Homme-Faune sauvage, Coexistence Humain-Grand carnivore, Ours brun, déprédation, Pyrénées, Trentin, Analyse des points chauds de déprédation (DHA), Analyse de la probabilité du risque de déprédation (DRPA), Déplacement, Mesures de protection,

Abstract

Conflicts between humans and wildlife pose a threat to endangered species, which threatens their conservation worldwide. In particular, preserving large carnivores challenges the coexistence with humans. In Europe, the overlap between human activities and natural habitats is mandatory. This overlap leads sometimes to negative interactions with large carnivores. Predation on domestic herds, or depredation, is one of the main factors limiting their acceptance. Depredation is a widespread global conflict and seems particularly intense in recolonization areas. In order to reduce damage to herds, it is necessary to understand how depredation varies over space and time. The conservation of the brown bear (*Ursus arctos*) in the Pyrenees and the Italian Alps, populations reinforced by the translocation of Slovenian individuals, offer relevant case studies to illustrate this issue.

In this thesis, I first focused on the spatial aggregation of depredation events in the French Central Pyrenees using a Getis-Ord test of spatial dependence. This analysis revealed the presence of significant brown bear depredation hotspots and the absence of cold areas. Depredation hotspots are self-correlated over time, which means that a hot spot in one year is likely to exist in subsequent years. At a finer scale, this analysis allowed the identification of inter- and intra-pasture hotspots and a simple method to rescale these results at a larger scale is proposed.

Depredation has been identified as being concentrated in hotspots and linked to certain environmental characteristics ("site effect"). The objective was to identify the main landscape factors where domestic herds were most vulnerable to brown bears. The transferability of the results developed in a specific local context was assessed by comparing the Pyrenean and Alpine populations. In both populations, we analyzed brown bear activity, terrain, human infrastructure and habitat variables for the period 2010 - 2017. The results indicated that brown bear activity, grassland proportion, distance from the forest and terrain roughness are strongly associated with the risk of depredation, in similar ways in both study areas.

Beyond the effects of the environment, the individual behavior of predators are likely to influence the visible patterns of depredation. The choices made by bears during their movements generate specific habitat use and selection of food items that can contribute to the creation of depredation hotspots. Thus, the characteristics of individuals' movements may be motivated by different activities such as searching for food or a breeding partner.

Finally, avoiding and reducing damage from large carnivores can help to improve their conservation status by improving their tolerance by humans. A global overview of human-carnivore conflict situations has been developed to assess the effectiveness of three categories of conflict responses (non-lethal, translocations and lethal). The conclusions of this analysis are as follows: (1) conflict with carnivores is widespread and the main problems are space sharing, predation on livestock and attacks on humans; (2) non-lethal techniques have been assessed as the most effective in reducing conflicts while preserving carnivore populations; (3) conflict management documentation is often imprecise and difficult to compare between studies or situations.

The proactive use of non-lethal techniques is therefore recommended to promote coexistence between humans and large carnivores. The tools developed make it possible to mitigate the impacts of conflicts and thus reinforce positive attitudes towards large carnivorous species.

Keywords: Human-Wildlife Conflict, Human-Large Carnivore Coexistence, Brown Bear, Depredation, Pyrenees, Trentino, Depredation Hotspots Analysis (DHA), Depredation Risk Probability Analysis (DRPA), Movement, Protective Measures.

Remerciements

Je tiens à remercier l'ensemble des membres de mon jury d'avoir accepté d'évaluer mes travaux de thèse : Jon Swenson, Guillaume Chapron, Marion Valeix, Olivier Gimenez et Julien Gasparini.

Je remercie Sorbonne Université et l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage pour avoir financé cette thèse ainsi que le Ministère de l'Agriculture pour avoir financé une part des analyses génétiques dont les résultats sont exploités dans cette thèse. De plus, je remercie l'école doctorale 227 MNHN-SU pour l'obtention de financement de mobilité Transhumance.

Je remercie les personnes ayant accepté de participer à mes comités de thèse : Carmen Bessa-Gomes et Clément Calenge.

J'adresse également mes très chaleureux remerciements à mes directeurs de thèse Alexandre Robert, François Sarrazin, Jean-Baptiste Mihoub et Pierre-Yves Quenette.

Merci Alex pour ta gentillesse, ta positivité, ta bienveillance, ton expertise ! Et pour ta présence rassurante avec des supers blagues.

Merci JB pour ton enthousiasme inégalé et pour t'être investi plus que prévu dans ma thèse.

Merci François pour être toujours au-dessus du lot dans tes commentaires, ta vision et pour organiser des supers teambuilding.

Merci Pierre-Yves pour ton soutien depuis mon master 2, ta réflexion sur la conservation de cette population d'ours et ta gentillesse.

Vraiment merci à tous les quatre ! Vous avez fait une super équipe d'encadrement et j'espère avoir pu récupérer un peu de vos meilleures compétences humaines et scientifiques au cours de ces trois ans.

Je souhaite remercier Murielle Guinot-Ghestem qui avec Pierre-Yves à participer à la construction de mon projet de thèse et grâce à qui j'ai pu trouver mon équipe encadrante par l'aide de François. J'en profite pour remercier l'ensemble de l'unité Prédateur-Animaux déprédateurs de l'ONCFS (un merci spécifique à Sophie pour son aide et sa gentillesse) pour les semaines techniques endiablés ! Je remercie aussi l'équipe d'organisation de l'IUGB dont Nirmala Séon-Massin et Matthieu Guillemain ainsi que le PhD Squad présent.

Je souhaite remercier Francesca Cagnacci, Luca Pedrotti et Andrea Corradini pour leur collaboration et enthousiasme. Un grand merci à Andrea pour les skype pendant le week-end, son soutien sur les réflexions, les analyses et pour sa réactivité.

Je souhaite par ailleurs remercier les personnes avec qui j'ai pu échanger au cours de la collecte des données pastorales dans les DDT de l'Ariège, de la Haute-Garonne et des Hautes-Pyrénées ainsi que dans les associations La Pastorale Pyrénéenne et le GIP-CRPG65.

Mon expérience pyrénéenne a commencé dès le master 2 en 2015 et je souhaite donc remercier énormément toutes les personnes rencontrées lorsque je vivais là-bas ou à Toulouse, ou au cours de mes déplacements, et qui sont désormais des ami.e.s pour certain.e.s.

Tout d'abord, les collègues (avé l'accent) souvent regroupés autour du café à 9h du matin.

Jérôme, la mirgue, pour ton sérieux et tes fiches à remplir et surtout pour ton investissement, ta connaissance des données sur le bout des doigts et ta présence. Merci pour les réveils à 4h du matin aussi.

Françoise, la première à m'avoir guidée jusqu'au bureau quand le GPS ne connaissait pas l'adresse. Merci beaucoup pour ta présence indispensable à l'équipe et ta bonne humeur quasi inconditionnelle (sauf pour les fiches de Jérôme).

Aux deux B(ours)MI. Loïg, m'sieur l'maire, pour m'avoir embarquée pour la première fois sur le terrain ours et m'avoir donné à manger car j'avais oublié le casse-croûte. Fred pour me dépanner sur les constats de dommages, pour les sorties terrain et les discussions escalade.

Jean-Jacques, JJone, pour conter les Pyrénées et l'ours comme personne et pour les cartes de dernière minute.

Etienne pour ta réelle humanité, ta pédagogie empirique (« allez aujourd'hui c'est toi qui conduit ») et ton accueil avec Marie toujours agréable (mmh la tarte à la myrtille).

Philippe, labalistique, pour ta gentillesse et les sorties terrain toujours en jambe !

Jean-Pierre pour cette fameuse soirée sur l'estive d'Arréou.

Régis pour t'accompagner en montagne et te croiser sur le bord de la route en train de grimper sur le toit de ta grange.

Cécile pour les discussions scientifiques ou non et les envois de proposition de postdoc.

A l'équipe de la FDC31, Virginie, Cédric, Geoffrey, Florian, Romain et Henri.

Virginie, merci pour les soirées ciné, les balades en voiture et les pauses boulot.

Cédric merci pour « GASTINOOOOOOOOO » crié au milieu de l'arrivée du trail de Luchon, pour les cris du vendredi sur les coups de 16h et pour les sorties ours et perdrix !

Geoffrey pour tenter de toujours aller plus haut et monter plus vite en montagne et pour m'avoir fait pas mal rigoler avec Pepito !

Florian pour les cafés « expresso de chez expresso » du matin et les discussions animées.

Merci aussi à Manu pour les comptages tétras, l'ail des ours et surtout la fameuse cloche prêtée pour l'IUGB (elle a vu du pays).

Merci aux vacataires du SD09 pour les constats de dommages effectués avec brio.

Merci aux collègues non humains, chiens détecteur de crotte, effaroucheur d'ours, technicien de comptage d'oiseaux et autres qualités que seuls eux possèdent.

Aux stagiaires ;), Syrine, Léa et Nico.

Je souhaite remercier Syrine que j'ai encadrée pendant son stage de master 1 et qui a donc participé à la construction du chapitre 3 de cette thèse, pour son sérieux et sa gentillesse.

Léa pour son sérieux aussi, sa bonne humeur et sa capacité d'organisation d'événements.

Je souhaite remercier mes amis cafistes du CAF Comminges : Teddy, Nico, Angélique, Thibaut, Pascaline, Anto, Yves, Mireille, Marc, Nathalie, Gilles et les tous les autres. Vous êtes un ancrage pyrénéen pour moi et vous m'avez fait découvrir les montagnes pyrénéennes autrement que par l'ours.

Merci à Yves et Mireille pour leur gentillesse incroyable, leur forme olympique qui donne envie de s'entraîner comme jamais en montagne ou à vélo. Merci spécifiquement pour nous avoir accueillies, Syrine et moi, lors de notre escapade pyrénéenne. C'est très agréable d'être chez vous. Hâte de repartir en montagne avec vous !

Merci à Marc et Nathalie pour m'avoir accueillie lors de certains déplacements pyrénéens et pour toujours être motivés pour aller grimper.

Merci à Maëlig et Mathieu pour m'avoir accueillie et Maëlig pour ce premier trail ensemble ! Je suis vraiment contente de vous avoir rencontrés. Bravo pour Alice et Adèle !

Merci à Laure pour son amour de la montagne et de la nature, sa relecture exigeante, les vacances à la montagne, sa motivation et ses attentions !

Un énorme big up à la diaspora montreuilloise dans les Pyrénées (et à Toulouse) ! Un grand merci à Illiès et Pauline et merci aussi à Céline, Arnaud, Ananda, Manga, Pauline, Florent, Gigi, Sandy pour avoir participé à mon épanouissement dans le Sud-Ouest et m'avoir encore plus fait aimer cette région par votre présence.

Je souhaite remercier grandement les anonymes croisés au détour d'un sentier de randonnée ou sur une estive avec qui j'ai pu échanger.

Voilà pour mon expérience pyrénéenne. J'ai désormais deux maisons une, historique à Paris, et une de cœur dans le Sud-Ouest. Vous m'avez tous fait vibrer Pyrénées pendant ces 5 ans ! Alors encore merci !

Pour la maison parisienne, je commencerais par remercier le cesco et les personnes qui l'animent. Je m'excuse d'avance si j'oublie des personnes mais un grand merci à tous et toutes pour les discussions, les séminaires, les apéros, les gifs etc.

Merci Typhaine ! Merci Typhaine ! Merci Typhaine ! C'est génial qu'on ait pu faire notre thèse ensemble. Merci pour ton ouverture, ta motivation, ta gentillesse, les rigolades (« maintenant on rentre ! »), tes encouragements, les potins, Chicago, les scripts R enfin tout quoi. Et bravo pour Ayana !

Merci Léo ! Pour ton soutien, tes conseils, tes expertises modèles mixtes, ton ptit grain de folie. Va falloir qu'on aille voir des ours.

Merci Anya pour les pauses, les quelques longues soirées de travail que j'ai passées avec toi au labo, le soutien aussi, ta bienveillance et ton efficacité (au BDEM ou ailleurs). J'en profite pour remercier l'équipe du BDEM et du YNHM des années 2017, 2018 et 2019. Bravo à toi Anya pour tout ça !

Merci à mes co-bureaux. Julie, Rouly, pour ta motivation sans faille, ta force, ton efficacité et ton attitude positive ! Je viens vite dans les îles. Merci aussi à Clémentine. Merci Aïssa pour ton rire communicatif et ta motivation. Merci à Tic et Tac, Alice et Robin, vous me faites bien rigoler et merci pour le café, les croissants et le bureau microlab A.ROBERT pendant un moment accompagné de Thibaud (merci pour ces magnifiques photos sur la porte).

Merci Charles pour toi, ta barbe, les pauses, les apéros, les conseils parfois aussi ça arrive. Merci surtout pour avoir supporté le big daddy Théo. Merci Théo pour les clémentines du matin et les pauses pour râler l'après-midi. Merci Martin pour avoir bien chapoté tout ça ;).

Merci Anne, Fanny Camilla et Julie pour votre expérience (non non faut pas le prendre mal). Merci pour vos discussions, conseils, potins. Promis Anne je reviendrais !

Merci Benoît pour les discussions oiseaux et autres autour du café filtre.

Merci Grégoire pour ton livre et les discussions ornitho.

Merci Diane ! Parce que la vie est différente sans une Diane. Merci pour ta gentillesse, les rigolades, les pauses et le reste (surtout pour l'accessoire fesses sèches).

Go supplé leopards du cesco ! C'est cool cette dynamique escalade qu'on a réussi à mettre en place et que vous avez réussi à garder MX et Alain. Merci d'ailleurs, MX pour les recharges en sucre Ginger Beer de fin de thèse ☺.

Merci François pour tes blagues, tes capacités scientifiques (je déconne pas) et tes « si je pouvais me téléporter là j'irais dans le Pas-de-Calais ». Tout ça pour un oiseau ;).

Merci Fabien pour être si fabuleux et pour égayer mes soirées quand tu viens à la maison.

Merci Margaux pour les huiles essentielles qui ont aidé ma gorge à quelques jours du rendu avec l'angine blanche !

Merci Romain Lo et Anne-Christine pour les conseils postdoc, analyses spatiales et discussions en tout genre. Merci Romain pour m'avoir sauvée pour mes cartes pour le congrès IBA !

Merci aux chiroptérologues Christian, Isa, Yves, Jean-François.

Merci à la team du midi du 61 pour les discussions du déjeuner : Anne-Caroline, Maud, Nathalie, Emmanuelle, Sandrine, Colin et tous les autres.

Merci Laurent de m'avoir prêté ton bureau pendant la canicule ! Un vrai refuge.

Merci Fred pour toujours mettre à l'aise quand on rentre dans le bureau pour voir Alex.

Merci Gwenaëlle pour le chocolat au sel breton de fin de thèse et pour être toujours attentive aux autres.

Enfin merci à Paulette, Romain J., Simon, Nora, landry, Rémi, Marie, Anna, Hugo, et toutes les personnes que je n'ai pas pu citer.

Désormais je souhaite remercier mes amis parisiens. La crème de la crème. Merci énorme à vous tous qui faites de Paris (et Montreuil oui oui) la si belle ville qu'elle est. Vous avez fait en sorte que mon retour des Pyrénées à Paris ne soit pas trop compliqué à vivre. Merci pour votre présence depuis tant d'années surtout ! Merci à Caro pour son soutien sans faille et sa motivation à toute épreuve et pour m'avoir fait connaître NSM Athlé (Merci Nico ! et Merci NSM Athlé !). Merci à Clémence pour ses attentions et ses remèdes de grand-mère. Merci ensuite à Kate et Alicia et les filles Malaïka, Fifi, pour les vacances, Anna, Alya, Sarah, Mathilde. Merci Clément. Merci aux montreuillois et montreuilloises (et bagnoltaises) Judith, Louise, Mélina, Lia, Léa, Michou, Simon, Alexis, Pablo, Marta, Róma (merci pour l'aide en catalan) et toute l'équipe (nous sommes beaucoup trop nombreux désolée).

Enfin, un grand merci à ma famille, mon frère et mes parents, pour leur relecture, leur soutien sans faille, leur ouverture d'esprit, et leur volonté de comprendre toujours mieux le travail que je fournis !

Sommaire

Introduction	19
Conserver la Biodiversité par la restauration des populations	19
Conservation de la faune et conflits avec l'humain	23
La déprédation par les grands carnivores	28
Objectifs de la thèse	37
<i>La restauration des populations de grands carnivores en Europe : le cas des ours bruns d'Europe de l'Ouest</i>	39
La population d'ours bruns des Pyrénées	39
Conflits de conservation et population pyrénéenne d'ours bruns	41
La population d'ours bruns des Alpes occidentales	43
Les mesures d'atténuation de la déprédation : protection des troupeaux et indemnisation	45
Description des estives	48
Le cheptel domestique en estive	49
Le gardiennage	50
Les chiens de protection	52
Conclusion	54
<i>Encart 1 : L'espèce Ours brun, Ursus arctos.</i>	55
<i>Description de la déprédation par l'ours brun dans les Pyrénées</i>	57
Mesures de protection, ours brun et déprédation	59
<i>Chapitre 1. Points chauds spatiotemporels de déprédation de l'ours brun sur les troupeaux domestiques dans les Pyrénées.</i>	63
Article 1	67
<i>Chapitre 2. Le risque de déprédation par l'Ours brun en Europe de l'Ouest : une comparaison transfrontalière entre les Alpes Occidentales et les Pyrénées.</i>	95
Article 2	101
<i>Chapitre 3. Comportements individuels, utilisation de l'espace, et déplacements chez l'Ours brun en Europe de l'Ouest dans un environnement anthropisé par l'activité pastorale.</i>	131
Introduction	132
Comportement animal et biologie de la conservation	132
Comportement animal et écologie spatiale	132
Ecologie du mouvement	133
Comportements alimentaires et individus à problèmes chez les grands carnivores	134
Objectifs de l'étude	136
Matériels et exploration des données	137

Analyses génétiques sur les constats de dommages imputables _____	137
Données GPS pyrénéennes et alpines _____	140
Méthodes d'analyses des comportements de déprédation _____	145
Résultats des analyses exploratoires _____	147
Déprédation et comportement individuel _____	147
Utilisation de l'espace au sein du domaine vital _____	149
Discussion et perspectives _____	149
<i>Chapitre 4: Gestion des conflits homme-grands carnivores à travers le monde. Efficacité et adéquation des stratégies de gestion. _____</i>	153
Article 3 _____	159
<i>Discussion _____</i>	183
Les hotspots de déprédation, schémas visibles de l'autocorrélation spatiale _____	183
Caractériser la niche de la déprédation par l'ours brun _____	184
Comportement spatial et déprédation _____	185
Atténuation des impacts et résolution des conflits : applications pour la coexistence _____	187
Les Pyrénées, un contexte particulier de coexistence entre humain et grand carnivore _____	191
<i>Conclusion : de la cooccurrence à la coexistence, est-ce réalisable ? _____</i>	195
<i>Références bibliographiques _____</i>	199
<i>Annexe 1 : Arrêté chasse en zone à ours. _____</i>	213
<i>Annexe 2 : Constats de dommages (France) _____</i>	219
Constat de dommages homogénéisé pour les espèces loup gris et ours brun _____	219
Constat de dommages déclaratif pour l'ours brun dans le département de l'Ariège (09), France _____	231
<i>Annexe 3 : Arrêté portant sur les délimitations des zones d'éligibilité à la mesure de protection des troupeaux contre la prédation pour l'année 2017 _____</i>	239
<i>Annexe 4 : Metadonnées pastorales _____</i>	243
<i>Annexe 5 : Arbre généalogique de la population pyrénéenne d'ours brun (rapport ROB 2018) _____</i>	249
<i>Annexe 6 : Décret n° 2019-722 du 9 juillet 2019 relatif à l'indemnisation des dommages causés aux troupeaux domestiques par le loup, l'ours et le lynx _____</i>	251
<i>Annexe 7 : La déprédation des brebis par les grands carnivores en Europe : un examen et une analyse des tendances émergentes _____</i>	253
Résumé _____	253
<i>Table des illustrations _____</i>	255
<i>Table des tableaux _____</i>	259

Introduction

Conserver la Biodiversité par la restauration des populations

Du fait de l'emprise de plus en plus importante de l'Homme sur les habitats naturels et de l'intensification des facteurs directs et indirects des pressions anthropiques sur la biodiversité, le processus d'extinction des espèces s'accélère (Ceballos et al., 2015; Díaz et al., 2001). L'augmentation de la population humaine et celle de ces modes de consommation entraîne des besoins spatiaux, énergétiques et en ressources croissants. L'emprise de l'Homme sur son environnement se traduit par un déclin de la diversité taxonomique, phylogénétique et fonctionnelle (Pollock et al., 2017). Ce déclin se révèle particulièrement alarmant lorsqu'on l'étudie à l'échelle des espèces (Ceballos et al., 2017) ou en terme de biomasse (Hallmann et al., 2017). Les espèces sont menacées par des facteurs multiples dont les effets directs des prélèvements légaux et illégaux d'individus pour le commerce, le loisir ou l'alimentation (Maxwell et al., 2016). Les menaces surviennent aussi par effets indirects comme ceux de l'exploitation forestière détruisant les habitats sauvages et contribuant au déclin de plus de 4 000 espèces dépendantes du milieu forestier et listées par l'IUCN comme menacées ou quasi menacées (Maxwell et al., 2016). D'autres effets indirects sont liés à l'expansion et l'intensification des activités agricoles sur les espaces sauvages (Maxwell et al., 2016). Ils provoquent, si ce n'est la destruction, la fragmentation des habitats dont la connectivité est indispensable pour de nombreuses espèces de faune et de flore (Proctor et al., 2005; Tucker et al., 2018). Par ailleurs, l'utilisation croissante des espaces naturels pour le loisir entraîne aussi des phénomènes de dérangement des espèces (Escobar et al., 2015; Ordiz et al., 2017; Patthey et al., 2008).

Lorsqu'ils sont combinés, ces effets participent à la réduction drastique des aires de répartition et de la connectivité des habitats des espèces (Tucker et al., 2018). Ils peuvent ainsi limiter les mouvements des individus et modifier la structure spatiale des populations pouvant conduire à des choix d'habitats inadaptés (Chruszcz et al., 2003; Delibes et al., 2001) et à une réduction de la viabilité des populations par l'isolement, l'appauvrissement génétique et ses effets délétères associés sur la démographie (Gosselin et al., 2015; Proctor et al., 2005; Van Manen et al., 2012). Dans ce contexte, l'extinction des populations à une échelle locale pose alors un danger direct de perte des fonctions des écosystèmes dont elles font partie et est un prélude à l'extinction des espèces à un degré plus global (Robert et al., 2017).

Face à l'urgence du constat de l'érosion de la biodiversité, un des objectifs de conservation à long terme est de restaurer la possibilité d'une libre évolution permettant le maintien des

chances évolutives des espèces au travers d'une approche evo-centrée de la protection et de la restauration de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes (Sarrazin and Lecomte, 2016). En aval des mesures de protection, des actions de restauration des populations, via des translocations de conservation (IUCN, 2013) sont initiées dès le 19^{ème} siècle et plus massivement dans la seconde partie du 20^{ème} siècle notamment sur un grand nombre de mammifères et d'oiseaux (Seddon et al., 2005; Thévenin et al., 2018). De même des actions de restauration écologique des écosystèmes se développent visant prioritairement la restauration des communautés végétales. Parallèlement, la biologie de la conservation intègre la reconnaissance du fait que les systèmes écologiques sont dynamiques et que les régimes de perturbations naturelles doivent également être maintenus (Soulé and Noss, 1998). En 1998, un courant de la biologie de la conservation prend forme : le « Rewilding », ou ré-ensauvagement (Soulé and Noss, 1998). Le concept originel est la restauration et la protection des grandes étendues sauvages (« big wilderness ») au travers du maintien ou rétablissement de la connectivité des paysages ainsi que de la sauvegarde des espèces « clés de voute », à fort impact pour une faible biomasse. Cela permet la conservation de la structure et de la dynamique des écosystèmes au travers principalement des interactions trophiques du haut vers le bas (« top-down ») par les espèces de grandes tailles, notamment les carnivores (Pedersen et al., 2019; Perino et al., 2019; Pettorelli et al., 2019; Soulé and Noss, 1998; Svenning et al., 2016). Cependant, les interprétations et usages du terme rewilding sont extrêmement divers (Seddon et al., 2014). En particulier, le Rewilding peut être qualifié de passif lorsqu'il est implémenté au travers de la déprise des territoires et une gestion minimale ou nulle des habitats dans le but de retrouver une dynamique spontanée de l'écosystème et un retour des espèces de faune et de flore. Au contraire, dans sa forme active, le Rewilding peut impliquer des actions de translocation (mouvements intentionnels d'individus; IUCN, 2013) dans le but de préserver et restaurer les processus écosystémiques par le maintien de fonctions ou de traits pouvant être portés par des espèces localement disparues ou des espèces écologiquement proches (Fig. 1). Si la spécificité du Rewilding par rapport à la restauration écologique ou les translocations de conservation fait débat (Anderson et al., 2019; Hayward et al., 2019) ces approches couvrent de fait un large spectre de finalités et de méthodes favorables à des gains de biodiversité, structurels et fonctionnels dans les socio-écosystèmes.

Dans ce contexte de Rewilding, la mégafaune joue un rôle clé. Elles correspondent aux grands herbivores (> 100 kg, Ripple et al., 2015) et aux grands carnivores (> 15 kg, Bruskotter et al., 2017). Ces espèces sont connues pour avoir des effets écologiques en cascade très importants et ce sur l'ensemble de la chaîne trophique (Atkins et al., 2019; Fritz et al., 2011). Un des exemples les plus connus est la restauration du fonctionnement de l'écosystème du

Yellowstone, au nord des Etats-Unis. Quatre ans après les premières réintroductions de loups gris (*Canis lupus*) dans le parc national de Yellowstone un changement dans l'utilisation de l'espace des élans (*Alces alces*) a été mis en évidence en réponse au risque de prédation (Ripple et al., 2001). La restauration passive de la dynamique des peupliers, c'est-à-dire une augmentation de leur biomasse et de leur taille moyenne, n'avait pu être effectuée par une réduction de la population de ces grands ongulés par l'homme (Ripple et al., 2001), tandis qu'elle a été observée 15 ans après les premières réintroductions de leurs prédateurs (Ripple and Beschta, 2012), montrant ainsi un rétablissement fonctionnel sur une large partie de la chaîne trophique. De façon similaire sur le continent africain, il a été démontré que les arbres développant des épines en défense face aux herbivores se trouvent répartis dans le paysage en fonction de la façon dont réagissent les impalas (*Aepyceros melampus*) face au risque de prédation (Ford et al., 2014). Malgré que de telles évaluations donnent lieu à des connaissances considérables (Peterson et al., 2014), il est important de les considérer avec prudence. En Europe, les populations de grands carnivores semblent stables ou en augmentation depuis 2010 en comparaison de leur période de plus faible présence dans les années 1950-1970 (Chapron et al., 2014). En revanche, leurs rôles écologiques dans des paysages dominés par l'homme sont moins flagrants (Newsome et al., 2015; Newsome and Ripple, 2015) : la forte emprise humaine sur les territoires ainsi que les activités agricoles impactent la disponibilité alimentaire pour les populations de carnivores dont le retour en grand nombre reste récent et donc altèrent possiblement leurs effets trophiques (Newsome et al., 2015). Malgré cette emprise humaine, on peut noter le cas de la recolonisation spontanée par le loup gris (*Canis lupus*) d'espaces dont il a longtemps été absent en Europe comme dans les Alpes suisses et françaises par exemple (Behr et al., 2017). Cette recolonisation spontanée par le loup illustre le cas d'un Rewilding passif de la libre évolution des écosystèmes à l'aide de lois promouvant sa protection.

Le retour de la mégafaune dans des environnements d'où elle avait disparu ou son maintien au travers de sa protection a des effets notables sur les écosystèmes. Dans ce cadre, les translocations de conservation (IUCN, 2013, Fig. 1), c'est-à-dire les mouvements intentionnels d'espèces, peuvent dans certains cas inclure des réintroductions et ont pour but premier de restaurer des populations viables et autonomes sur le long terme d'espèces clés (Robert et al., 2015; Sarrazin and Barbault, 1996; Seddon et al., 2014) afin de restaurer in fine les fonctions des écosystèmes (Pereira, 2015; Ripple et al., 2014). Les espèces de mégafaune sont considérées comme un groupe surreprésenté dans les processus de conservation et de Rewilding du fait de leur effet parapluie (« umbrella species ») et de leur statut charismatique pouvant, au moins en partie, être lié à leur originalité phylogénétique (Fazey et al., 2005; Seddon et al., 2005; Thévenin et al., 2018). Leurs larges besoins spatiaux, leurs longues

histoires de vie, ainsi que leurs effets top-down sur les communautés justifient la protection de larges étendues sauvages connectées entre elles (Soulé and Noss, 1998).

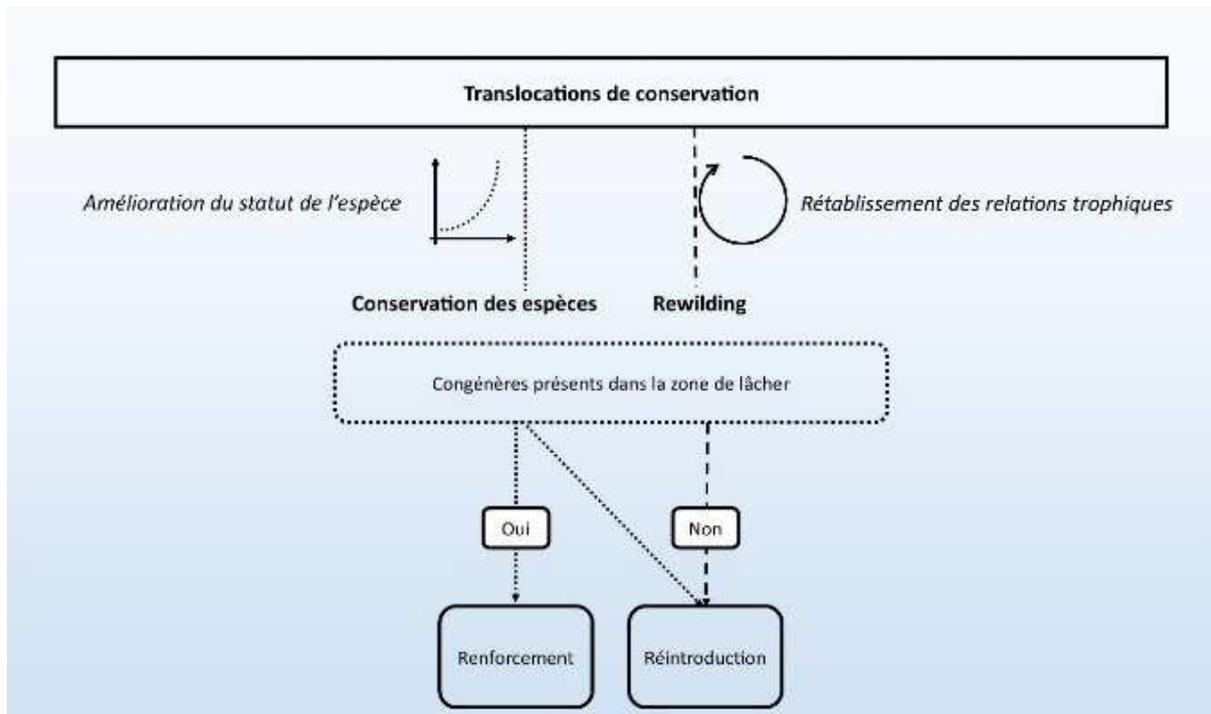


Fig. 1 : Représentation schématique des translocations de conservation pouvant participer à la restauration des populations. Les translocations dont le premier objectif est de restaurer ou d'améliorer le statut d'une espèce spécifique sont des translocations de conservation. Les translocations pour le Rewilding ont pour but le rétablissement du fonctionnement des écosystèmes. Lorsque les lâchers sont effectués dans une zone où les congénères sont encore présents, les translocations participent au renforcement de la population. Tandis que lorsqu'aucun congénère n'est présent dans la zone de lâcher, la translocation est définie comme une réintroduction. Les translocations pour le Rewilding peuvent malgré tout participer à la restauration de populations sans que ce soit leur premier objectif. Ce schéma est librement inspiré par Seddon et al., 2014 et ne tient en compte que les translocations effectuées dans la zone native de l'espèce.

Ces programmes de restauration des populations ont donc été fortement soutenus par des mesures de conservation à l'échelle nationale et mondiale afin d'améliorer le statut des espèces et de leurs habitats (liste verte IUCN, directive Habitat, conventions de Berne, de Washington). Au-delà des aspects fonctionnels et utilitaristes, la valeur intrinsèque de ces espèces (Vucetich et al., 2015), c'est-à-dire la reconnaissance de leurs propres finalités au-delà des besoins humains (Sarrazin and Lecomte, 2016; Vucetich et al., 2015), et leur valeur patrimoniale (Mace, 2014) figurent parmi les arguments justifiant leur sauvegarde. Le maintien de populations sauvages de ces espèces et l'augmentation de leurs effectifs nécessitent en outre des mesures de conservation sur le long terme rendant obligatoire leur protection et interdisant leur destruction (Chapron and Samelius, 2008).

En Europe, la Directive Habitat de l'Union Européenne (1992) protège les espèces inscrites à ses Annexes II et IV en considérant que « il est nécessaire de les définir comme prioritaires afin de privilégier la mise en œuvre rapide de mesures visant à leur conservation ». Parmi ces dernières existent i) le cadre de protection s'appliquant à toutes les espèces indigènes comme

l'interdiction de certaines modalités de capture ou de mise à mort ii) mais aussi l'obligation de sauvegarde de l'état favorable de conservation de leurs habitats. En Amérique du Nord, le « Endangered Species Act » (1973) déclare que « diverses espèces de poissons, d'animaux sauvages et de plantes aux États-Unis ont été menées à l'extinction en raison de la croissance économique et du développement, et elles sont menacées de disparition sans préoccupations et mesures de conservation adéquates ». Cette déclaration débouchait jusqu'en août 2019 sur des réglementations élaborées à plusieurs échelles afin de préserver la biodiversité au travers notamment des approches espèces-centrées. Jusqu'à présent, toutes les espèces considérées comme menacées par les services gouvernementaux (Fish and Wildlife Service) bénéficiaient automatiquement des mêmes protections que les espèces en danger. Cela comprend l'interdiction de tuer les espèces menacées et en voie de disparition (Lambert, 2019). Désormais, ces protections seront déterminées au cas par cas et permettront aux organismes fédéraux d'effectuer des analyses économiques au moment de décider s'ils doivent protéger une espèce (Lambert, 2019).

Cependant, quel que soit leur niveau de protection et les stratégies de leur restauration, certaines espèces de mégafaune entrent en conflit avec l'espèce humaine (Woodroffe et al., 2005b), rendant plus difficile leur préservation. Cela impose de créer un nouveau modèle de coexistence prenant en compte les besoins de réconciliation entre conservation des animaux sauvages et protection des personnes et des activités humaines partageant l'environnement (Boitani and Linnell, 2015; Seddon et al., 2014).

Conservation de la faune et conflits avec l'humain

Les conflits homme-faune sauvage décrivent les interactions négatives, de mineures à sévères et de rares à fréquentes, entre les humains, ses activités, et les espèces sauvages (Nyhus, 2016; Treves and Karanth, 2003; Woodroffe et al., 2005c). Ils sont donc sous-jacents à la complexité de la conservation effective de la biodiversité. Dans ce cadre, au moins deux approches d'aménagement du territoire sont possibles : l'une permet un usage multiple des espaces (« land sharing » ou partage de l'espace ; Fischer et al., 2014; Linnell et al., 2005; Phalan et al., 2011) et l'autre, une gestion des terres spatialement délimitée où les formes d'utilisation potentiellement conflictuelles se voient allouer des zones de façon exclusives (« land sparing » ou « zoning » soit séparation des espaces ; Fischer et al., 2014; Linnell et al., 2005; Phalan et al., 2011). Selon les stratégies d'aménagement de l'espace générées par les réglementations agricoles entre les pays (Fischer et al., 2008) les mosaïques paysagères se trouvent sur un gradient entre la séparation et le partage de l'espace et les conflits apparaissent alors et se résolvent aussi de façon différente.

En Amérique du Nord et sur le continent Africain, la stratégie de zonage (« zoning ») a été fortement favorisée pour la conservation de la biodiversité avec la mise en place de réserves, de parcs nationaux et d'aires protégées (Linnell et al., 2005; Venter et al., 2014; Visconti et al., 2019). Le concept est de réduire le chevauchement spatial entre les espèces sauvages et les sources de conflits (Linnell et al., 2005). Malgré les nombreux avantages en termes de gestion des conflits qu'apporte le zonage (mesures de prévention localisées, gestion circonscrite des populations sauvages, prédictibilité de la présence de la faune), le choix de cette stratégie nécessite de prendre en compte les désavantages au regard des contextes locaux. Cela peut provoquer des phénomènes d'extinction locale des populations de grande faune du fait de la réduction spatiale de leur distribution pouvant créer un phénomène d'isolement rendant ces espèces d'autant plus vulnérables à l'extinction par des phénomènes stochastiques et de consanguinité. Notamment, le comportement d'errance en dehors des zones protégées est un phénomène d'autant plus important qu'il entraîne des taux de mortalité similaires à ceux causés par des prélèvements volontaires d'individus (Woodroffe and Ginsberg, 1998), du fait principalement de l'apparition de conflits en bordure de ces territoires au travers de la faible tolérance des humains au franchissement des frontières par les espèces sauvages, suggérant la nécessité de maintenir de larges étendues sauvages connectées entre elles (Linnell et al., 2005; Woodroffe and Ginsberg, 1998).

Il est inévitable que le zonage soit incontournable dans certaines zones (Linnell et al., 2005), même si l'expérience européenne tend à montrer que les espèces de mégafaune survivent à des densités humaines élevées et peuvent partager l'espace avec l'Homme (Chapron et al., 2014; Linnell et al., 2001). En Europe, 50% du continent se trouve à 1.5km d'une infrastructure de transport (Torres et al., 2016), le partage de l'espace est donc obligatoire. Les populations humaines et de faune sauvage recouvrent donc les mêmes espaces urbains ou ruraux. La volonté de maintenir les espèces dans leurs habitats naturels nécessite donc de prendre en compte la complexité des conflits socio-écologiques sous-jacents. Les causes des conflits sont multiples et liées aux effets directs et indirects des espèces sauvages sur les activités humaines. Parmi les effets directs se trouvent la menace pour la sécurité et la vie humaine au travers d'attaques directes d'animaux sauvages sur l'Homme (Herrero et al., 2005; Støen et al., 2018) ou au travers de collisions avec des véhicules (Chruszcz et al., 2003). De plus, les effets directs peuvent entraîner des coûts économiques à cause des dégâts sur les cultures (Nyhus, 2016; Woodroffe et al., 2005b), les animaux domestiques, ou les animaux destinés à la chasse. Ils peuvent être associés à des impacts indirects, plus difficiles à évaluer, comprenant les coûts et le temps passé pour la protection des cultures ou du bétail (Woodroffe et al., 2005b), la diminution du bien être psychologique, la perturbation des modes de vie et dans certains cas l'insécurité alimentaire (Barua et al., 2013; Dickman, 2010; Linnell et al.,

2010; Woodroffe et al., 2005b). Les impacts de ces conflits tendent à diminuer l'acceptation sociale locale des espèces (Piédallu et al., 2016) et renforcer les attitudes négatives entraînant parfois des persécutions (Woodroffe and Ginsberg, 1998). Ces positions réduisent alors l'atténuation des conflits et peuvent avoir des effets délétères pour la viabilité de certaines populations

Il est donc nécessaire de ne pas confondre la cooccurrence avec la coexistence (Harihar et al., 2013). La cooccurrence représente le fait de recouvrir spatialement et temporellement des espaces similaires tandis que la coexistence se réfère à un état de tolérance et d'acceptation de ce chevauchement spatio-temporel. La coexistence n'exclut pas les risques d'impacts des espèces sur les activités humaines mais favorise leur tolérance par l'humain au travers de leur diminution (Carter and Linnell, 2016). Il est important de mentionner que les termes « coexistence » et « ré-ensauvagement » sont fortement rejetés par les acteurs opposés à la présence d'une espèce de mégafaune. Un problème d'échelle de décision et de gestion vient se poser entre les besoins à l'échelle globale de conservation de la biodiversité et l'échelle locale de voisinage avec les espèces de grande faune (Carter and Linnell, 2016). Les communautés humaines locales proches de ces espèces de mégafaune ont la sensation qu'une (ou des) espèce(s) susceptible(s) de générer un conflit leur est (sont) imposée(s), ce qui alors n'entraîne non pas une coexistence mais une opposition entre le sauvage et l'humain et alimente le sentiment que les deux ne peuvent exister ensemble (coexister) au même endroit et au même moment. (Naughton-Treves and Treves, 2005). Dans ce contexte, le terme coexistence sera employé par la suite comme objectif de conservation à atteindre. De fait, un état de coexistence serait impossible lorsque les populations locales estiment que les besoins ou les valeurs de la faune sauvage ont la priorité sur les leurs, lorsque les institutions et les populations locales ne sont pas suffisamment habilitées à faire face au conflit (Madden, 2004), que l'activité humaine possède un impact direct sur la survie des individus ou encore que la présence d'une espèce rend impossible la pratique d'une certaine activité (Annexe 1). Une conservation à long terme ne peut donc être effectuée qu'au travers de la prise en compte, de l'implication et de la communication de tous les acteurs locaux (Madden, 2004). Par exemple, dans le cas du jaguar (*Panthera onca*) en Amérique du Sud, l'intolérance et les phénomènes de prélèvements illégaux de représailles ne résultent pas tant des risques encourus par les humains que de normes sociales en vigueur (Marchini and Macdonald, 2018, 2012). Ces conflits de cohabitation sont donc hybrides (Redpath et al., 2013), difficilement réductibles à des problèmes techniques ou de connaissances et se trouvent à l'interface entre science et société (Clark et al., 2014; Treves and Bruskotter, 2014). Du fait des tensions créées par les conflits Homme-Homme au sujet de la conservation versus l'utilisation des ressources (Madden, 2004; Nyhus, 2016; Peterson et al., 2010; Redpath et al., 2013; Treves and Karanth,

2003; Woodroffe et al., 2005b), les conflits Homme-Faune sauvage sont modelés par un grand nombre de considérations psychologiques et sociales au travers des expériences émotionnelles et culturelles, mais aussi de l'économie et de la gestion locale (Clark et al., 2014; Dickman, 2010; Treves and Bruskotter, 2014). Tout ceci influence aussi largement la perception du risque posé par les espèces de faune sauvage qui la plupart du temps est largement plus important que le risque réel : il existe un décalage entre le risque perçu et le réel degré de risque encouru (Dickman 2010). Les réponses en miroir à la perception du risque plutôt qu'au risque réel ont d'ailleurs tendance à être disproportionnées (Dickman, 2010) et réduire les dommages, même au risque zéro, pourrait ne pas diminuer les conséquences à zéro pour les populations de grands mammifères.

Malgré un très large panel taxonomique d'espèces provoquant des conflits avec l'espèce humaine, leurs contextes, leurs jeux d'acteurs et leurs résolutions s'appliquent généralement à plusieurs situations conflictuelles (Madden, 2004; Nyhus, 2016; Woodroffe et al., 2005b). Lorsque l'on fait référence aux conflits humains-faune sauvage, il est fréquemment sous-entendu conflits humain-grand mammifère et le biais taxonomique se perçoit sur les études qui en traitent (Naughton-Treves and Treves, 2005; Nyhus, 2016). Ainsi, la taille des animaux et leur aspect charismatique sont de bons prédicteurs de l'intensité et de l'emprise émotionnelle des désaccords (Nyhus, 2016; Woodroffe et al., 2005a). Le biais vers ces espèces tient au fait qu'ils peuvent poser un danger pour les vies humaines (Thirgood et al., 2005), à leurs forts impacts réels (Woodroffe et al., 2005c) et émotionnels ancrés dans nos contextes culturels et historiques (Dickman, 2010) ainsi qu'à la réglementation de l'usage des espaces pour certaines activités pouvant être imposée du fait de leur présence. La conservation des entités biologiques faisant l'objet de tels conflits et dont la conservation est d'autant plus importante du fait de leur capacité à structurer les écosystèmes (Ripple et al., 2014) n'en est que plus complexe et requiert des approches pluri- voir interdisciplinaires. De plus, la grande vulnérabilité à l'extinction d'environ 60% des 75 espèces de grands herbivores terrestres (≥ 100 kg) et de 61% des 31 espèces de grands carnivores (> 15 kg) qui sont classées comme étant menacées à l'échelle mondiale (Ripple et al., 2015, 2014) montre que l'issue des conflits entre l'homme et la faune sauvage peut donc s'étendre au-delà des populations, aux espèces et aux communautés, voire in fine à des écosystèmes entiers.

Que ce soit en bordure de zone protégée ou en situation de cooccurrence, le retour spontané ou induit des grands mammifères dans les territoires dont ils ont été précédemment retirés ou qu'ils ont quittés entraîne des interactions négatives avec les populations humaines (Chapron et al., 2014; Redpath et al., 2013; Treves and Karanth, 2003; Woodroffe et al., 2005b). Les cas de cooccurrence statique, c'est-à-dire les situations dans lesquelles les grands mammifères même en effectif réduit sont restés présents, sont possiblement des situations de

coexistence. Celles-ci présentent une tolérance culturelle, sociale et comportementale à l'égard de la faune qui peuvent fournir des pistes de solutions sur la façon dont la coexistence peut être réalisée (Madden, 2004). Au lieu d'une dénotation purement évolutive, l'adaptation dans ce contexte se rapporte plus aux capacités d'apprentissage par lesquels les humains et les grands mammifères sont capables d'ajuster leur comportement, d'apprendre de leur expérience et de poursuivre leurs propres intérêts les uns par rapport aux autres (Carter and Linnell, 2016). Les espèces sauvages s'adaptent à l'activité et à la densité humaine en changeant leur utilisation de l'espace (Dickson et al., 2005), leur comportement d'alimentation (Woodroffe et al., 2007) ou en transposant leur période d'activité de diurne vers nocturne (Carter et al., 2012). En parallèle, les humains adaptent leur conduite et transforment leurs habitudes en modifiant leurs pratiques d'activités de loisirs (randonnée, chasse) ou professionnelles (élevage, activité forestière) pour réduire les risques de conflit (Herrero et al., 2005; Swenson et al., 1999) : éviter certaines zones par connaissance du comportement de la faune ou réduire la quantité de nourriture humaine disponible et accessible pour la mégafaune (Carter and Linnell, 2016).

En revanche, lorsque les espèces ont disparu, la coadaptation des comportements ainsi que la tolérance envers la faune sauvage permettant la coexistence peuvent avoir été perdues. Or, le renforcement de certaines populations sauvages renvoie les communautés humaines locales à des contradictions entre les valeurs qui ont motivées leurs actions passées et celles qui motivent les stratégies actuelles de conservation (Bruskotter et al., 2007; Young et al., 2015). Ce sont par ailleurs ces contraintes sur les activités humaines et la difficulté qu'elles engendrent, ainsi que la non prise en compte de la diversité des valeurs mobilisées par les acteurs locaux qui participent fortement à la création et la polarisation des conflits entre groupes d'acteurs (Clark et al., 2014). De fait, pour ces espèces supposées engendrer plus de dégâts, un phénomène d'hyper sensibilisation à l'échelle des individus et des communautés humaines peut rapidement se créer du fait de l'apparition d'un risque nouveau ou oublié ainsi que d'évènements rares et dévastateurs entraînant un effet significatif sur la perception du risque (Dickman, 2010).

Ces conflits ont donc des conséquences sur l'humain mais aussi sur la biodiversité et les écosystèmes (Nyhus, 2016). Ils sont donc au cœur de la dualité entre conservation de la biodiversité et activités humaines. C'est pourquoi l'importance de leur étude est centrale en biologie de la conservation et que le nombre de publications dans ce domaine n'a cessé d'augmenter au fil des années (Nyhus, 2016). Transformer la cooccurrence en coexistence nécessite de prendre en compte le fait que les impacts de ces espèces existent ainsi que de reconnaître les tensions sociales sous-jacentes (Dickman, 2010). De fait, pour de nombreuses espèces, une conservation efficace sera quasi impossible sans la résolution ou du moins

l'atténuation de ces conflits (Woodroffe et al., 2005b). Dans ce cadre, les réponses techniques au travers de l'apport de connaissances scientifiques auront donc plutôt tendance à atténuer l'impact sur les activités humaines, au travers de leur adaptation du fait de la difficulté de la résolution complète de ces conflits.

Au sein des grands mammifères, les Carnivores sont le groupe taxonomique concentrant et déclenchant les réactions les plus fortes, négatives et positives, réelles et perçues (Dickman 2010). Ils focalisent souvent l'attention des conflits ou des efforts de conservation (Seddon et al., 2005; Sillero-Zubiri and Laurenson, 2001) du fait de leur capacité à structurer les écosystèmes (Atkins et al., 2019; Ripple et al., 2014) et de leur grande vulnérabilité à l'extinction (Ripple et al., 2014). L'ordre des Carnivores contient 65% d'espèces terrestres (IUCN, 2019) parmi les plus charismatiques au monde (par exemple l'ours polaire *Ursus maritimus*). La plupart possède un régime alimentaire strictement carné mais certaines espèces sont omnivores et l'une d'entre elles est herbivore (le Panda Géant *Ailuropoda melanoleuca*, Ripple et al., 2014). Leur conservation à des niveaux de population viables demandent beaucoup d'efforts (Chapron et al., 2014). Du fait de leur place tout en haut des chaînes alimentaires et de leurs importants besoins spatiaux, ils vivent à de faible densité et sont moins abondants que leurs proies (Ripple et al., 2014; Sillero-Zubiri and Laurenson, 2001). De plus, ils montrent de faibles taux de reproduction, une maturité sexuelle tardive et de longues histoires de vies. Compenser l'augmentation des taux de mortalité semble donc compliqué pour ces espèces (Sillero-Zubiri and Laurenson, 2001) dont les principales menaces à l'échelle globale sont par ordre d'importance l'exploitation intentionnelle par des prélèvements légaux et illégaux ainsi que l'agriculture (IUCN, 2019). En moyenne, ils n'occupent actuellement que 47 % de leur aire de répartition historique (Ripple et al., 2014). Ce sont souvent des espèces « clé de voute » et « parapluie » pour les écosystèmes (Soulé and Noss, 1998). De façon contradictoire, les grands carnivores sont donc redoutés et considérés pour une de leurs principales caractéristiques écologiques : être prédateurs. Quel que soit leur habitat ou leur organisation sociale (territoriale, solitaire, grégaire), ils sont perçus comme des compétiteurs de l'espèce humaine (Carter and Linnell, 2016; Sillero-Zubiri and Laurenson, 2001).

La déprédation par les grands carnivores

Pour les grands carnivores, la déprédation, c'est-à-dire la prédation sur les animaux domestiques, est l'une des principales sources de conflit avec les humains (Carter and Linnell, 2016; Chapron et al., 2014; Sillero-Zubiri and Laurenson, 2001) et demeure l'un des facteurs majeurs limitant l'acceptation et la conservation de ces espèces (Treves and Bruskotter, 2014;

Woodroffe et al., 2005c). Le fait que la déprédation soit la raison la plus importante de conflit avec les grands carnivores (Sillero-Zubiri and Laurenson, 2001) repose sur ses impacts économiques et psychologiques. Dans l'évaluation présentée au chapitre 4 de cette thèse, les espèces les plus documentées et les plus problématiques sont le loup gris, l'ours brun *Ursus arctos*, le tigre *Panthera tigris*, le lion *Panthera leo* et le léopard *Panthera pardus* (voir chapitre 4). En ce qui concerne la répartition spatiale des conflits, le Paléarctique affiche le plus grand nombre d'articles publiés (22%), puis l'Afrotropique (19%) et le Néarctique (17%, chapitre 4). Les biais possibles justifiant cette distribution spatiale sont (i) l'hétérogénéité des recherches publiées dans le monde, (ii) les densités des grands carnivores et (iii) les préoccupations du public à leur égard (chapitre 4). Plusieurs études ont pu quantifier les pertes ainsi que les coûts économiques dus à la déprédation par les grands carnivores. Par exemple, le chien sauvage africain (*Lycaon pictus*) peut tuer en moyenne au cours d'une attaque 3,2 brebis ou chèvres ce qui correspond à 22% du revenu annuel moyen au Kenya (Woodroffe et al., 2005a). En Europe, plus de 3200 dommages dus à l'ours brun sont compensés financièrement chaque année (Bautista et al., 2017). Le coût moyen par an et par ours au cours de la période 2005-2012 était de plus de 1800 € (Bautista et al., 2019). Sur ce continent, pour les quatre espèces de grand carnivore présentes, les indemnités annuelles s'élèvent à hauteur de 28.5 M€ (Bautista et al., 2019). En Italie et en France, respectivement 2 et 2.5 M€, sont dépensés annuellement pour les pertes d'animaux domestiques dus aux grands prédateurs. Ces dépenses doivent tout de même être mises en perspective : les dégâts causés par le sanglier sont dédommagés à hauteur de 20 à 22 M€ chaque année en France. Au-delà des pertes et coûts économiques directs au travers des indemnités, ces études ne prennent pas en compte les coûts indirects du temps passé à protéger les troupeaux, ni du temps passé par les agents à effectuer les constats de dommages par exemple. De plus, bien que les pertes dues aux grands carnivores soient moindres que celles dites naturelles ou de maladies (Frank et al., 2005), elles restent sérieuses et peuvent avoir des conséquences importantes sur les revenus des éleveurs ainsi que sur l'augmentation du sentiment de vulnérabilité (Dickman, 2010) entraînant une réduction de la tolérance envers les grands carnivores (Naughton-Treves and Treves, 2005). Au-delà de la relation directe entre tolérance et l'impact réel des grands carnivores, celle-ci est fortement liée à la perception et aux valeurs sociales locales. Par exemple, les éleveurs de la région de Laikipia, au Kenya, souhaitent l'augmentation des populations des trois grands félins présents sur leur territoire mais désirent le déclin des hyènes, faisant le moins de dégâts sur les cheptels (Frank et al., 2005). La perception des grands félins diffère de celle des hyènes par la connaissance des bénéfices en termes d'écotourisme qu'ils peuvent rapporter tandis que les éleveurs présument que les hyènes sont moins dignes d'intérêt pour les touristes étrangers (Frank et al., 2005). Les espèces « clés de voute » que sont les grands félins sont supposées favoriser la tolérance envers les espèces

de leurs écosystèmes (Soulé and Noss, 1998) mais cet exemple montre que les hyènes semblent incarner une valeur beaucoup plus négative. Les perceptions et attitudes négatives envers certaines espèces risquent de perdurer si les avantages de leur présence sont inconnus ou incompris (Treves and Bruskotter, 2014). Donc, comprendre le phénomène de la déprédation par les grands carnivores est crucial pour favoriser leur conservation, d'autant plus du fait de l'interconnexion des espèces entre elles et du fait que même au sein des grands carnivores, certaines espèces véhiculent des images plus négatives que d'autres.

La prédation est singulièrement liée à la stratégie de chasse des grands carnivores, aux comportements anti-prédateurs des proies et aux caractéristiques de leur environnement (Hebblewhite et al., 2005; Trainor and Schmitz, 2014). Ainsi, les caractéristiques de l'habitat associées à la présence d'une proie (c'est-à-dire à sa disponibilité, « prey availability hypothesis ») ou d'un prédateur diffèrent des caractéristiques des habitats utilisés par ces espèces ainsi que des caractéristiques des lieux de prédation (caractéristiques favorisant le succès d'une attaque en augmentant la vulnérabilité des proies « prey accessibility hypothesis »). Les grands carnivores possèdent différents modes de chasse qui ont été classés selon 3 catégories : actif, attentiste (« sit-and-wait ») et embusqué (« sit-and-pursue »). Ces stratégies influencent la sélection des ressources dans un phénomène de coût-bénéfice entre favoriser une proie et/ou un site de chasse. Effectivement, les grands carnivores spécialistes de certaines proies seront beaucoup plus dépendants de leur disponibilité tandis que des espèces plus généralistes ou omnivores s'adapteront mieux à une baisse de disponibilité de proies en exploitant des ressources alternatives. Par exemple, le lion favorise les proies telles que le gnou (*Connochaetes taurinus*), le zèbre (*Equus burchelli*) et la gazelle (*Gazella thomsoni* ; Hopcraft et al., 2005). Les proies elles-mêmes se répartissent de façon hétérogène du fait de leurs besoins énergétiques et spatiaux en réponse à l'utilisation de l'espace des grands prédateurs afin de réduire la probabilité de rencontre (Hebblewhite et al., 2005; Hopcraft et al., 2005; Miller, 2015). Elles effectuent ainsi un compromis entre éviter la prédation et maximiser l'approvisionnement en ressources (Trainor and Schmitz, 2014), favorisant les zones où elles sont moins accessibles à la prédation. Ces processus comportementaux des proies en réponse au risque de prédation conduit à une distribution spatiale dans le temps et l'espace des interactions proies-prédateurs appelée paysage de la peur (« landscape of fear ») et affectent le taux de rencontre entre les espèces. Plusieurs exemples existent à propos de la nature dynamique et simultanée des tactiques de déplacement des proies et des prédateurs (Montgomery et al., 2019). Par exemple, le retrait du léopard et du chien sauvage africain au Mozambique entraîne l'expansion rapide d'une espèce d'antilope commune (*Tragelaphus sylvaticus*) dans des habitats anciennement à haut risque de prédation (Atkins et al., 2019). Ou encore, la sélection de l'habitat de l'impala est

influencée par l'évitement du risque de prédation effectuée par plusieurs espèces de grands carnivores simultanément, entraînant un évitement des zones boisées et une utilisation des zones ouvertes, ceci principalement durant la journée (Ford et al., 2014). La seule disponibilité des proies n'est donc pas suffisante pour garantir le succès de prédation. Lorsqu'ils choisissent des sites de chasse, de nombreux grands carnivores donnent la priorité au succès de capture de leurs proies de façon équivalente ou supérieure à l'abondance de leurs proies (Hopcraft et al., 2005). L'accessibilité de la proie est donc favorisée par rapport à sa disponibilité pour une prédation réussie.

Dans le cas de la déprédation, un système similaire de relations proies-prédateurs s'applique mais la gestion humaine influence fortement les interactions par i) la raréfaction des proies sauvages ii) l'exploitation des ressources, iii) la distribution de larges troupeaux domestiques relativement prédictible dans l'espace et v) la perte des comportements anti-prédateurs des animaux au travers de la domestication. Ainsi la disponibilité des proies domestiques en grand nombre, leur localisation spatiale fixe, ainsi que leurs comportements anti-prédateurs réduits provoquent une plus grande vulnérabilité des animaux domestiques à la prédation par les grands carnivores (Hebblewhite et al., 2005; Lima and Dill, 1990; Trainor and Schmitz, 2014; Treves and Karanth, 2003).

Pour toutes ces raisons liées aux caractéristiques du paysage, aux pratiques de gestion des troupeaux ou à la distribution spatiale et au comportement des carnivores et de leurs proies, les déprédations ne sont pas réparties de façon aléatoire dans l'espace. Les études sur la déprédation sont principalement concentrées en Europe et en Amérique du Nord (Woodroffe et al., 2005c). Le conflit de la déprédation est généralisé à l'échelle globale mais semble être particulièrement intense dans les zones de recolonisation des grands carnivores (Kaczensky, 2009; Treves et al., 2002). En Europe, le fort chevauchement entre grands carnivores et activités humaines (Chapron et al., 2014) ainsi que les processus d'indemnisation et de compensation des dégâts (Bautista et al., 2019) permettent un suivi des dommages causés par ces espèces. Le retour du lynx d'Europe (*Lynx lynx*) en France, espèce solitaire et territoriale, a entraîné la réapparition du conflit créé par la déprédation avec 0,25% des pertes des troupeaux dues au lynx regroupées au sein de zones spécifiques appelés « points chauds de déprédation » (« depredation hotspots » ; Stahl et al., 2001). La taille des troupeaux n'est que peu liée aux nombres d'attaques (Stahl et al., 2001a) et celles-ci se concentrent au sein de points chauds (Baruch-Mordo et al., 2008; Stahl et al., 2001a; Wilson et al., 2005). De plus, le retrait d'un lynx créant un point chaud ne résout que temporairement le conflit avant la réapparition de l'exact même phénomène au même endroit provenant d'un autre individu (Stahl et al., 2002; Stahl and Vandell, 2001). Ces éléments prouvent que les facteurs à l'origine des points chauds de déprédation sont des facteurs inhérents aux caractéristiques des sites

(« *site effect* ») relativement aux stratégies de prédation et de disponibilité de proies, démontrant que l'hypothèse d'accessibilité s'applique également aux relations prédateurs-proies domestiques.

Dans le domaine de la coexistence humain-grand carnivore, il est ainsi désormais largement reconnu que certains facteurs environnementaux créent des risques accrus pour la déprédation sur les troupeaux domestiques. Les études à ce propos se sont beaucoup focalisées sur le loup gris (Miller, 2015) du fait de son régime carnivore strict, de sa forte dépendance aux proies sauvages et de sa capacité à parcourir de larges distances même en milieu très anthropisé. Par exemple, aux Etats-Unis, les loups s'attaquent au bétail dans les zones partageant un ensemble uniforme de caractéristiques paysagères. La majorité des espaces de déprédation (70%) présentent un mix entre paysages anthropisés et habitats non modifiés avec une légère densité de cerfs (Treves et al., 2004). Au Portugal, une étude a mis en évidence les facteurs de risque de déprédation comme la densité d'animaux domestiques, la proximité des meutes de loups ou encore de leurs habitats préférentiels ainsi que des patrons de déprédations différents selon les espèces de proies domestiques (Pimenta et al., 2018). Le lien entre densité de proies domestiques et déprédation et/ou densité de carnivores et déprédation a aussi été mis en évidence dans plusieurs études (Baruch-Mordo et al., 2008; Kaartinen et al., 2009). La densité de proies sauvages semble également être un facteur majeur influençant la déprédation (Treves et al., 2004) mais ce phénomène s'exprime probablement différemment en fonction de la spécialisation alimentaire des espèces de grand carnivore et son influence reste débattue (Gervasi et al., 2013; Stahl et al., 2001a; Treves et al., 2004).

Les facteurs influençant l'intensité de la déprédation dépendent eux majoritairement de la gestion humaine (Pimenta et al., 2018) contrairement à ceux influençant la localisation des déprédations. La relation avec les facteurs environnementaux est fortement dépendante du mode de chasse de l'espèce prédatrice ainsi que de la proie domestique (Pimenta et al., 2018). Pour les prédateurs actifs, les sites de chasse favorisés sont des paysages ouverts ou semi-ouverts de zone arbustive et de pâturage (Davie et al., 2014; Treves et al., 2011). Pour les espèces de chasseurs à l'affût, le succès d'une attaque repose au contraire fortement sur la diminution de la visibilité et a donc lieu dans des espaces forestiers denses (Miller et al., 2015). Les relations entre déprédation et infrastructures ou densité humaine montrent des patrons de réponse peu homogènes entre les études, ce qui empêche de tirer des conclusions claires (Miller, 2015), certainement en raison des caractéristiques locales et de la définition et nature de ces variables. De nombreuses études ont souligné des liens étroits entre le zonage de l'utilisation des terres ou les mesures de gestion des troupeaux et le risque de déprédation sur le bétail (Miller, 2015). Dans ces études, la proximité étroite entre les sites de pâturage du

bétail et l'habitat de haute qualité des carnivores était l'un des indicateurs les plus forts des attaques pour la majorité des espèces de carnivore. Par exemple, la proximité des corridors de passage des lions majore le risque de déprédation (Meena et al., 2014). Par ailleurs, la proximité des zones protégées tend à augmenter elle aussi le risque de déprédation avec l'accroissement des populations humaines et de leurs activités en bordure de ces zones (Meena et al., 2014; Milberdler et al., 2016, 2015; Woodroffe et al., 2005a). D'autres facteurs peuvent influencer l'intensité de la déprédation, comme le voisinage de caractéristiques attrayantes pour les prédateurs (« attractants »). Par exemple, les ours bruns seraient plus enclins à être attirés par des facteurs tels que les ruches (Wilson et al., 2005).

Quoi qu'il en soit, l'abandon des pratiques de gardiennage des troupeaux suite à la disparition des grands carnivores exacerbe la vulnérabilité de l'activité d'élevage lors de la recolonisation des espaces par les prédateurs (Breitenmoser et al., 2005; Linnell et al., 2005; Swenson and Andrén, 2005; Thirgood et al., 2005). La gestion des dégâts de la faune sauvage (« *wildlife damage management* » ; Nyhus, 2016) consiste en l'atténuation des conséquences négatives de leur présence tout en maintenant ou en améliorant leurs aspects positifs. C'est souvent synonyme d'atténuation des conflits (Woodroffe et al., 2005b). De façon similaire, les études portant sur ce domaine sont de plus en plus nombreuses (Nyhus, 2016) et proposent d'évaluer leur efficacité en termes i) d'atténuation des impacts, ii) de réduction des attitudes et perceptions négatives de la part des communautés humaines locales et surtout iii) d'impact sur la dynamique de la population de grands carnivores visés par la gestion.

Les mesures d'atténuation du conflit sont multiples et répondent à différents degrés d'intensité. Une des réponses principales au conflit de déprédation depuis des siècles est le retrait léthal des individus d'espèces de grands carnivores (Woodroffe et al., 2005c), aboutissant parfois à l'extinction des populations. Cette pratique est appelée contrôle léthal (« *lethal control* »). L'hypothèse sous-jacente de cette stratégie de gestion est que le retrait de l'individu va diminuer le conflit. Le fait de cibler certains spécimens est principalement utilisé dans le cas d'espèces en danger ou rares (Treves and Naughton-Treves, 2005). Le retrait sélectif de certains individus par contrôle léthal ou par translocation est utilisé afin d'éradiquer le conflit de façon instantanée. Le control léthal de façon systématique ou en représailles a entraîné la disparition d'espèces comme le loup marsupial (ou loup de Tasmanie, *Thylacinus cynocephalus*) en 1930 (Woodroffe et al., 2005c) et de façon plus globale participe à la diminution des aires de présence d'un grand nombre d'espèces de carnivores. Par exemple, le contrôle léthal, soutenu par le gouvernement de l'époque, a restreint la répartition du loup en Amérique du Nord à quelques zones du Minnesota et du Texas dès 1960 (Woodroffe et al., 2005c). Les ours bruns, les lynx et les loups ont de façon similaire disparu de l'Europe de l'Ouest à la fin du 19^{ème} siècle (Chapron et al., 2014; Ripple et al., 2014; Woodroffe et al.,

2005c). Les jaguars (*Panthera onca*) ont aussi été victimes d'une restriction de leur répartition géographique en Amérique Centrale et du Sud. Au-delà de ces exemples, plusieurs études ont mis en évidence un effet fort du contrôle légal sur la dynamique des populations de grands carnivores visés par ces mesures (chapitre 4).

De plus, celles-ci sont connectées entre elles au travers des mouvements des individus et leurs contrôles peuvent entraîner la mise en place de phénomènes d'isolement des individus et d'un phénomène de populations puits, populations ayant un taux de croissance intrinsèque ne permettant pas le renouvellement des effectifs sans émigration. Par exemple, Frank et al., (2005) montrent comment le contrôle mortel autour d'un seul ranch de 180 km² a généré un puit affectant la population de lions sur au moins 2000 km². Les effets de bordure peuvent aussi entraîner des déclin forts de populations qui pourtant sont protégées par la destruction des individus au niveau des frontières des zones protégées (Woodroffe et al., 2005c; Woodroffe and Ginsberg, 1998). Par ailleurs, le retrait d'individus peut déstructurer les groupes sociaux chez les loups et avoir des effets significatifs sur les capacités du groupe ou même des conséquences inattendues comme, chez le loup gris, l'augmentation du nombre d'attaques (Wielgus and Peebles, 2014) et chez certaines grand félin avec l'augmentation des infanticides (puma *Puma concolor*, Cooley et al., 2009; Keehner et al., 2015; lion, Loveridge et al., 2016). Le rôle du contrôle légal dans la coexistence peut en revanche parfois être légitimé (Treves and Naughton-Treves, 2005). Il permet de diminuer les pressions ainsi que les risques de braconnage (Treves and Naughton-Treves, 2005). Même si ce dernier point est désormais discuté dans la littérature (chapitre 4), l'hétérogénéité individuelle (en terme de comportement par exemple) peut être prise en compte dans la gestion. Certains individus d'espèces de grands carnivores peuvent être considérés comme ce qu'on nomme des « individus à problème » : un individu dont le comportement est particulier c'est-à-dire dont la déprédation est plus fréquente que la moyenne, stéréotypé temporellement et spatialement, permettant une prédiction des lieux et dates de ses attaques, ou trop familier avec l'homme. Le contrôle légal peut dans de telles situations s'envisager mais son efficacité semble fortement liée à l'individu ciblé et aux caractéristiques du conflit (voir exemple du lynx en France précédemment ; Rogers et al., 1976). Parfois, le contrôle légal donne en réalité l'image d'un déclenchement licite de représailles de la part des organisations de gestion gouvernementale sur leurs espèces, « les espèces du gouvernement », afin d'éliciter un retour au calme des populations locales touchées par le conflit.

Le besoin de quantification de l'effet du contrôle légal sur les populations de prédateurs est indispensable et il est nécessaire qu'une sélection ciblée des individus soit effectuée de façon rigoureuse et basée sur des preuves (van Eeden et al., 2018). Pour autant, des animaux sont parfois déclarés comme « à problème » alors que leur caractère atypique n'est pas avéré. Par

exemple, certains individus, au cours de déplacements de dispersion ou autres, peuvent provoquer des dégâts, même importants, sans pour autant présenter un comportement altéré nécessitant une intervention rapide. Selon les études, entre 30 et 81,3% de carnivores tués dans des opérations de contrôles ne faisaient l'objet d'implication dans un conflit particulier (Treves and Naughton-Treves, 2005). L'impact du retrait sélectif d'individus sur la dynamique des populations reste moins important que ceux des autres types de contrôles létaux comme les éradications (Treves and Naughton-Treves, 2005; Wielgus and Bunnell, 1994; Wielgus and Peebles, 2014).

Lorsque l'on fait face à des populations de grands carnivores souvent menacées, promouvoir la coexistence plutôt que la résolution temporaire du conflit par éradication d'individus ou de populations semble plus objectif et réaliste (Treves and Naughton-Treves, 2005). Une façon de réduire la vulnérabilité des proies domestiques et l'intensité du conflit est la mise en place de techniques de gestion non létales. Un grand nombre d'outils correspondent à une gestion non létale comme les mesures de prévention, dissuasives, ou encore les dispositifs répulsifs. L'une des premières techniques préventives est la protection des troupeaux : lorsque les bergers sont présents, il y a souvent moins de pertes que dans des troupeaux non gardés (Kaartinen et al., 2009; van Bommel and Johnson, 2012; van Eeden et al., 2018). De plus, le gardiennage permet d'éviter les points chauds de déprédation et d'améliorer l'utilisation des clôtures électrifiées afin de protéger les troupeaux durant la nuit (Breitenmoser et al., 2005). En revanche, selon le terrain et l'espèce de grands carnivores, différents types de clôtures peuvent être utilisées. Pour les félins, dont les capacités à sauter et grimper sont conséquentes, les clôtures doivent être renforcées. Par exemple, celles en fer métallique ont moins d'efficacité sur les lions et les hyènes que celles en bois (Breitenmoser et al., 2005; Frank et al., 2005). Leur électrification présente un rapport coût-bénéfice plus favorable et s'est montrée efficace contre les coyotes (*Canis latrans*), les lynx, et les ours. Elles sont d'autant plus efficaces sur des petits troupeaux et sur les regroupements de nuit. Le gardiennage est d'autant plus performant lorsqu'il est combiné à d'autres mesures de prévention comme les chiens de protection et de troupeaux (Rigg, 2001; van Bommel and Johnson, 2012). Dans le domaine de la gestion des conflits, les chiens de protection des troupeaux (ou LGDs pour « livestock guarding dogs » ; Smith et al., 2000) permettent la détection et l'alerte d'un prédateur ainsi que l'interruption de leurs attaques (Smith et al., 2000).

Les dispositifs répulsifs reposent sur la réussite du phénomène d'apprentissage et le conditionnement aversif des troupeaux par les prédateurs. Ils ciblent habituellement un comportement particulier plutôt qu'une zone entière (Smith et al., 2000). Le conditionnement aversif fait intervenir un ensemble de techniques visant à modifier ou à supprimer un comportement indésirable spécifique (par exemple, s'attaquer au bétail) chez les individus

ciblés. Il repose sur l'apprentissage d'une association négative entre un comportement et une expérience dans l'espoir qu'ils entraînent une réduction à long terme de ces comportements (Shivik et al., 2003 ; Shivik & Martin, 2000). Les résultats des études qui évaluent l'efficacité de ces dispositifs ne sont pas homogènes (chapitre 4, van Eeden et al., 2018) et de nombreuses études sont principalement descriptives. Bien que le conditionnement aversif soit susceptible d'être bénéfique dans certaines situations, plusieurs limites ont été soulevées au cours des expériences : (i) l'accoutumance des animaux se familiarisant avec les dispositifs répulsifs, entraînant un manque de résultats à long terme (Shivik et al., 2003) ; (ii) le fait que la plupart des répulsifs conditionnent les grands carnivores à éviter le dispositif utilisé plutôt que la zone protégée elle-même (Shivik et al., 2003).

L'ours brun en Europe est un cas d'étude correspondant à la restauration d'une population de mégafaune dont le retour provoque de forts débats et réactions. Le conflit majeur reste la déprédation sur les troupeaux domestiques largement distribués sur les massifs montagnards de l'Europe de l'Ouest. Dans le but d'une amélioration de la coexistence, cette thèse a donc cherché à mieux comprendre le phénomène de la déprédation par cette espèce de grand carnivore dans les massifs de l'Europe de l'Ouest dont les populations ont été renforcées.

Objectifs de la thèse

Cette thèse a pour objectif d'entreprendre une étude spatialement explicite des facteurs biotiques et abiotiques (conditions environnementales, caractéristiques du paysage) orientant le comportement de prédation chez les carnivores. Les populations renforcées d'Ours brun en Europe de l'Ouest représentent un cas d'étude concentrant la stratégie de restauration des populations de grands carnivores et les conflits qui en découlent. Il s'agira d'analyser le phénomène de la prédation de l'ours sur les troupeaux domestiques à différentes échelles spatiales (paysage, domaine vital individuel) et temporelles (variation intra et interannuelles) associées à différents niveaux d'organisation (individu, population). Ce travail de thèse s'ancre donc fortement dans le cadre de la transformation de la cooccurrence en coexistence à l'aide d'apport de données techniques et scientifiques pour identifier, comprendre et atténuer le conflit de la déprédation par l'Ours brun sur les troupeaux domestiques.

Le premier objectif de cette thèse est d'identifier et de caractériser **les schémas de la déprédation à différentes échelles spatiales et temporelles** décrivant ce conflit. Le but est donc d'identifier les patrons spatiaux de la déprédation ainsi que leurs variations dans le temps au sein de la zone de chevauchement entre ours bruns et proies domestiques. Si les conditions intrinsèques et extrinsèques qui favorisent les attaques à des endroits spécifiques sont pérennes, on s'attend à ce que ces patrons spatiaux soient stables dans le temps et montrent une forte intensité de déprédation. Comme dans d'autres populations d'ours (*ours noir Ursus americanus*, Baruch-Mordo et al., 2008), nous chercherons ici à identifier si des points chauds (« hotspots » ou foyers d'attaque) de déprédations existent, et le cas échéant, à quelles échelles spatiales et selon quelle dynamique temporelle ils s'organisent.

Les patrons spatio-temporels de déprédation par l'Ours brun sur le cheptel domestique sont associés à des caractéristiques biotiques et abiotiques. Dans un second temps, nous chercherons donc à **identifier l'existence de facteurs environnementaux pouvant structurer cette distribution spatiotemporelle des déprédations** ainsi qu'à les quantifier. De plus, du fait de l'importance du conflit de déprédation à l'échelle globale, nous examinerons la possibilité d'extrapolation de ces relations à d'autres contextes géographiques.

Enfin les facteurs affectant l'utilisation de l'habitat et l'écologie du prédateur peuvent aussi jouer un rôle dans la création de ces patrons. Le but sera ainsi dans un troisième temps **d'identifier si le comportement spatial des ours à l'échelle individuelle apporte des précisions sur la compréhension de la structure des déprédations**. Effectivement, dans le cadre de leurs déplacements, il sera important de comprendre si une sélection spécifique de ces zones d'estives ou de ces points chauds est effectuée ou si l'utilisation de ces espaces s'effectue au travers d'autres types de déplacements.

Dans un dernier temps, l'évaluation de l'efficacité des mesures d'atténuation des conflits humain – grand carnivore est effectuée afin de caractériser les connaissances sur ces différentes méthodes ainsi que de connaître l'extrapolation possible de certaines techniques.

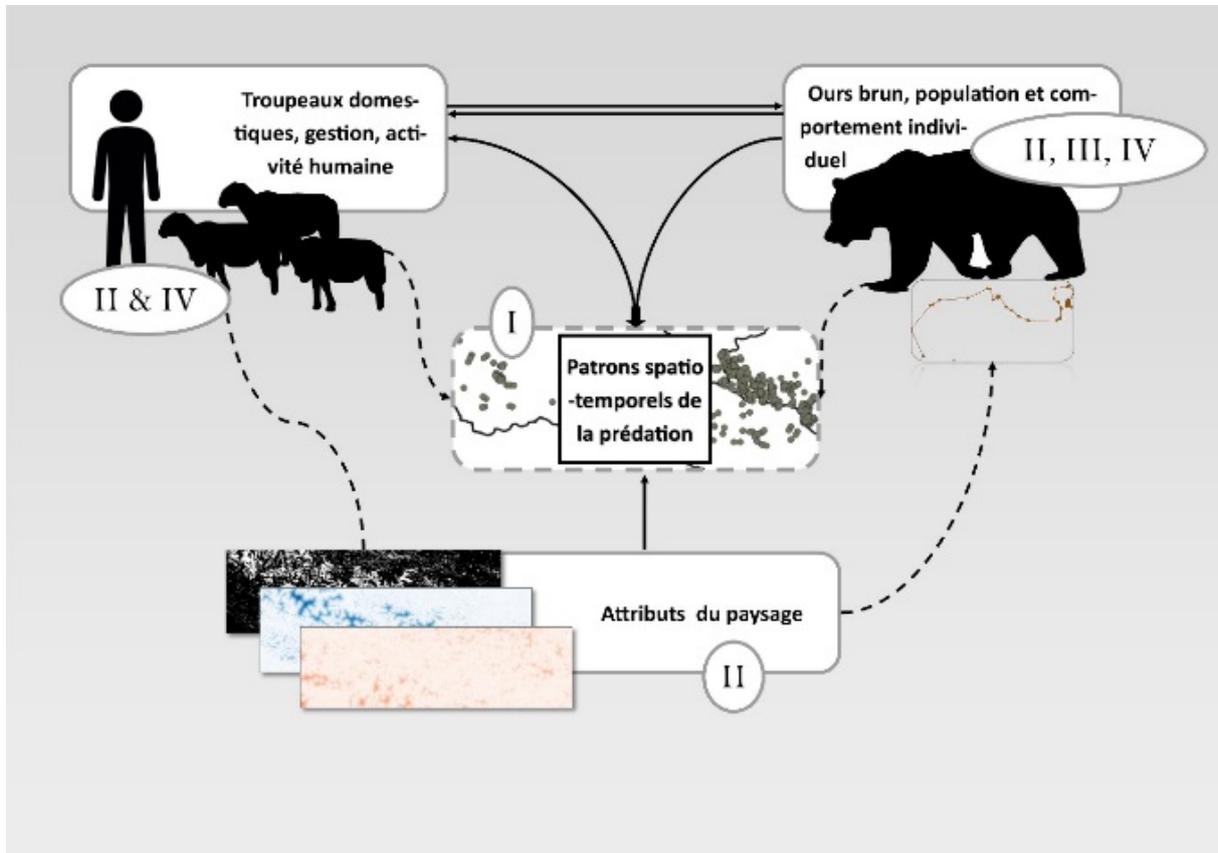


Fig. 2 : Description visuelle des objectifs de la thèse et de leur interdépendance. Les numéros en majuscule représentent les chapitres correspondant de cette thèse. Les patrons spatio-temporels de la prédation sont la partie visible de ce conflit à l'échelle du paysage et de la population d'ours bruns (I). L'évaluation des facteurs structurant ces schémas sont multiples dont les attributs du paysage (II) pouvant influencer les zones d'attaques de l'ours brun à l'échelle de la population et du paysage par des effets sur l'utilisation de l'espace par le prédateur et par les proies. Par ailleurs, les troupeaux domestiques et leur mode de gestion participent aussi aux facteurs externes pouvant influencer les schémas spatiaux de la prédation (II). Enfin, le comportement individuel des ours (III) peut participer aux facteurs biotiques créant les patrons visibles de la prédation. De façon globale, les méthodes létales et non létales du conflit, décrites dans le chapitre 4 de cette thèse, sont principalement effectuées sur les ours ou au travers de la modification de la gestion des troupeaux (IV).

La restauration des populations de grands carnivores en Europe : le cas des ours bruns d'Europe de l'Ouest

Le cas de l'ours brun en Europe de l'Ouest et principalement dans les populations des Pyrénées et des Alpes italiennes, intègre plusieurs caractéristiques concrétisant les plus importantes préoccupations actuelles en termes de conservation et de coexistence. L'ours brun est à l'échelle mondiale une des deux espèces d'ours considérées comme « Least Concern » par l'IUCN (Encadré 1 ; Fig. 18; International Union for the Conservation of Nature, 2018). Les populations sont suffisantes pour le maintien de l'espèce à l'échelle globale. En revanche, la conservation du pool génétique est indispensable au maintien à long terme de cette espèce (Sgrò et al., 2011; Swenson et al., 2011; Taberlet and Bouvet, 1994). Cela passe donc par la sauvegarde et la conservation de toutes les populations. Les populations des Pyrénées et des Alpes Occidentales sont donc à la fois des cas d'étude intéressants pour comprendre le phénomène de prédation de troupeaux domestiques par les grands carnivores, mais également des populations à fort enjeu de conservation.

La population d'ours bruns des Pyrénées

Les Pyrénées sont un massif de montagnes présentant une faible densité de population (5 habitants/km² ; Martin et al., 2012) et une occupation regroupée en fond de vallée. Elles s'étendent sur la frontière Franco-Espagnole ainsi que l'Andorre. La « zone à ours » comprend de grandes vallées et des montagnes escarpées dont l'altitude se situe entre 500 et 3400 m. Les forêts de feuillus (hêtres *Fagus sylvatica*, chênes *Quercus*, Bouleaux *Betula pubescens*) et de conifères (sapins *Abies alba*, épicéas *Picea alba*, pins *Pinus sylvestris*) représentent la majeure partie du paysage découpé d'immenses prairies (Fig. 3). La végétation de ces espaces ouverts est constituée de zones arbustives de rhododendron *Rhododendron ferrugineum*, et de bleuet sauvage *Vaccinium myrtillus*, au-dessus de 1800 m d'altitude (Fig. 3). Ces espaces ouverts sont le lieu de l'activité pastorale traditionnelle appelée transhumance, qui implique la migration saisonnière de centaines de milliers d'animaux domestiques amenés par les bergers dans les montagnes de juin à octobre environ (environ 500 000 animaux sur l'ensemble de la chaîne). Outre l'activité pastorale, les activités humaines dans la zone d'étude sont principalement forestières et récréatives comme la chasse, la pêche et la randonnée pédestre. Les Pyrénées ont été évalués comme étant un massif contenant beaucoup d'habitats de qualité pour l'ours brun (Martin et al., 2012).

La population pyrénéenne d'ours brun s'est quasi éteinte dans les années 1990 avec une population ($n = 5$, Fig. 4) faible et restreinte aux Pyrénées Occidentales (Fig. 5, Hautes-Pyrénées, Pyrénées-Atlantiques). La cause du déclin de cette population est majoritairement le prélèvement volontaire par la chasse ou le braconnage du fait des impacts négatifs de l'ours sur les activités humaines telles que l'activité pastorale. L'Etat français sous l'égide de l'Europe et de la Directive Habitat a donc autorisé des translocations d'individus slovènes vers les Pyrénées afin de tenter de sauvegarder cette population autochtone. Les premiers lâchers, en 1996, ont eu lieu dans les Pyrénées Centrales (Fig. 5, Melles, Haute-Garonne), noyau de population éteint. Par la suite, ces translocations ont continué de façons ponctuelles en 1997, 2006, 2016 et 2018 pour un total de 11 individus réintroduits dont 2 femelles dans les Pyrénées Occidentales (2018). Pour la population Occidentale, elles contribuent à maintenir ce noyau de population, considéré avant cela comme virtuellement éteint, et qui est indispensable au maintien de la diversité génétique ainsi que du pool de gènes de l'espèce car ce noyau incluait le dernier individu ayant 50% de son pool génétique provenant de la dernière femelle autochtone et ne contenait que deux mâles, père et fils.



Fig. 3 : Description visuelle de l'habitat des proies domestiques et de l'ours brun dans les Pyrénées. Il est composé de larges étendues ouvertes avec majoritairement du pâturage ainsi que quelques rhododendrons et des zones arbustives.

Grâce à ces translocations, la population d'ours bruns des Pyrénées a donc vu ses effectifs augmenter au fil des années jusqu'à atteindre 46 individus en 2017 (Fig. 4). Son statut est malgré tout toujours considéré comme « défavorable inadéquat » (Directive Habitat). Cette population pyrénéenne reste donc probablement la plus menacée en Europe. Outre un nombre réduit la rendant sensible aux aléas démographiques et environnementaux, cette population présente deux caractéristiques préoccupantes : i) elle est répartie en deux noyaux isolés jusqu'en 2016 (Fig. 5) et donc indépendants jusque-là d'un point de vue démographique, avec un noyau occidental « relictuel » composé uniquement de mâles jusqu'en 2018, ii) elle présente un fort risque de dépression de consanguinité liée au nombre réduit d'individus fondateurs et reproducteurs (Boitani et al., 2013).

Conflits de conservation et population pyrénéenne d'ours bruns

La restauration d'une population viable d'ours bruns, donc ne nécessitant plus d'apports extérieurs par des renforcements, est le premier objectif de ce programme de conservation. Le premier objectif de l'Equipe Ours (EO), de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS) est de documenter et d'évaluer l'état de conservation de la population ainsi que sa répartition spatiale. Sur la période 2010-2017, l'aire de présence de l'ours correspond en moyenne à $4\,300 \pm 621$ km². Ce constat est effectué au travers d'un réseau d'observateurs bénévoles et professionnels : le Réseau Ours Brun (ROB). Il permet le suivi systématique de la population d'ours par i) les itinéraires pédestres prospectés par les membres du ROB de façon standardisé et homogène ii) les appareils photos automatiques répartis de façon homogènes par sous-massifs, ensemble topographique défini par les vallées, réactivés chaque mois d'avril. Il contrôle aussi la vérification d'indices opportunistes comme les observations directes ou le relevé d'empreintes par exemple. Le suivi opportuniste permet principalement de détecter une expansion de la zone utilisée par la population sur les extrémités de l'aire de répartition. Ce réseau d'observateurs est formé pour récolter et reconnaître les indices d'ours dont les résultats sont communiqués chaque mois au travers du Bulletin interne l'Echo des Tanières.

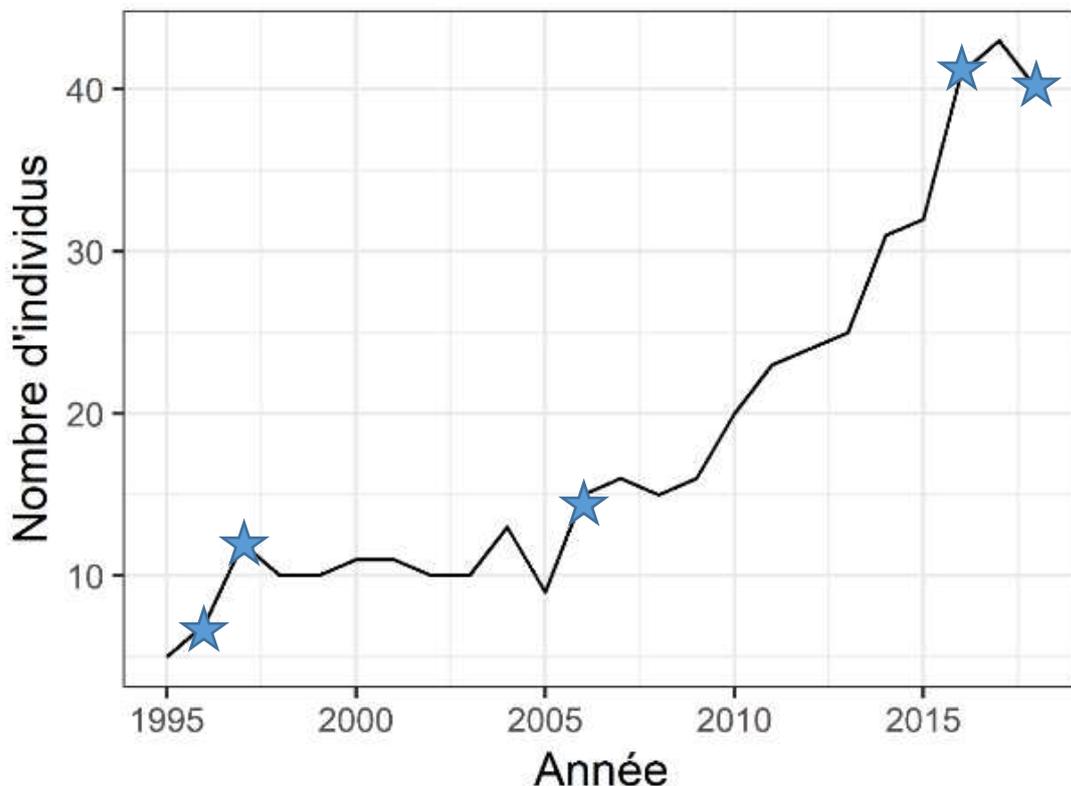


Fig. 4 : Dynamique de la population d'ours brun dans les Pyrénées (suivi transfrontalier entre la France, l'Espagne et l'Andorre) depuis 1995. Les étoiles représentent les années de translocations (1996, 1997, 2006, 2016, 2018).

Le suivi opportuniste de l'ours brun inclut aussi celui des dégâts effectués par cette espèce. Avec 60% de surface pastorale au sein de la zone de répartition de l'ours brun sur le versant français, le conflit de déprédation est fort et reste le principal facteur impactant négativement l'acceptation locale de l'espèce. Lors de la découverte d'animaux domestiques tués et/ou blessés ou de ruches détruites, et conformément au programme national d'indemnisation, les éleveurs et les bergers signalent des dommages aux agents de l'ONCFS. Deux experts sont alors envoyés sur le terrain afin de remplir un constat de dommage standardisé et homogène (Annexe 2) pour vérifier plusieurs critères permettant de confirmer ou d'infirmer la déprédation ainsi que l'implication de l'ours dans le dégât (Fig. 6). Dans ce constat de dommage sont donc renseignées plusieurs informations indispensables : l'emplacement des dommages ainsi que la date estimée de l'attaque, le nombre d'animaux domestiques concernés, ainsi que des relevés complémentaires comme la récolte d'indices d'ours comme les fèces et poils. Les constats de dommages peuvent alors être classés en tant que déprédation par l'ours brun, ou mort non liée au prédateur, cause indéterminée de la mort (Fig. 6).

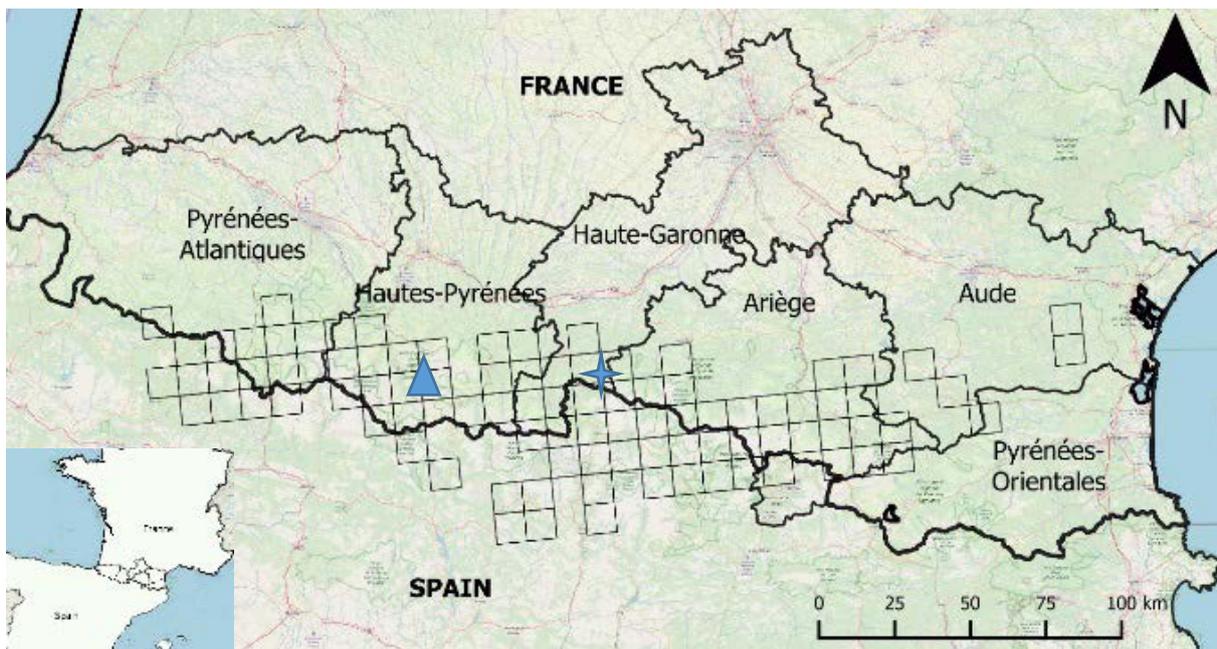


Fig. 5 : Carte de la répartition de l'ours brun dans les Pyrénées entre la France, l'Espagne et l'Andorre pour la période 2010-2017. Les carrés de présence ont une résolution de 10 km. Le triangle représente la zone du Parc National des Pyrénées (PNP). L'étoile représente la commune des premiers lâchers d'ours (Melles).

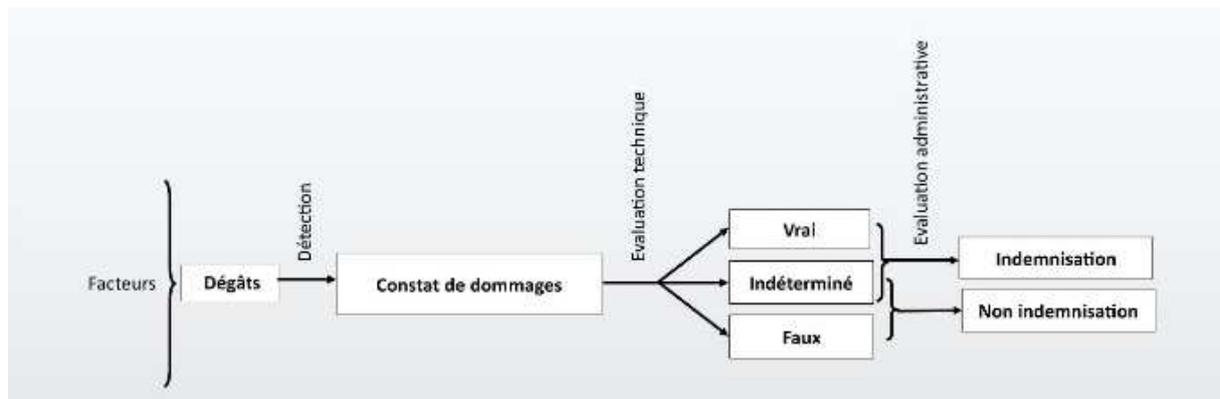


Fig. 6 : Processus lors d'un dégât sur les animaux domestiques ou les ruches dans les Pyrénées françaises de la détection à l'indemnisation. Les dégâts vrais (imputables à l'ours brun) sont indemnisés de façon automatique, tandis que les dégâts classés indéterminés sont évalués en commission afin de déterminer la validité de l'indemnisation.

La population d'ours bruns des Alpes occidentales

La chaîne des Alpes occidentales s'étend du sud-est de la France au nord-est de l'Autriche en passant par le nord de l'Italie et par la Province Autonome du Trentin (Fig. 7). La zone d'étude comprend les Alpes italiennes (Fig. 7) définies par la frontière du nord-est de l'Italie. Cette région alpine est caractérisée par un terrain accidenté et montagneux avec un climat méditerranéen autour du lac de Garde, continental dans les vallées fluviales et un climat alpin au-dessus de la limite des arbres. Les forêts mixtes de feuillus (hêtres communs, mélèzes d'Europe *Larix decidua*, pins *Pinus spp.*) et les forêts subalpines (pins et épicéas *Picea spp.*) constituent la végétation. De façon similaire aux Pyrénées, entre les parcelles forestières, les grandes prairies représentent la majorité des espaces ouverts. Ces espaces sont pris en charge par une activité pastorale traditionnelle appelée transhumance, qui implique la migration saisonnière de centaines de milliers de bêtes amenées par les bergers dans les pâturages de montagne, les alpages, approximativement de juin à octobre.

Une dissimilitude frappante entre les Pyrénées et les Alpes occidentales est liée à la densité humaine et à la densité des infrastructures. Dans les Alpes occidentales, la densité humaine est environ 8 fois plus importante que dans les Pyrénées. La plupart des infrastructures (routes, voies ferrées et villes) sont concentrées au fond des vallées. Mais, dans les Alpes occidentales, la vallée de l'Adige, zone centrale de la population d'ours bruns, est divisée par l'autoroute A22 et abrite également les plus grandes villes, ce qui représente le principal obstacle à la connectivité des habitats pour plusieurs populations de mammifères (Peters et al., 2015).

Cette population possède une zone cœur située dans la province du Trentin. Une certaine connectivité avec les autres populations alpines s'illustre par la dispersion de mâles en Autriche et par la venue d'autres individus depuis la Slovaquie. La population d'ours bruns dans

les Alpes de la province du Trentin, Italie, en 2017, compte au minimum 43 individus (Groff et al., 2019). Après une quasi-extinction, cette population a, comme la population Pyrénéenne, été renforcée par la translocation de 10 ours slovènes sur la période 1992-2002 dans le cadre de projets européens LIFE. Son statut génétique est moins problématique que celle des Pyrénées car le nombre d'animaux fondateurs est plus important permettant ainsi davantage de reproduction entre individus non-apparentés. Il est important de noter les similarités entre les populations pyrénéenne et alpine d'ours bruns : elles sont composées en grande partie d'individus slovènes réintroduits ; leur suivi repose sur des techniques et des protocoles similaires ; les dommages des attaques sur le cheptel domestique font l'objet d'expertise pour pouvoir ensuite être indemnisés. Les techniques de prévention des attaques reposent sur l'utilisation de parcs électrifiés et la présence de bergers appuyés de chiens de protection. Lieux d'une activité pastorale traditionnelle, les massifs pyrénéen et alpin sont caractérisés par l'apparition relativement synchrone au début du mois de juin de plusieurs centaines de milliers d'animaux domestiques dans les estives d'altitude. Pour l'essentiel, ces troupeaux sont présents en montagne pendant l'été (début juin à fin septembre). Pour l'Ours brun, cette période recouvre en partie celle du rut, de l'élevage des oursons de l'année et de l'établissement des subadultes sur leurs nouveaux domaines.

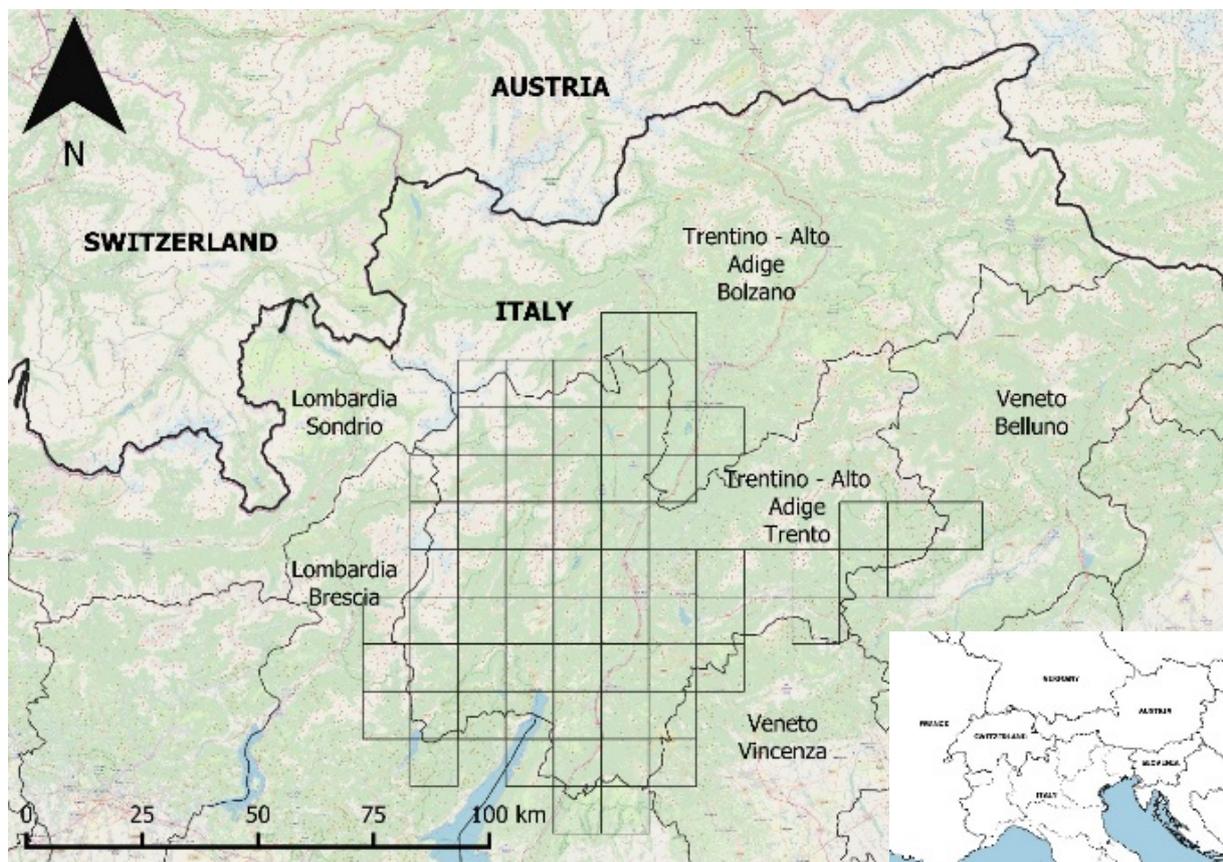


Fig. 7 : Carte de la répartition de l'ours brun dans les Alpes occidentales en Italie pour la période 2010-2017. Les carrés de présence ont une résolution de 10 km.

Les mesures d'atténuation de la déprédation : protection des troupeaux et indemnisation

L'activité pastorale traditionnelle est fortement ancrée dans les Pyrénées et revêt une importance sociale et patrimoniale. Le conflit remonte donc aux prémices des interactions entre grands carnivores et activités humaines dans cette zone. Avant la quasi éradication de la population d'ours, les compétences pyrénéennes pour la protection des troupeaux existaient. Par exemple, elles ont conduit à la création de la race du chien Patou ou chien de protection des Pyrénées (Fig. 8), connu jusqu'en Australie pour son efficacité pour la protection des animaux domestiques contre les grands prédateurs (van Bommel and Johnson, 2012). Désormais, les processus économiques à larges échelles ainsi que les processus européens d'indemnisation (PAC) des éleveurs tendent à augmenter les tailles de troupeaux.



Fig. 8 : Description d'un cheptel de brebis tarasconnaises en estive accompagnées d'un Patou. L'espèce tarasconnaise est l'espèce principale de brebis élevées dans les Pyrénées. Le Patou ou chien de protection des troupeaux pyrénéens est la race de chien de protection favorisée et traditionnelle dans les Pyrénées.

L'indemnisation n'est pas le seul levier économique mis en place dans la résolution des conflits (chapitre 4). Dans les Pyrénées, un appui technique à la mise en place des chiens de protection existe (La pastorale pyrénéenne, association pastorale constituée d'éleveurs) ainsi que l'apport supplémentaire d'aide financière pour les mesures de prévention, comme les

clôtures électrifiées ou l'achat et entretien des chiens. L'obtention de certaines mesures est basée sur des cartes à échelles très larges (Annexe 3). Malgré tout, avant l'été 2019, les mesures d'indemnisation pour les pertes dues aux grands carnivores et les mesures d'aide financière pour la prévention des dégâts n'étaient aucunement liées, favorisant un sentiment de défiance. En 2016, 164000€ ont été dépensés pour indemniser les dégâts, et ce montant double en 2019, pour une valeur de 340000€.

Les mesures de résolution des conflits sont multiples (voir introduction et chapitre 4) et contiennent entre autres les mesures d'atténuation des impacts comme la protection des troupeaux. Dans les Pyrénées et dans les Alpes, les principales mesures mises en place sont les chiens de protection et les parcs de nuit électrifiés. La mise en place de ces mesures est soutenue par des financements permettant par exemple l'entretien des chiens ou des matériaux pour les clôtures. Par ailleurs, il existe des aides humaines en renfort lors d'événements de prédation rapprochés dans le temps et localisés sur une estive. Le traitement des demandes pour ces mesures, la gestion ainsi que la mise en place se trouvent pris en charge par des organismes différents.

En France, les Directions Départementales des Territoires (DDT) ont en charge le traitement des demandes ainsi que le versement des financements pour les mesures de protection. Elles possèdent aussi la responsabilité du traitement administratif des constats de dommages (Fig. 6) ainsi que les indemnisations. Des associations pastorales s'occupent par ailleurs d'autres mesures de valorisation des territoires d'estives ainsi que de l'aide humaine et du suivi pouvant être demandées face à la présence des prédateurs. Parmi elles, se trouve La Pastorale Pyrénéenne (<http://www.pastoralepyreneenne.fr/>) au service des professionnels du pastoralisme sur l'ensemble du massif pyrénéen principalement au travers du pôle Chien de protection qui assure le suivi et la gestion des chiens Patous sur les estives le souhaitant. Elle possède aussi un pôle Berger d'appui permettant l'aide ponctuelle technique aux bergers sur le terrain. Cette association possède donc un suivi et un savoir-faire depuis 1996. L'association GIP-CRPG65 (<https://gip-crpge.jimdo.com/>) possède un suivi sur les estives du département des Hautes-Pyrénées (Fig. 5) et participe au développement pastoral au travers d'un panel d'aides aux professionnels et d'un suivi détaillé des cheptels transhumants.

Dans un cadre d'analyse de vulnérabilité des proies domestiques et de celui de l'analyse du risque de prédation, le besoin des données pastorales est indispensable. D'une part, elles permettent de définir l'utilisation des estives dans la zone de présence des ours. D'autre part, les mesures de gestion des troupeaux ainsi que l'utilisation du territoire pyrénéen ont possiblement un impact sur l'ours brun et son comportement de prédation. Ainsi, la récolte des données a débuté sur les trois départements majoritairement concernés par la présence de

l'ours brun dans les Pyrénées, Hautes-Pyrénées, Haute-Garonne, Ariège, auprès des DDT et des associations pastorales (Table 1, métadonnées en Annexe 4).

Table 1 : Source des données récoltées pour les cheptels domestiques en estives ainsi que les mesures de protection sur les trois départements pyrénéens majoritairement concernés par l'ours brun.

	Chiens	Gardiennage	Estives	Troupeaux
Ariège (09)	La Pastorale	DDT09	DDT09	DDT09
Haute-Garonne (31)	La Pastorale	DDT31	DDT31	DDT31
Hautes-Pyrénées (65)	La Pastorale	CRPG65	CRPGE65	CRPGE65

La première difficulté associée à ces données est leur accès car elles ne sont a priori pas destinées à des analyses et sont donc souvent stockées sous forme de fichiers annuels dans un but administratif pour le traitement individuel des dossiers. Par exemple, un chien de protection est répertorié en DDT sous des catégories d'achat, d'entretien ou de stérilisation associé à un éleveur. Donc, dans ce cas, il est compliqué de savoir sur quelle estive se trouve le chien et si celui-ci a bien été monté en estive. De plus, elles sont rarement spatialisées, c'est-à-dire que les mesures de protection ou même les troupeaux sont parfois associés à un nom de groupement pastoral ou d'estives mais ce nom n'apparaît pas sur les fichiers spatialisés des estives (Fig. 9). Au-delà, les formats de fichiers ou les noms d'estives entre les différents organismes ne correspondent pas systématiquement, nécessitant un travail important d'homogénéisation et de vérification. S'ajoute à ces contraintes la dimension internationale, la provenance des données étant issue de trois pays France, Espagne pour les Pyrénées et Italie (Fig. 10). Enfin, il existe une hétérogénéité temporelle important de ces données qui est aussi primordiale de considérer afin de mesurer les variations annuelles des troupeaux sur les estives ainsi que d'avoir des séries temporelles de moyens de protection. Par exemple, en Espagne, les données n'étaient disponibles que pour les estives gardées, pouvant possiblement créer un biais dans des analyses.

Les informations relatives à plusieurs mesures de protection ou de gestion pastorale n'ont pas pu être récoltées ou analysées du fait de données manquantes ou trop parcellaires, comme par exemple les localisations des parcs de nuit, ou encore la présence de cabanes. Les données sur le gardiennage ont pu être récoltées mais leur disponibilité varie selon les départements. Ces données sont donc complexes à appréhender et n'ont pour l'instant pas pu être incluses dans les analyses temporelles et spatiales rigoureuses. Malgré tout, une description exploratoire des données françaises est présentée ici afin de contextualiser plus encore la relation aux moyens de protection dans les Pyrénées et aussi d'évaluer la possibilité d'une analyse plus poussée et les premières tendances des moyens de protection vis-à-vis des déprédations. Afin de ne pas avoir de données manquantes, nous nous sommes concentrées sur la période 2010 – 2015 ainsi que sur les estives possédant des données complètes.

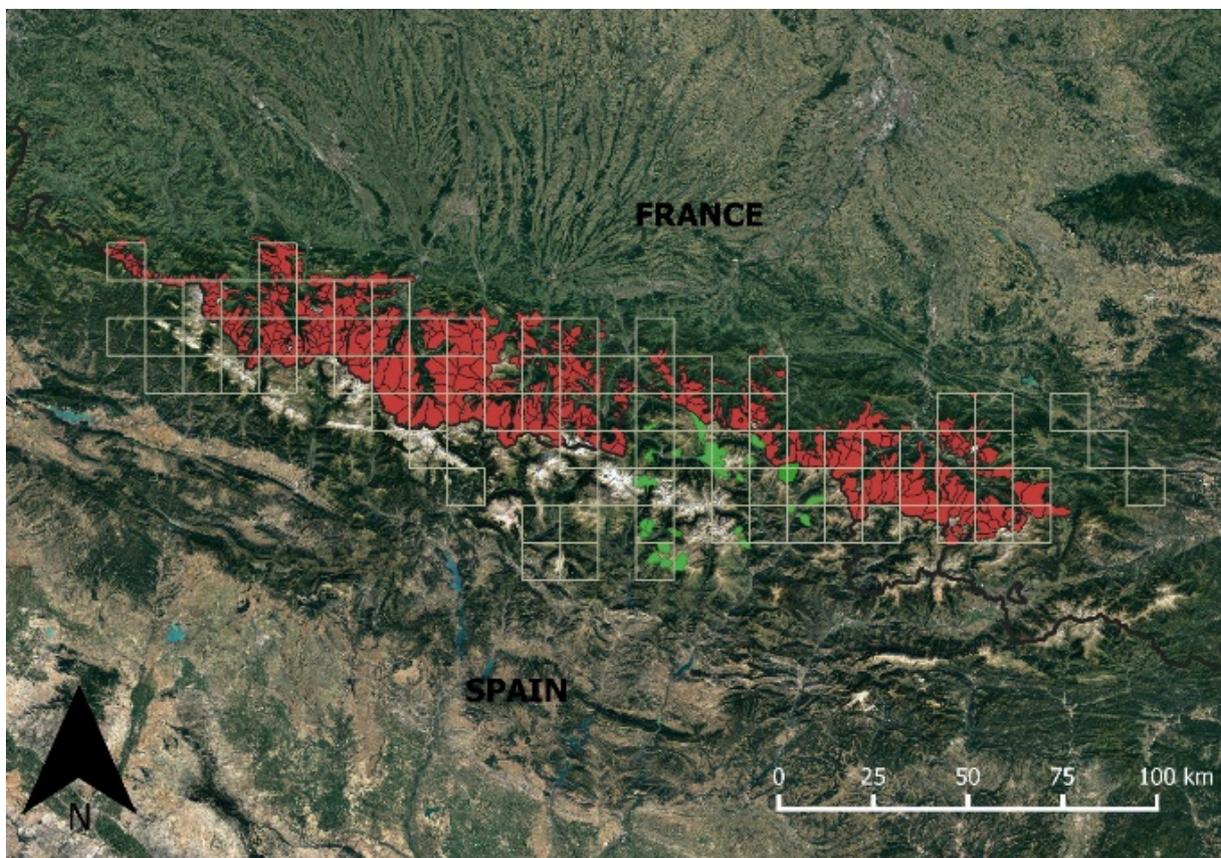


Fig. 9 : Estives pyrénéennes françaises (en rouge) et catalanes (en vert) au sein de la zone de présence de l'ours brun pour la période 2010 – 2017 (carrés gris de résolution 10 km).

Description des estives

Les estives (ou alpages dans les Alpes) sont des pâturages de montagne. Elles sont administrativement délimitées et sont gérées par différents organismes ou personnes en zones principalement domaniale ou communale. Avec en moyenne 128 estives possédant des données complètes contenues dans l'aire de présence de l'Ours brun chaque année, les groupements pastoraux (GP) sont majoritaires (malgré une large part non renseignée) et

permettent aux éleveurs transhumants de se constituer en association de gestion de leurs estives.

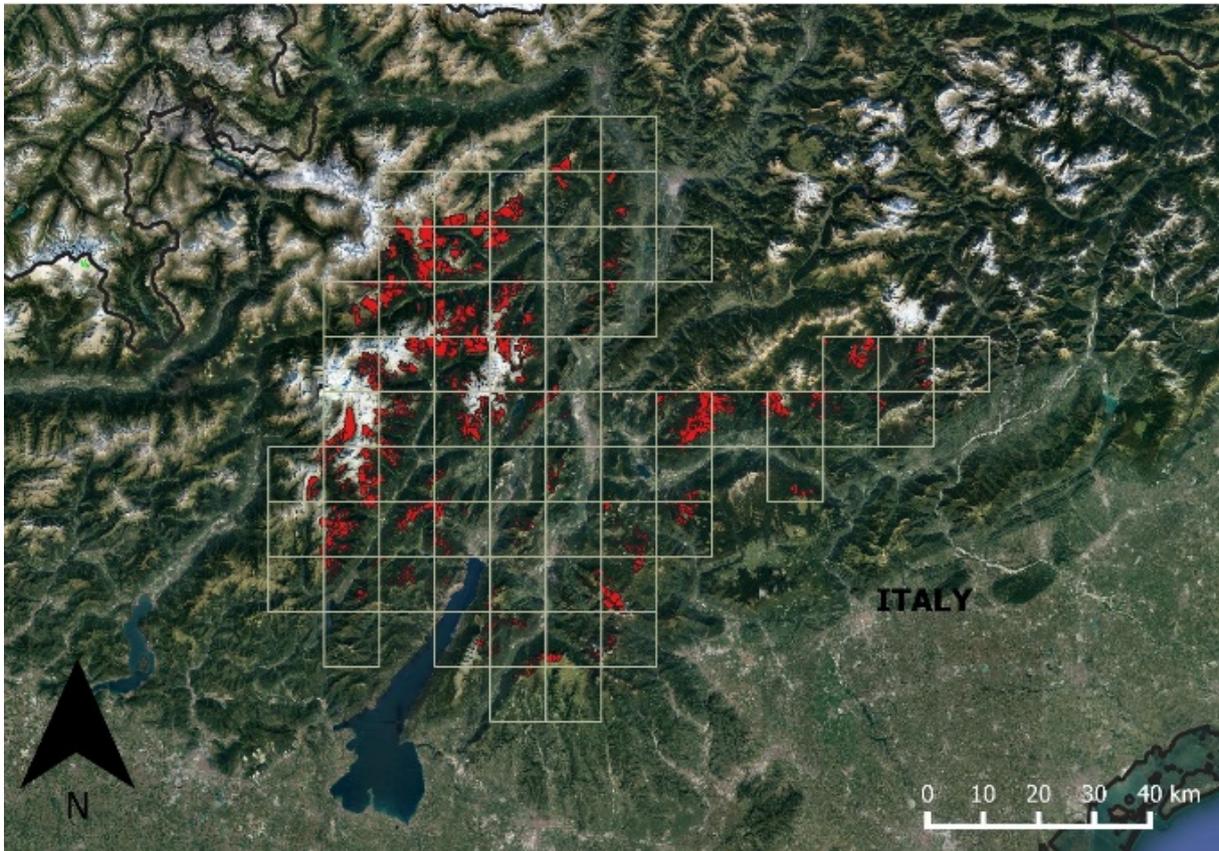


Fig. 10 : Alpages italiens dans les Alpes Occidentales concentrés principalement sur la province autonome du Trentin dans la zone de présence de l'ours brun pour la période 2010 – 2017.

Le cheptel domestique en estive

Une des variables les plus importantes pour étudier la déprédation est la disponibilité des proies domestiques dans l'aire de répartition de l'ours brun. Pour cela, par estive et annuellement, le nombre de tête de bétail a été récolté afin de connaître les zones pastorales utilisées (information utilisée par exemple dans le chapitre 2).

Les brebis constituent la majeure partie des animaux domestiques transhumants en estive dans les Pyrénées (en moyenne 85.7%, Fig. 11), suivis par les bovins. La répartition spatiale par unité pastorale du nombre moyen d'ovins est présentée (Fig. 12).

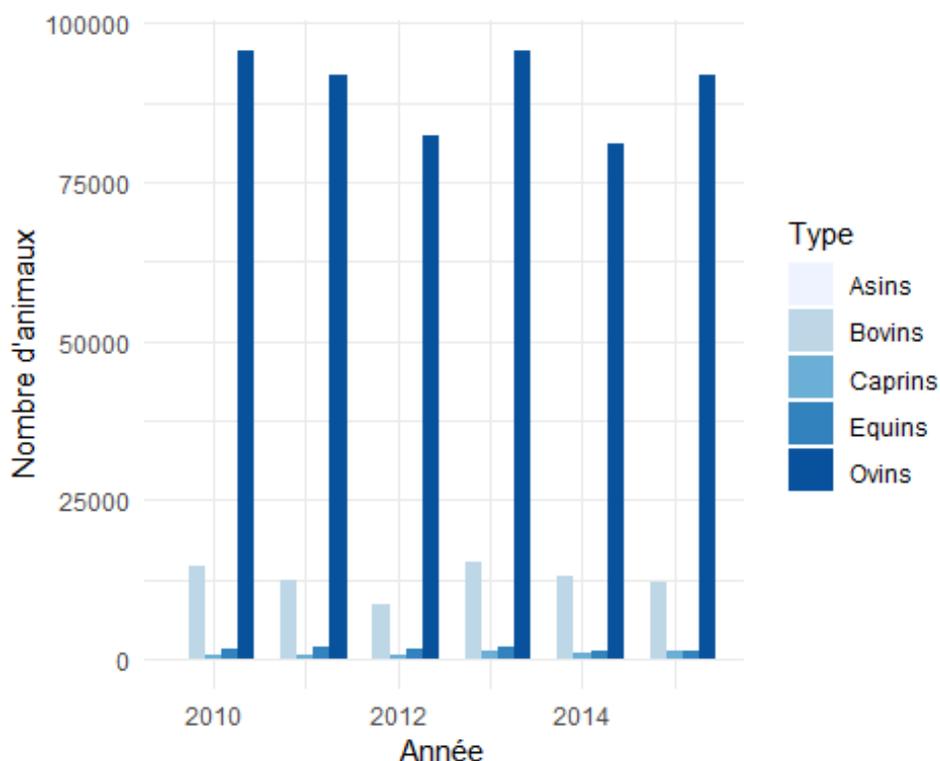


Fig. 11 : Nombre total de têtes de bétail par catégories (ovins, bovins, caprins, asins) transhumants par an sur les estives contenues dans la zone de présence annuelle de l'Ours brun sur les trois départements concernés majoritairement par l'Ours brun.

Le gardiennage

L'information sur le gardiennage quant à elle, a pu être récoltée de façon plus ou moins précise (Annexe 4) selon les départements. Par exemple, en Haute-Garonne, le nombre de gardiens par estive n'a pas pu être récolté (Fig. 13). En moyenne, sur la période 2010 – 2015, 1.19 gardiens sont présents par estive (Fig. 14) durant 4.5 mois.

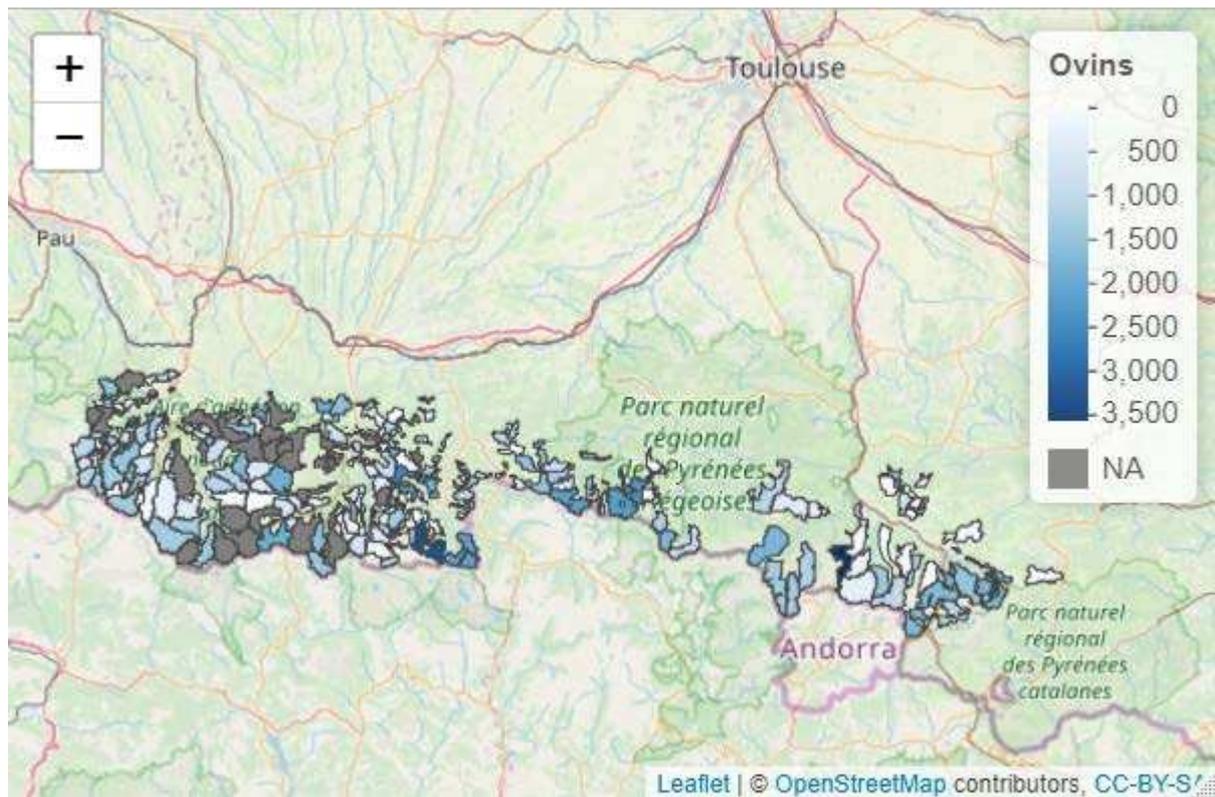


Fig. 12 : Nombre moyen sur la période 2010 - 2015 d'ovins transhumants sur les estives chevauchant la zone de présence annuelle de l'Ours brun dans les départements ayant les données pastorales non manquantes.

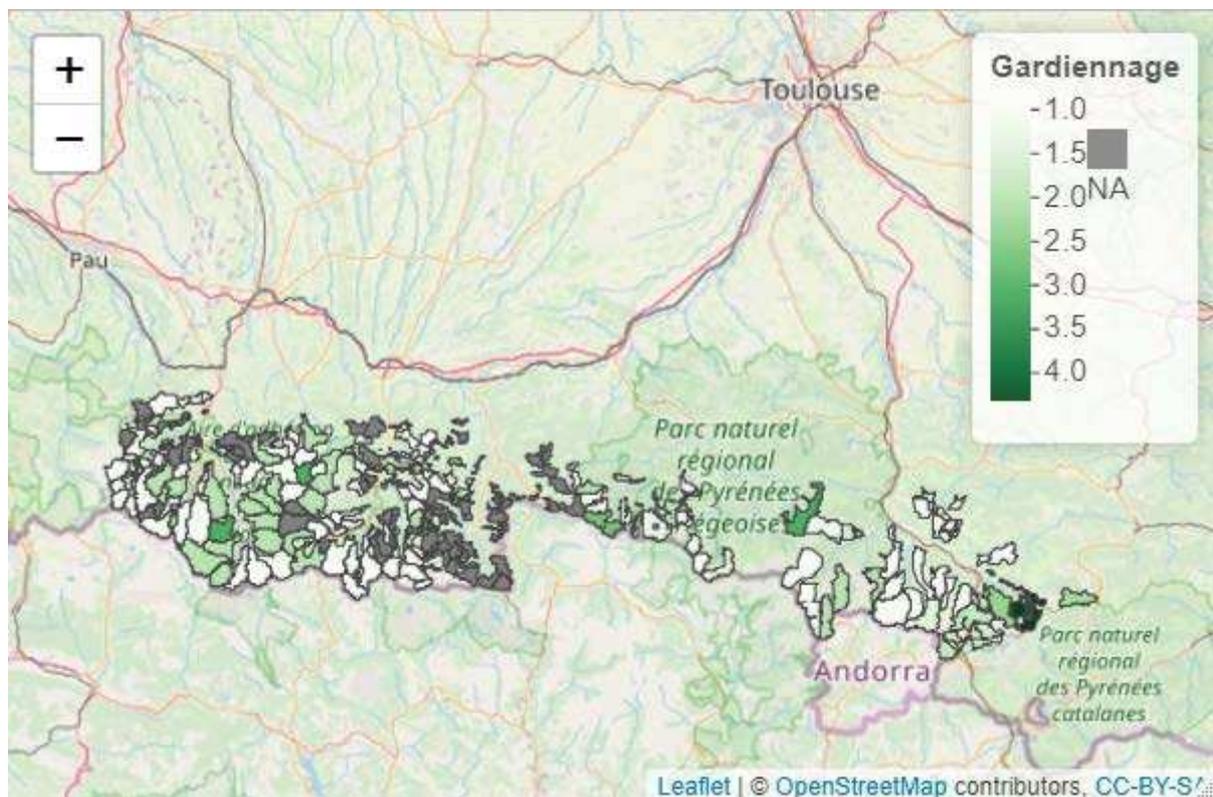


Fig. 13 : Nombre moyen de gardiens par estive pour la période 2010 – 2015 dans les estives concernées par la présence de l'Ours brun sur les départements des Hautes-Pyrénées (à l'ouest) et de l'Ariège (à l'est). Le département de la Haute-Garonne (au centre) ne contient pas cette information.

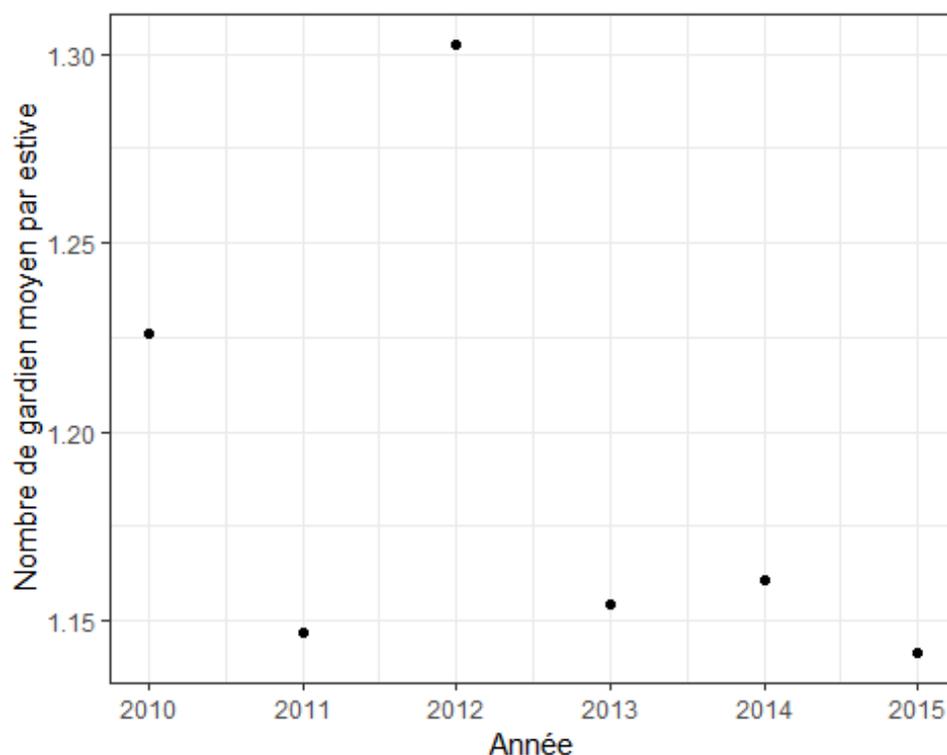


Fig. 14 : Nombre moyen de gardien par an par estives concernées par la présence de l'Ours brun pour la période 2010 – 2015 sur les départements des Hautes-Pyrénées et de l'Ariège.

Les chiens de protection

Les chiens de protection dans les Pyrénées sont principalement de la race pyrénéenne Patou. Ce sont ces chiens qui sont suivis par la Pastorale pyrénéenne. D'autres chiens de protection peuvent être présents en estive sans le suivi de cette association, biaisant quelque peu les données dans le cadre d'une analyse possible de l'efficacité des chiens sur la déprédation. Afin de décrire ces données, seules les estives possédant un chien de protection au moins une fois sur la période 2010 – 2015 ont été sélectionnés ($n = 22$).

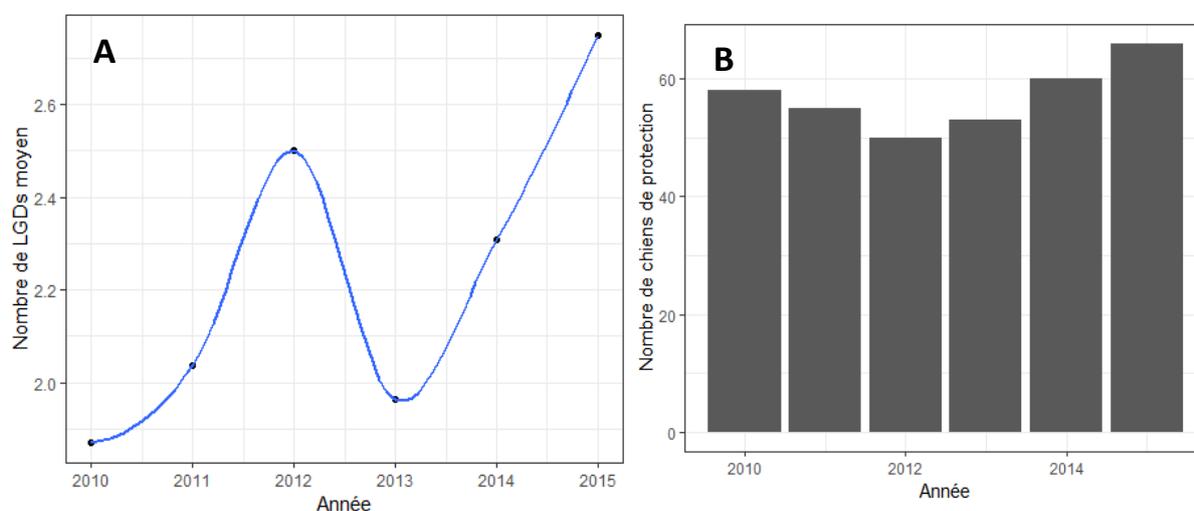


Fig. 15 : A) Nombre moyen de chiens par estive sur les estives possédant ce moyen de protection sur la période 2010 – 2015. B) Nombre de chiens de protection total par an sur ces mêmes estives.

Quand elles sont disponibles et résumées spatialement, ces données sont fiables mais sont malheureusement manquantes sur une grande partie du massif et sont donc difficiles à prendre en compte dans le cadre d'analyses temporelles ou spatiales rigoureuses. Une fois les chiens de protection installés sur les estives, il semble néanmoins que leur utilisation soit maintenue plusieurs années consécutives sans grand changement dans le nombre d'individus déployés (Fig. 16 et 17 représentative de la majorité des estives concernées par les chiens de protection suivis par La Pastorale pyrénéenne).

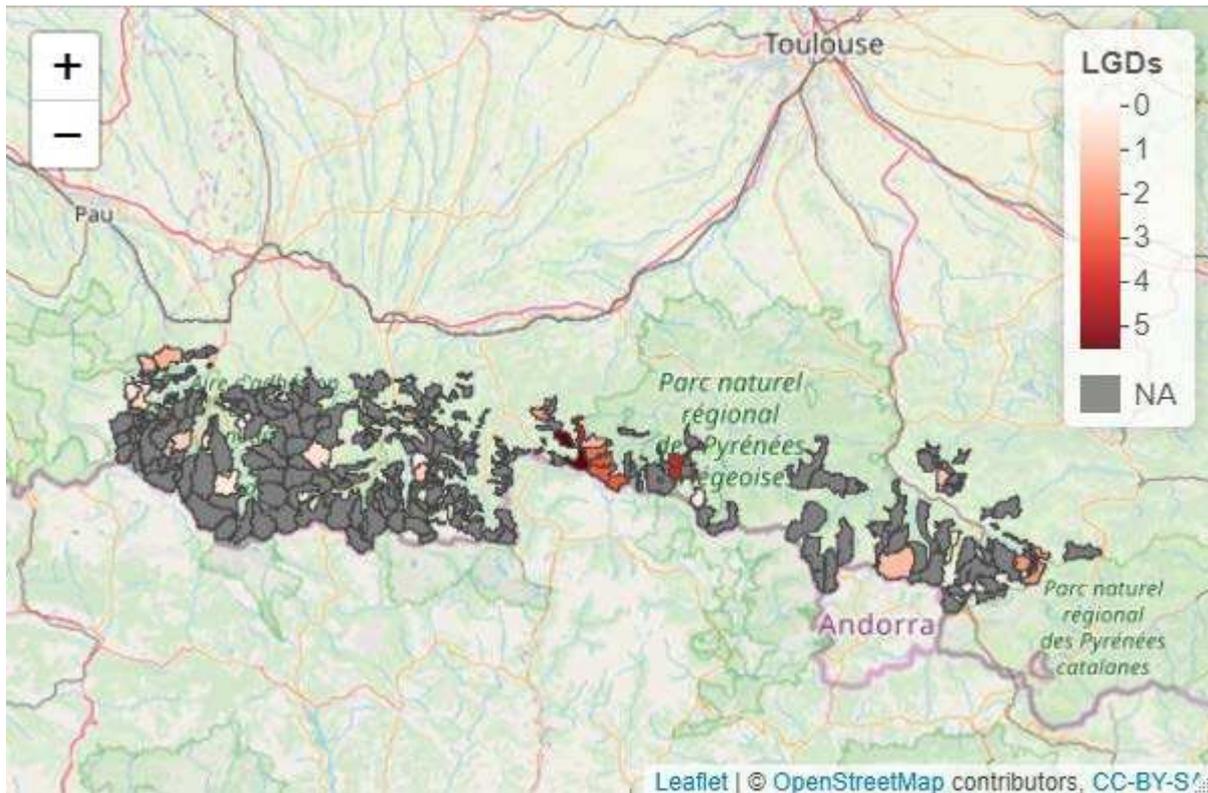


Fig. 16 : Nombre moyen de chiens de protection (LGD) par estive concernée par la présence de l'Ours brun pour la période 2010 – 2015.

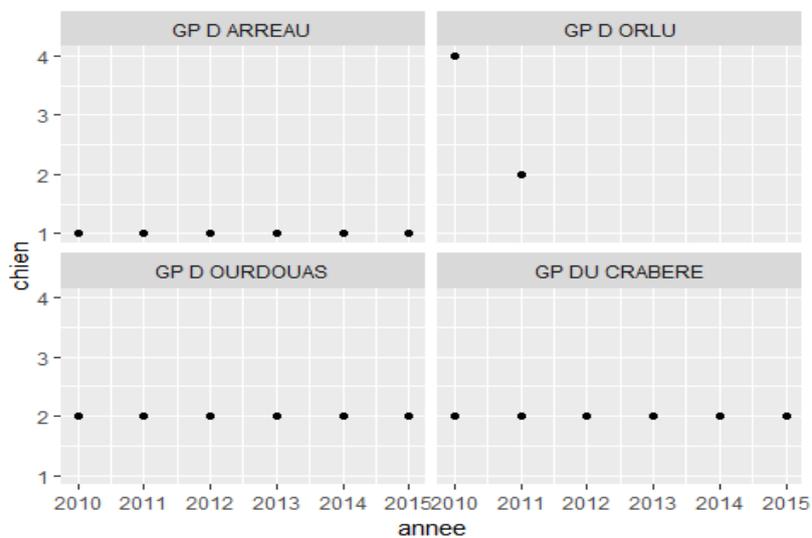


Fig. 17 : Exemples de séries temporelles sur 4 estives concernées par la présence de l'Ours brun du moyen de protection chiens Patous et possédant des intensités différentes de déprédation par l'ours brun (article 1).

Conclusion

Le suivi transfrontalier est donc relativement similaire entre les différents pays (Italie, Espagne, France) et permet une évaluation spatio-temporelle du statut des populations d'ours bruns renforcées à l'échelle des massifs ainsi qu'une comparaison inter-massifs. Les moyens de protection sont similaires entre les zones (chiens de protection, parcs électrifiés) mais les données relatives à ces moyens de protection restent difficiles à récolter, à homogénéiser et d'autant plus à analyser. Comme initié dans le département ariégeois pour le massif pyrénéen côté français, un suivi homogène spatiotemporel des données de protection des troupeaux ainsi que des données d'utilisation des zones d'estives de montagne est indispensable pour leur prise en compte dans les analyses de vulnérabilité face aux prédateurs ainsi que pour la force des arguments de validation de l'efficacité de l'une ou l'autre des techniques. Une base de données pastorales serait donc bienvenue dans un premier temps à l'échelle du massif, à l'échelle nationale mais possiblement aussi à l'échelle continentale.

ENCART 1 : L'ESPECE OURS BRUN, *URSUS ARCTOS*.

A l'échelle globale, la tendance des populations d'ours brun est stable et permet à cette espèce d'être considérée comme espèce de préoccupation mineure (« Least concern » ; McLellan et al., 2016). L'Ours brun est considéré comme une espèce solitaire non territoriale et omnivore opportuniste (Berducou et al., 1983; Bunnell and Hamilton, 1983; Dahle et al., 2006). Des différences saisonnières mais aussi géographiques du régime alimentaire sont observées sur la totalité de l'aire de répartition de l'espèce *Ursus arctos* (Bunnell and Hamilton, 1983; Ciucci et al., 2014) déterminant ainsi en partie le comportement spatial des individus (Martin et al., 2013; Ordiz et al., 2008). L'Ours brun en Europe est caractérisé par une **activité nocturne** plus importante que pour les populations de Sibérie et d'Amérique du Nord (Moe et al., 2007; Swenson et al., 2000). **Les périodes les plus sensibles pour l'Ours brun sont la saison de reproduction, celle d'hyperphagie et celle d'hibernation.** Vis-à-vis des activités humaines, les périodes identifiées par les études comme étant les plus vulnérables sont les deux dernières.

La saison de reproduction débute après une phase d'émergence (Berland et al., 2008), vers la mi-avril, et est marquée par une augmentation des déplacements. L'Ours brun, *Ursus arctos*, est une espèce polygame au dimorphisme sexuel prononcé (Steyaert et al., 2012) organisée au sein d'une hiérarchie sociale (Ordiz et al., 2008; Steyaert et al., 2012; Støen et al., 2005; Swenson et al., 2000) et dont les mâles dispersent (Støen et al., 2006; Zedrosser et al., 2007). Chez cette espèce, **l'infanticide est considéré comme la cause majeure de mortalité chez les oursons** (Bellemain et al., 2006; Steyaert et al., 2012; Swenson et al., 1997; Wielgus and Bunnell, 1994) : les ours adultes mâles (>5ans) augmentent leur succès reproducteur en tuant les oursons dont ils ne sont pas parents afin de rendre la femelle à nouveau réceptive pour la reproduction. Découlant de ce risque, les femelles protègent leurs oursons, entre autres, par des attaques ou des charges d'intimidation.

L'hyperphagie, période d'alimentation intensive, est très homogène à travers les populations d'Ours brun et correspond globalement à la fin de l'été et à l'automne (Ordiz et al., 2014; Swenson et al., 2000). **Cette période est critique puisque la capacité à prendre du poids est indispensable pour entrer en tanière** (Bunnell and Hamilton, 1983). L'efficacité alimentaire contraint le taux de croissance chez l'Ours brun (Welch et al., 1997) : nécessité d'augmenter en masse corporelle tout en minimisant la dépense énergétique (Dahle et al., 2006; Rode and Robbins, 2000). Les mâles adultes, du fait de leur importante taille, ont donc le besoin de dominer les zones à haute qualité nutritionnelle (Rode et al., 2006). Chez les femelles, la quantité de tissus adipeux pouvant être accumulée avant l'hibernation déterminera, en partie, la taille et la survie des portées au printemps suivant (Ciucci et al., 2014; Welch et al., 1997).

La période d'hibernation dure entre 3 et 7 mois selon les régions géographiques (Friebe et al., 2001; Linnell et al., 2000; Manchi and Swenson, 2005; Swenson et al., 2000). Les ours bruns, **non considérés comme de stricts hibernants puisqu'ils sont capables de réagir à des stimuli extérieurs** entrent dans une phase de léthargie permettant des **économies d'énergie** à partir de la réduction de la température corporelle et du métabolisme en puisant dans les réserves accumulées durant l'hyperphagie (Farley and Robbins, 1994; Linnell et al., 2000). **Les femelles mettent bas en tanière entre janvier et février dans les Pyrénées** (Farley and Robbins, 1994; Swenson et al., 1997). Les oursons ne pèsent alors pas plus de 400g et naissent sans poils : **cette phase est donc critique pour leur survie** (Linnell et al., 2000; Lunn et al., 2004; Swenson et al., 2000). La forme physique de la mère et le maintien en tanière sont deux facteurs indispensables pour le bon développement des capacités

locomotrices des ours, de leur prise de poids, et de la croissance des poils afin de s'isoler des températures extrêmes. L'acquisition de ces caractéristiques est donc indispensable pour que les ours atteignent le printemps suivant. Le sevrage de la mère ne s'effectue qu'un an et demi plus tard. **Les femelles adultes correspondent donc à la classe d'individus ayant le plus d'impact sur le taux d'accroissement d'une population d'ours** (Chapron et al., 2014, 2003; Gosselin et al., 2015; Schwartz et al., 2006).

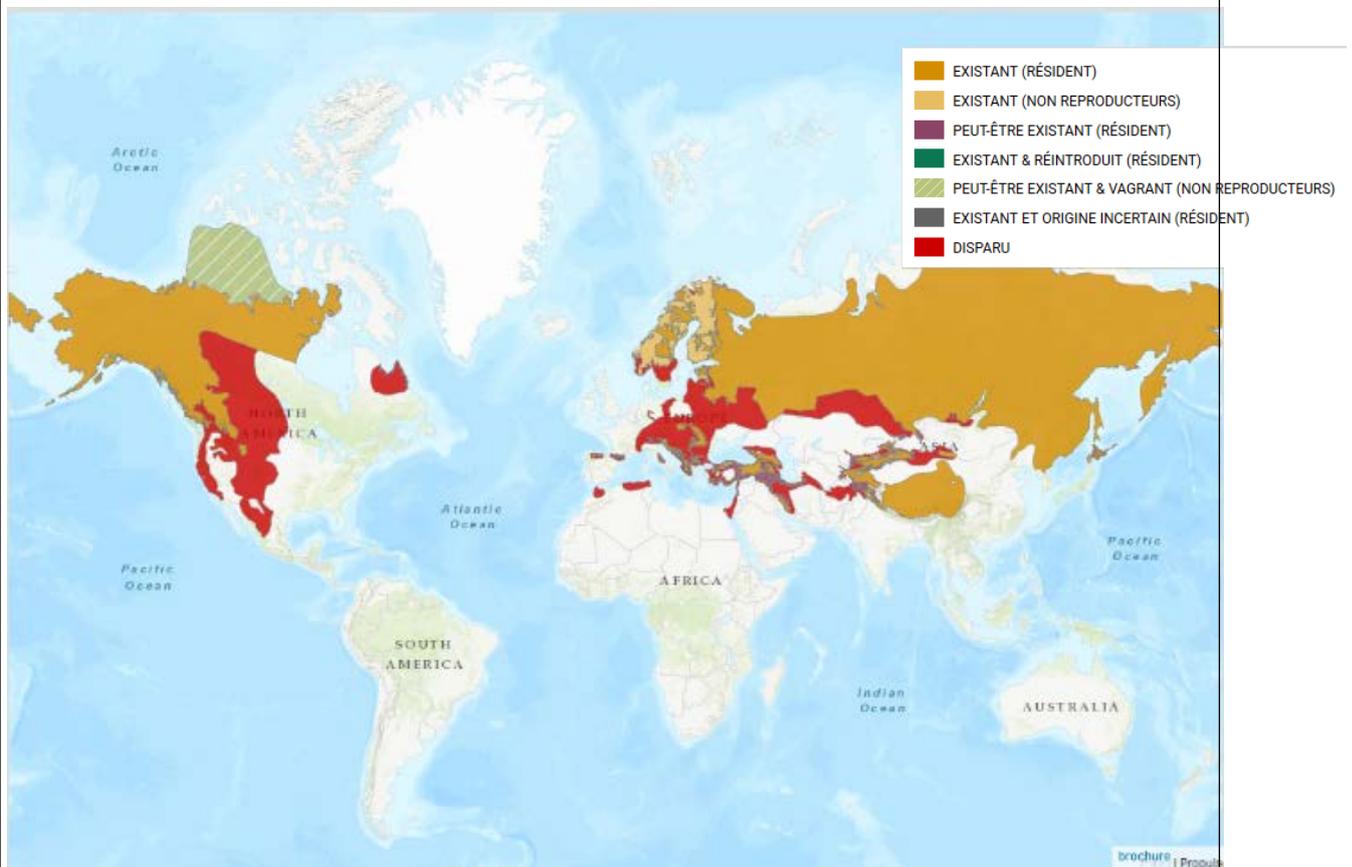


Fig. 18 : Carte de la répartition géographique de l'ours brun selon les catégories des populations de l'IUCN (« Least concern » ; McLellan et al., 2016).

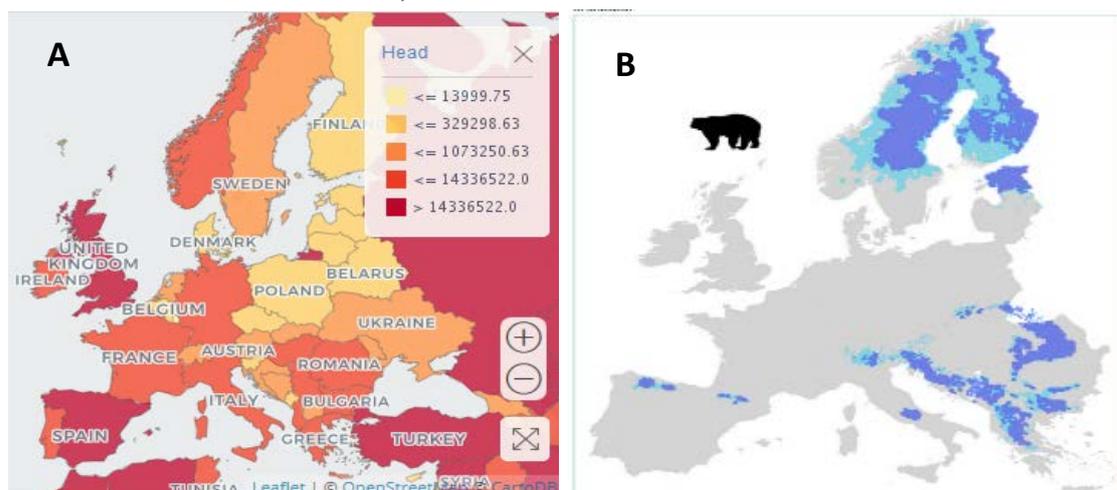


Fig. 19 : A l'échelle européenne, A) production de brebis, par nombre moyen d'animaux par pays moyenné sur la période 2010 – 2017 (source : <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QA/>) et B) Carte de la répartition géographique de l'ours brun en Europe pour la période 2012 – 2016. Les cellules bleues foncées représentent la zone de présence régulière de l'espèce, tandis que les cellules bleues claires font référence à la zone de présence occasionnelle. Source : <https://www.lcie.org/Largecarnivores/Brownbear.aspx>

Description de la déprédation par l'ours brun dans les Pyrénées

Le procédé d'indemnisation des dommages dus aux grands carnivores en Europe permet un suivi, une quantification et une évaluation du phénomène de déprédation sur les troupeaux domestiques. En France, un bilan de la déprédation est effectué chaque année pour les trois grandes espèces de grands carnivores présents sur le territoire : ours brun, loup gris, et lynx d'Europe. Pour l'ours brun, le bilan technique est présenté au sein du rapport annuel (Camarra et al., 2018). Le but ici est de présenter les données de déprédation par cette espèce des Pyrénées afin de caractériser ce phénomène dont 80% survient sur le versant français.

Sur la période 2010-2017, 1831 constats de dommages ont été effectués par les experts de l'ONCFS sur les départements des Pyrénées (Pyrénées-Atlantiques, Hautes-Pyrénées, Haute-Garonne, Ariège, Aude, Pyrénées-Orientales). En moyenne, il y a donc $228,88 \pm 57,55$ constats effectués chaque année dont 71% sont effectués en Ariège. Parmi ceux-ci, environ 50% sont classés imputables à l'ours, c'est-à-dire que la prédation a été qualifiée ainsi car l'ours n'a pu être écarté de cette attaque (Fig. 20). Les constats indéterminés sont nombreux (Fig. 20) et sont généralement indemnisés lorsqu'ils se trouvent dans une zone à ours avérée. Effectivement, ils possèdent des caractéristiques ne permettant pas de conclusions complètes, souvent du fait du manque d'indices ayant pu être récoltés sur le terrain.

Parmi les dommages imputables à l'ours brun, 95% impliquent une attaque sur animaux domestiques parmi lesquels les brebis sont les plus touchées (Fig. 21). Les ovins sont les animaux qui transhument majoritairement avec approximativement 500 000 animaux en estive (sur les départements Pyrénéens) dont 82% sont des ovins, 15% sont des bovins, 2% des équins et 1% représente des caprins et quelques ânes. La montée en estive s'effectue en début juin et la transhumance dure jusqu'à fin septembre (Fig. 22) environ malgré une variabilité selon les troupeaux et les conditions météorologiques annuelles. Ces données sont spatialisées (Fig. 23).

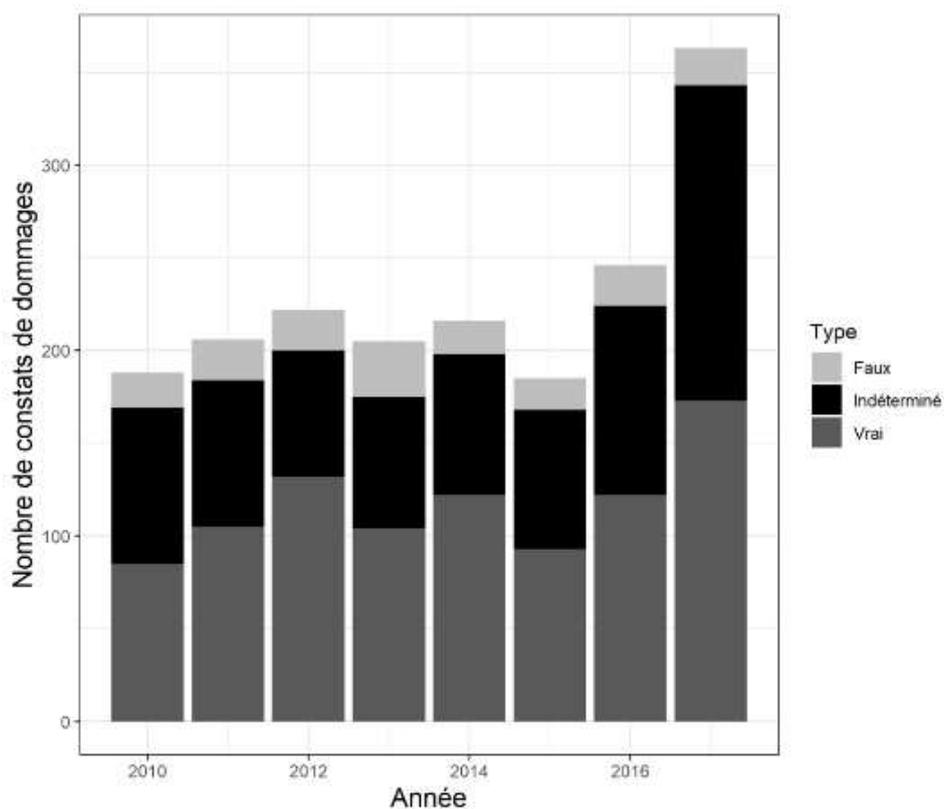


Fig. 20 : Nombre de constats de dommages effectués chaque année sur le versant français des Pyrénées en fonction de leur conclusion technique. Faux : l'ours est écarté ou ce n'est pas une prédation. Indéterminé : la conclusion technique n'est pas possible par manque d'indices. Vrai : le dommage est imputable à l'ours c'est-à-dire que l'ours n'a pas pu être écarté.

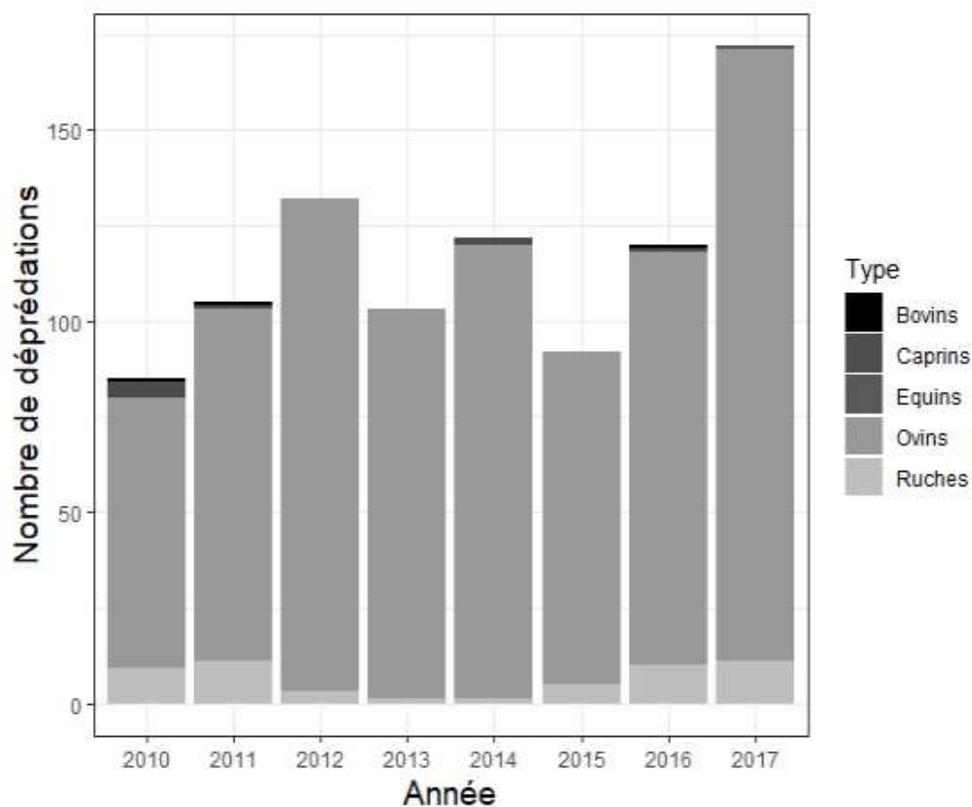


Fig. 21 : Nombre de dommages imputables à l'ours brun annuels selon les catégories d'animaux domestiques.

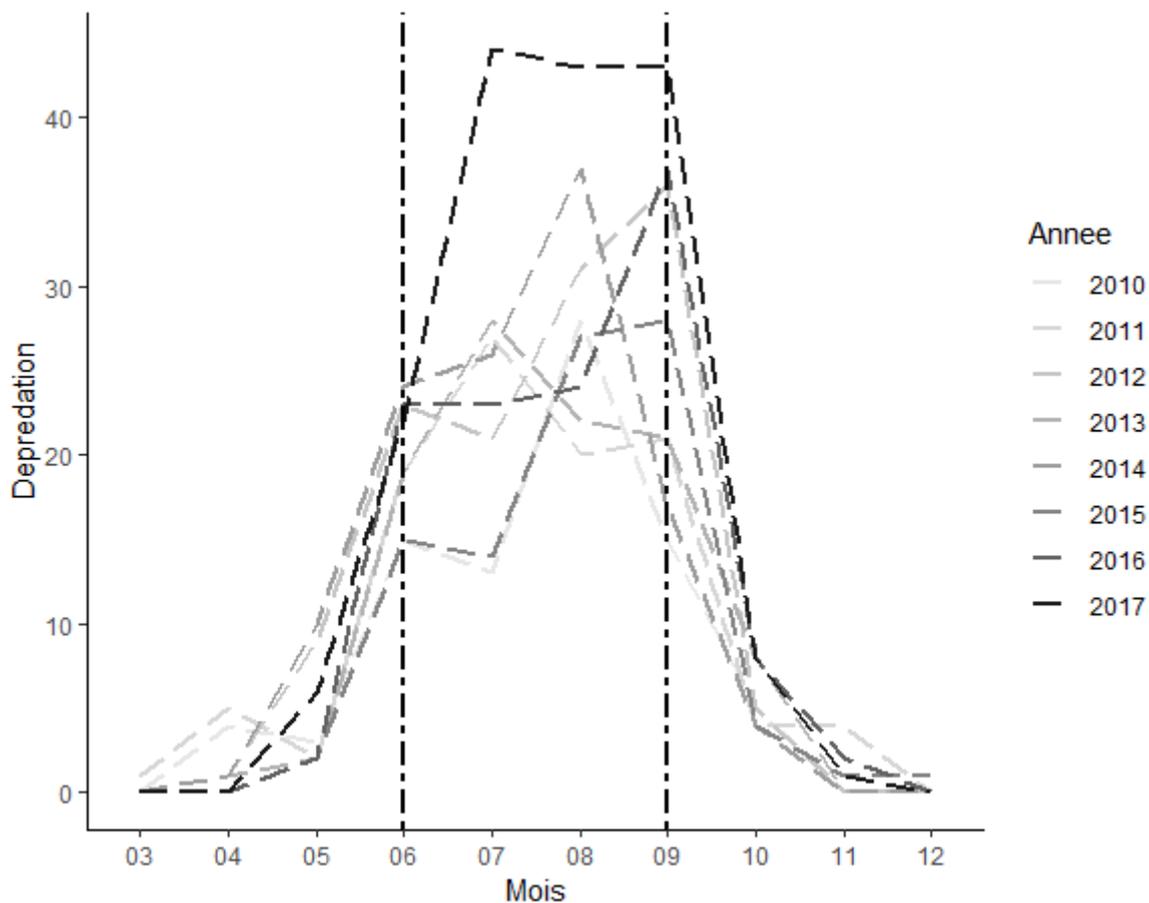


Fig. 22 : Dynamique intra annuelle des déprédations imputables à l'Ours brun. Le mois de Mars (03) correspond à peu près à la fin de l'hibernation par l'Ours tandis que le mois de Décembre (12) à son début.

Mesures de protection, ours brun et déprédation

Dans la mesure où les données de protection des troupeaux sont spatialisées par estive, il est possible de les présenter en parallèle des attaques sur ces mêmes estives (Fig. 13, 16, 23). Par exemple, on remarque que le nombre d'attaques par estive diminue dès que le nombre de gardiens est supérieur à un (Fig. 24). De façon similaire, on observe une nette diminution du nombre d'attaques par estive lorsqu'au moins un chien de protection est présent (Fig. 25). Malgré tout, ces observations sont complexes et leur interprétation doit tenir compte des différents facteurs. Notamment, les estives ne sont pas localisées de façon équivalente face à la densité d'activité de l'ours brun (Fig. 26, 27). De plus, de façon circulaire, les estives protégées se trouvent majoritairement dans les zones de plus forte activité de la population d'ours ainsi que de forte intensité de déprédation.

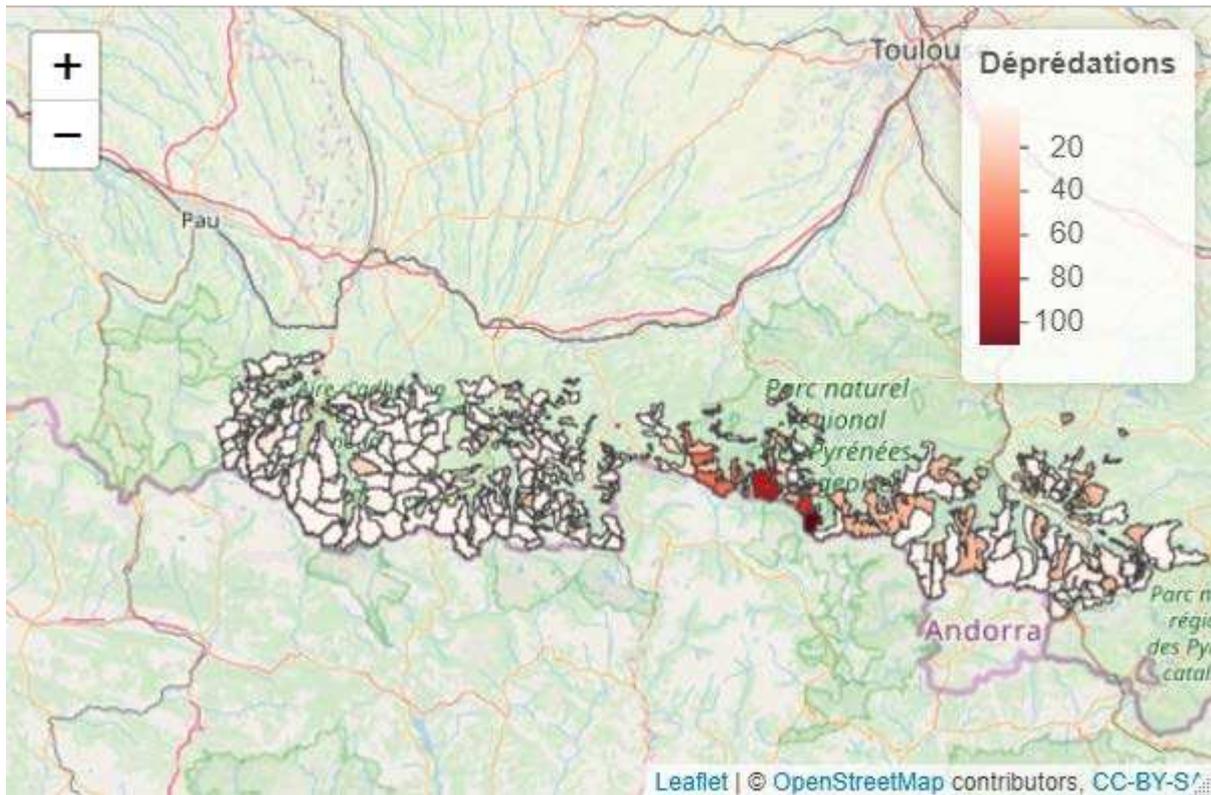


Fig. 23 : Nombre de déprédations par estive pour la période 2010 – 2017 sur la zone de présence de l'ours brun et pour les estives possédant des informations pastorales (complètes ou incomplètes).

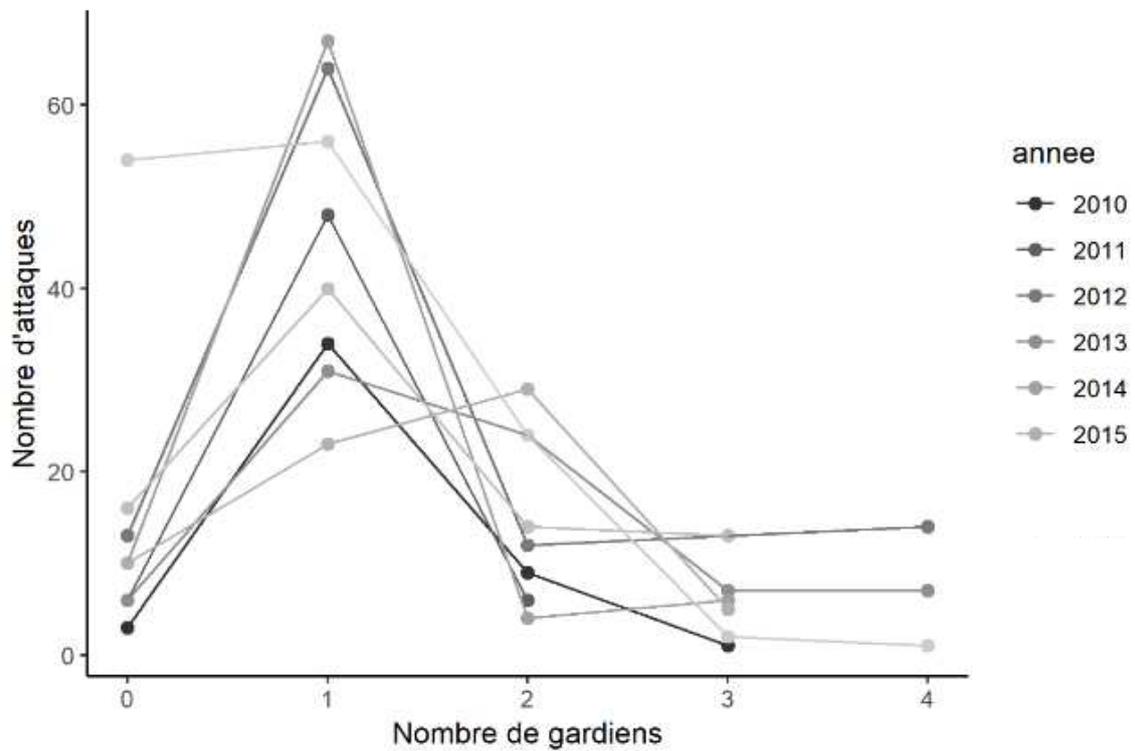


Fig. 24 : Nombre d'attaques par estive sur la période 2010 – 2015 en fonction du nombre de gardiens présents sur l'estive

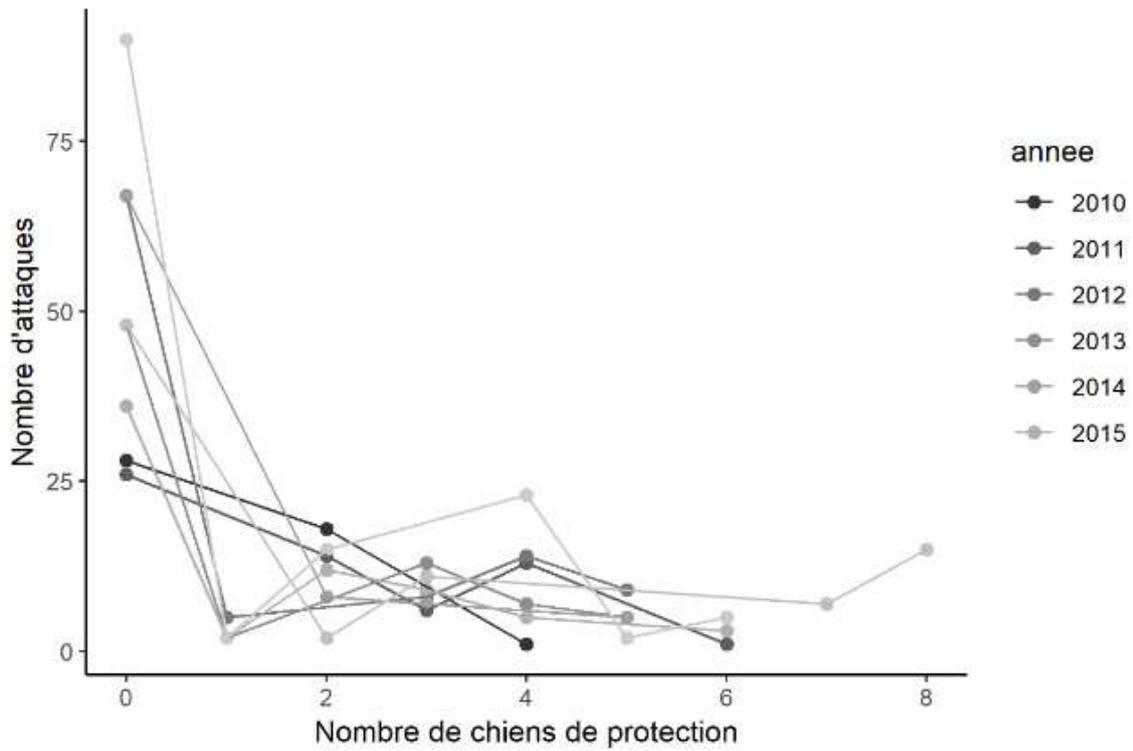


Fig. 25 : Nombre d'attaques par estive en fonction du nombre de chiens de protection pour la période 2010 – 2015.

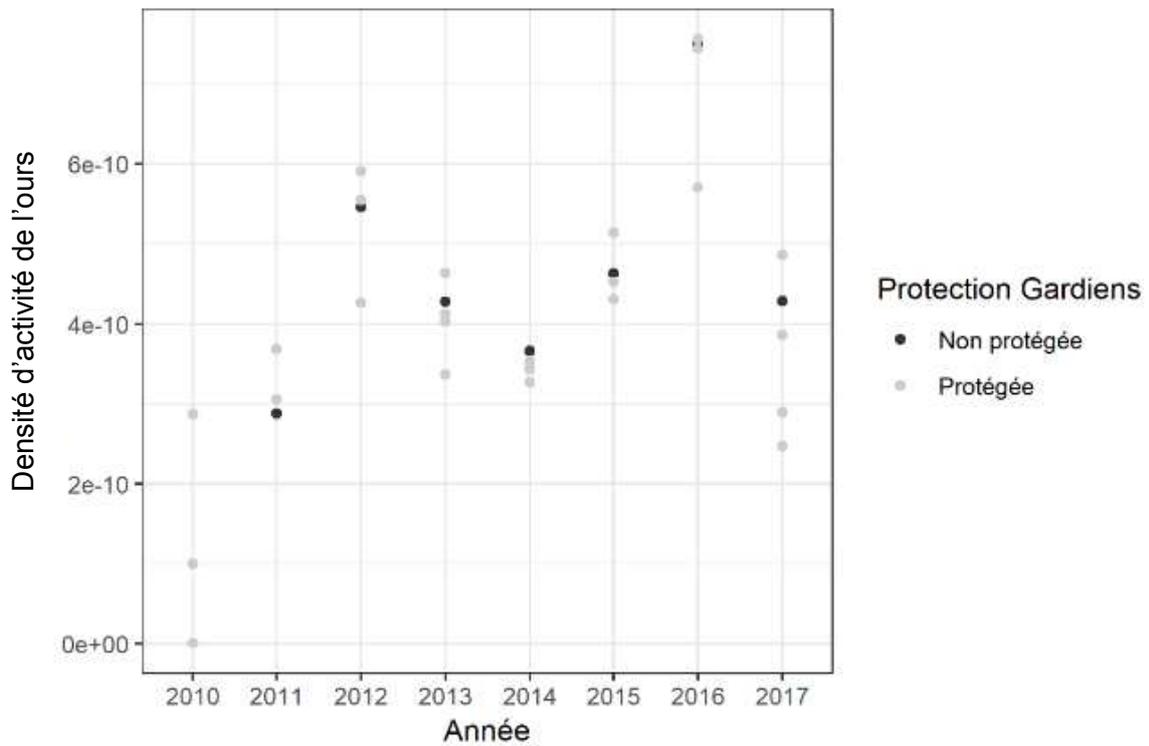


Fig. 26 : Estives protégées ou non protégées annuellement par du gardiennage et activité de l'ours brun (densité de kernel calculé à partir des indices annuels du suivis systématiques).

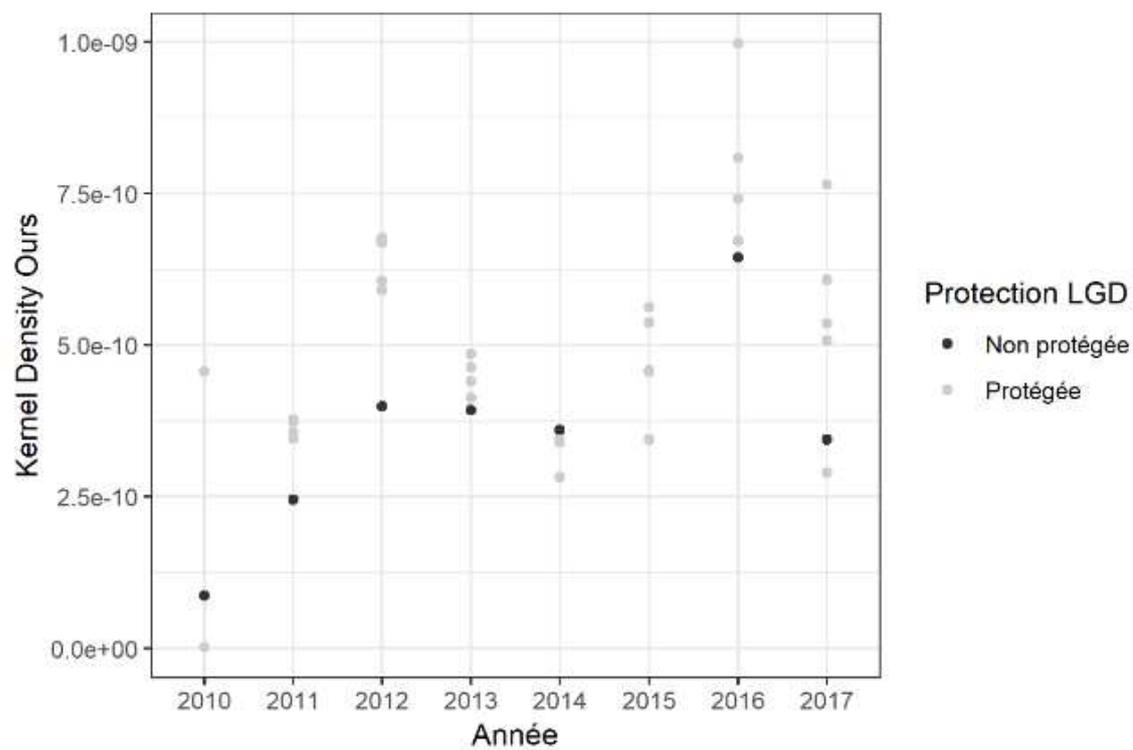


Fig. 27 : Estives protégées ou non protégées annuellement avec des chiens (LGDs) et activité de l'ours brun (densité de kernel calculé à partir des indices annuels du suivis systématiques).

Chapitre 1. Points chauds spatiotemporels de déprédation de l'ours brun sur les troupeaux domestiques dans les Pyrénées.

Article 1. Spatiotemporal depredation hotspots of brown bears, *Ursus arctos*, on livestock in the Pyrenees, France.

Gastineau, A., Robert, A., Sarrazin, F., Mihoub, J.-B., & Quenette, P.-Y.

Article accepté dans *Biological Conservation*

Le premier objectif de cette thèse était de décrire les patrons spatiaux de la déprédation sans forcément chercher à identifier les facteurs sous-jacents à leur existence. Ce premier article identifie, quantifie et localise les points chauds (hotspots) de déprédation par l'ours brun sur les troupeaux domestiques dans la partie Centrale des Pyrénées sur le versant français.

L'utilisation des statistiques spatiales permet de savoir où sont concentrées les déprédations par l'ours brun, c'est-à-dire les zones où le phénomène de déprédation est le plus intense. Les données de déprédation par l'ours brun possèdent une répartition spatiale supposée hétérogène et non aléatoire. L'identification des patrons spatiaux repose donc sur un test appelé test local de Getis-Ord (Getis and Ord, 1992). Ce test permet d'agréger spatialement les événements de déprédations en les regroupant dans des « grappes » de dépendance spatiale forte et faible. Ce test fonctionne en examinant chaque entité dans le contexte de ses entités voisines. Dans le cas de ce premier article, la dépendance spatiale a été évaluée à deux échelles : i) à l'échelle de la gestion (appelée « management scale » dans l'article, et qui correspond à l'échelle de l'estive) et ii) à une échelle fine plus proche des processus écologiques permettant de se libérer des frontières administratives soit une grille de résolution de 250m (appelée « grid cell-scale » dans l'article). Ceci est schématisé dans la Fig. 28.

Cette approche descriptive est peu utilisée en écologie et dans les études sur les conflits entre les troupeaux domestiques et les grands carnivores, qui se concentrent généralement plus sur les aspects écologiques et l'identification des facteurs associés aux conflits (Miller, 2015). Le but initial de ce chapitre était de se concentrer sur cette approche « hotspot » qui identifie rigoureusement les zones de forte dépendance spatiale sans faire d'hypothèse a priori sur les processus ou facteurs sous-jacents qui génèrent la configuration spatiale des attaques (Baruch-Mordo et al., 2008; Meena et al., 2014; Wilson et al., 2005) mais en capturant toutes leurs caractéristiques simultanément et en les décrivant de façon brute. La complémentarité de cette approche « hotspot » avec une approche « environnementale » d'identification des facteurs devait initialement être discutée à l'échelle de la thèse (à travers la confrontation des chapitres 1 et 2). Mais au cours du processus de publication de l'article 1, l'approche environnementale a été demandée par les relecteurs et a donc été ajoutée sans empiéter sur le chapitre 2 car mettant en avant les facteurs associés aux points chauds de déprédation et non pas à la répartition spatiale de tous les événements de déprédation qui feront l'objet de la deuxième partie de cette thèse.

Dans le noyau central des Pyrénées françaises, la zone de présence de l'ours brun pour la période 2010-2016 comprenait 216 pâturages (Fig. 2A de l'article), dont 43 étaient associés à des événements de déprédation, ce qui correspond à 26% de la surface totale des unités pastorales. Au cours de cette période et dans cette zone, il y a eu en moyenne $103,3 \pm 18,8$ déprédations par an avec $181,6 \pm 42,2$ animaux domestiques tués par an (dont 99% était des ovins). A l'échelle de l'estive, les statistiques spatiales ont confirmé l'existence de points chauds de déprédation au cœur du noyau central (Fig. 2B de l'article). L'analyse à l'échelle fine a révélé une plus grande hétérogénéité des points chauds de déprédation à l'intérieur des estives et entre celles-ci (Fig. 2C de l'article). Il est intéressant de noter que les 1 970 cellules considérées comme des points chauds significatifs ne représentaient que 6,6 % de la surface de la zone d'étude, mais contenaient 88 % des événements de déprédation. Cette étude a aussi permis l'identification de points chauds annuels (Fig. A4a de l'article). Certains points chauds semblent demeurer constants au fil du temps (Fig. A4a, Fig. 3 de l'article), tandis que d'autres sont plus dynamiques avec une augmentation ou une diminution du phénomène au cours du temps. Concernant les facteurs influençant les points chauds de déprédation, une relation positive est décelée avec la densité d'activité de l'ours brun, de même qu'avec la proportion de prairies. Étonnamment, les points chauds ont tendance à se produire à proximité des bâtiments mais sur des terrains escarpés et en lisière de forêts.

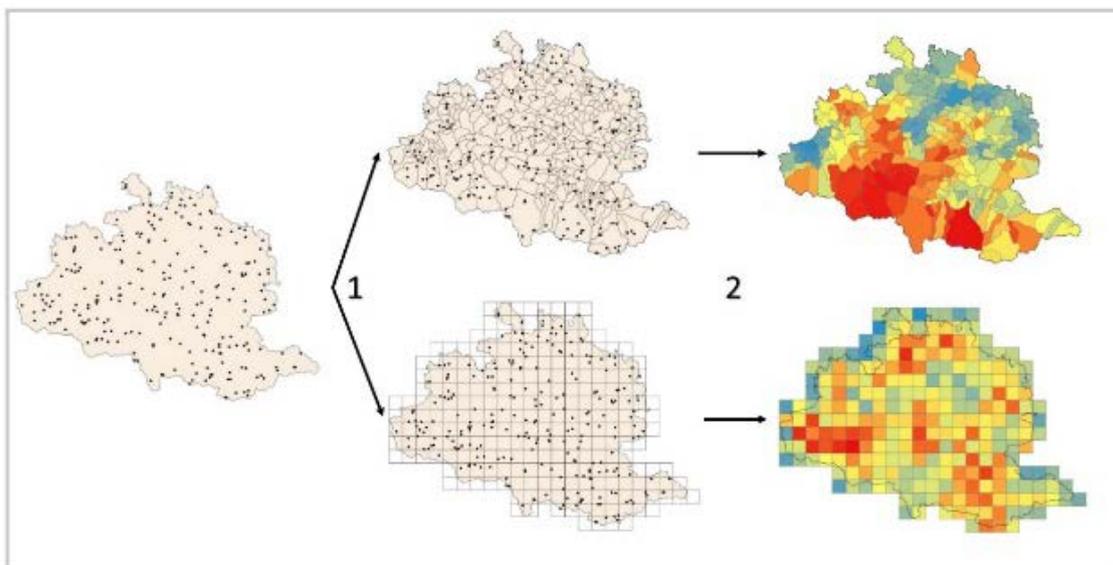


Fig. 28 : Stratégie schématique d'agrégation de données pour effectuer un test local d'association spatiale. Dans un premier temps, les données sont spatialisées au sein de l'aire d'étude (points). Ces données sont ensuite comptabilisées pour chaque entité spatiale (1). Les données peuvent être comptabilisées pour des polygones (étape (1) en haut, similaire à l'échelle gestion de l'article 1) ou sur une grille homogène (étape (1) en bas, similaire à l'échelle grille de l'article 1). Chaque entité possède alors une valeur. C'est sur ces entités spatiales associées à une valeur que le test local de Getis-Ord est effectué afin d'obtenir des valeurs de dépendance spatiale pour chaque entité (2). Du rouge au bleu, les valeurs de dépendance spatiale sont alors fortes pour des valeurs fortes (points chauds, en rouge) ou fortes pour des valeurs faibles (points froids, en bleu). (Schéma librement inspirée de <https://pro.arcgis.com/fr/pro-app/tool-reference/spatial-statistics/h-how-hot-spot-analysis-getis-ord-gi-spatial-stati.htm>)

L'analyse des points chauds de déprédation est généralement traitée comme une analyse purement rétrospective et permettant seulement une approche réactive de la gestion du conflit. L'identification des points chauds de déprédation au moyen d'une description statistique des patrons spatiaux des attaques représente toutefois la principale information nécessaire pour prévenir et atténuer les conflits en concentrant les efforts sur les zones identifiées comme étant les plus vulnérables. L'identification, la quantification et le classement des zones prioritaires pour les mesures d'atténuation sont alors d'une importance primordiale si les ressources pour mettre en œuvre ces mesures sont limitées. Les principales conclusions de cette analyse permettent de repérer les points chauds, d'évaluer leur échelle spatiale et temporelle, et ainsi de mieux planifier et financer les efforts d'atténuation en conséquence. En effet, en France, chaque année les communes pouvant prétendre à des subventions publiques pour les mesures de prévention sont cartographiées (<http://www.ariège.gouv.fr/Actualites/Pastoralisme-en-zone-de-presence-de-l-ours-l-Etat-soutient-et-accompagne-les-eleveurs>). Pour l'instant, ces cartes ne résultent d'aucune évaluation scientifique et systématique (il suffit de signaler les communes qui contiennent des déprédations et les communes voisines). L'identification de points chauds permettrait de qualifier les zones administratives à toute échelle selon leur intensité de déprédation.

Article 1



Spatiotemporal depredation hotspots of brown bears, *Ursus arctos*, on livestock in the Pyrenees, France

Adrienne Gastineau^{a,b,*}, Alexandre Robert^b, François Sarrazin^b, Jean-Baptiste Mihoub^b, Pierre-Yves Quenette^a

^a Equipe Ours, Unité Prédateur-Animaux Déprédateurs, Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, impasse de la Chapelle, 31800 Saint-Gaudens, France

^b Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (CESCO), Muséum national d'Histoire naturelle, Centre National de la Recherche Scientifique, Sorbonne Université, CP 135, 43 rue Buffon, 75005 Paris, France

ARTICLE INFO

Keywords:

Human-wildlife conflict
Brown bear
Livestock depredation
Hotspots
Getis-Ord analysis

ABSTRACT

One of the main factors limiting the acceptance of large carnivores is livestock depredation. Reducing damages on livestock requires understanding how depredation varies in space and time. The conservation of the brown bear (*Ursus arctos*) population in the Pyrenees offers a relevant study case to illustrate this issue, with a minimum population size of 41 individuals recorded in 2016 and an average of 103.3 ± 18.9 attacks per year on domestic animals between 2010 and 2016 during the summer pasture period. We analysed the spatial aggregation of depredation events by using the local Getis-Ord analysis of spatial dependence at the management scale (pastoral units) and at a finest scale (250×250 m grain). Our results uncover the absence of coldspots of brown bear depredation in the French Pyrenees and the presence of significant hotspots. Depredation hotspots are consistent in time, meaning that a hotspot in one year is likely to exist in the following year(s). The fine scale analysis allowed identifying both inter- and intra-pasture hotspots and we propose a simple method to rescale these fine scale results. We linked this spatial pattern of hotspots (at 250 m resolution) to environmental factors. Hotspot presence is characterized by being close to forest and buildings with a high proportion of grassland and on steep slopes. Moreover, a nonlinear relationship with brown bear activity describes the presence of hotspots. The assessment of depredation hotspots and their link with environmental factors offers some practical guidance about where to focus efforts in order to decrease this human-large carnivore conflict.

1. Introduction

Due to increasing human encroachment into natural habitats, interactions with wildlife are intensifying worldwide. Negative interactions, e.g. conflicts, arise especially when large animals return to areas they have left or from which they have been previously extirpated (Chapron et al., 2014; Redpath et al., 2013; Treves and Karanth, 2003; Woodroffe et al., 2005). The causes of conflicts are linked to direct and indirect effects of the presence of these animals on human activities. These effects include the destruction of agricultural produce (crops and livestock, Nyhus, 2016; Woodroffe et al., 2005) and the risk of attacks on humans (Støen et al., 2018), requiring to modify practices in many human activities (leisure, forestry activities, livestock breeding) to reduce risk exposure (Herrero et al., 2005; Swenson et al., 1999). Altogether, these impacts may diminish the local acceptance of the species and eventually increase persecution. In turn, these attitudes reduce the

efficiency of conflict management and can have deleterious effects on the viability of wildlife populations through direct removal of individuals (Treves et al., 2016, 2010), decrease of individual fitness following disturbances (Escobar et al., 2015; Ordiz et al., 2008), road kills (Chruszcz et al., 2003), increased competition between individuals (Gibeau et al., 2002) and fragmentation of distribution range (Fernández-Gil et al., 2016; Proctor et al., 2005).

For large carnivores, depredation on livestock is one of the major sources of conflict with humans (Carter and Linnell, 2016; Chapron et al., 2014) and remains one of the most critical factors affecting their acceptance and conservation worldwide (Treves and Bruskotter, 2014; Woodroffe et al., 2005). This is especially true in Europe, where human density is particularly high and wild natural areas are scarce and fragmented. The overlap between human activities and carnivore populations is thus compulsory (Chapron et al., 2014; Fernández-Gil et al., 2016; Linnell et al., 2001). Many management responses aiming at

* Corresponding author at: CESCO UMR 7204, CP 135, 43 rue Buffon, 75005 Paris, France.

E-mail addresses: adrienne.gastineau@mnhn.fr (A. Gastineau), alexandre.robert@mnhn.fr (A. Robert), francois.sarrazin@mnhn.fr (F. Sarrazin), jean-baptiste.mihoub@mnhn.fr (J.-B. Mihoub), pierre-yves.quenette@oncs.gouv.fr (P.-Y. Quenette).

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108210>

Received 23 May 2019; Received in revised form 6 August 2019; Accepted 9 August 2019

0006-3207/© 2019 Elsevier Ltd. All rights reserved.

reducing or preventing the impact of depredation in conflict locations exist and include among others protective measures such as livestock guarding dogs (Marker et al., 2005; Treves and Karanth, 2003), aversive conditioning (Breck et al., 2006; Shivik and Martin, 2000; Smith et al., 2000), repellents and deterrents (Shivik et al., 2002; Smith et al., 2000), translocation (Linnell et al., 1997) or culling (Fernández-Gil et al., 2016; Treves et al., 2016). Since these mitigation responses can be costly, both financially and ecologically in terms of wildlife population dynamics, their implementation should be rationalized thanks to objective metrics and focused on very specific areas where their efficiency is supposed to be high (van Eeden et al., 2018).

For many reasons related to landscape features, to livestock management practices or to the spatial distribution and behavior of carnivores, the spatial pattern of depredation occurrences is not expected to be random. In this context, spotting areas where depredation occurs is one of the most common approaches to rationalize the management of human-carnivore conflicts.

Most of livestock-large carnivore depredation conflicts studies focus on the ecological aspect in a growing field known in the literature as *predation risk modeling* (Miller, 2015). *Predation risk modeling* aims at developing tools to inform decisions on livestock management and carnivore conservation. However, there is still some conceptual ambiguity hindering further developments of this field, for instance regarding the use of terms such as “depredation hotspot” and “depredation risk probability”. Distinguishing between these two terms is important, as they do not refer to similar conceptual or methodological approaches. The *depredation hotspot analysis* (hereafter, *DHA*) rigorously identifies high and low spatial clusters of depredation occurrences without making any a priori assumption on which underlying processes or factors generate the spatial pattern of the attacks (Baruch-Mordo et al., 2008; Meena et al., 2014; Wilson et al., 2005) but capturing all features at once. In contrast, *depredation risk probability analysis* (*DRPA*) provides a probability of depredation risk in space and allows a better understanding of the depredation process by linking environmental and/or management factors to risk probabilities (Miller et al., 2016).

The *DHA* is based on a spatial statistical test that associates each area with a score given a certain significance threshold indicating clusters where carnivores tend to depredate the most (hotspots) or in contrast where depredation is very unlikely (i.e. coldspots, Baruch-Mordo et al., 2008; Fortin and Dale, 2005; Getis and Ord, 1992). Doing so, the *DHA* provides a statistical description of the spatial dependence between depredation occurrences. The *DHA* and *DRPA* approaches are complementary in the *predation risk modeling* framework, although the applicability of these two methods is highly context-dependent. In particular, the *DRPA* requires knowledge that is more detailed than the *DHA* to select a priori factors supposed to trigger attacks and necessitates adequate data on the processes underlying the spatial pattern of depredations. Moreover, despite generating depredation risk probabilities, it does not allow identifying depredation hotspots and coldspots per se. Identifying depredation hotspots through a statistical description of spatial patterns of attacks however represents the primary information needed to prevent and mitigate conflicts through focusing efforts on areas identified as depredation hotspots and may help identify areas where more information is needed to predict actual risks (Baruch-Mordo et al., 2014, 2008; Miller, 2015). The *DHA* approach also represents the most widely applicable method in practice, since the spatial location of attacks is the primer most accessible information. In many depredation contexts, official declaration reports of depredation gathering some basic pieces of information on the attack such as its location are mandatory for obtaining compensation payments or related measures aiming at mitigating injuries and losses of livestock (Bautista et al., 2017; Dhungana et al., 2016).

In the Pyrenees, depredations on livestock by brown bears (*Ursus arctos*) constitute probably the main issue for the social acceptance of the species (Piédallu et al., 2016). Each summer, shepherds lead hundreds of thousands of domestic animals (mainly sheep but also goats,

cattle, horses and sometimes donkeys) into mountainous pastoral areas, which offer grazing areas where livestock would remain all summer. This period coincides temporally with the mating season for brown bears as well as the rearing of cubs and the establishment of subadults in their new home ranges (Støen et al., 2006; Swenson et al., 2000), implying key behaviors of learning for young and of large movements for adults. Overall, regular damages on livestock by brown bears each year create intense conflicts with humans. The impact of brown bear across the French Pyrenees represents 50% of the damage claims, of which 95% occur on livestock.

In this study, we combined a *DHA* with a *DRPA*-like approach to characterize the spatial pattern of depredation on livestock by brown bears in the French Pyrenees, and to identify the potential drivers of this pattern. As a first step, we used a seven-year depredation dataset to identify potential hotspots and coldspots of depredation occurrences and to characterize their temporal dynamics. We also investigated the sensitivity of our results to the spatial unit considered in the analysis (a *fine scale* with small and homogenous spatial units versus a *management-scale* with larger and heterogeneous spatial units corresponding to pastoral areas). As a second step, we modeled the intensity of hotspots as a function of a spatial index of bear activity density and several environmental descriptors. The environmental descriptors were chosen based on the bear ecology. We predict that the more intense the hotspot i) the farthest the human activities (disturbance hypothesis). We expect individuals (mainly dominant individuals as adult males and lone adult females) to avoid humans in order to benefit from the best foraging areas and intake (Nellemann et al., 2007), ii) the closest the forest edge (brown bears: Martin et al., 2013; Ordiz et al., 2011; tigers: Miller et al., 2015), iii) the more important the proportion of grassland, since the proportion of grassland could be a proxy of the density of domestic preys within grazing areas iv) the more difficult the terrain (steep slope and high ruggedness, lynx: Stahl et al., 2001).

2. Material and methods

2.1. Study area

The Pyrenees Mountains are enlarged on an east-west axis ranging between France, Spain and Andorra (Fig. 1). The study area consists of large valleys and steep mountains with elevation between 500 and 3400 m. Forests of deciduous (beeches *Fagus sylvatica*, oaks *Quercus*, Birches *Betula pubescens*) and coniferous (firs *Abies alba*, spruces *Picea alba*, pines *Pinus sylvestris*) trees cover a large part of the landscape. Between the forest patches, large grasslands represent the majority of open areas encroached by few shrubs such as rhododendron *Rhododendron ferrugineum* and wild blueberry *Vaccinium myrtillus* above 1800 m. These open areas are taken over by a traditional pastoral activity called transhumance, which involves the seasonal migration of hundreds of thousands of livestock brought by shepherds into the mountains roughly from June to October (approximately around 500,000 domestic animals as 82% sheep, 15% cattle, 2% equine, 1% caprine and some donkeys). Besides pastoral activity, human activities in the study area consist mainly in forestry and recreational activities like hunting and hiking. Human density in the area is relatively low (5 inhabitants per km², Martin et al., 2012) and restricted to the bottom of the valleys.

2.2. Brown bear population and monitoring

The Pyrenean brown bear population is divided into two nuclei, one with only two males in the west (Occidental nucleus) and the other in the center-east of the Pyrenees (Central nucleus; Fig. 1). Each year, brown bear presence signs are collected both systematically (systematic monitoring of bear presence along transects) and non-systematically (opportunistic observations by hikers, hunters, foresters, shepherds, and validated by wildlife technicians; Piédallu et al., 2017). Over the

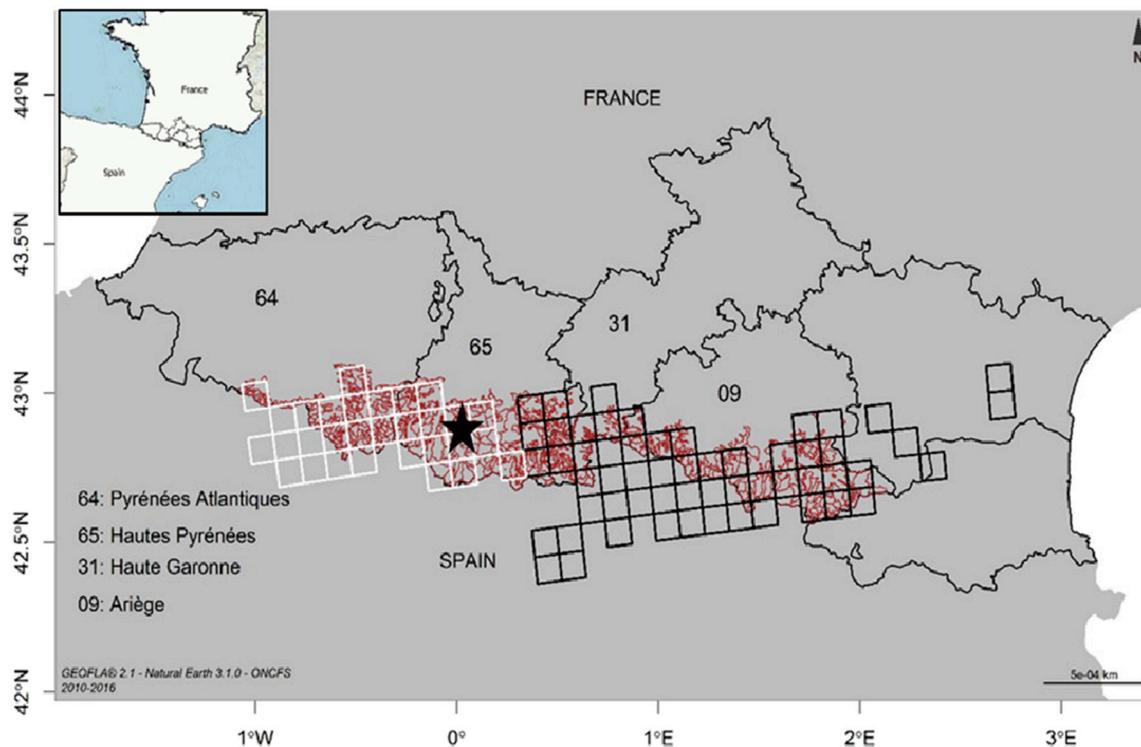


Fig. 1. Map of the presence area of the brown bear population from 2010 to 2016 in the Pyrenees (Occidental nucleus, white grid cells; Central nucleus, black grid cells). Our study focuses on the Central nucleus of the population. Brown lines inside the presence area represent pastures. The star indicates the location of the Pyrenean National Park (PNP). (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

study period (2010–2016), the brown bear presence area is described as a grid of 10×10 km cells in which at least one bear sign (e.g. hairs, scats, claw marks) has been detected. It represents 8700 km² for the 7-year grid cell presence (Fig. 1). In 1995, the size of the remnant population was only five individuals. A reinforcement program was initiated in 1996 and bears currently occurring in the Pyrenees mostly descend from individuals translocated from Slovenia (nine individuals translocated from 1996 to 2016; Chapron et al., 2003; Quenette et al., 2000). In 2016, the minimum population size was 41 individuals (Fig. A1) of which 39 were in the Central nucleus.

The French National Game and Wildlife Agency (Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, ONCFS) drives brown bear management and monitoring in France. ONCFS' agents are in charge of reporting official damage claims. In line with the national compensation program, shepherds or breeders request the ONCFS services to send an expert officer on the field each time a domestic animal is suspected to be killed or wounded by bears in pastures in order to certify the claim of depredation and to register the damage in a standardized report form. It collects the location of the damage as well as the estimated date of the attack, the number of domestic animals damaged and any evidences useful to assess if this was a depredation event. Then, the damage claim is classified either as depredation by brown bear, death not related to brown bear or undetermined causes of death. Here, we only considered damage claims classified as depredation by brown bears.

2.3. Spatial analysis

This study focuses on the Central nucleus of the Pyrenean brown bear population (Fig. 1 central eastern part of the map, outside the Pyrenean National Park) as this area contains the main bear population (Section 2.2). The database used for this study consists of records of brown bear depredations in pastures on the French side of the Central nucleus between 2010 and 2016 from June 1st to September 30th. We indeed focused on the summer period to maximize the probability of

presence of all domestic herds in the mountain pastures at the same time for grazing (*prey availability hypothesis*, Hebblewhite et al., 2005; Hopcraft et al., 2005; Miller, 2015).

2.3.1. Management-scale analysis

Both declaration reports and management responses of livestock depredations occur at the scale of pastoral units (ranging from 0.009 to 46.1 km² in our study area). Consequently, we ran spatial analyses at this scale (hereafter referred as the management-scale). Data about the actual presence of livestock in each pasture was not available at the time, but we assumed that all pastoral units in our study area potentially contain livestock based on our field knowledge and because sheep husbandry is the main agricultural activity in the Pyrenees. We identified pastoral units from shape files collected thanks to the administrative services of the departments of Ariège (DDT 09) and Haute-Garonne (DDT 31, Chambre d'Agriculture 31). Two temporal resolutions were chosen to examine depredation clustering: (1) as a pooled analysis, we determined the clustering from pastoral units contained within the Central brown bear presence area over the whole study period and, (2) as a year-by-year analysis, we only selected pastoral units included within the Central presence area of brown bears for each given year (for the pooled analysis, $n = 216$ pastoral units, for the year-by-year analysis, $n = 105.6 \pm 30.6$ pastoral units per year).

Since, administrative borders do not reflect the functionality of pastures, pastoral units' polygons were attributed the depredations that were located inside the pastoral unit or within a buffer of 500 m around each unit ($n = 543$ brown bear depredations during the pasture period from June to September for the French Central nucleus).

2.3.2. Fine scale analysis

Whereas the management-scale may be relevant and useful to report and to manage conflicts, it is not necessarily appropriate to understand the process of depredation by brown bears. This process relies on complex interactions between the ecology and the behavior of bears

within their environment, which occur independently of administrative borders. We thus also considered a finer and more ecologically relevant scale than the management-scale, to which we refer hereafter as the fine scale. To perform analyses at the fine scale, we superimposed a grid of 250×250 m cell on the shape file of pastoral units. We selected cells that were simultaneously 1) inside pastoral units or within a 500 m buffer around each pastoral unit, and 2) inside the brown bear presence area (for pooled analysis, whole study period area and for year-by-year analysis, annual areas). As for the management scale, each cell was attributed a depredation number (for pooled analysis $n = 30,009$ cells with 369 cells with depredations, for year-by-year analysis $n = 12,762.57 \pm 4280.291$ cells per year with 68.3 ± 14.2 cells with depredations).

2.3.3. Depredation hotspots analysis

To identify the existence and the locations of hotspots or coldspots from depredations data, we used the Getis-Ord analysis (Getis and Ord, 1992) at both spatial scales (management- and fine-scales) and at both temporal scales (pooled and year-by-year). For both analyses, the spatial statistics were solely based on a spatial clustering score of depredations numbers associated with spatial units. We used the centroid i to define each spatial units (pasture or cell). The number of depredations recorded in the spatial unit defines the weight x of each centroid. The local Getis-Ord $G_i^*(d)$ statistic then measures for each point i the spatial association that results from the concentration of weighted points j_x (or area represented by a weighted point) and all other j_x included within a radius of distance d from the focal weighted point i_x . The neighboring distance d , represents the maximum distance beyond which spatial dependence between two points can be considered as negligible (Fortin and Dale, 2005). The local Getis-Ord $G_i^*(d)$ statistic is defined as followed:

$$G_i^*(d) = \frac{\sum_j w_{ij}(d) x_j}{\sum_j x_j}, j \text{ may equal } i,$$

where G_i^* measures the degree of dependence in the variable x (count of attacks) for j points located within a distance d of the focal point i , as compared to total value of all j points across study extent (Getis and Ord, 1992). The symmetric binary weighted matrix $w_{ij} = 1$ if j is within d of focal point i and $w_{ij} = 0$ if not (Getis and Ord, 1992). To compute the expected G_i^* under the null hypothesis of spatial independence, $n!$ random permutations of x values at the j points are equally likely (where n is the number of regions in our area, Getis and Ord, 1992).

When clustering is higher or lower than expected under the null model of random spatial distribution of attacks, the resulting G_i^* has large positive or negative values. Thus, each region (pasture or cell) is given a $Zscore$ defined as follow:

$$Z_i = \frac{G_i^*(d) - E[G_i^*(d)]}{\sqrt{\text{Var}[G_i^*(d)]}}$$

A large $Zscore$ implies a strong spatial dependence of point i with its neighboring points j within d . Thus, a large positive $Zscore$ describes a hotspot, whereas a large negative $Zscore$ a coldspot. Results are described as empirical $Zscore$ comparison.

Lastly, in order to get a more direct correspondence for comparing with the management-scale analysis, we rescaled the fine-scale results at the pastoral units. Specifically, we calculated the mean $Zscore$ of each pasture (which adjusts the intensity of the intra-pasture aggregation to the size of the pasture), its maximum $Zscore$ (only reflecting the intensity of the intra-pasture aggregation) and the sum of its $Zscores$ (mechanistically reflecting both the size of the pasture and the intensity of aggregation) from all grid cells within each pastoral unit to define the aggregated score of the pastoral unit. In order to illustrate the relevance of the scale considered to describe the spatial depredation patterns as well as the practical implications of this methodological choice, we ranked pastures according to their local Getis-Ord $Zscore$ at the

management-scale and at the fine scale once rescaled to the management scale using the aggregation functions described above (MEAN, SUM, MAX).

2.3.4. Sensitivity analysis

A critical step in Getis-Ord analysis is to define appropriate neighboring distance. The neighboring distance allows analyzing conveniently noncontiguous polygons such as pastoral units, although it does not take into account for shape and area of polygons.

For the management-scale, we determine the most appropriate neighboring distance by investigating the sensitivity of $Zscores$ to two global statistics: the Moran's $I(d)$ test for spatial autocorrelation and the global Getis-Ord $G(d)$, which measures the overall concentration (or lack of concentration) of all pairs of (x_i, x_j) such that i and j are within neighboring distance d of each other.

We then compared global Moran's $I(d)$ and global Getis-Ord $G(d)$ through their $Zscores$, respectively $Z(M)$ and $Z(G)$, for the entire study area at incremental distances from 2000 m to 10,000 m per steps of 1000 m. We additionally computed $Z(M)$ and $Z(G)$ at $d = 3836$ m and $d = 7800$ m. The former distance corresponds to the theoretical radius for the largest pastoral unit size of 46.13 km^2 . The latter distance corresponds to the distance at which each unit within a radius of this length or longer is connected to at least one other unit. The distance at the first peak of intensity of Moran's $I(d)$ and global Getis-Ord $G(d)$ was taken as the neighboring distance d for the local Getis-Ord $G_i^*(d)$ analysis for hotspots of depredation ($d = 3836$ m, see Fig. A2).

For the analysis at the fine-scale, we computed Getis-Ord $G_i^*(d)$ at $d = 1367$ m that is the theoretical radius for the mean area of pastoral unit of 5.86 km^2 . With this, each cell possesses on average 72 neighbors. We assessed the effect of neighboring distance through increasing distances at both management and fine-scale (for details about distances we used, please refer to Figs. A3a and A3b).

At the fine-scale, another critical step is the choice of the grain size that may have strong consequences on the outcomes of the analysis and largely depends on the goal of the study (Baruch-Mordo et al., 2008). To assess the sensitivity of results to different grain size, we computed a sensitivity analysis of our results to grain size by using grids with cells of half (125×125 m) and twice (500×500 m) the initial resolution (250×250 m) at the same neighboring distance ($d = 1367$ m, see Fig. A3c).

2.3.5. DHA spatiotemporal dynamics

We performed a complementary analysis to assess whether and how hotspots locations change through time (at the fine scale). To do so, we computed local Getis-Ord $G_i^*(d)$ for each year over the brown bear presence area from 2010 to 2016 (see details and justifications in Figs. A4a and A4b).

To evaluate the temporal trend of Getis-Ord $Zscore$ for each cell, we then computed a Mann Kendall non parametric test (Mann, 1945). Each pair of time steps was compared over the 7-year series, generating a Mann-Kendall statistics for each cell describing its temporal trend. In absence of any temporal trend, the expected value of the Mann-Kendall statistics is zero. Based on the Getis-Ord $Zscores$ variance for each cell, we assessed whether a temporal trend exists for each cell thanks to the Mann-Kendall $Zscore$ statistics. The clusters and trends resulting from the combination of Getis-Ord $G_i^*(d)$ and Mann-Kendall statistics were then used to categorize each cell (Harris et al., 2017) to characterize the overall spatiotemporal pattern of depredation by brown bears.

We only ran and displayed spatiotemporal analysis for cells that had at least one significant Getis-Ord $Zscore$ over the study period. To select these cells, we applied a false discovery rate correction (the proportion of false positives among all significant results) for cut-off value of significance given the great number of neighbors (average number of links = 72) implying multiple testing. It allowed lowering our type I error rate while controlling for the type II error rate.

2.4. Relationship between hotspot presence and environmental factors

Following the analysis of hotspots of depredations, and as a post-hoc analysis, we further examined whether hotspot presence may be related to environmental factors. As explanatory variables reflecting environmental factors, we considered the nearest distance to forest, the nearest distance to buildings, the elevation, the slope, the ruggedness (details for the terrain variables calculations are in Appendix A6) and three different grassland proportion buffers at $r = 500$, $r = 1000$ and $r = 1367\text{m}$ (Table A6a). We also computed an index of brown bear activity density (per year), corresponding to the mean number of bear signs within seven buffers (Table A6a and Appendix A6 for justification). We standardized these variables and evaluated the collinearity among them (Fig. A6b). Because hotspots and brown bears are mainly in the core area of the Central nucleus, we restricted our analysis to this area (see Fig. A6a). The fine scale hotspots *Zscores* did not follow any probability distribution, thus they were further transformed into a binary response variable such as cells with *Zscore* < 1.96 were assigned 0 (i.e. no hotspot) and those with *Zscore* ≥ 1.96 were assigned 1 (i.e. hotspot). To account for the potential temporal autocorrelation, we used a binomial generalized linear mixed effects model with the year as a random factor. Spatial autocorrelation being the core of this process, we took the spatial position of each of our points as the second random factor.

We ran all combinations nested within the full model (including all environmental factors) described above (Zuur et al., 2009), with correlated ($r > 0.7$) variables excluded from similar models (Fig. A6b) and ranked models according to their AIC (Table A6b, Burnham and Anderson, 1998). We checked the residuals of the best model (Figs. A6c, A6d) and predicted the relation between the binary response hotspot variable and each of the selected explanatory variable (with other variables maintained at their mean).

We performed all statistical analyses with the R Core Team (2017) free software version 3.5.1 with the main packages *spdep* (Bivand and Piras, 2015) for local Getis-Ord $G_i^*(d)$, *trend* (Pohler, 2018) for Mann Kendall statistics, *glmmTMB* (Brooks et al., 2017) for mixed modeling and *MuMIn* (Barton, 2017) for model selection. We computed some representations and exploratory mapping on ArcGIS version 10.3.1.

3. Results

In the Central nucleus, the 2010–2016 brown bear presence area included 216 pastures (Fig. 2A), of which 43 were associated with depredation events (26% of the total surface of pastoral units). Over that period and in this area, there were on average 103.3 ± 18.8 depredations per year with 181.6 ± 42.2 domestic animals killed per year (of which 99% on sheep).

3.1. Depredation hotspots pattern

At the management scale, the Getis-Ord statistics confirmed the existence of depredation hotspots in the core of the Central nucleus (Fig. 2B). At the neighboring distance of 3836 m, each of the 216 pastoral units was on average linked to four neighbors, except 12 pastures without any neighbor. Among the 216 pastures located within the brown bear presence area, only 16 pastures could be considered as significant depredation hotspots (i.e. *Zscore* over 1.96).

The analysis at the fine-scale revealed further heterogeneity in depredation hotspots both within and between pastures (Fig. 2C). Local hotspots indicated spatial clustering of depredations inside pastures as well as overlapping between pastures. Interestingly, the 1970 cells considered as significant hotspots only represented 6.6% of the surface of the study area but contained 88% of depredation events data.

Whatever the spatial scale at which the Getis-Ord *Zscores* were calculated (management or fine scale), the depredation ranking of pastoral units were not necessarily associated with the maximum

number of attacks (Table 1). In addition, although ranks associated to the exposure of a given pasture unit to depredation were generally consistent among the different metrics calculated from *Zscores* (mean, sum or maximum *Zscores*), the ranking could change depending on the spatial scale considered. As an example, the pasture Aouzout was ranked second with the management scale analysis and no more listed in the top eight management units with the grid cell-scale analysis.

3.2. Depredation hotspots dynamics

The year-by-year analysis of depredation hotspots indicated the occurrence of “annual” hotspots (Fig. A4a), which was not necessarily expected. The existence of annual depredation hotspots implied that hotspots did not solely result from aggregation over a large period (several years pooled) but also occurred for each single year. Visual assessment of annual maps of hotspots (Fig. A4a) and the Mann-Kendall analysis (Fig. 3) suggested that hotspots locations remained consistent over time, whereas a westward shift started from 2016: hotspots in center east became less intense in term of *Zscore* and those in the west became more intense (Fig. A4a). Moreover, the spatiotemporal analysis performed through the combination of spatial Getis-Ord clusters and temporal Mann-Kendall trends allowed us to confirm a discrimination between hotspots that tended to be less intensively depredated over time and those that showed intensifying depredation through time (Fig. 3).

3.3. Factors associated with hotspots presence

After checking the collinearity between explanatory variables, we excluded the following pairs of variables from a given model: slope and ruggedness, grassland proportions, and elevation and nearest distance to forest. The best model (conditional R^2 (based on random and fixed effects) = 0.70; marginal R^2 (based only on fixed effects) = 0.15) indicated the bear activity density, the proportion of grassland ($r = 1367\text{ m}$), the nearest distance to building, the nearest distance to forest and the slope as the most important factors associated with depredation hotspots presence (Table 2, Fig. 4), with the probability of hotspot presence strongly increasing where the brown bear activity density and the proportion of grassland were high, and to a lower extent where the distances to forest and buildings were low.

4. Discussion

Depredation on livestock by the brown bear is one of the major issues for the social acceptance of the species in the Pyrenees. Raw depredation counts may highlight pastures with the largest numbers of attacks but they are insufficient to provide information on the clustering of these attacks in space. The DHA is a powerful approach to understanding the spatial dependence of spatial units along the depredation process. Our study indicates that most depredation events are spatially clustered in hotspots of depredations. Besides, whereas hotspots concentrate depredation into very few locations, the vast majority of space within the range of brown bear presence is not undergoing any depredation, as suggested by the absence of coldspots in the study area whatever the scale of the analysis. Similar patterns of depredation hotspots have been found in other bear populations (e.g. black bear, Baruch-Mordo et al., 2008; brown bear, Bautista et al., 2017; grizzly bear, Wilson et al., 2005) and more generally in large carnivores (e.g. tiger, Miller et al., 2016; lynx, Stahl et al., 2001). Here, we further showed that depredation hotspots occur for several consecutive years and that they can be characterized for each single year at both fine (i.e., $250 \times 250\text{ m}$ cells) and larger scales (i.e., pastoral units of 0.009 to 46.1 km^2).

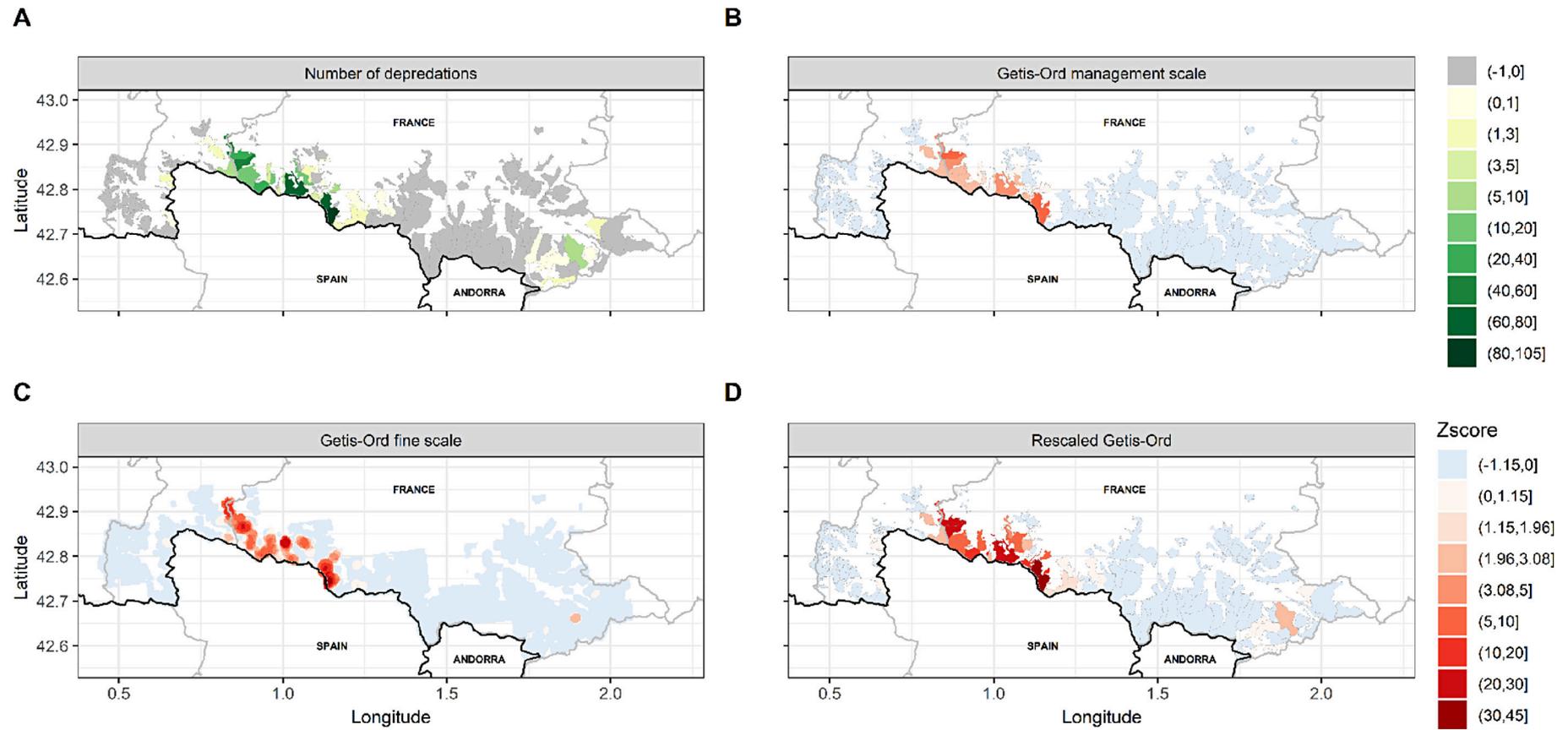


Fig. 2. Four types of spatial representation of brown bear depredation events between 2010 and 2016. A) Number of depredations per pastures (raw data, legend is at the top right). B) Getis-Ord *Zscore* at the management scale. C) Getis-Ord *Zscore* at the fine scale. D) Getis-Ord *Zscore* from the fine scale rescaled to the management scale. For the intensity of the Getis-Ord *Zscore* the legend is at the bottom right. Neighboring distances used for the Getis-Ord at the management scale and at the fine scale are $d = 3836$ m and $d = 1367$ m respectively.

Table 1

Ranking of pasture units (vertically) reflecting depredation exposure according to depredation numbers (within brackets in the left column), *Zscore* of Getis-Ord analysis at the management scale, rescaled mean *Zscore*, rescaled max *Zscore* and rescaled sum *Zscore* (only the 8 first units are shown). *Zscores* are within brackets in the right four columns. In Appendix 5, we mapped the pastoral unit names used in this table.

Depredation count ranking	Depredation clustering ranking			
	Management scale	Grid cell scale Mean (rescaled)	Grid cell scale Max (rescaled)	Grid cell scale Sum (rescaled)
POUILH (102)	AULA (7.33)	POUILH (17.03)	POUILH (44.27)	POUILH (3915.99)
TRAPECH (67)	AOUZOUT (7.15)	AULA (12.45)	AULA (34.04)	AULA (2738.06)
AULA (63)	POUILH (7.15)	UGET (11.55)	TRAPECH (25.75)	BARESTET (2557.87)
BARESTET (58)	ESTREMAILLE (6.51)	BARESTET (8.44)	UGET (25.28)	TRAPECH (2233.13)
IZARD (44)	LA PLAGNE (4.38)	ESTREMAILLE (6.88)	ESTREMAILLE (21.95)	ESTREMAILLE (1520.19)
ESTREMAILLE (28)	BARESTET (4.27)	IZARD (6.70)	IZARD (21.48)	IZARD (1400.57)
URETS (28)	TRAPECH (4.06)	LASPE (5.23)	DUL (21.34)	URETS (1031.95)
LARECH (16)	IZARD (3.45)	URETS (4.89)	BARESTET (19.06)	UGET (658.28)

4.1. Comparing spatial scales of hotspot determination

In spite of the importance of the management scale for decision-making, this scale does not reflect accurately the spatial heterogeneity of domestic herds nor the actual habitat use by the brown bear (Martin et al., 2013, 2012). In this context, the use of a finer scale allowed us to take into account the heterogeneity of the pastures' sizes and for getting rid of the administrative boundaries delimitating pastoral unit thus better reflecting the spatial continuity of livestock availability, landscape heterogeneity and connectivity of bears' habitat. Such finer scale analysis then revealed some spatial connection between hotspots. For example, hotspots occurring on the western part of the study area are connected between pastures, whereas, the hotspot on the eastern part is isolated.

By assessing hotspots at a much smaller scale than the pastoral unit, we were able (i) to identify hotspots within pastoral units, thus determining areas of particular interest to focus depredation management actions within each pastoral unit, (ii) to assess hotspots within and between pastoral units, thus providing precise information to help disrupting this hotspot connection, (iii) to uncover hotspots of particularly high intensity (e.g. compare Fig. 2B and C) which might not be apparent if hotspots are primarily determined at the scale of pastoral units.

4.2. Temporal scale and lifetime of hotspots

In line with *DHA*, hotspots are locations where depredations are significantly clustered, which implies that local mitigation responses could have disproportionately high beneficial impact. Here, we formally showed that depredation hotspots by the brown bear in the Pyrenees (i) occur for each single year (Fig. A4b) and (ii) that their locations are overall consistent in time (Fig. 3). Although our results show that the intensity of depredation hotspots may gradually change over a few consecutive years (Fig. 3 and Appendix 4) possibly reflecting slight changes in individual bear behavior and/or local mitigation measures, this finding implies that depredation data from one single year can be sufficient to diagnose hotspots that would very likely persist over several years if no environmental or management changes occur.

4.3. Factors affecting hotspots presence

Although hotspot characterization provides useful information about the spatial dynamics of attack patterns and their possible persistence on the short-term, better understanding the mechanisms underlying depredation is critical to increase the power and the robustness of predictions of hotspot locations in space and time. Our post-hoc *DRPA*-like analysis relating hotspots to environmental factors indicates a positive relationship between hotspot presence and brown bear activity density, confirming that depredation are more likely to occur in

areas frequently used by brown bears. Similarly, the proportion of grassland is also positively related with hotspot presence, corroborating that this metric can be interpreted as a proxy of prey density. These positive relationships are in line with the knowledge about prey-predator relationship as they are shaped by the predator's foraging strategies and the prey's anti-predatory behavior, thus areas where both the activity of bears is high and where preys can roam (*prey availability hypothesis*, Miller, 2015; Woodroffe et al., 2005) are associated not only with higher density of attacks, but also with high spatial clustering of these attacks. Surprisingly however, hotspots tend to occur at the proximity of buildings. This counter-intuitive result might reflect the positive effect of the aggregation of preys near human presence through night grouping rather than any direct negative effect of humans (*prey accessibility hypothesis*, Hebblewhite et al., 2005; Hopcraft et al., 2005). In line with the last hypothesis, the steep terrain and the proximity of forest edges ease the bear hunting process to access domestic preys, as in several other predators (Mech et al., 2000; Miller et al., 2015; Stahl et al., 2001), the former creating an advantage for the bear as isolating preys and easing its movement, the latter providing cover to approach the herd.

However, with a marginal R^2 lower than the conditional R^2 and spatial autocorrelation still found in the residuals of the best model (Fig. A6c), our results suggest that some factors associated with the pattern of depredations are missing in order to improve this model and the explanation of the spatial pattern of depredation hotspots.

4.4. Management implications and recommendations

The analysis of depredation hotspots is usually treated as a purely retrospective analysis, which limits its management implications. Our results indicate that the combination of this hotspot approach with some post-hoc *DRPA*-like analysis makes it possible to establish the link between spatial clusters of attacks and some spatial environmental features, therefore providing both reactive and proactive answers to crucial management questions. Beyond the intrinsic efficiency of local management responses to brown bear depredation, the implementation of these mitigation measures in hotspot areas is expected to be more efficient than in non-hotspot areas. In terms of herd and pasture management, the location of intra-pasture hotspots that may last several years and of factors associated with their occurrences could allow (i) the creation of exclusion zones, i.e. no go zones for the domestic herd, based on both the presence of identified hotspots and relevant environmental factors associated with their presence, and (ii) the implementation or enhancement of specific mitigation measures on these areas. Furthermore, the implementation of such measures all over the mountain chain (in a proactive or reactive way) would decrease depredations (Woodroffe et al., 2005) and bear's depredation-prone behavior through learning the negative association by individual experience or by cultural transmission through cubs (Hopkins, 2013; Noyce

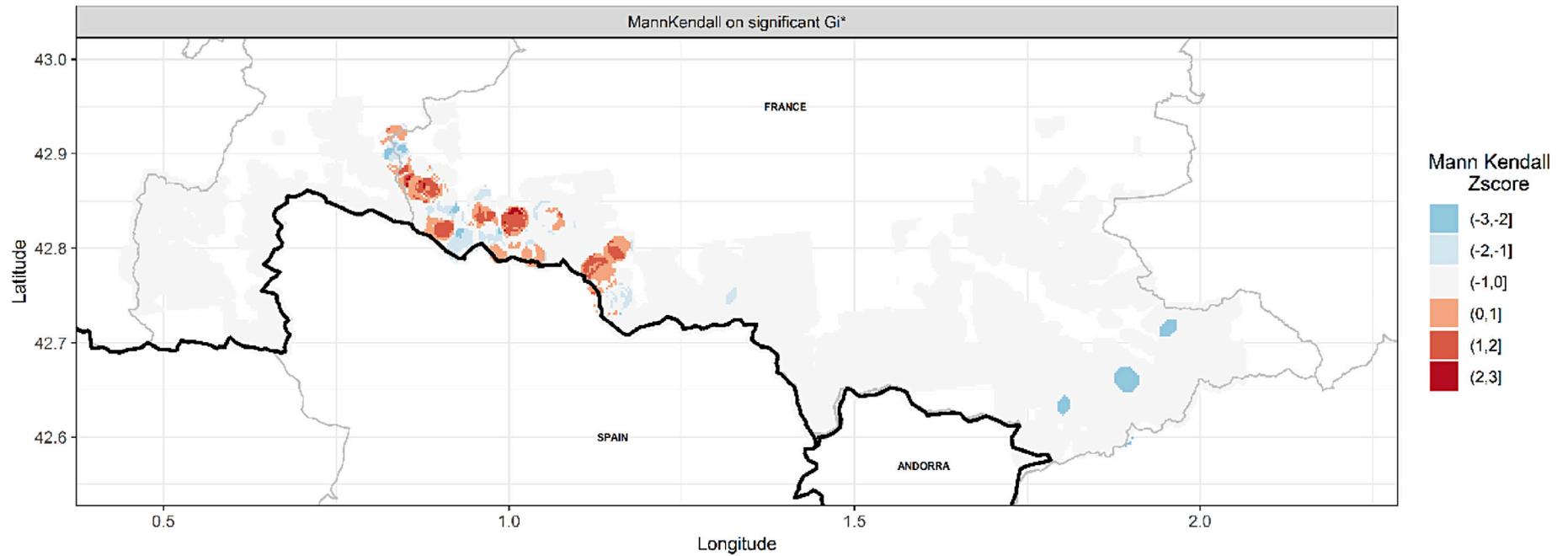


Fig. 3. Spatiotemporal hotspot analysis (combination of local Getis-Ord analysis and Mann-Kendall test) of brown bear depredation in the French Central nucleus of the Pyrenees from 2010 to 2016. The Mann-Kendall map allows highlighting temporal correlation of depredation hotspot locations with negative score indicating a decrease of the intensity of the hotspot in time rather a positive score highlight an intensifying one.

Table 2
Effects of environmental variables on the probability of being a hotspot. Summary of best model after model selection based on AIC. Random factors are the years and the spatial position of points, $n = 57,036$ ($n_{year} = 8\ 148$).

Explanatory variables	β	SE	Z	p
Intercept	-3.17975	0.17344	-18.33	< 2e-16
Grassland proportion ($r = 1367\ m$)	2.79702	0.08439	33.14	< 2e-16
Nearest building	-0.67424	0.08350	-8.07	6.77e-16
Slope	0.31422	0.08469	3.71	0.000207
Nearest forest	-0.28515	0.6634	-4.3	1.72e-05
Bear activity	0.38519	0.04046	9.52	< 2e-16

and Garshelis, 2014).

Locating, quantifying and ranking areas where mitigation measures are the most necessary is then of first importance if resources to implement these measures are limited. A right implementation is especially crucial in a complex social context towards brown bears. According to Piédallu et al. (2016), the residents of the two counties of Central Pyrenees display opposite attitudes towards brown bears: the residents of the Ariège county (Fig. 1) displays more negative attitudes than residents of Haute-Garonne. One possible reason for this heterogeneity is that, in Ariège, 44.5% of the area used by brown bears (over the 2010-2016 period) overlaps with pastoral areas, which is more than twice the percentage of overlap occurring in Haute-Garonne (17.4%). In order to match with the county scale used in the study of Piédallu et al.

(2016) and based on the same methods as the rescaling at the management scale used in the present study (Section 2.3.3), the maximum rescaled Zscore for the Ariège county is 44.3 while it is 19.1 for Haute-Garonne. Thus, the spatial heterogeneity of the negative attitude could be linked to the area used by brown bears and, more importantly, to the intensity of the major conflict opposing human activities to the presence of this species, which might relate to different types, sizes and protective measures of herds. Our framework of fine scale depredation analysis and rescaling the outcomes at appropriate management scale (i.e. pastoral units as well as any territorial units such as municipality or at NUTS for EU level) may allow stakeholders (i.e. wildlife managers, stockbreeders, scientists, pastoral organizations) to identify hotspots, assess their spatial and temporal scales, and to enhance mitigation planning, efforts and funds accordingly.

In France, each year we map administrative areas (municipalities) that can claim for public subsidies for preventive measures (<http://www.ariège.gouv.fr/Actualites/Pastoralisme-en-zone-de-presence-de-lours-l-Etat-soutient-et-accompagne-les-eleveurs>). For now, these maps do not result from any scientific and systematic assessments. Our study should help improving such spatial planning through better adapting the funding to areas that are particularly vulnerable to predation (hotspots). Moreover, it would also improve the classification of adjacent areas with a score: being adjacent to hotspots would be different than being adjacent to areas with low Z scores. For example, if some adjacent municipalities are actually surrounded by municipalities with

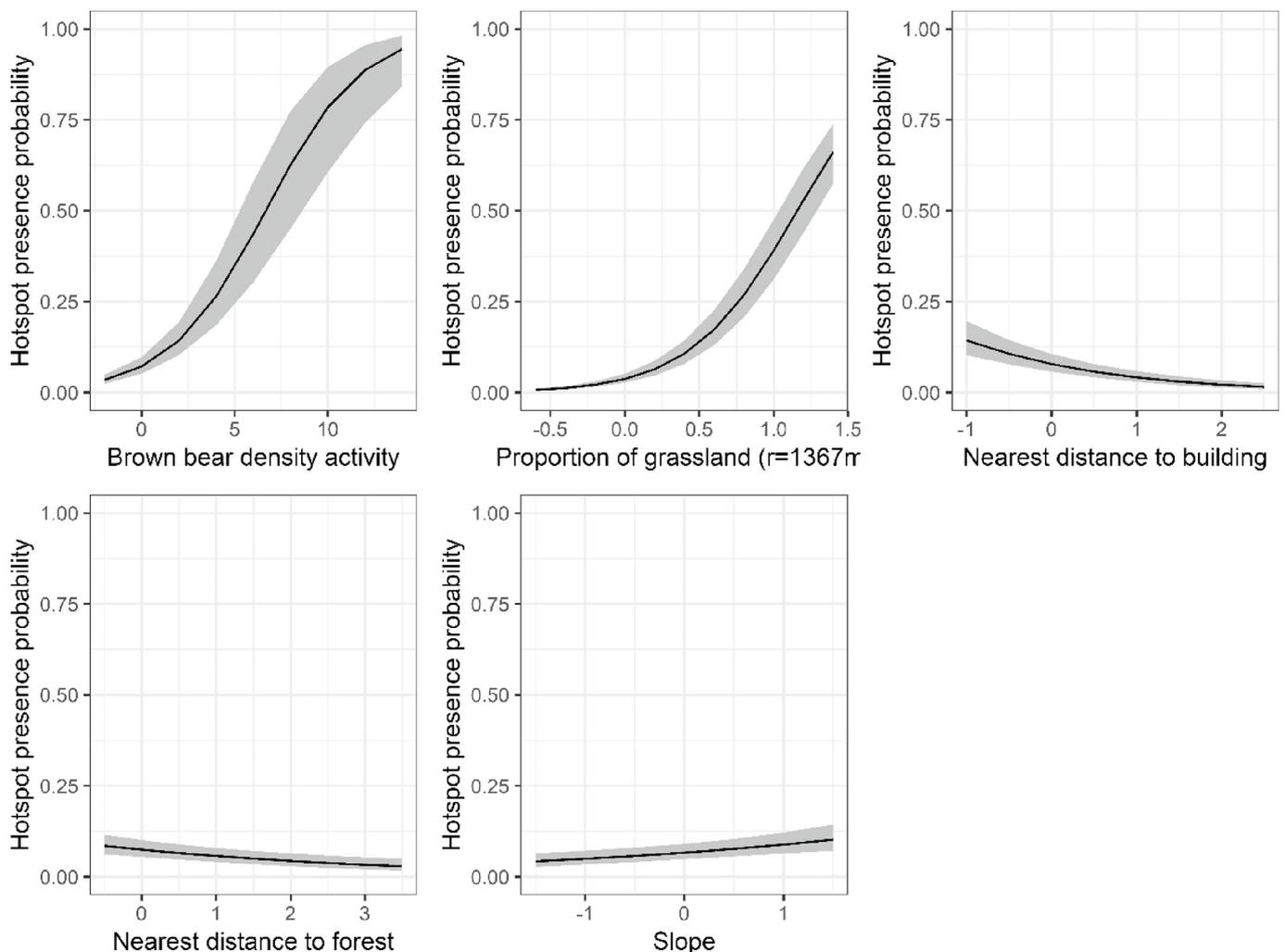


Fig. 4. Hotspot presence probability predicted from the best model for each explanatory variable. Predictions for each variable are shown in the original range of the variable while other explanatory variables are maintained at their mean (Zuur et al., 2009).

depredations, their score might be much higher than external municipalities. In addition, recently, brown bear scaring measures have been carried out in some predation areas. The initiation of these operations should be based, for example, on whether or not they are in a hotspot area in order to quantify the depredation risk incurred in this area and to quantify the effectiveness of these frightening measures. Thus, together with decreasing the number of attacks by appropriate mitigation measures, locally improving the attitude towards species tolerance by focusing on evidence-based communication is a major issue to help solving human–carnivore conflicts (Dickman, 2010; Linnell and Boitani, 2011; Woodroffe et al., 2005).

Declaration of competing interest

No conflict of interest.

Acknowledgments

This work has been driven under the Sorbonne Université and Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS) PhD funding. We want to thank Karine Princé for her help on spatiotemporal processes. We also greatly want to thank Jérôme Sentilles for his participation during the data cleaning process. We also would like to thank all the ONCFS's agents on the field that collect the data and fill out the damage claims during the summer.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108210>.

References

- Barton, K., 2017. MuMIn: Multi-Model Inference. R Package Version 1.42.1. .. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- Baruch-Mordo, S., Breck, S.W., Wilson, K.R., Theobald, D.M., 2008. Spatiotemporal distribution of black bear–human conflicts in Colorado, USA. *J. Wildl. Manag.* 72, 1853–1862. <https://doi.org/10.2193/2007-442>.
- Baruch-Mordo, S., Wilson, K.R., Lewis, D.L., Broderick, J., Mao, J.S., Breck, S.W., 2014. Stochasticity in natural forage production affects use of urban areas by black bears: implications to management of human–bear conflicts. *PLoS One* 9, e85122. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085122>.
- Bautista, C., Naves, J., Revilla, E., Fern?ndez, N., Albrecht, J., Scharf, A.K., Rigg, R., Karamanlidis, A.A., Jerina, K., Huber, D., Palaz?n, S., Kont, R., Ciucci, P., Groff, C., Dutsov, A., Seijas, J., Quenette, P.-Y., Olsza?ska, A., Shkvyria, M., Adamec, M., Ozolins, J., Jonozovi?, M., Selva, N., 2017. Patterns and correlates of claims for brown bear damage on a continental scale. *J. Appl. Ecol.* 54, 282–292. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12708>.
- Bivand, R., Piras, G., 2015. Comparing implementations of estimation methods for spatial econometrics. *J. Stat. Softw.* 63. <https://doi.org/10.18637/jss.v063.i18>.
- Breck, S.W., Lance, N., Callahan, P., 2006. A shocking device for protection of concentrated food sources from black bears. *Wildl. Soc. Bull.* 34, 23–26. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2006\)34\[23:ASDFPO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2006)34[23:ASDFPO]2.0.CO;2).
- Brooks, M.E., Kristensen, K., van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Maechler, M., Bolker, B.M., 2017. glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal* 9, 378–400.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 1998. Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretic Approach, 2nd edition. Springer, New York, USA.
- Carter, N.H., Linnell, J.D.C., 2016. Co-adaptation is key to coexisting with large carnivores. *Trends Ecol. Evol.* 31, 575–578. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.05.006>.
- Chapron, G., Quenette, P.-Y., Legendre, S., Clobert, J., 2003. Which future for the French Pyrenean brown bear (*Ursus arctos*) population? An approach using stage-structured deterministic and stochastic models. *Comptes Rendus Biologies* 326, S174–S182.
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J.D.C., von Arx, M., Huber, D., Andr?n, H., L?pez-Bao, J.V., Adamec, M., ?lvaro, F., Anders, O., Bal?iauskas, L., Balys, V., Bed? , P., Bego, F., Blanco, J.C., Breitenmoser, U., Br?soeth, U., Bufka, L., Bunikyte, R., Ciucci, P., Dutsov, A., Engleder, T., Fuxj?ger, C., Groff, C., Holmala, K., Hoxha, B., Iliopoulos, Y., Ionescu, O., Jeremi? , J., Jerina, K., Kluth, G., Knauer, F., Kojola, I., Kos, I., Krofel, M., Kubala, J., Kunovac, S., Kusak, J., Kutal, M., Liberg, M., Maji? , A., M?nnil, P., Manz, R., Marboutin, E., Marucco, F., Melovski, D., Mersini, K., Mertzanis, Y., Myslajek, R.W., Nowak, S., Odden, J., Ozolins, J., Palomero, G., Paunovi? , M., Persson, J., Poto?nik, H., Quenette, P.-Y., Rauer, G., Reinhardt, I., Rigg, R., Ryser, A., Salvatori, V., Skrbin?ek, T., Stojanov, A., Swenson, J.E., Szemethy, L., Traj?e, A., Tsingarska-Sedef?cheva, E., Va?na, M., Veevoja, R., Wabakken, P., W?flf, M., W?flf, S., Zimmermann, F., Zlatanova, D., Boitani, L., 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346, 1517–1519.
- Chruszcz, B., Clevenger, A.P., Gunson, K.E., Gibeau, M.L., 2003. Relationships among grizzly bears, highways, and habitat in the Banff-Bow Valley, Alberta, Canada. *Can. J. Zool.* 81, 1378–1391. <https://doi.org/10.1139/z03-123>.
- Dhungana, R., Savini, T., Karki, J.B., Bumrungsri, S., 2016. Mitigating human–tiger conflict: an assessment of compensation payments and tiger removals in Chitwan National Park, Nepal. *Trop. Conserv. Sci.* 9, 776–787. <https://doi.org/10.1177/194008291600900213>.
- Dickman, A.J., 2010. Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human–wildlife conflict: social factors affecting human–wildlife conflict resolution. *Anim. Conserv.* 13, 458–466. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00368.x>.
- Escobar, L.E., Awan, M.N., Qiao, H., 2015. Anthropogenic disturbance and habitat loss for the red-listed Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*): using ecological niche modeling and nighttime light satellite imagery. *Biol. Conserv.* 191, 400–407. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.040>.
- Fern?ndez-Gil, A., Naves, J., Ordiz, A., Quevedo, M., Revilla, E., Delibes, M., 2016. Conflict misleads large carnivore management and conservation: Brown bears and wolves in Spain. *PLoS One* 11, e0151541. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151541>.
- Fortin, M.-J., Dale, M.R.T., 2005. Spatial Analysis: A Guide for Ecologists, Cambridge University Press, Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Getis, A., Ord, J.K., 1992. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geogr. Anal.* 24, 189–206.
- Gibeau, M.L., Clevenger, A.P., Herrero, S., Wierzchowski, J., 2002. Grizzly bear response to human development and activities in the Bow River Watershed, Alberta, Canada. *Biol. Conserv.* 103, 227–236. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00131-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00131-8).
- Harris, N.L., Goldman, E., Gabris, C., Nordling, J., Minnemeyer, S., Ansari, S., Lippmann, M., Bennett, L., Raad, M., Hansen, M., Potapov, P., 2017. Using spatial statistics to identify emerging hot spots of forest loss. *Environ. Res. Lett.* 12, 024012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5a2f>.
- Hebblewhite, M., Merrill, E.H., McDonald, T.L., 2005. Spatial decomposition of predation risk using resource selection functions: an example in a wolf–elk predator–prey system. *Oikos* 111, 101–111. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13858.x>.
- Herrero, S., Smith, T., DeBruyn, T.D., Gunther, K., Matt, C.A., 2005. From the field: brown bear habituation to people—safety, risks, and benefits. *Wildl. Soc. Bull.* 33, 362–373.
- Hopcraft, J.G.C., Sinclair, A.R.E., Packer, C., 2005. Planning for success: Serengeti lions seek prey accessibility rather than abundance: prey accessibility in Serengeti lions. *J. Anim. Ecol.* 74, 559–566. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2005.00955.x>.
- Hopkins, J.B., 2013. Use of genetics to investigate socially learned foraging behavior in free-ranging black bears. *J. Mammal.* 94, 1214–1222. <https://doi.org/10.1644/13-MAMM-A-009.1>.
- Linnell, J.D.C., Boitani, L., 2011. Building biological realism into wolf management policy: the development of the population approach in Europe. *Hystrix Ital. J. Mammal.* <https://doi.org/10.4404/hystrix-23.1-4676>.
- Linnell, J.D.C., Aanes, R., Swenson, J.E., Odden, J., Linnell, J.D.C., 1997. Translocation of carnivores as a method for managing problem animals: a review. *Biodivers. Conserv.* 6, 1245–1257. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000034011.05412.cd>.
- Linnell, J.D., Swenson, J.E., Anderson, R., 2001. Predators and people: conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable. In: *Animal Conservation Forum*. Cambridge University Press, pp. 345–349.
- Mann, H.B., 1945. Nonparametric tests against trend. *Econometrica* 13, 245. <https://doi.org/10.2307/1907187>.
- Marker, L.L., Dickman, A.J., Macdonald, D.W., 2005. Perceived effectiveness of livestock-guarding dogs placed on Namibian farms. *Rangel. Ecol. Manag.* 58, 329–336. [https://doi.org/10.2111/1551-5028\(2005\)058\[0329:PEOLDP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2111/1551-5028(2005)058[0329:PEOLDP]2.0.CO;2).
- Martin, J., Revilla, E., Quenette, P.-Y., Naves, J., Allain? , D., Swenson, J.E., 2012. Brown bear habitat suitability in the Pyrenees: transferability across sites and linking scales to make the most of scarce data: Pyrenean brown bear habitat suitability. *J. Appl. Ecol.* no-no. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02139.x>.
- Martin, J., van Moorter, B., Revilla, E., Blanchard, P., Dray, S., Quenette, P.-Y., Allain? , D., Swenson, J.E., 2013. Reciprocal modulation of internal and external factors determines individual movements. *J. Anim. Ecol.* 82, 290–300. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2012.02038.x>.
- Mech, L.D., Harper, E.K., Meier, T.J., Paul, W.J., 2000. Assessing factors that may predispose Minnesota farms to wolf depredations on cattle. *Wildl. Soc. Bull.* 28, 623–629.
- Meena, V., Macdonald, D.W., Montgomery, R.A., 2014. Managing success: Asiatic lion conservation, interface problems and peoples' perceptions in the Gir Protected Area. *Biol. Conserv.* 174, 120–126. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.03.025>.
- Miller, J.R.B., 2015. Mapping attack hotspots to mitigate human–carnivore conflict: approaches and applications of spatial predation risk modeling. *Biodivers. Conserv.* 24, 2887–2911. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0993-6>.
- Miller, J.R.B., Jhala, Y.V., Jena, J., Schmitz, O.J., 2015. Landscape-scale accessibility of livestock to tigers: implications of spatial grain for modeling predation risk to mitigate human–carnivore conflict. *Ecol. Evol.* 5, 1354–1367. <https://doi.org/10.1002/ece3.1440>.
- Miller, J.R.B., Jhala, Y.V., Jena, J., 2016. Livestock losses and hotspots of attack from tigers and leopards in Kanha Tiger Reserve, Central India. *Reg. Environ. Chang.* 16, 17–29. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0871-5>.
- Nellemann, C., Stoen, O.-G., Kindberg, J., Swenson, J.E., Vistnes, I., Ericsson, G., Katajisto, J., Kaltenborn, B.P., Martin, J., Ordiz, A., 2007. Terrain use by an expanding brown bear population in relation to age, recreational resorts and human settlements. *Biol. Conserv.* 138, 157–165. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.011>.

- Noyce, K.V., Garshelis, D.L., 2014. Follow the leader: social cues help guide landscape-level movements of American black bears (*Ursus americanus*). *Can. J. Zool.* 92, 1005–1017. <https://doi.org/10.1139/cjz-2014-0029>.
- Nyhus, P.J., 2016. Human–wildlife conflict and coexistence. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 41, 143–171. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085634>.
- Ordiz, A., Støen, O.-G., Swenson, J.E., Kojola, I., Bischof, R., 2008. Distance-dependant effect of the nearest neighbor: spatiotemporal patterns in brown bear reproduction. *Oecologia* 148, 327–335.
- Ordiz, A., Støen, O.-G., Delibes, M., Swenson, J.E., 2011. Predators or prey? Spatio-temporal discrimination of human-derived risk by brown bears. *Oecologia* 166, 59–67. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1920-5>.
- Piédallu, B., Quenette, P.-Y., Mounet, C., Lescureux, N., Borelli-Massines, M., Dubarry, E., Camarra, J.-J., Gimenez, O., 2016. Spatial variation in public attitudes towards brown bears in the French Pyrenees. *Biol. Conserv.* 197, 90–97. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.027>.
- Piédallu, B., Quenette, P.-Y., Bombillon, N., Gastineau, A., Miquel, C., Gimenez, O., 2017. Determinants and patterns of habitat use by the brown bear *Ursus arctos* in the French Pyrenees revealed by occupancy modelling. *Oryx* 1–10. <https://doi.org/10.1017/S0030605317000321>.
- Pohlert, T., 2018. Non-parametric Trend Tests and Change-Point Detection. R Package Version 1.1.1.
- Proctor, M.F., McLellan, B.N., Strobeck, C., Barclay, R.M.R., 2005. Genetic analysis reveals demographic fragmentation of grizzly bears yielding vulnerably small populations. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 272, 2409–2416. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3246>.
- Quenette, P.-Y., Alonso, S., Chayron, L., Cluzel, P., Dubarry, E., Dubreuil, D., Palazón, S., Pomarol, M., 2000. Monitoring of three brown bears translocated to the Central Pyrenees. In: *La Conservación Del Oso Pardo En Europa: Un Reto de Cara Al Siglo XXI*. J.F. Layna, B. Heredia, G. Palomero & I. Doadrio, Madrid, pp. 93–110.
- Redpath, S.M., Young, J., Evely, A., Adams, W.M., Sutherland, W.J., Whitehouse, A., Amar, A., Lambert, R.A., Linnell, J.D.C., Watt, A., Gutiérrez, R.J., 2013. Understanding and managing conservation conflicts. *Trends Ecol. Evol.* 28, 100–109. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.08.021>.
- R Core Team, 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.
- Shivik, J.A., Martin, D.J., 2000. Aversive and Disruptive Stimulus Applications for Managing Predation.
- Shivik, J.A., Asher, V., Bradley, L., Kuskel, K., Phillips, M., Breck, S., Bangs, E., 2002. Electronic aversive conditioning for managing wolf predation. In: *Proc. 20th Vertebr. Pest Conf.*, pp. 227–231.
- Smith, M.E., Linnell, J.D.C., Odden, J., Swenson, J.E., 2000. Review of methods to reduce livestock depredation II. Aversive conditioning, deterrents and repellents. *Acta Agric. Scand. Sect. - Anim. Sci.* 50, 304–315. <https://doi.org/10.1080/090647000750069502>.
- Stahl, P., Vandel, J.M., Herrenschmidt, V., Migot, P., 2001. Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long-term and spatial variability. *J. Appl. Ecol.* 38, 674–687.
- Støen, O.-G., Zedrosser, A., Sæbø, S., Swenson, J.E., 2006. Inversely density-dependent natal dispersal in brown bears *Ursus arctos*. *Oecologia* 148, 356–364.
- Støen, O.-G., Ordiz, A., Sahlén, V., Arnemo, J.M., Sæbø, S., Mattsing, G., Kristofferson, M., Brunberg, S., Kindberg, J., Swenson, J.E., 2018. Brown bear (*Ursus arctos*) attacks resulting in human casualties in Scandinavia 1977–2016; management implications and recommendations. *PLoS One* 13, e0196876. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196876>.
- Swenson, J.E., Sandegren, F., Söderberg, A., Heim, M., Sørensen, O.J., Bjärvall, A., Franzén, R., Wikan, S., Wabakken, P., 1999. Interactions between brown bears and humans in Scandinavia. *Biosphere Conserv* 2, 1–9.
- Swenson, J.E., Gerstl, N., Dahle, B., Zedrosser, A., 2000. Action Plan for the Conservation of the Brown Bear (*Ursus arctos*) in Europe. vol. 114 Council of Europe Publishing, Nature and Environment, Strasbourg, France.
- Treves, A., Bruskotter, J., 2014. Tolerance for predatory wildlife. *Science* 344, 476–477. <https://doi.org/10.1126/science.1252690>.
- Treves, A., Karanth, K.U., 2003. Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conserv. Biol.* 17, 1491–1499. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00059.x>.
- Treves, A., Kapp, K.J., MacFarland, D.M., 2010. American black bear nuisance complaints and hunter take. *Ursus* 21, 30–42.
- Treves, A., Krofel, M., McManus, J., 2016. Predator control should not be a shot in the dark. *Front. Ecol. Environ.* 14, 380–388. <https://doi.org/10.1002/fee.1312>.
- van Eeden, L.M., Eklund, A., Miller, J.R.B., López-Bao, J.V., Chapron, G., Cejtin, M.R., Crowther, M.S., Dickman, C.R., Frank, J., Krofel, M., Macdonald, D.W., McManus, J., Meyer, T.K., Middleton, A.D., Newsome, T.M., Ripple, W.J., Ritchie, E.G., Schmitz, O.J., Stoner, K.J., Tourani, M., Treves, A., 2018. Carnivore conservation needs evidence-based livestock protection. *PLoS Biol.* 16, e2005577. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2005577>.
- Wilson, S.M., Madel, M.J., Mattson, D.J., Graham, J.M., Burchfield, J.A., Belsky, J.M., 2005. Natural landscape features, human-related attractants, and conflict hotspots: a spatial analysis of human–grizzly bear conflicts. *Ursus* 16, 117–129.
- Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A., 2005. *People and Wildlife, Conflict or Coexistence?* Cambridge University Press.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology With R, Statistics for Biology and Health*. Springer, New York, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>.

Appendix 1: Description of Pyrenean brown bear population dynamic and of the Pyrenean brown bear depredation dynamic since 1995.

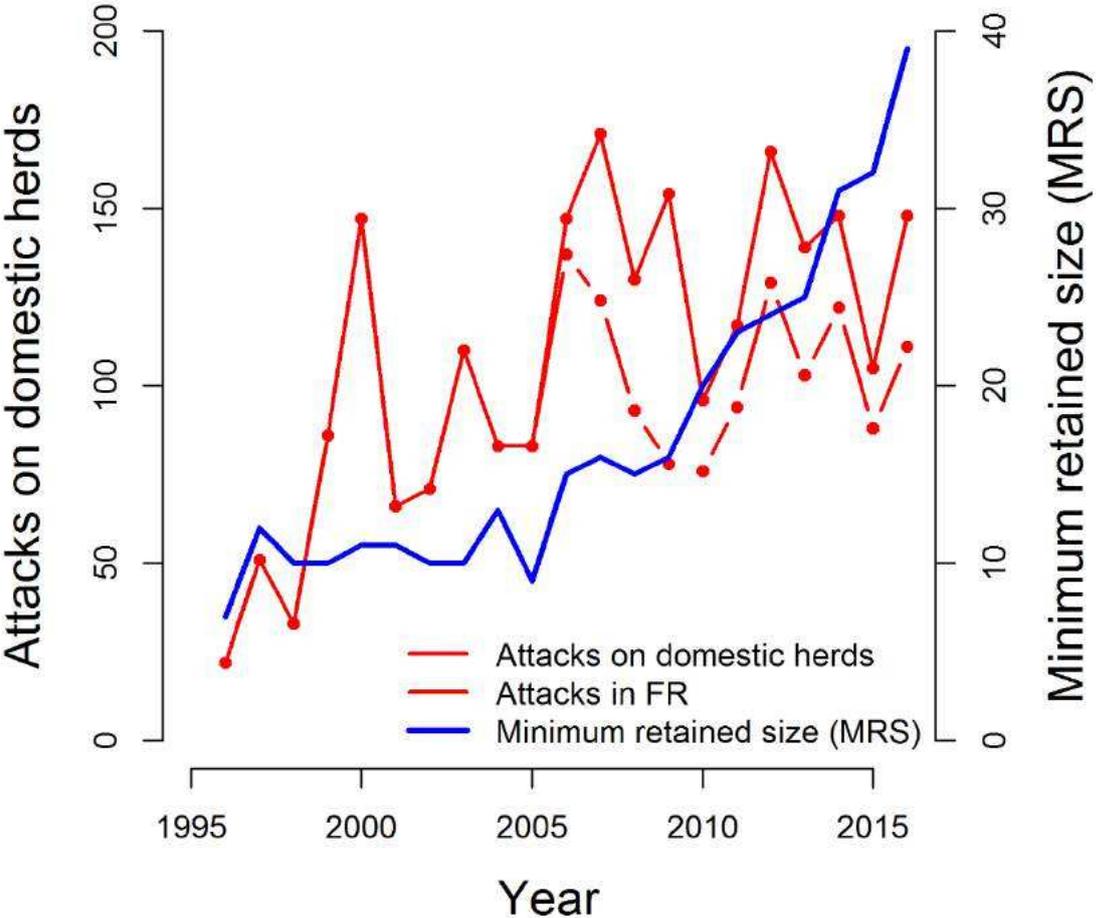


Figure A1: Brown bear population size dynamic (blue line, minimum number of detected individuals) since 1995 to 2016 in the Pyrenees (France and Spain). Brown bear depredations since 1995 (red line) and depredations in France since 2005 (red dotted line).

Appendix 2: Global spatial autocorrelation over the study area.

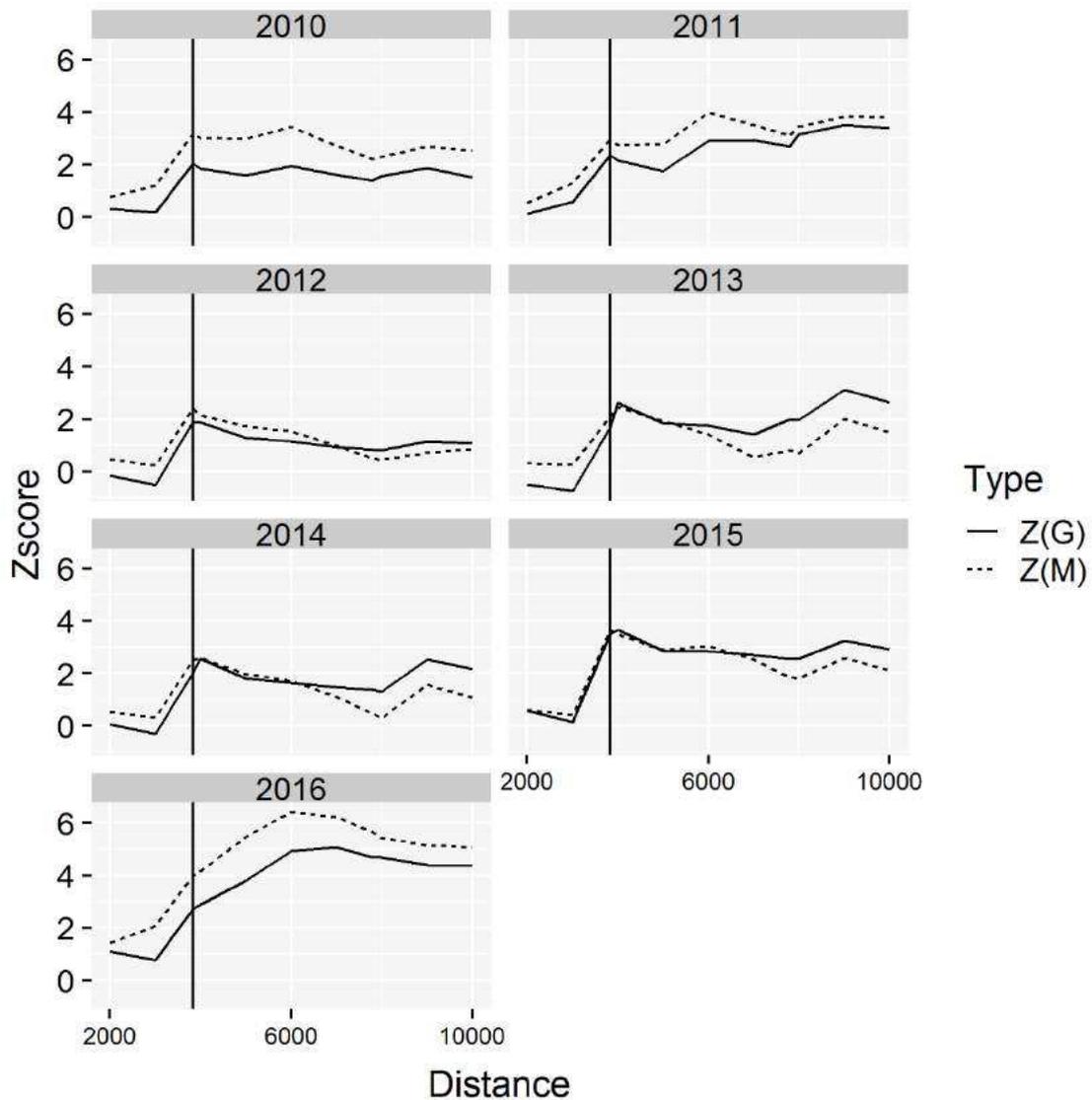


Figure A2: Global Moran's $I(d)$ (dotted lines) and global Getis-Ord $G(d)$ for increasing neighboring distances from 2000 m to 10 000 m with 1000 m steps and $d=3836$ m and $d=7800$ m for the central nucleus of the brown bear presence area in the Pyrenees (management scale analysis). The vertical line shows $d=3836$ m.

Appendix 3: Sensitivity analysis to grain and neighboring distance for the management and the grid cell scales.

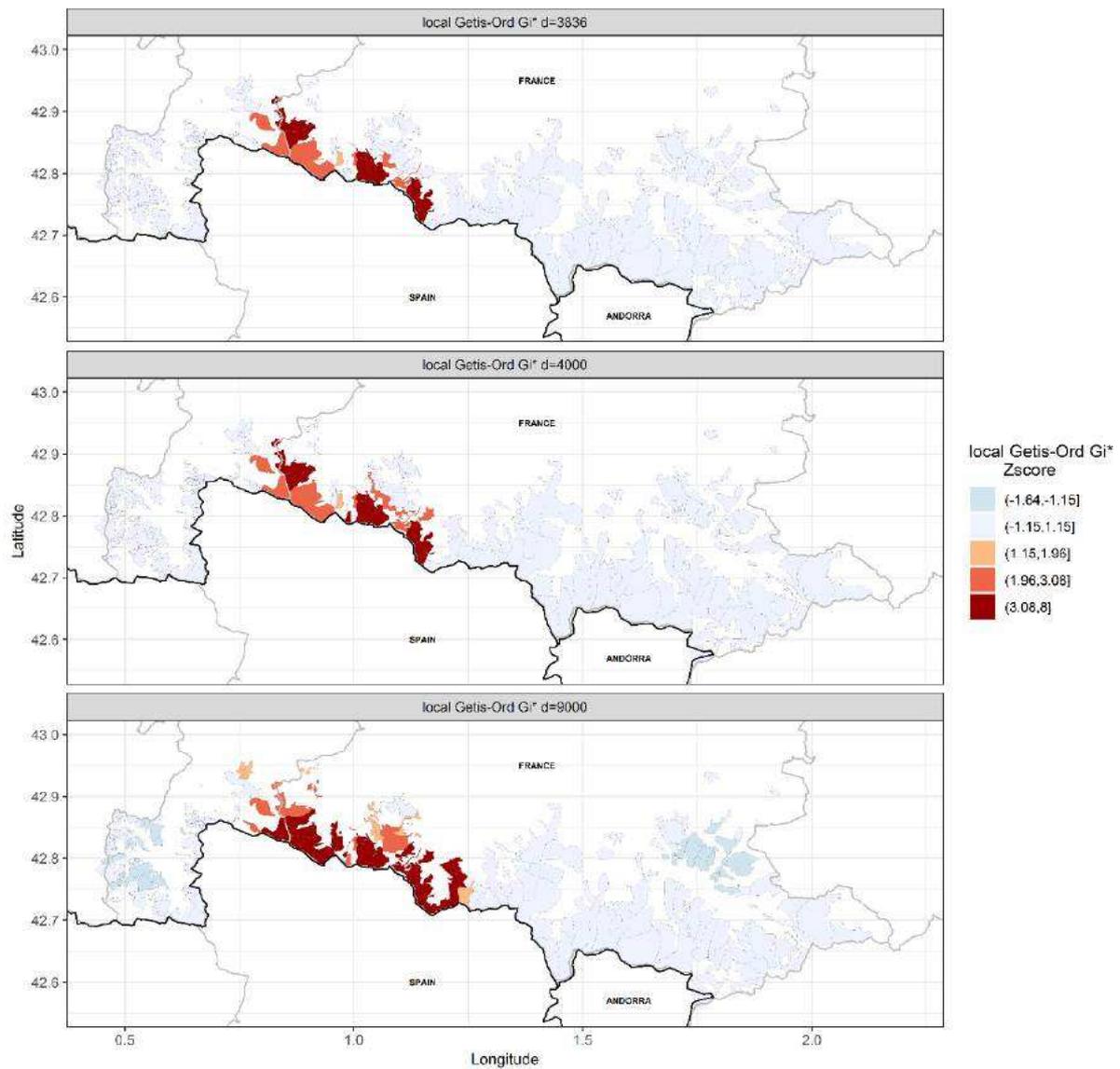


Figure A3a: Sensitivity analysis to neighboring distance at the management-scale for $d=3836m$, $d=4000m$ and $d=9000m$.

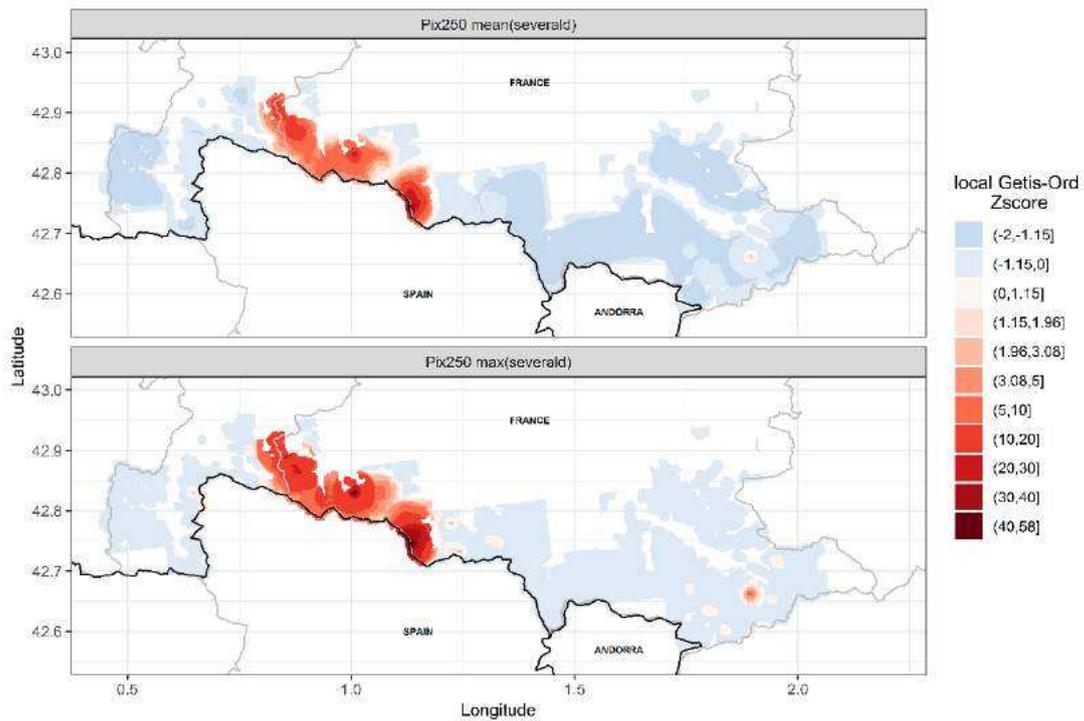


Figure A3b: Sensitivity analysis to neighboring distance at the grid cell-scale for increasing distance from 500 m to 4000 m (with first step of 500 m then 1000 m steps and with $d=3836\text{m}$). The top map represents the mean smoothing of local Getis-Ord $Zscore$ at increasing distances, e.g. it takes the mean of $Zscores$ calculated at different distances for each cell. The bottom map represents the maximum smoothing of local Getis-Ord $Zscore$ at increasing distances.

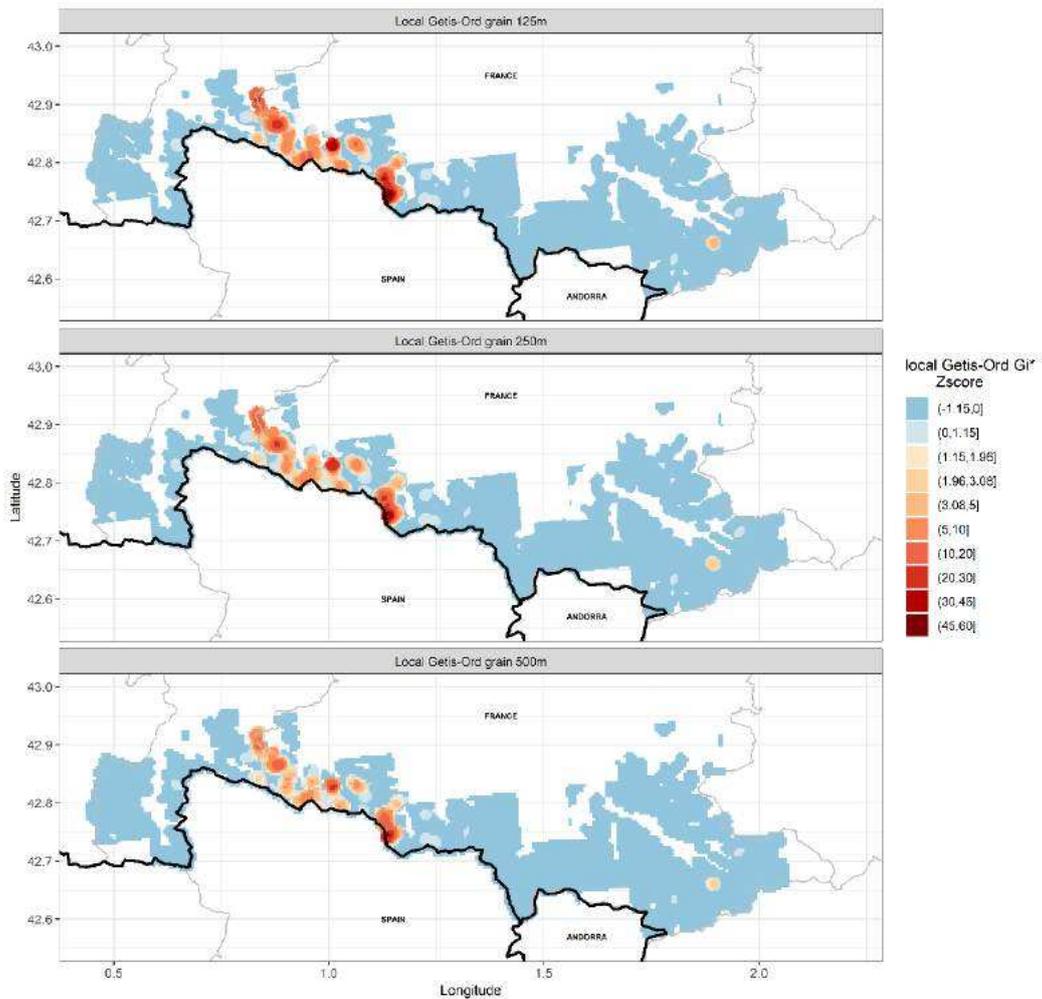


Figure A3c: Sensitivity analysis to resolution at the grid cell-scale for 125x125m, 250x250m and 500x500m grain.

The results are not very sensitive to the spatial grain at the grid cell-scale (Fig. A3b and A3c). Whatever the spatial grain and the neighboring distance (Fig. A3b and A3c), brown bear depredation hotspots exist in the Pyrenees and their locations do not change. This shows the robustness of the results. However, the increase of the neighboring distance, influencing the spatial relationship between pastures (Fig. A3a) or between cells (Fig. A3b), tends to increase the area of influence of highly depredated areas. Moreover, the difference with area having low depredation counts is then stronger creating coldspots that did not appear before (Fig. A3a, A3b).

Appendix 4: Temporal analyses of depredation hotspots at the grid cell-scale.

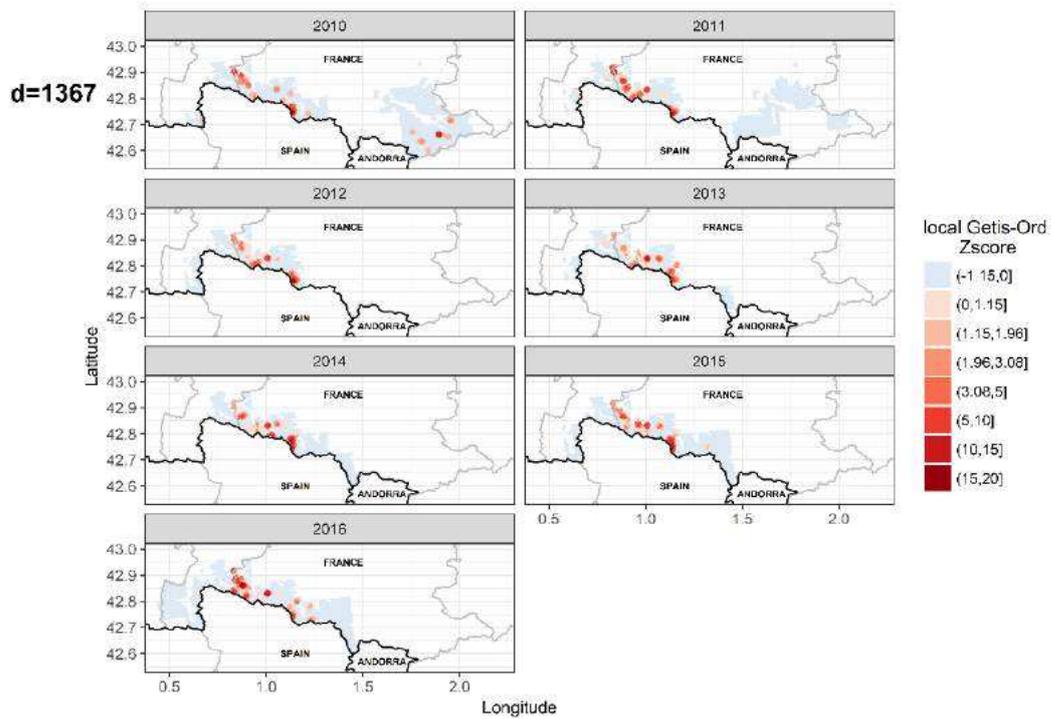


Figure A4a: Annual local Getis-Ord $G_i^*(d)$ at $d=1367$ m from 2010 to 2016 on the annual presence area of brown bears.

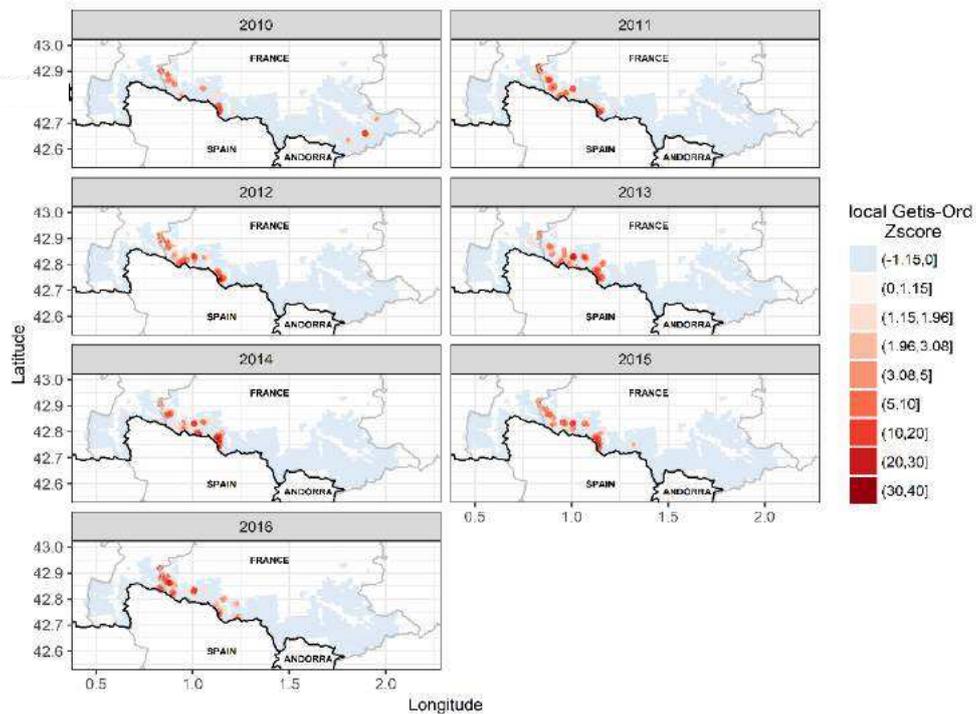


Figure A4b: Annual local Getis-Ord $G_i^*(d)$ at $d=1367$ m from 2010 to 2016 on the pooled presence area of brown bears.

The second figure shows the same presence area for each year. This is the pooled presence area from 2010 to 2016. We did a different local Getis-Ord $G_i^*(d)$ analysis than the first one (Fig. A4a) on grid cell each year on the pooled presence area in order to calculate the Mann-Kendall time trend test by avoiding having NAs data for cells that are not present each year.

Appendix 5: Map of the pastoral units in the Central nucleus of the Pyrenean brown bear population, France.

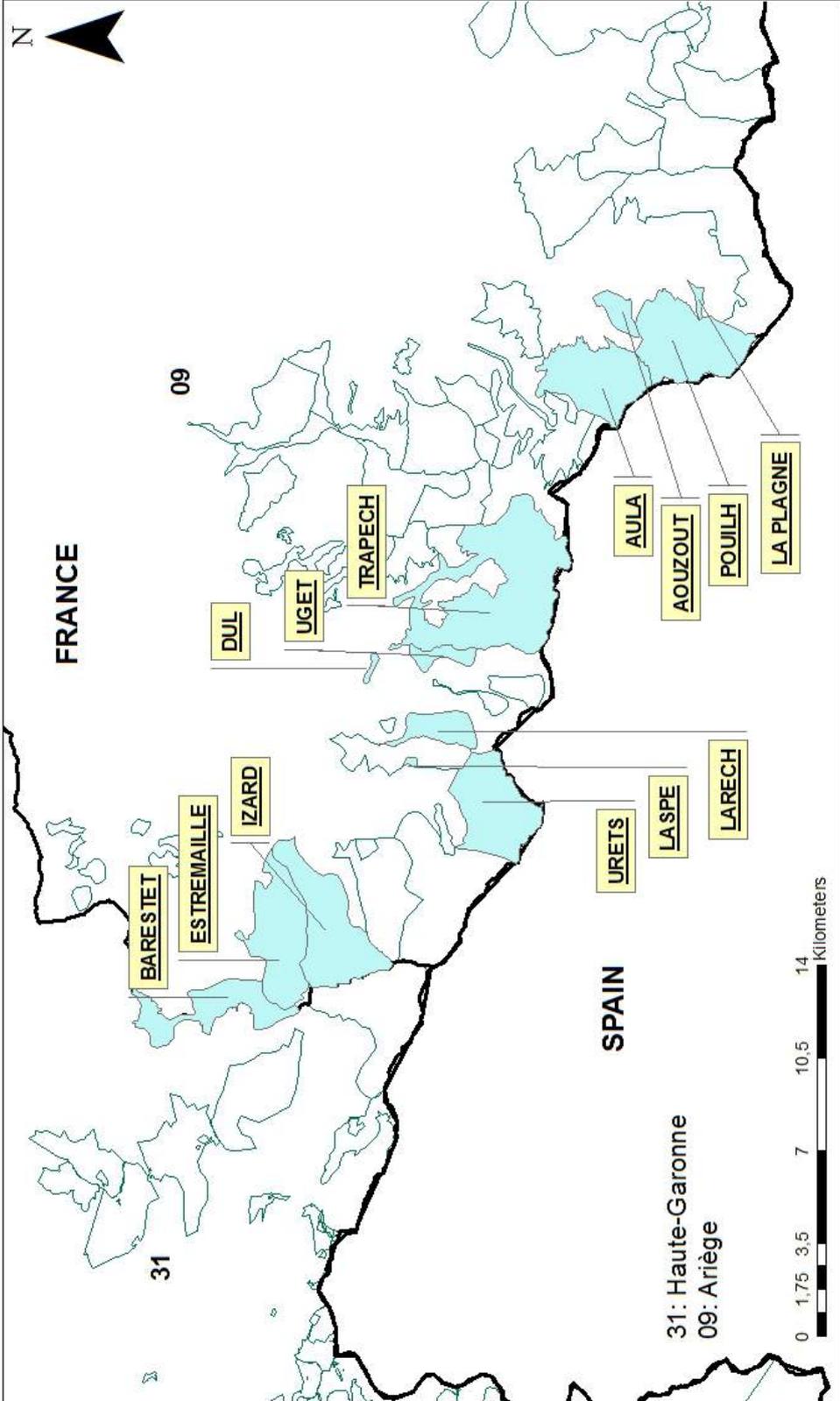


Fig. A5: Map of the pastoral units in the Central nucleus of the Pyrenean brown bear population in France. The pastoral units named are the ones ranked in Table 1.

Appendix 6: Modeling environmental factors affecting hotspot presence probability.

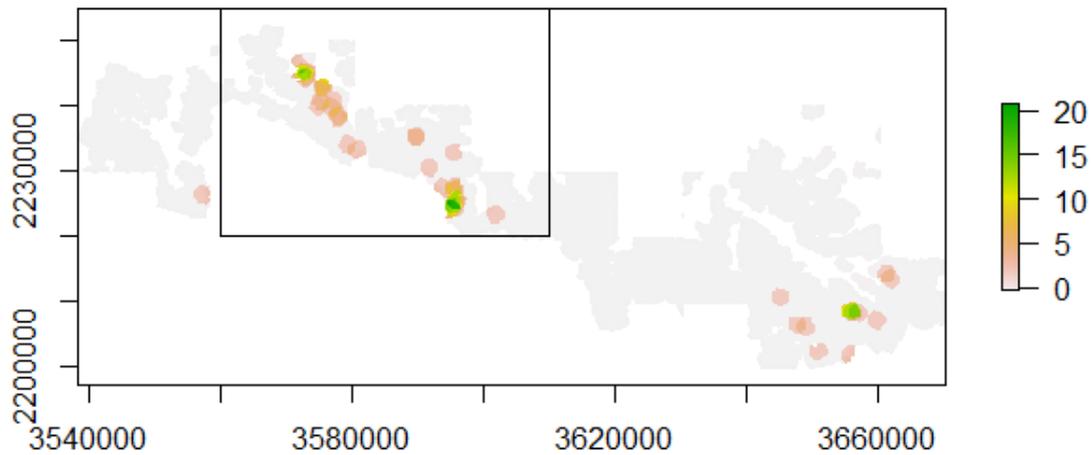


Fig. A6a: Map of the restricted area on which we model the effect of environmental variables on hotspots probability (rectangle surrounding the restricted area in the center of the map). The underneath hotspots map displays the 2010 hotspots (Fig. A4b).

Table A6a: Description of environmental variables used for building the model of hotspots probability. For the terrain variables (slope and ruggedness), we used the terrain function within the *raster* package (Hijmans et al., 2019) of the R CoreTeam free software. The terrain function computes the ruggedness as TRI (Terrain Ruggedness Index), the mean of the absolute differences between the value of a cell and the value of its 8 surrounding cells. It computes the slope according to Horn (1981). The Horn algorithm may be best for rough surfaces (neighbors = 8). We computed the brown bear activity density index as the mean of bear signs into seven buffers for taking into account the range of movement behavior of brown bears, that can be sex and age biased.

Variable	Constructed from	Source	Type
Nearest distance to forest (ndTCD)	Tree Cover Density (for more information on the construction of this variable please visit the author's GitHub page)	https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/forests/tree-cover-density/status-maps/2015	Continuous
Nearest distance to building (ndBUILD)	Open Street Map data (scripts and information at the author's GitHub page)	Open Street Map (French cadaster 2016)	Continuous
Proportion of grassland Grass r=1367 Grass r=1000 Grass r=500	Please refer to the author's GitHub page for the computation of a grassland cover raster and buffer raster proportion	https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/grassland/status-maps and https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover	Continuous
Elevation ELE		https://land.copernicus.eu/imagery-in-situ/eu-dem/eu-dem-v1.1	Continuous
Slope SLO	Elevation with the terrain() function in R	https://land.copernicus.eu/imagery-in-situ/eu-dem/eu-dem-v1.1	Continuous
Ruggedness TRI	Elevation with the terrain() function in R	https://land.copernicus.eu/imagery-in-situ/eu-dem/eu-dem-v1.1	Continuous
Brown bear activity density (bear activity)	Mean value of numbers of systematic bear signs collected per cells through 7 buffers (500-5000m) per year	ONCFS Brown bear team and ROB data	Continuous and annual

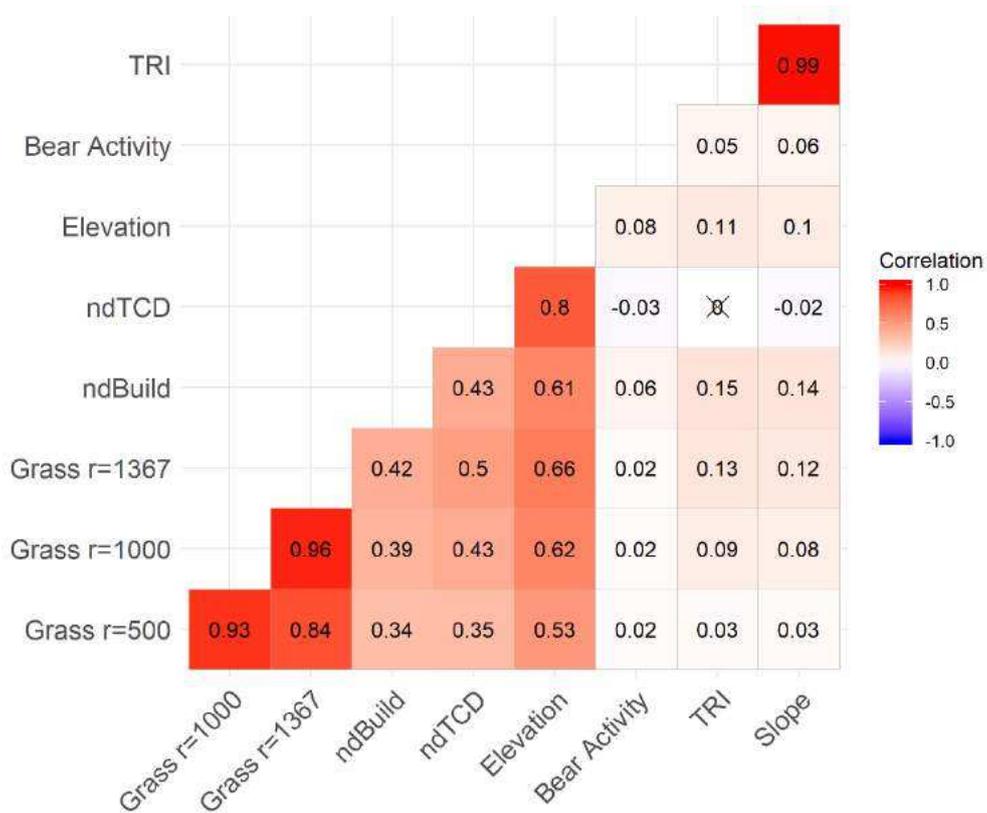


Fig. A6b: Correlation plot of collinearity between pair of environmental variables described in Table A6a. We standardized those variables as

$$x = \frac{x - \bar{x}}{2 \text{sd}(x)}$$

From this correlation plot, we exclude from similar models the following pairs of variables: Grass r=1367 & Grass r=500, Grass r=1367 & Grass r=1000, Grass r=1000 & Grass r=500, ndTCD & Elevation, TRI & Slope. Grassland proportions are computed for three different size of buffers 500, 1000 and 1367 m. TRI and Slope are computed thanks to the terrain function in R (TRI represents ruggedness computed for steep landscape). Bear activity represents brown bear activity density, which is the mean number of bear signs collected thanks to the systematic monitoring.

Table A6b: Model selection table (the first ten best models based on AIC) for modeling hotspots probability with environmental variables

	Intercept	Activity	Elevation	Grass r=500	Grass r=1367	Grass r=1000	ndBuild	ndTCD	Slope	TRI	df	AICc	delta	weight
1	-4.42	0,56	NA	NA	3,95	NA	-0,94	-0,35	0,48	NA	8	36 379,91	0,00	0,98
2	-4.40	0,56	NA	NA	3,96	NA	-0,93	-0,37	NA	0,37	8	36 387,84	7,92	0,02
3	-4.40	0,58	-0,46	NA	3,95	NA	-0,90	NA	0,53	NA	8	36 392,19	12,28	0,00
4	-4.45	0,57	NA	NA	3,78	NA	-1,04	NA	0,54	NA	7	36 399,97	20,06	0,00
5	-4.37	0,58	-0,47	NA	3,96	NA	-0,89	NA	NA	0,40	8	36 401,43	21,52	0,00
6	-4.31	0,57	NA	NA	3,99	NA	-0,88	-0,40	NA	NA	7	36 404,02	24,10	0,00
7	-4.42	0,58	NA	NA	3,78	NA	-1,03	NA	NA	0,41	7	36 409,76	29,85	0,00
8	-4.27	0,59	-0,49	NA	3,98	NA	-0,84	NA	NA	NA	7	36 421,29	41,37	0,00
9	-4.32	0,58	NA	NA	3,80	NA	-0,99	NA	NA	NA	6	36 430,56	50,64	0,00
10	-4.38	0,57	-1,03	NA	3,93	NA	NA	NA	0,43	NA	7	36 471,83	91,92	0,00

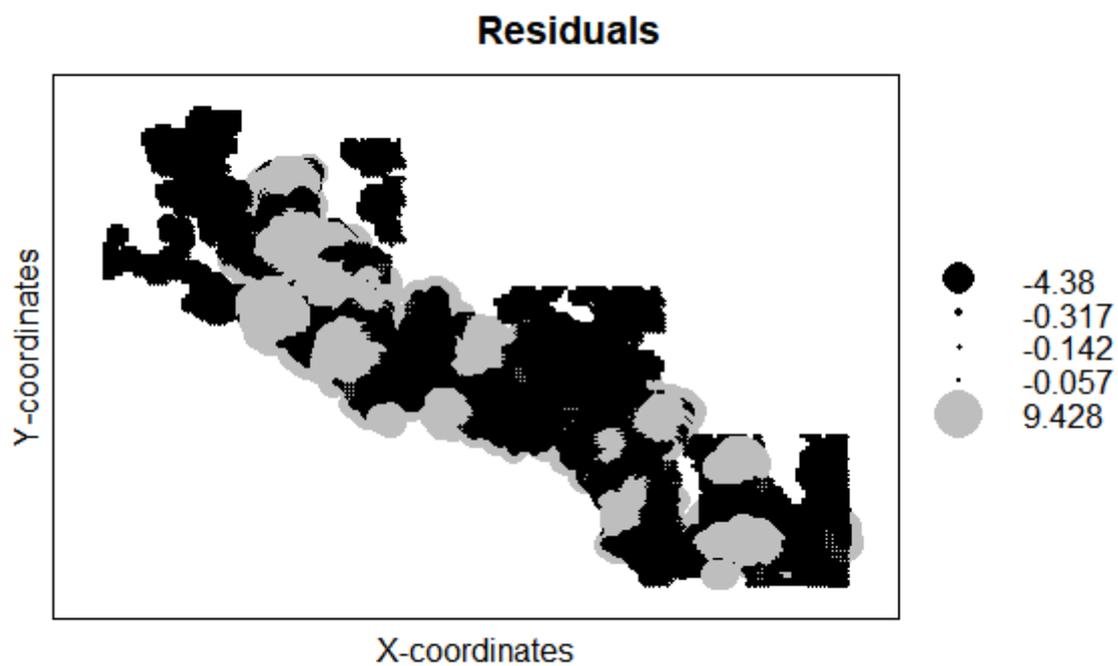


Fig. A6c: Pearson residuals bubble plot to visualize spatial autocorrelation from best model.

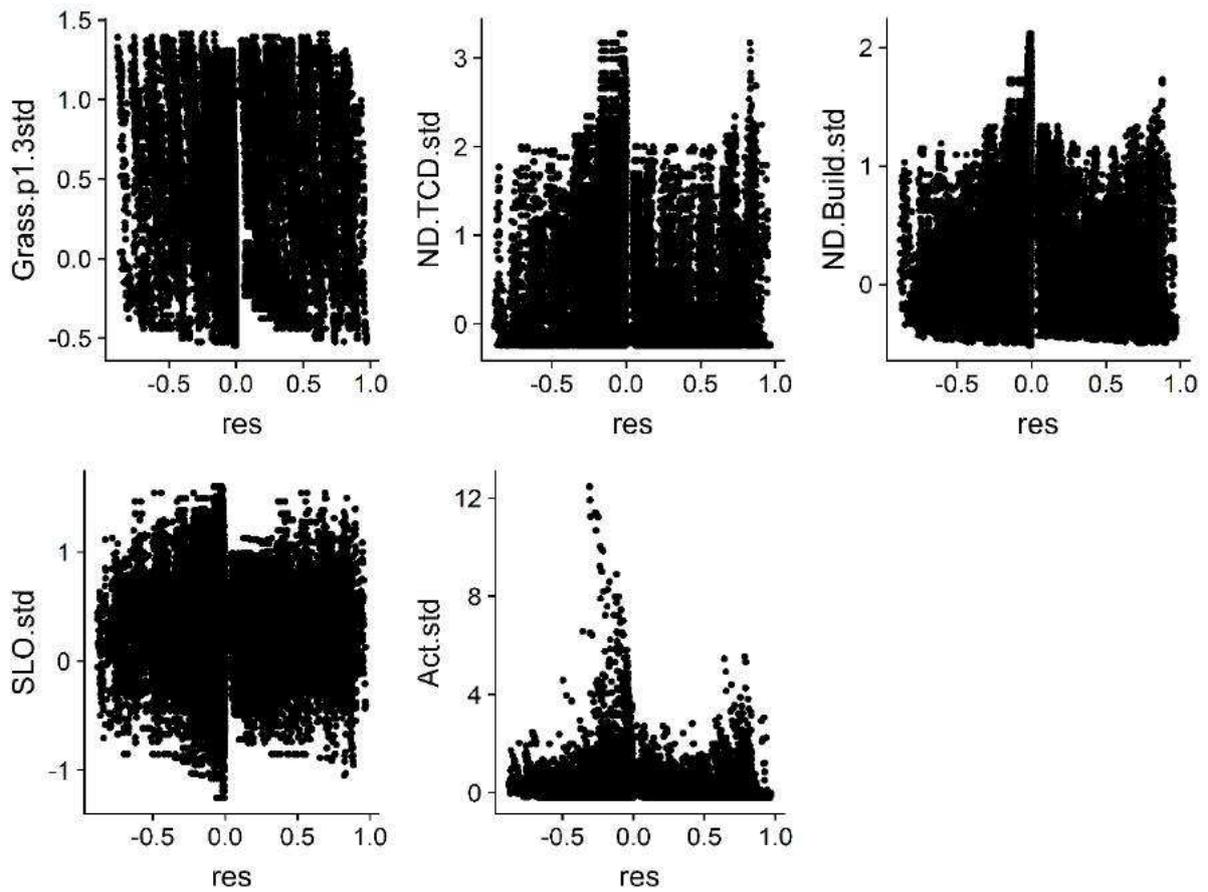


Fig. A6d: Pearson residuals of best model versus each explanatory variables to check for homogeneity.

In order to take into account for this residual spatial correlation, we computed a bootstrap of 200 points per year forty times which reduce the spatial correlation of each models' residuals to $[-2;2]$. We ran thus forty times the best model with these subsamples and averaged their results to predict the hotspot probability (Fig. A6e). We also represent each variables with their predictions, histograms and boxplot (Fig. A6f).

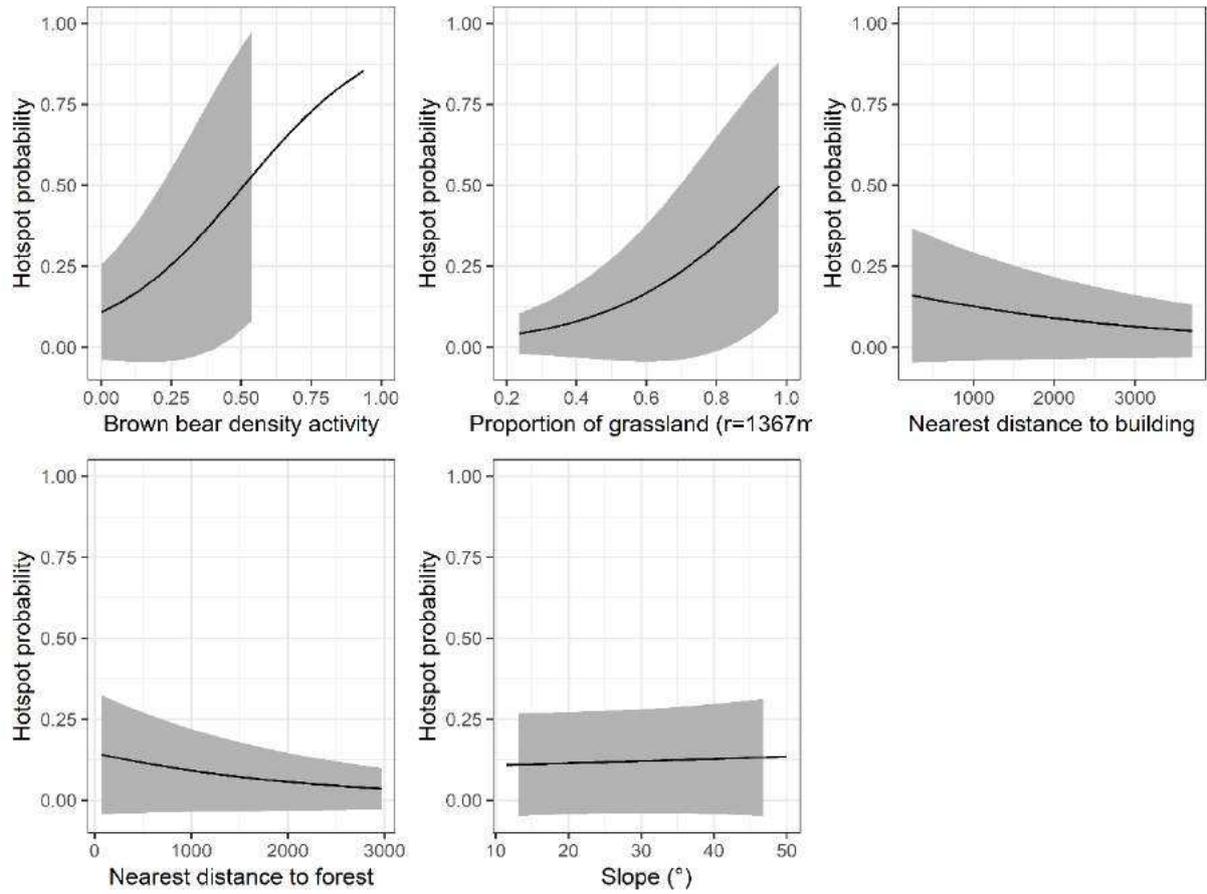
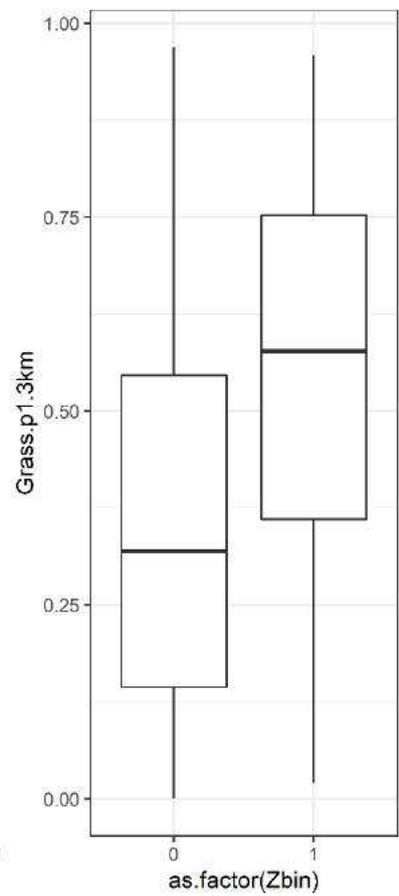
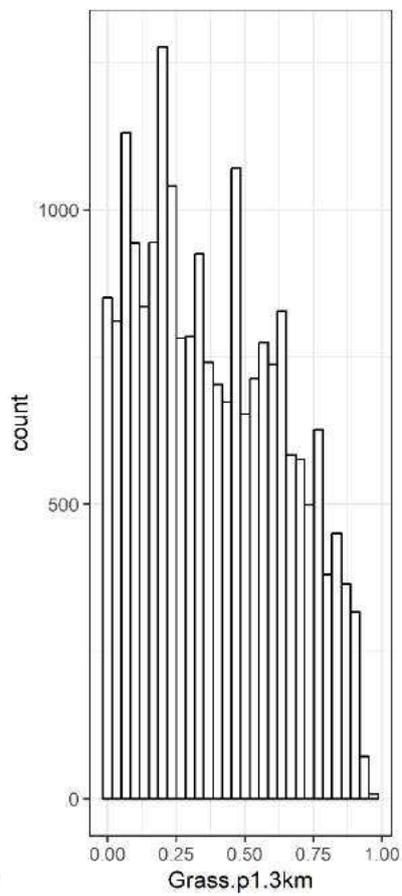
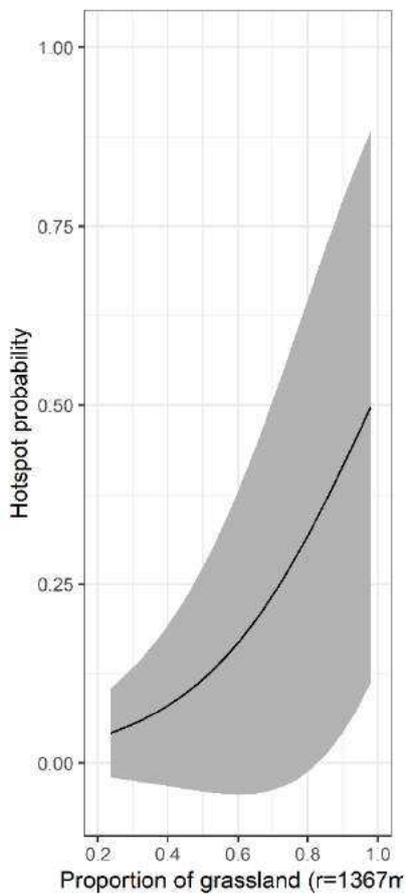
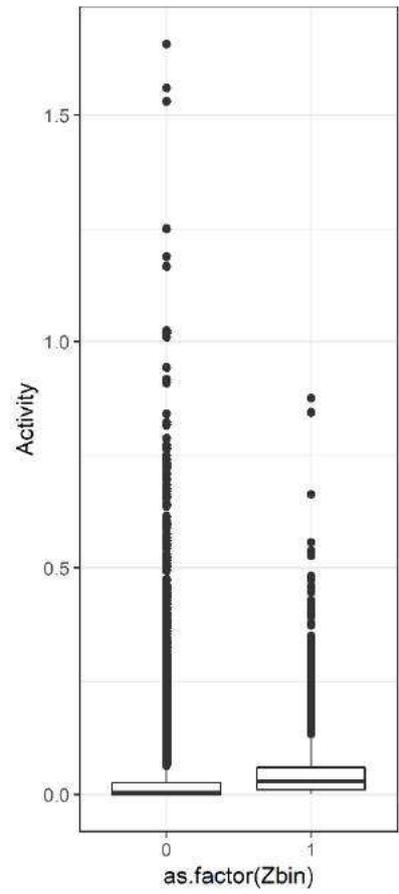
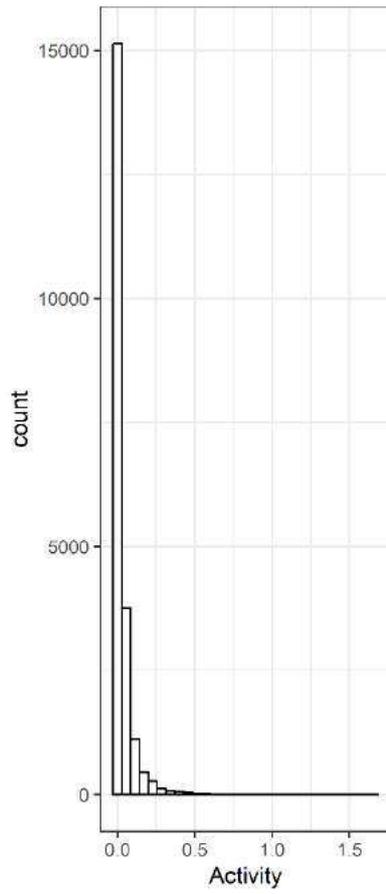
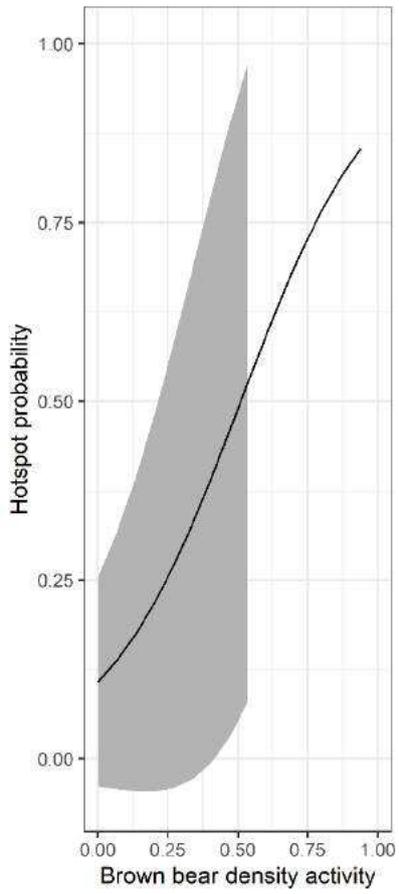
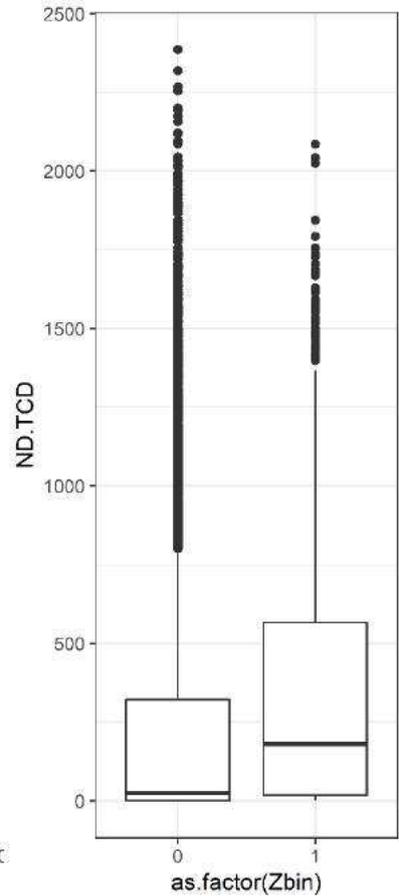
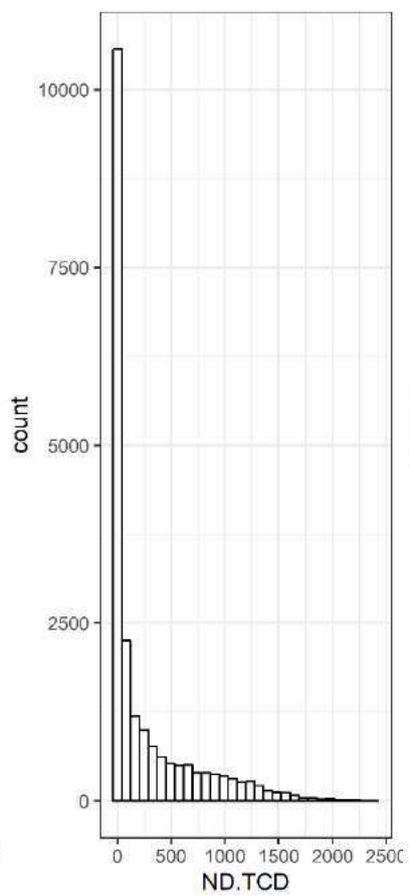
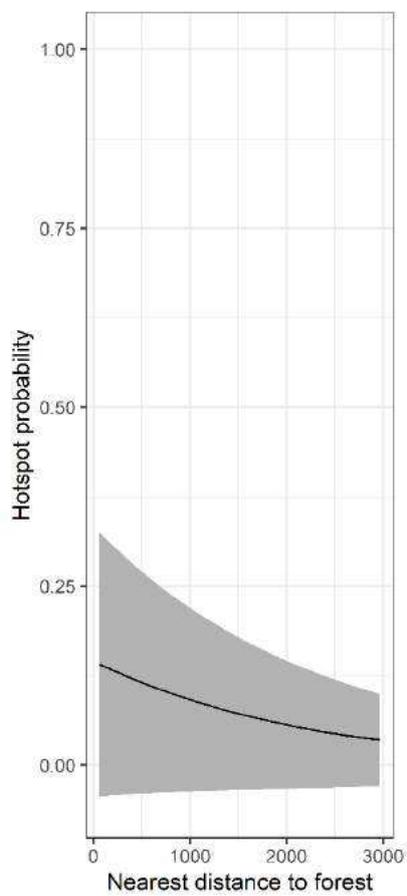
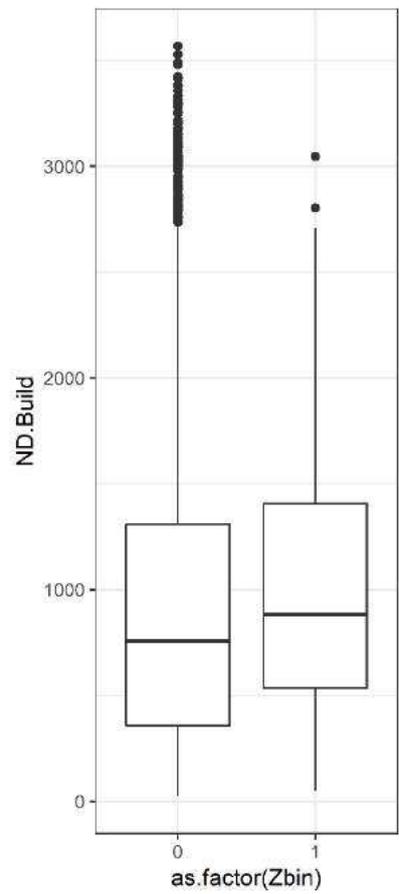
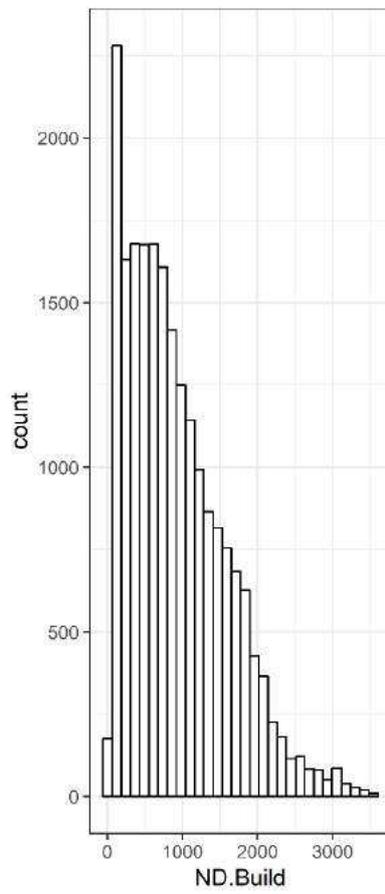
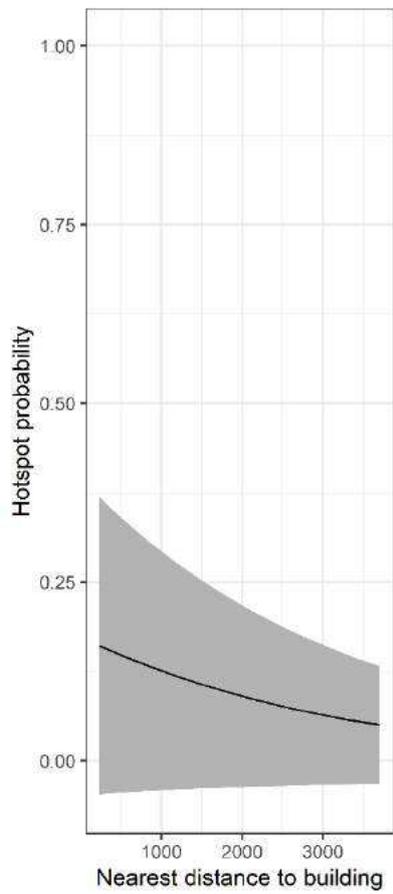
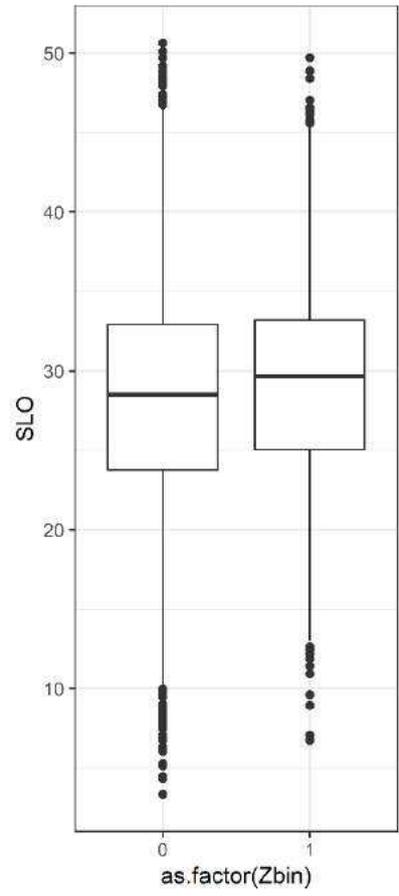
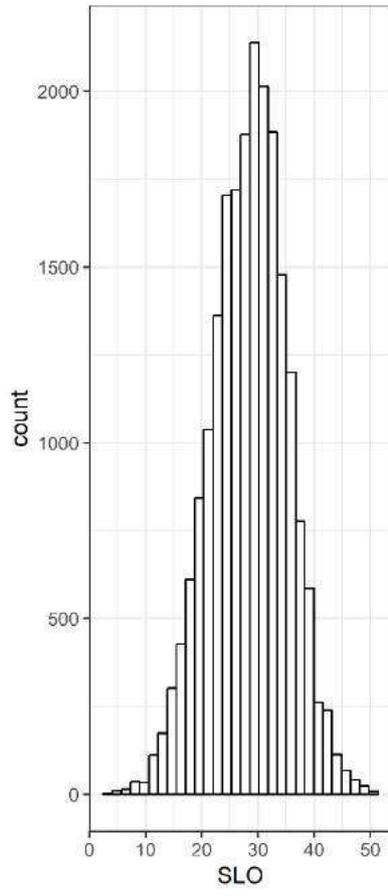
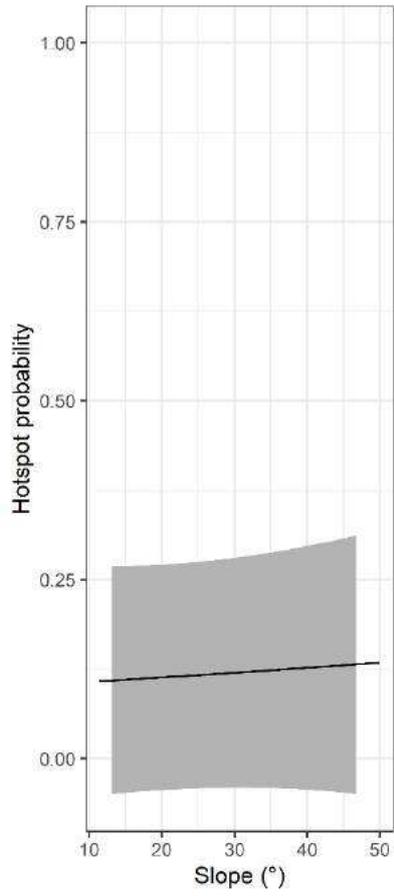


Fig. A6e: Predicted hotspot probability from bootstrapped best model for each explanatory variables.

Fig. A6f: All the figures below are the details of each predictor shown in Fig. A6e with its own predictions, histogram and boxplot (Fig. A6f).







Chapitre 2. Le risque de déprédation par l'Ours brun en Europe de l'Ouest : une comparaison transfrontalière entre les Alpes Occidentales et les Pyrénées.

Article 2. Characterizing depredation risk from the brown bear, *Ursus arctos*, in Western Europe: a transboundary comparison between the Occidental Alps and the Pyrenees.

Gastineau, A., Corradini, A., Robert, A., Cagnacci, F., Pedrotti, L., Quenette, P.-Y., Sarrazin, F., & Mihoub, J.-B.

En préparation pour soumission

Dans ce chapitre, le but premier était d'identifier les facteurs environnementaux et anthropiques influençant la déprédation de l'ours brun sur les troupeaux domestiques. Dans un second temps, il s'agissait d'évaluer si ces relations, quantifiées à une échelle locale dans un environnement et une population spécifiques, sont transposables à une autre population d'ours bruns.

Le domaine de la modélisation du risque de déprédation (*depredation risk modeling*, Miller, 2015) prend de plus en plus d'importance pour informer la gestion des troupeaux domestiques et celle des carnivores. Les analyses combinant spatialement les informations à propos des interactions proies-prédateurs renseignant l'abondance des espèces ainsi que de leur distribution permettent de caractériser l'accessibilité des proies (Trainor and Schmitz, 2014) et la modélisation du risque de prédation a été originellement développé pour cela (Miller, 2015). Les concepts liés à la modélisation du risque spatial proviennent donc principalement de l'écologie spatiale et de la théorie de l'approvisionnement optimale (« optimal foraging theory »). Effectivement, les interactions proies-prédateurs façonnent leur utilisation respective de l'espace (Fig. 29). Pour augmenter la probabilité d'une attaque réussie, les prédateurs ont tendance à favoriser l'accessibilité de leur proie (« prey accessibility hypothesis » ; Hebblewhite et al., 2005), c'est-à-dire leur vulnérabilité, plutôt que leur disponibilité, ou leur abondance (« prey availability hypothesis » ; Hebblewhite et al., 2005; Hopcraft et al., 2005). Les modèles utilisés pour le risque spatial se trouvent à l'interface entre sélection de la ressource et concept de la niche écologique.

Le concept de la niche écologique a principalement été développé pour caractériser les facteurs environnementaux reflétant la gamme de conditions écologiques propices aux individus ou aux espèces (niches). Ces modèles d'adéquation de l'habitat (« Habitat Suitability Modeling », HSM) utilisent généralement les emplacements observés des individus et les caractéristiques écologiques associées pour déduire les habitats préférés et appropriés pour ces espèces ou individus. Les fonctions de sélection de la ressource (« resource selection (probability) function », RS(P)F) proposent de quantifier la probabilité que cette unité spatiale spécifique (la ressource) soit sélectionnée si rencontrée (Lele et al., 2013). Généralement, il est impossible d'estimer la probabilité de sélection dans le cas de données de présence seulement. Le postulat le plus classique est alors d'estimer les unités de ressources qui peuvent être rencontrées et de les utiliser comme distribution des unités disponibles, ce qui sous-entend la même accessibilité à chacun des points dans l'espace par les espèces. Le choix de la distribution disponible (où les absences peuvent être sélectionnées) affecte fortement l'inférence sur la probabilité de sélection. L'utilisation (usage) est alors dit sélectif si les unités sont utilisées de façon disproportionnée à leur disponibilité (Johnson, 1980; Lele et al., 2013).

Espace géographique

Espace environnemental

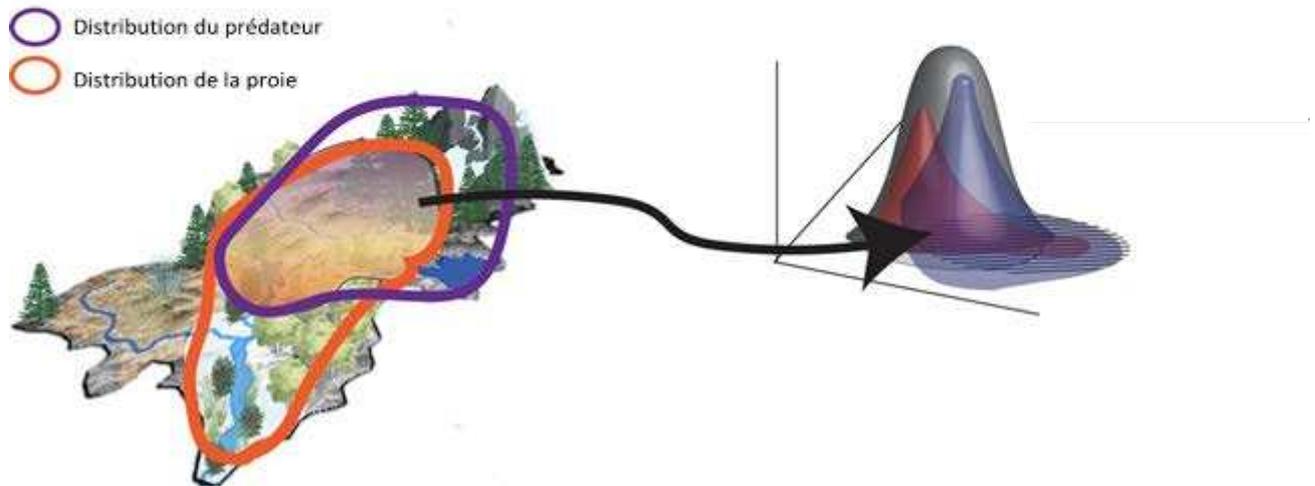


Fig. 29 : Schéma illustrant comment les distributions spatiales interdépendantes des prédateurs et des espèces proies sont caractérisées par un chevauchement de la disponibilité. La présence d'un prédateur peut faire en sorte qu'une proie ajuste son utilisation de l'espace pour maintenir sa condition physique, ce qui biaise les emplacements spatiaux. La distribution asymétrique tient compte des endroits où les proies sont les plus vulnérables, car elles sont très accessibles aux prédateurs (région de chevauchement entre les courbes de forme physique orange et violette). D'après Trainor et Schmitz, 2014.

L'analyse de la probabilité du risque de prédation (« depredation risk probability analysis », DRPA) s'appuie généralement sur les données de déprédation « réussie », représentant ainsi la niche *réalisée* des attaques (« realized predation risk », Miller, 2015) et non pas la niche *fondamentale* où des tentatives ont pu être effectuées et qui pourraient caractériser d'autres processus comme des effets indirects de la présence des prédateurs sur les proies (« landscape of fear »). Caractériser les facteurs environnementaux et anthropiques associés aux attaques permet d'identifier les zones combinant des conditions propices à la prédation, accessibilité des proies, et ainsi d'associer un risque de déprédation à chaque localité de l'espace (Hebblewhite et al., 2005).

Une des limitations majeures dans ces modèles est souvent l'absence de prise en compte des activités humaines. Or, elles sont indispensables pour évaluer la qualité de la conservation à long terme (Behr et al., 2017) et font partie intégrante du processus de déprédation. La gestion de la faune ne peut ignorer l'attitude et les activités humaines. Pour cela, dans le cadre de cette thèse, la récolte des données pastorales était indispensable. Ces données (section 3.4 de cette thèse) possèdent cependant de nombreuses limites pour leur pleine exploitation. Malgré tout, couplées aux variables environnementales supposées influencer l'écologie de l'ours brun, elles ont permis d'identifier les zones annuelles de disponibilité des proies domestiques dans les zones d'activité des ours.

Nous avons donc effectué une analyse de la probabilité du risque de déprédation à partir de données environnementales (Table 2 de l'article), comme par exemple la distance au couvert forestier, aux points d'eau, aux sentiers de randonnée, ainsi que de données pastorales, principalement le nombre de brebis par zone d'estive, et d'activités de l'Ours brun. L'analyse a été effectuée de façon similaire et parallèle sur les deux massifs montagnards hébergeant des populations renforcées d'Ours brun, les Pyrénées et les Alpes occidentales, afin d'évaluer la transférabilité et la généricité des résultats. L'évaluation des facteurs influençant la déprédation a été effectuée au travers d'une sélection de modèles de régression binomiaux mixtes. Cela a permis notamment de mettre en évidence l'importance de l'activité de l'Ours brun et de la proportion de pâturage sur l'augmentation de la probabilité du risque de prédation (Fig. 1 de l'article). La rugosité du terrain apparaît comme une variable importante dans les deux sites d'étude est associée à une diminution du risque (Fig. 1 de l'article). La distance au couvert forestier quant à elle montre une relation opposée dans les deux environnements (Fig. 1 de l'article), découlant possiblement d'une variabilité des paysages entre les sites. La sélection des meilleurs modèles pour chaque site a permis de cartographier le risque de déprédation à l'échelle du massif pyrénéen et des Alpes occidentales (Fig. 2 de l'article). La validation spatiale croisée permet d'évaluer dans quelles mesures les prédictions obtenues à partir des données d'une population peuvent expliquer les patrons de l'autre population, par exemple en appliquant les résultats pyrénéens sur le massif alpin.

Cette analyse permet ainsi d'approfondir nos connaissances sur les processus écologiques impliqués dans le comportement de prédation de l'Ours brun. Ce comportement, bien qu'il soit variable selon les contextes, semble être influencé en grande partie par les mêmes facteurs dans nos deux sites d'étude. Dans son ensemble, ce travail contribue à la compréhension des mécanismes créant les patrons de prédation pour agir de façon proactive afin que les mesures de prévention et de protection soient efficaces et permettent une extrapolation à l'échelle du massif là où l'ours n'est pas encore présent ou à plus large échelle, du fait du caractère prédictif de l'analyse.

Certaines études (Martin et al., 2012; Peters et al., 2015) ont montré que les ours peuvent encore coloniser une large surface de ces deux massifs. Dans ce cadre, et pour une mise en place proactive des mesures de protection et d'atténuation des conflits, j'ai effectué une modélisation additionnelle, identique à celle décrite plus haut, mais en retirant la variable de l'activité de l'ours brun. L'hypothèse de saturation sous-jacente pose la condition que des ours soient présents sur l'ensemble du massif considéré. Ainsi, une nouvelle sélection de modèle et une nouvelle carte de risque ont pu être produites (Fig. 30).

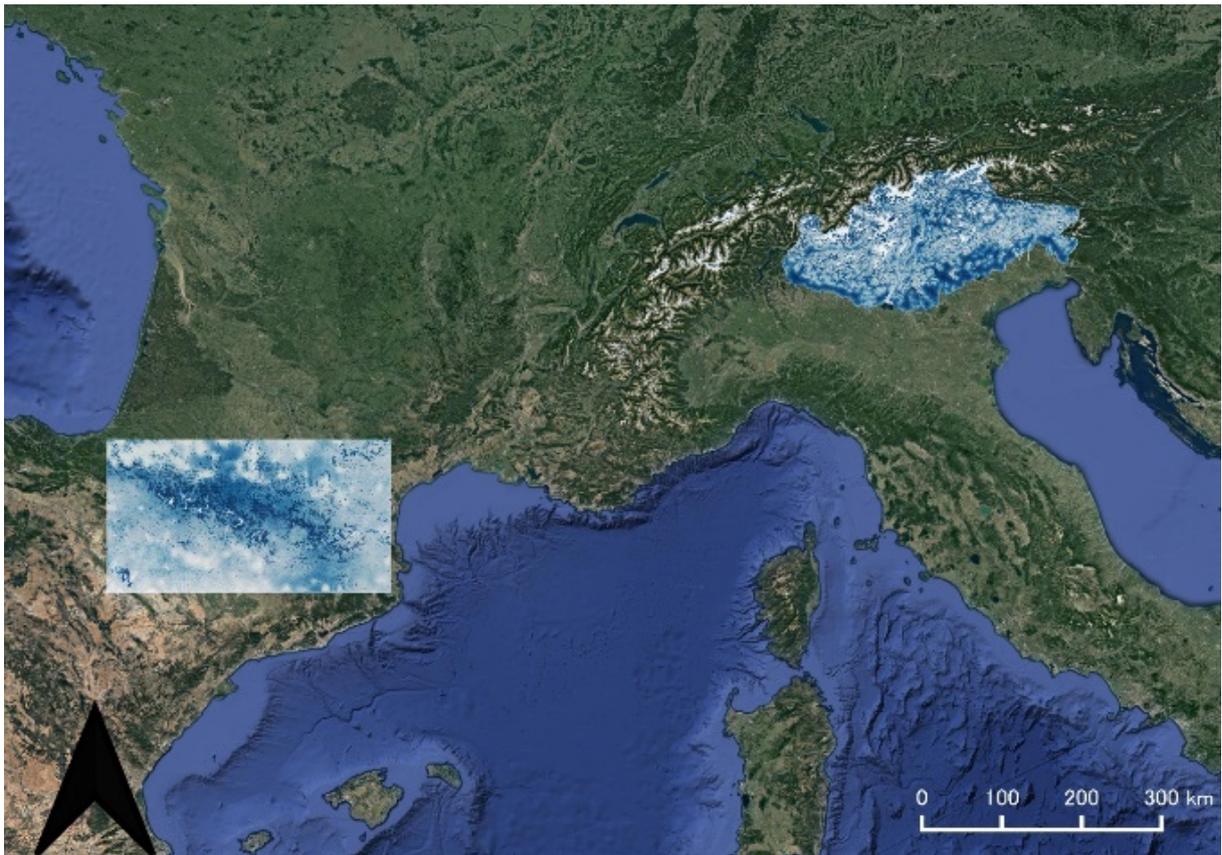


Fig. 30 : Cartes de la probabilité du risque de déprédation par l'ours brun dans les Pyrénées et dans les Alpes italiennes dans l'hypothèse de saturation du massif par cette espèce de grand carnivore.

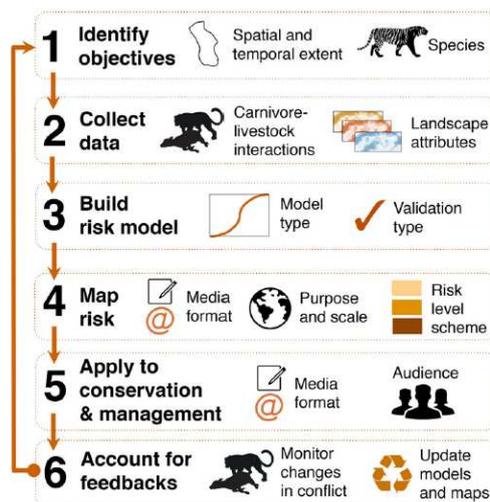


Fig. 31 : Le processus en six étapes depuis la création des cartes de risques de prédation à leur application dans le but d'atténuer le risque de conflits entre humains et carnivores : (1) déterminer les objectifs, (2) recueillir des données de prédation et les attributs du paysage (3) modéliser les données à l'aide d'une approche spatialement explicite ; et valider les résultats, idéalement à l'aide de données indépendantes, (4) cartographier les prédictions du risque tout en tenant compte de l'objectif, (5) appliquer les résultats en utilisant divers formats de médiation au travers des parties prenantes, des gestionnaires, des praticiens de la conservation et des décideurs et enfin (6) mettre à jour les modèles et les cartes régulièrement pour tenir compte des retours d'information au sein du système. D'après Miller 2015

Article 2

1 Characterizing depredation risk from the brown bear, *Ursus arctos*, in Western
2 Europe: a transboundary comparison between the Occidental Alps and the
3 Pyrenees.

4 Authors: Adrienne Gastineau^{1,2}, Andrea Corradini^{3,5}, Alexandre Robert², Francesca
5 Cagnacci³, Luca Pedrotti^{4,5}, Pierre-Yves Quenette¹, François Sarrazin² & Jean-Baptiste
6 Mihoub²

7
8 ¹ Equipe Ours, Unité Prédateurs-Animaux Déprédateurs, Office National de la Chasse et de
9 la Faune Sauvage, impasse de la Chapelle, 31800, Villeneuve-de-Rivière, France.

10 ² Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (CESCO), Muséum National
11 d'Histoire Naturelle, Centre National de la Recherche Scientifique, Sorbonne Université, CP
12 135, 43 rue Buffon, 75005, Paris, France.

13 ³ Department of Biodiversity and Molecular Ecology, Research and Innovation Centre,
14 Fondazione Edmund Mach, 38010, San Michele all'Adige, Trento, Italy.

15 ⁴ Stelvio National Park, 42 via De Simoni, 23032, Bormio, Italy

16 ⁵ Province of Trento, Forest and Wildlife Service, 3 via G.B. Trener, 38100, Trento, Italy

17 Corresponding author: Adrienne Gastineau

18 Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (CESCO), Muséum National d'Histoire
19 Naturelle, Centre National de la Recherche Scientifique, Sorbonne Université, CP 135, 43
20 rue Buffon, 75005, Paris, France

21 +33 (0) 6 30 79 11 41

22 adrienne.gastineau@gmail.com

23

1 **Abstract**

2 Depredation is a very widespread conflict on a global scale and seems to be particularly
3 intense within the recolonization areas of large carnivores. We characterized the depredation
4 process by accounting for predator-prey interactions and environmental features in order to he
5 identify potential conflict locations. We focused on the bear-sheep system in the Pyrenees and
6 the Italian Alps. The aim was to identify key landscape factors where sheep were most
7 vulnerable to brown bear. The transferability of results developed in a specific local context
8 was evaluated through the comparison of the two study sites. We analyzed brown bear activity,
9 terrain, human infrastructure and habitat variables at 659 and 81 kill sites, respectively for
10 Pyrenees and Italian Alps, and same number of random sites, distributed over the study period
11 (2010 – 2017), at 20 m resolution. Brown bear activity, grassland proportion, distance to forest
12 and ruggedness variables contributed strongly to the depredation risk in both study areas,
13 despite context specific effect of other variables. Depredation risk probability maps revealed
14 high-risk areas inside the core area of both brown bear populations and in several patches in
15 more human-dominated zone. Validation against known depredation sites inside both
16 populations (internal cross-validation) and between populations (external cross-validation)
17 revealed [to be added]. The spatially explicit mapping of the depredation risk might benefit to
18 both sociological and ecological conservation fields as a tool to help mitigating conflicts'
19 impacts and therefore increasing positive attitudes towards large carnivores. Restoration of
20 large carnivore populations needs a priori knowledge about conflicts in a human-dominated
21 environment in order to implement prevention measures in a proactive way.

22

23 **Keywords:** Human-Carnivore Coexistence, Depredation conflict, Risk map, Brown bear,
24 mixed modeling

25

1 **Introduction**

2 Populations of large carnivore are globally declining because of continued human-induced
3 fragmentation and destruction of wild habitats (Fernández-Gil et al., 2016; Maxwell, Fuller,
4 Brooks, & Watson, 2016; Proctor, McLellan, Strobeck, & Barclay, 2005), decreasing of natural
5 prey populations and direct persecutions (Adrian Treves, Kapp, & MacFarland, 2010; Adrian
6 Treves, Krofel, & McManus, 2016). In contrast to most parts of the world, the abundances of
7 carnivore populations are increasing Europe (Chapron et al., 2014; Ripple et al., 2014), as a
8 result of the implementation of conservation policies, and active management efforts such as
9 reintroductions. Paradoxically, Europe is also one of the region mostly dominated by human-
10 used landscapes, with very restricted areas where big wilderness can sustain (J. D. Linnell,
11 Swenson, & Anderson, 2001; Zedrosser, Steyaert, Gossow, & Swenson, 2011). As a
12 consequence, land sharing is the main option for human-carnivore coexistence in Europe.
13 Where carnivore populations grow, the risk of negative interactions arises (J. D. C. Linnell &
14 Boitani, 2011; Rosen & Bath, 2009). Because livestock depredation is one of the major sources
15 of conflicts between large carnivores and humans, it is therefore the major challenge for
16 pastoral communities and conservation practitioners to increase tolerance and promote the
17 preservation of the species. The depredation conflict is widespread on a global scale but
18 seems to be particularly intense within the recolonization areas of large carnivores (A. Treves
19 et al., 2004; Rosie Woodroffe, Thirgood, & Rabinowitz, 2005).

20 Reintroducing individuals thus needs a priori knowledge about suitable areas and possible
21 population dynamics and range, especially when conflicts can occur in a shared environment.
22 The conservation of large carnivores over the world has relied on protecting or reinforcing
23 declining or remnant populations mainly through conservation translocations of individuals into
24 suitable areas (Seddon, Griffiths, Soorae, & Armstrong, 2014). Assessing the success of these
25 restoration programs requires considering the projected long-term dynamics and viability of
26 restored populations (Robert et al., 2015), but also habitat evaluation through comparing
27 fundamental and realized niches (Peters et al., 2015). In particular, wild carnivores are

28 expected to select habitats for food availability and to avoid areas of high human activity to
29 secure themselves from mortality (retaliatory ref and habitat use LC). However, human-
30 associated food resources might also induce conditioned individuals, creating ecological traps
31 with an increased mortality rate due to the creation of conflict on these areas (Northrup,
32 Stenhouse, & Boyce, 2012). As an example, the edge effect phenomenon reflects the
33 additional mortality rate of animals roaming outside or at the edge of protected areas (R.
34 Woodroffe & Ginsberg, 1998). Such human induced pressure is of particular importance for
35 restored or recovering species overlapping human-dominated landscapes, as it can more
36 strongly influence recolonization process and population viability even in the presence of
37 suitable environments (Behr, Ozgul, & Cozzi, 2017). Thus, in some species, the main risk
38 factor for long term conservation success relies on human acceptance (Behr et al., 2017;
39 Dickman, 2010; Madden, 2004; Naughton-Treves & Treves, 2005; Peters et al., 2015). In this
40 context, the spatially explicit mapping of the depredation risk might benefit to both sociological
41 and ecological conservation fields as a tool to help mitigating conflicts' impacts and therefore
42 increasing positive attitudes towards the species of large carnivores.

43 The growing field of *predation risk modeling* (Miller, 2015) was originally developed in the frame
44 of the interactions between predators and their natural preys. Predator-prey interactions are
45 indeed generally shaped by both anti-predatory behaviors and hunting strategies
46 (Hebblewhite, Merrill, & McDonald, 2005; Trainor & Schmitz, 2014). Hunting strategies
47 influence the selection of resources on a cost-benefit continuum. Prey availability alone is not
48 sufficient to guarantee predation success (*prey availability hypothesis*, Hebblewhite et al.,
49 2005; Miller, 2015; Miller, Jhala, Jena, & Schmitz, 2015). When choosing hunting sites, many
50 large carnivores prioritize the capture success of their prey over their abundance (*prey*
51 *accessibility hypothesis*, Hebblewhite et al., 2005; Hopcraft, Sinclair, & Packer, 2005; Miller,
52 2015). The accessibility of the prey is therefore favored over its availability for successful
53 predation. Prey themselves are heterogeneously distributed in space as a striking a
54 compromise between avoiding predation and maximizing the supply of necessary resources
55 (Trainor & Schmitz, 2014). Indeed, preys have their own energy requirements and their overall

56 spatial needs to cover while demonstrating predation avoidance strategies to reduce the
57 likelihood of encounters with a predator (Hebblewhite et al., 2005; Hopcraft et al., 2005; Miller,
58 2015; Trainor & Schmitz, 2014). These behavioral processes lead to a complex distribution of
59 prey-predator interactions in time and space called the landscape of fear.

60 Consequently, predator-prey interactions might not be randomly distributed. Depredation can
61 be considered as a particular case of prey-predator systems. Although human management
62 may also strongly influences the accessibility of preys through (i) a relatively predictable
63 distribution of domestic herds and (ii) the loss of animals' anti-predator behaviors through
64 domestication and large herd sizes. Altogether, these characteristics lead to a greater
65 vulnerability of domestic animals and in some cases, to the preference for domestic preys by
66 large carnivores in comparison to wild preys (Fritz, Loreau, Chamaillé-Jammes, Valeix, &
67 Clobert, 2011; Hebblewhite et al., 2005; Lima & Dill, 1990; Trainor & Schmitz, 2014), which
68 exacerbate depredation risk and human-wildlife conflicts.

69 Thus, depredation, the predation of large carnivores on domestic herds, has been shown to
70 be concentrated into hotspots (black bear *Ursus americanus*, Baruch-Mordo, Breck, Wilson, &
71 Theobald, 2008; brown bear *Ursus arctos*, Gastineau, Robert, Sarrazin, Mihoub, & Quenette,
72 2019; Wilson et al., 2005; lion *Panthera leo*, Meena, Macdonald, & Montgomery, 2014;
73 European lynx *Lynx lynx*, Stahl, Vandel, Herrenschmidt, & Migot, 2001). Actually, the site effect
74 in depredation risk modeling framework comes from the fact that the size of the herd is only
75 marginally related to the number of attacks (European lynx *Lynx lynx*, Stahl et al., 2001).

76 Moreover, it has been demonstrated that the withdrawal of individual(s) creating a hotspot,
77 often called "problem individuals" (at least in solitary species), only temporarily resolves the
78 conflict before the exact same phenomenon reappears in the same place from another
79 individual (lion, Cooley, Wielgus, Koehler, Robinson, & Maletzke, 2009; European lynx, Stahl
80 & Vandel, 2001; Stahl, Vandel, Herrenschmidt, & Migot, 2001b; grey wolf *Canis lupus*, Wielgus
81 & Peebles, 2014). This strengthen the assumption that depredation hotspots are mainly
82 influenced by factors inherent to their sites ('site effect'). In any case, landscape characteristics,
83 herd management practices and the spatial distribution and behavior of carnivores and their

84 preys may be used to model depredation risk probability on the basis of site-specific
85 characteristics.

86 In this context, the *depredation risk probability analysis* is a set of developing tools allowing to
87 inform decisions on livestock management and carnivore conservation through identifying high
88 and low risk areas associated with specific landscape features. The *depredation risk probability*
89 *analysis (DRPA)* provides a probability of depredation risk in space and allows a better
90 understanding of the depredation process by linking environmental and/or management
91 factors to risk probabilities (Miller, 2015).

92 Depredation on livestock is one of the major threat to large carnivore conservation, and the
93 conservation of brown bears in Europe does not deviate from the rule. It actually constitutes
94 the major issue for the social acceptance of the species, thus jeopardizing the long term
95 conservation of its populations. The IUCN lists the brown bear, *Ursus arctos*, as “Least
96 Concern” species in terms of conservation at the global scale (McLellan, Proctor, Huber, &
97 Michel, 2016). However, at the European scale, its conservation is of very high concern in
98 relation with the conservation of the genetic pool of the species, as well as its ecosystem
99 impacts and associated patrimonial services (the species is listed as “Least Concern” for
100 Europe and “Vulnerable” for the Mediterranean area). The study the two reinforced brown bear
101 populations in Western Europe in the Italian Alps and in the Pyrenees strengthen the statement
102 because of the recolonization of a large carnivore species into environments from where it has
103 been extirpated. Both populations benefited from reinforcement programs of their remnant
104 populations initiated in 1996 in the French Pyrenees and in 1999 in the Italian Alps (Table 1;
105 Peters et al., 2015). Bears currently occurring in these areas mostly descend from individuals
106 translocated from Slovenia (Table 1; Chapron et al., 2003; Quenette et al., 2000). In both study
107 sites, each summer, shepherds lead hundreds of thousands of domestic animals (mainly
108 sheep but also goats, cattle, horses and sometimes donkeys) into mountainous pastoral areas,
109 thus overlapping brown bear presence range. Moreover, this period coincides temporally with
110 the mating season for brown bears as well as the rearing of cubs and the establishment of
111 subadults in their new home ranges (Støen, Zedrosser, Sæbø, & Swenson, 2006; Swenson,

112 Gerstl, Dahle, & Zedrosser, 2000). Overall, regular damages on livestock by brown bears each
113 year create intense conflicts with humans. However, individuals of these two populations
114 evolve in different environment in terms of size of domestic herds and human density mainly.
115 Brown bear depredation in the Pyrenees mainly happen on sheep (93%), which is similar in
116 the Alps however it is not the same size effect (57%).
117 Here, we aim at comparing the factors and ecological processes influencing the depredation
118 behavior of two reinforced brown bear populations, in the Pyrenees and the Italian Alps, to
119 evaluate if the site effect hypothesis apply in both populations. The goal is to explore the
120 transferability of ecological knowledge for management recommendations built on small
121 populations in different environments can be used for any other brown bear population in
122 Europe. For that purpose, we investigated the factors influencing the brown bear depredation
123 pattern in each of our areas and produced risk maps of depredation. Then, we examined the
124 performance of a model built on one population to predict the depredation risk probability in
125 the other population (external cross-validation). The factors considered in this analysis are
126 landscape factors and brown bear activity in the frame of domestic prey availability based on
127 human pastoral activity reporting.

128 **Materials and methods**

129 **Study areas**

130 *Pyrenees*

131 The Pyrenees Mountains are enlarged on an East-West axis ranging between France, Spain
132 and Andorra (Fig. 1a; Table 1). The study area consists of large valleys and steep mountains.
133 Forests of deciduous (beeches *Fagus sylvatica*, oaks *Quercus*, birches *Betula pubescens*) and
134 coniferous (firs *Abies alba*, spruces *Picea alba*, pines *Pinus sylvestris*) trees cover a large part
135 of the landscape. The climate ranges from Mediterranean in the Eastern Pyrenees to
136 continental and oceanic in the Central and Occidental parts.

137 *Alps*

138 The Occidental Alps Mountains range from South-East France to North-East Austria via
139 Northern Italy and the Provincia Autonoma di Trento (Fig. 1b; Table 1). The study area consists
140 of the Italian Alps (Fig. 1b) defined by the border of North-Eastern Italy. This alpine area is
141 characterized by rugged, mountainous terrain with a Mediterranean climate around Lake
142 Garda to continental in the alpine river valleys to alpine climates above the tree line. Mixed
143 deciduous forests (common beech, European larch *Larix decidua*, pine *Pinus spp.*) and
144 subalpine forest communities (pine and spruce, *Picea spp.*) compose the main vegetation.

145 *Human activities in the study areas*

146 Between the forest patches, large grasslands represent the majority of open areas in both
147 mountains. These open areas are taken over by a traditional pastoral activity called
148 transhumance, which involves the seasonal migration of hundreds of thousands of livestock
149 brought by shepherds into the mountain grazing areas, the pastures, roughly from June to
150 October. Besides pastoral activity, human activities consist mainly in forestry and recreational
151 activities (hunting, hiking). However transhumance is similar in both sites, the size of domestic
152 herds as well as the area of pastoral units differ. The Pyrenees is covered by continuous
153 administrative pastoral areas. The average area of pastures in Trentino, which is the main area
154 of brown bear presence in the Italian Alps, is $2.27 \pm 2.84 \text{ km}^2$ ($n = 414$, $max = 36 \text{ km}^2$, $min =$
155 0.006 km^2) while it is $5.74 \pm 6.65 \text{ km}^2$ ($n = 566$, $max = 46 \text{ km}^2$, $min = 0.008 \text{ km}^2$) in the
156 Pyrenees.

157 One striking dissimilarity between the Pyrenees and the Occidental Alps is related to the
158 human and infrastructure densities. In the Occidental Alps, the human density is roughly 8
159 times higher than in the Pyrenees. Most of the infrastructures (roads, railroads and towns) are
160 concentrated at the bottom of the valleys. However, in the Occidental Alps, the core area of
161 the brown bear population (the Adige Valley) is split by the motorway A22 and largely covered
162 by urban habitats, representing a major obstacle to habitat connectivity for several mammal
163 populations (Peters et al., 2015).

164 **Brown bear populations and monitoring**

165 Both populations are increasing in size and range. The Pyrenean brown bear population is
166 divided in two nuclei, one with two to four individuals in the West (Occidental nucleus) and the
167 other in the center East of the Pyrenees (Central nucleus; Fig. 1a). The Italian brown bear
168 population in the Alps currently has a core area located in the Trentino Province. Some male
169 bears dispersed to the east to Austria and up to Switzerland to the west, others came from
170 Slovenia.

171 The monitoring of brown bear populations is very similar. Each year, signs of brown bear
172 occurrence (e.g. hairs, scats, claw marks) are collected both systematically (systematic
173 monitoring of bear presence along transects, camera traps) and non-systematically
174 (opportunistic observations by hikers, hunters, foresters, shepherds, and validated by wildlife
175 technicians; Camarra et al., 2017; Groff et al., 2019). The occurrence of bears is then reported
176 within a grid of 10x10 km cells in which at least one bear sign has been detected (Fig. 1).

177 Besides direct bear signs collected by national wildlife authorities, additional data about bear
178 depredation are provided by shepherds or breeders in line with the application of national
179 livestock compensation programs in both areas. Each time a domestic animal is suspected to
180 have been damaged (killed, wounded) by bears in pastures, shepherds or breeders request
181 the wildlife authorities to send an expert officer on the field in order to certify the claim. Expert
182 officers collect the location of the damage as well as the estimated date of the attack, the
183 number of domestic animals damaged and any evidence useful to assess if this was a
184 depredation event. Then, the damage claim is classified either as depredation by brown bear,
185 death not related to brown bear or death from undetermined cause. Here, we only considered
186 damage claims classified as depredation by brown bears.

187 **Methods for Depredation Risk Probability Analysis**

188 In order to conduct a comparison between the two populations, we compiled and used maps
189 of explanatory variables in the exact same way and used them in the same modeling process.

190 *Response variable: depredation presences and absences*

191 The response variable consisted of records of brown bear depredations between 2010 and
192 2017. We focused on the summer period, from June to September, in order to maximize the
193 probability of presence of all domestic herds in the mountain pastures at the same time (*prey*
194 *availability hypothesis*, Hebblewhite et al., 2005; Hopcraft et al., 2005; Miller, 2015). We
195 considered depredations on sheep only because i) depredation pattern has been shown to be
196 different for different types of prey species (Pimenta, Barroso, Boitani, & Beja, 2018) and ii)
197 predation on sheep is the most frequent type (Table 1). In the Pyrenees, we also selected
198 French depredations in the Central nucleus of the population that were contained inside annual
199 pastoral areas buffered with 500 m. Annual pastoral areas are pastoral areas contained inside
200 the brown bear annual presence range. We used this protocol in order to meet the requirement
201 for depredation: brown bears and domestic animals must be present. We were not able to use
202 this protocol for Italian Alps, because of non-declared domestic herds roaming outside
203 administrative pastoral borders and the small sample size. Thus, in the Italian Alps, each brown
204 bear depredation on sheep occurring during the summer and inside the core area of this
205 population was considered even if it was outside declared pastoral units.

206 In the frame of depredation risk modeling, to build our response variable in the frame of used
207 vs available, we took the locations of depredation events as presence points. A first and critical
208 step of the modeling process is the selection of absences. We chose to select a number of
209 absences equal to the number of annual depredations. Based on the aim of the study, we built
210 a response variable as “true absences”, which are the availability of the resource here the
211 domestic prey, selected in an area that combine the pastoral areas and the annual presence
212 area of brown bear. We exclude presence data buffered with $r = 1367$ (Gastineau et al., 2019)
213 from the area of absence selection.

214 *Environmental and human land use predictors*

215 We used the European remote sensing imagery to define landscape factors
216 (<https://www.copernicus.eu/fr>). Each landscape factor was designed similarly in both areas

217 and based on biological meaningful hypothesis from literature and field knowledge (Table 2).
218 For the detailed process of variable computation, please visit our GitHub pages at
219 <https://github.com/AdrienneGast/BearDepredation/tree/master/FR-IT> and
220 <https://github.com/andreacorralp/BearConnect/tree/master/variables>). Before modeling,
221 each variable was standardized: $x.std = (x - mean(x)) / (2 * sd(x))$.

222 *Brown bear activity predictors*

223 The brown bear activity was designed through kernel density (Clement Calenge, 2015;
224 Clément Calenge, 2006) of validated bear signs collected each year (i.e., importantly, these
225 data were independent from the response variable of depredation data). The aim was to reflect
226 the use of the area by brown bears. In the Italian Alps, we computed kernel density of bear
227 activity from systematic and opportunistic monitoring data because of spatially-reduced
228 systematic monitoring in the core area of brown bear distribution. In the Pyrenees, we
229 computed the kernel brown bear activity density only from annual systematic monitoring,
230 allowing a homogenized sample of our study area.

231 *Modeling and mapping predicted risk*

232 To predict depredation risk and identify predictors involved in the spatial depredation pattern
233 of brown bears, we conducted logistic regressions in a mixed modeling framework with a binary
234 response variable as the brown bear depredations being 1 and randomly selected absences
235 inside resource availability range being 0.

236 We explored the multicollinearity between predictor variables and excluded correlated variables
237 (with a correlation coefficient of $r > 0.4$; Appendix) from the same models in the processes of
238 model selection and multi model inference. As a result from this multicollinearity check, the
239 following pairs were excluded from same model: slope and ruggedness ($r = 0.99$), distance to
240 roads and distance to buildings ($r = 0.47$), distance to roads and distance to forest ($r = 0.51$).
241 Ruggedness has been mostly used in brown bear habitat studies (Martin et al., 2012; Peters
242 et al., 2015; Piédallu et al., 2017) and it was more parsimonious in univariate models (lower
243 AIC). Thus, we excluded the slope for model selection.

244 During the model selection process, we tested for all combinations between explanatory
245 variables in an additive way. Only two variables were evaluated with their quadratic effects:
246 the nearest distance to forest and the patch density. Model selection was based on the $AICc$
247 (Burnham & Anderson, 1998). We also included the year as a random effect to control for
248 pseudo-replication and to reflect the variance of attacks between years (Zuur, Ieno, Walker,
249 Saveliev, & Smith, 2009). For each area, we chose an area of analysis as large as we would
250 predict for depredation probability to be proactive and each of the variables were created at
251 the extent of each area.

252 After model selection, we averaged best models with $\Delta AICc \leq 2$ ($n = 4$ models for Pyrenees
253 and $n = 11$ for Alps, Table 3). Based on this average object, we computed predictions for each
254 explanatory variable with every other variables kept at their mean. The final predictions, the
255 depredation risk probability maps, were computed for the Pyrenees and the Italian Alps based
256 on the previous average of best models.

257 *Model validation and comparison*

258 Moreover, we conducted a spatial cross-validation inside each study areas and between both
259 mountain chains. Thus, for Pyrenees, we chose to compute training data on the French side
260 of the Central nucleus of the Pyrenees, and in Italy on the female core area (Groff et al., 2019).
261 Thus, the presence in the training data were 81 in Trentino and 659 in French Central Pyrenees
262 (Table 1) for 2010-2017 during summer period (June-September).

263 We checked for model assumptions validation based on residuals (Appendix; Zuur et al.,
264 2009). We evaluated model performance through spatial cross-validation: i) in the Pyrenees,
265 with the French depredation data from the Occidental nucleus and the Central nucleus Spanish
266 depredation data and ii) in the Italian Alps, with the depredations data located outside the core
267 area of brown bear presence. This was done through randomization as described in Liu, White,
268 & Newell, (2013) and Miller, Jhala, Jena, & Schmitz, (2015). For comparison purposes, we ran
269 external validation by applying models of Italy to Pyrenees and the other way around, and

270 performed a randomization performance (as described above) process to evaluate whether a
271 model developed on one study site can be applied to the other population.

272 These analyses were performed on the R CoreTeam free software with the main packages
273 being glmmTMB for modeling (Brooks et al., 2017), MuMIn for model selection (Barton, 2017),
274 rms for model performance and ncf for model evaluation and spatial autocorrelation. Spatial
275 management were mainly done in R with raster, rgeos, rgdal, adehabitatHR (Clement Calenge,
276 2015) and sf packages. Some exploratory cleaning and some mapping required the program
277 QGIS.

278 **Results**

279 **Data description**

280 Depredation events on sheep differed in numbers between the two areas: they were 8 times
281 less in the Occidental Alps than in the Central Pyrenees over the period 2010 – 2017.

282 **Model predictions of depredation risk probability**

283 Models predicted the probability of depredation by brown bears on livestock given the presence
284 of both brown bears and domestic sheep. In both areas, the risk of depredation increased with
285 increasing bear activity and was higher in large open grassland areas (Fig. 2; Table 4)
286 and sheep were more accessible to brown bears close to forest and on not rugged terrain in
287 both areas (Fig. 2, Table 4).

288 Although quadratic effects of distance to forest on depredation were supported during model
289 selection in the two areas, these relationships were opposite. Accessibility of sheep to brown
290 bears was maximal at 1.2 km away from forest in the Pyrenees (Fig. 2). In the Italian Alps, the
291 probability of depredation risk decreased with increasing distance to the forest and close to
292 zero from 500m from the forest (Fig. 2).

293 Contrary to our prediction, the depredation probability increased with the distance to shrub,
294 despite the relationship was only significant in Italy (Fig. 1; Table 4). In contrast, the
295 depredation risk significantly decreased with increasing distance to foot trails only in the

296 Pyrenees (Fig. 1). The relationship between patch density and depredation probability was
297 also significant in the Pyrenees only with a quadratic effect, depredation probability increasing
298 with patch density up to a threshold point and decreasing for higher patch density. In other
299 words, landscape with intermediate fragmentation level mixing patches of grassland,
300 shrubland and forest maximized depredation risk whereas homogenous and very fragmented
301 landscape were at lower risk.

302 Overall from the model selections, bear activity, grassland, distance to forest and ruggedness
303 were the four variables contributed the most to depredation in both areas (importance of 1.00
304 for each variables, Table 4) and that explained the most strongly the spatial distribution of
305 depredation (Table 4). The distance to foot trails was also very important in the Pyrenees but
306 much less in Italy (Table 4).

307 **Model validation**

308 [to be added]

309 [internal cross-validation for both study sites and external cross-validation between study sites
310 with randomization procedures and threshold for binary maps (Liu, Berry, Dawson, & Pearson,
311 2005; Miller et al., 2015)]

312 **Spatial patterns of depredation probability: Risk maps**

313 The depredation risk probability maps suggested a greater risk near the Spain-France border
314 and in areas of average elevation in Italy, with an artifact near settlements (Fig. 3).

315 **Discussion**

316 Our study highlighted the activity of brown bears, the proportion of grassland and the terrain
317 ruggedness as main factors influencing Brown bear depredation. The density of predators in
318 the area (to which activity of brown bear could be a proxy) has been evaluated as a risk factor
319 in other studies. It might reflect the increase probability of encounter between preys and
320 predators leading to a greater risk of attack (Trainor & Schmitz, 2014). The proportion of
321 grassland might act as a proxy of sheep abundance, thus reflecting area of availability of

322 domestic preys. The terrain ruggedness has been used widely in Brown bear habitat suitability
323 studies displaying a positive relationship. Its relationship with depredation is negative, showing
324 a difference for this factor between the predator's habitat preference and its foraging areas.
325 Depending on local context, the distance to forest possessed a contrary relationship, with a
326 linear decrease in the Italian Alps and a quadratic effect in the Pyrenees, possibly reflecting
327 specific landscape layout. Indeed, in the Pyrenees, the pastoral units are larger, the forest
328 cover is then more distant, creating a distance at which the risk is maximum (~1km). Beyond
329 this distance, the risk probability decreases in a similar way as in the Italian Alps.

330 In the Pyrenees, a negative relationship is identified between the probability of depredation
331 and the distance to hiking trails. This relationship, which is counter-intuitive at first because of
332 the human disturbance hypothesis (Ordiz et al., 2016, 2014, 2011), can be explained by the
333 positive link between hiking trails and human activity and domestic herds. In addition, some
334 predators appear to cope with human activity by adapting their behavior and diurnal rhythm
335 without completely avoiding areas of human activity (Tiger *Panthera tigris* Carter et al, 2012;
336 Brown bear *Ursus arctos*, Ordiz et al., 2011). In the Italian Alps, contrary to our predictions, the
337 distance to shrubland decreased the probability of depredation. Brown bear are mainly active
338 at night (sunset/sunlight) and might not need to approach the herd by hiding before an attack.
339 Moreover, the distance to shrubland might increase the proportion of grassland, which is the
340 second first major factor of depredation risk. Finally, and we believe as the first time a
341 depredation risk probability analysis use an index of landscape fragmentation, the patch
342 density revealed a quadratic relationships with depredation risk probability, showing a
343 compromise about fragmentation for depredation success.

344 Examining biophysical attributes at depredation sites offer key complementary insight needed
345 to directly associate landscape features with carnivore depredation niche that influence
346 livestock vulnerability to predation (Miller, Jhala, & Jena, 2016). The relationship between
347 human activity and risk has also been demonstrated in relation to distance from villages or
348 settlements in other species (Grey wolf *Canis lupus*, Behdarvand et al., 2014; Lion *Panthera*

349 *leo*, Meena et al., 2014; quadratic relationship in Tiger *Panthera tigris*, Miller et al., 2015). In
350 other studies on depredation (Grey wolf *Canis lupus*, Behdarvand et al., 2014; Kaartinen et al.,
351 2009; Asiatic lion *Panthera leo*, Meena et al., 2014; Tiger *Panthera tigris*, Miller et al., 2015),
352 risk factors similar to the ones in our study were identified. Moreover, some factors used in
353 depredation risk modeling sometimes also contribute to defining the quality habitats for the
354 carnivore species.

355 [to be added]

356 [External validation and comparison – modeling constraints – generalization of our study and
357 analysis on both areas.]

358 The identification of risky areas in the Pyrenees, even where the bear is not yet present can
359 be used in management by using past depredations to predict future conflict zone in order to
360 implement preventive measures to reduce proactively the impacts of this species of large
361 carnivore. Using predation risk factors as a predictive variable for social conflict and for
362 targeted management planning could apply in a broader conservation context.

363

364

365

366

367

368

369

370

371

372 **Authors' contributions:**

373 AG, JBM, AR, PYQ and FS conceived the ideas, AG, AR, JBM, PYQ, FS designed the
374 methodology and the study; FC, LP and AC also participated in the details of the methodology;
375 PYQ and LP collected the brown bear data. LP and AG collected the pastoral data. AG and
376 AC managed the data and computed the predictor variables. AG analyzed the data. AG wrote
377 the first version of the manuscript and all authors improved substantially the manuscript
378 through thoughtful inputs and editing.

379 **Acknowledgements**

380 We would like to thank Léo Bacon for his precious insights about model selection and mixed
381 modeling. We also would like to thank Duccio Rocchini and Luca Delucchi for spatial data
382 management and OpenStreet Map data extraction.

383

384

385

386

387

388

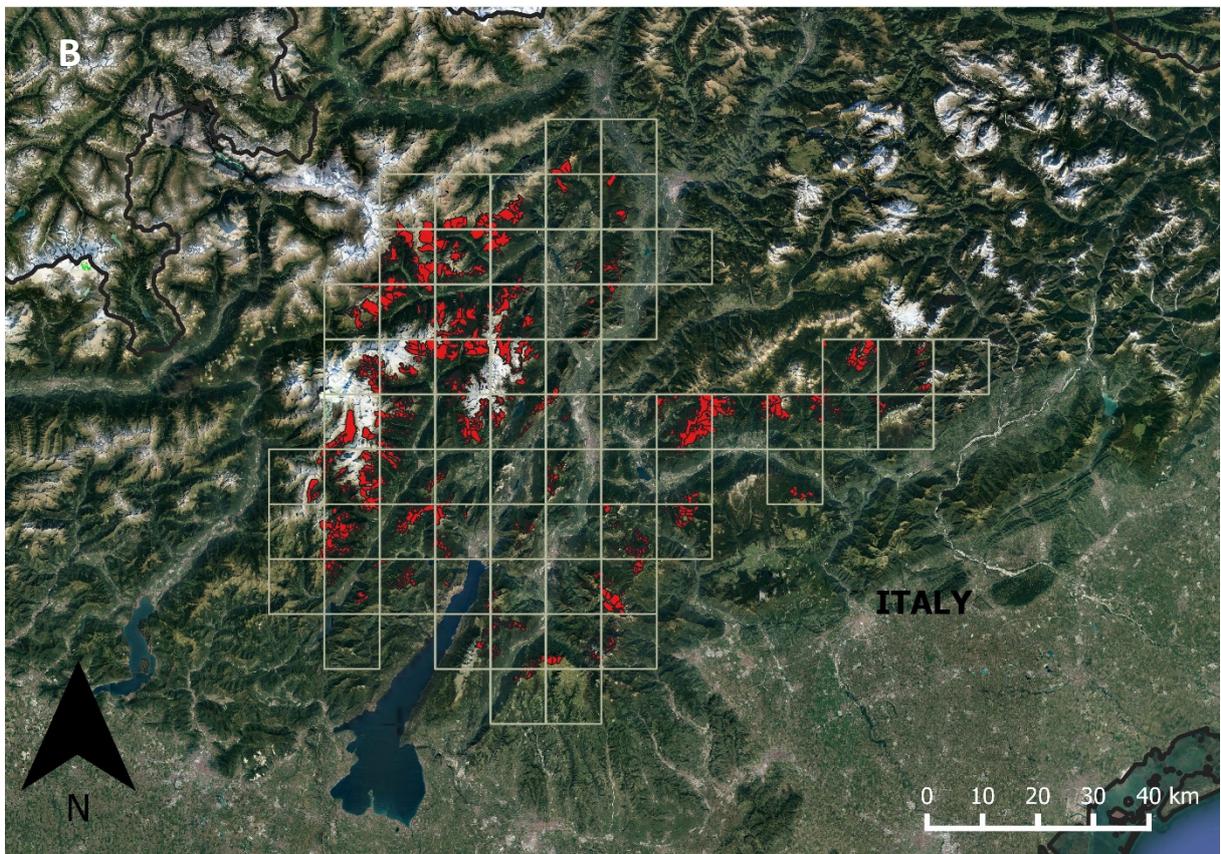
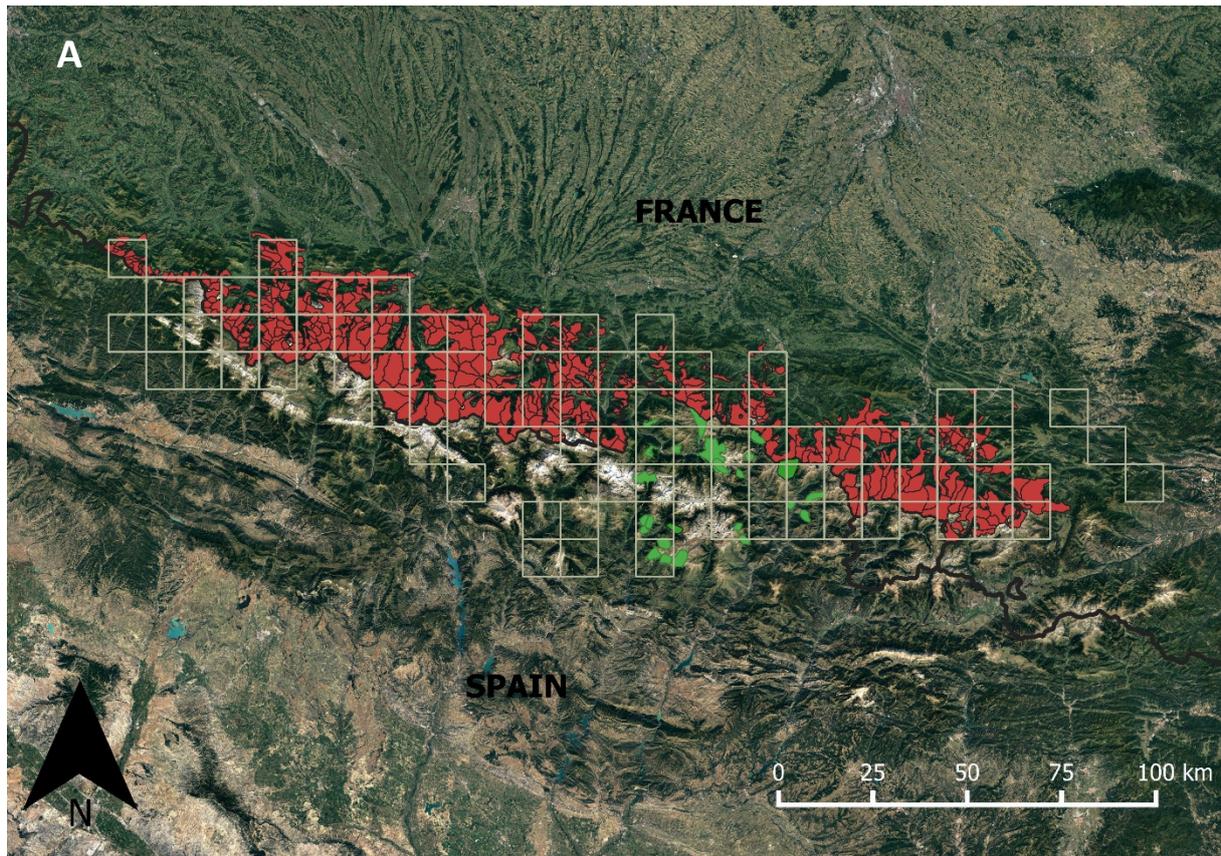


Fig. 1: Distribution range of brown bears (grey cells of 10 km resolution) for the study period 2010 – 2017. A) For the Pyrenees. The red polygons represent the pastoral units in France and the green polygons represent the Spanish ones. B) For the Italian Alps. The red polygons represent the pastoral units.

Table 1: Comparison among the two study areas for several characteristics of landscape, livestock, brown bear population, and depredation. The Occidental Alps described is the Italian study area of the alpine range. Characteristics highlighted with a star are computed over the study period (2010-2017). Number of domestic animals represents the rough average per year over the study period (number of domestic animals brought to pastures are consistent between years because pastures possess a maximum carrying capacity). The proportion of sheep is the average proportion of sheep brought into pasture over all domestic animals.

	Pyrenees	Occidental Alps
Range (km)	413 km	376 km
Elevation max (m)	3 400	3981
Average elevation (m)	781.9	1310
Average human density (hab/km ²)	5	40
Presence of other predators (Y/N)	No	Yes
Number of domestic animals*	~ 500 000	~ 60 000
Proportions of sheep*	82	51
Brown bear first reintroduction (year)	1996	1999
Number of individuals translocated	11	10
Source population for translocation	Slovenia	Slovenia
Years of translocations	1996, 1997, 2006, 2016, 2018	1999-2002
Brown bear population size in 2017	46	54 +/- 2 (43 +/- 11 or 13 cubs)
Number of damages on domestic animals*	885	306
Proportion of depredations on sheep*	93%	57%
Number of damages on sheep during summer*	782	124
Number of depredation presences (training data)*	659	81

389

390

391

392

393

394 *Table 2: Variables used in the modeling process*

Variables	Hypothesis / Prediction	Type (unit)	Source
<i>Response variable</i>			
Brown bear depredations		Binary (0/1)	ONCFS -FR Trentino
<i>Explanatory variables - Habitat</i>			
Distance to nearest forest	Represents the ability to be close (hide and rest) during the day. The nearest the forest the higher the probability of attack (easy access to domestic preys)	Continuous (m)	Copernicus
Distance to nearest agricultural tree	Acts as attractant. The nearest the agricultural trees, the greater the probability of attack	Continuous (m)	Copernicus and CLC12
Distance to nearest waterbodies	Acts as attractant. The probability of being attacked should be greater with waterbodies nearby	Continuous (m)	Copernicus and Open Street Map
Distance to nearest scrubland	Acts as an intermediary area to approach preys in balance with not being discovered too easily	Continuous (m)	CLC12
Proportion of grassland	Proportion in a buffer of 250 m. The more important the proportion of grassland the more important the probability of attack as it is a proxy of domestic preys' density	Discrete (%)	CLC12 and Copernicus
Fragmentation index – Patch density	In the frame of brown bear habitat use, the less patchy the habitat the higher the probability of depredation	Continuous	
<i>Explanatory variables – Human</i>			
Nearest distance to roads		Continuous (m)	Open Street Map

Nearest distance to buildings	Disturbance for brown bears. The farther the human structures, the greater the depredation probability	Continuous (m)	Open Street Map
Nearest distance to foot trails		Continuous (m)	Open Street Map
<i>Explanatory variables - Terrain</i>			
Elevation		Continuous (m)	
Ruggedness		Continuous ()	
Slope		Continuous (°)	
<i>Explanatory variable – Brown bear</i>			
Brown bear activity density	As being a part of the predator-prey system, the more intense the use of the area by brown bears, the higher the depredation probability	Continuous (kernel)	ONCFS Trentino

395

396

397

398

399

400

401

402

403

Table 3: Model selection for the two study areas (displaying best models with delta<2).

PYR	Bear	Grass	AgricT	Foot	Shrub	Forest	Forest^2	Patch	Patch^2	Build	Roads	Water	tri	df	AICc	delta	weight
1	+	+		+		+	+	+	+	+			+	11	1040.2	0	0.38
2	+	+		+	+	+	+	+	+	+			+	12	1040.9	0.73	0.26
3	+	+		+		+	+	+	+				+	10	1041.4	1.21	0.21
4	+	+		+		+	+	+	+	+		+	+	12	1042.1	1.87	0.15
ALP																	
1	+	+			+	+		+					+	8	141.76	0	0.06
2	+	+			+	+							+	7	142.02	0.26	0.05
3	+	+			+	+				+			+	8	142.86	1.10	0.03
4	+	+			+	+	+	+					+	9	142.90	1.15	0.03
5	+	+			+	+		+				+	+	9	142.95	1.19	0.03
6	+	+			+	+	+						+	8	143.05	1.29	0.03
7	+	+			+	+						+	+	8	143.14	1.39	0.03
8	+	+		+	+	+		+					+	9	143.29	1.53	0.03
9	+	+			+	+		+		+			+	9	143.43	1.67	0.03
10	+	+		+	+	+							+	8	143.66	1.90	0.02
11	+	+			+	+		+	+				+	9	143.71	1.95	0.02

404

405

Table 4: Results from model averaging for the two study areas (averaging done on subset of models with $\Delta AICc < 2$).

Predictor variable	Pyrenees				Occidental Alps			
	Importance	β	SE	p	Importance	β	SE	p
Intercept		0.25	0.31			-0.08	0.24	
Bear activity	1.00	3.50	0.25	*	1	3.05	0.64	*
Grassland proportion	1.00	2.32	0.22	*	1	3.00	0.69	*
Distance to forest	1.00	1.33	0.29	*	1	-3.96	1.11	*
Distance to forest ²	1.00	-0.84	0.33	*	0.17	0.92	0.42	*
Patch density	1.00	-0.32	0.20		0.54	0.68	0.45	
Patch density ²	1.00	-0.71	0.30	*	0.06	0.32	0.59	
Distance to agricultural trees	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Distance to foot trails	1.00	-0.49	0.18	*	0.14	-0.39	0.49	
Distance to shrub	0.26	-0.20	0.18		1	1.92	0.57	*
Ruggedness	1.00	-0.55	0.17	*	1	-2.29	0.60	*
Distance to buildings	0.79	-0.33	0.18		0.16	-0.55	0.57	
Distance to roads	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Distance to waterbodies	0.15	-0.07	0.16		0.17	0.50	0.48	

406

407

408

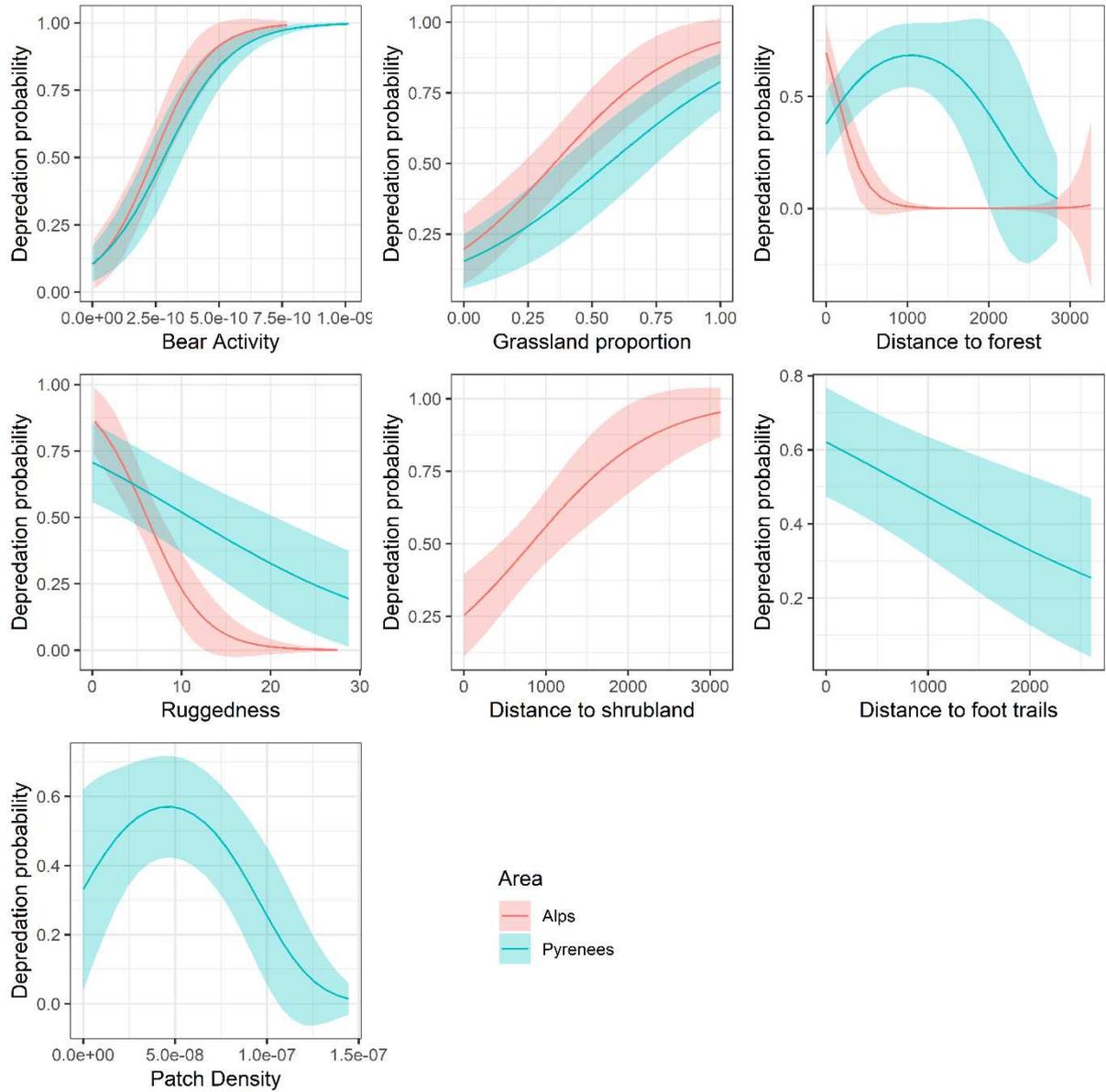


Fig. 2: Predicted probability of brown bears' depredation risk on sheep in the Alps (red) and in the Pyrenees (blue) for each significant variable in the model averaging (Table 4). The relationship is displayed only if it is significant.

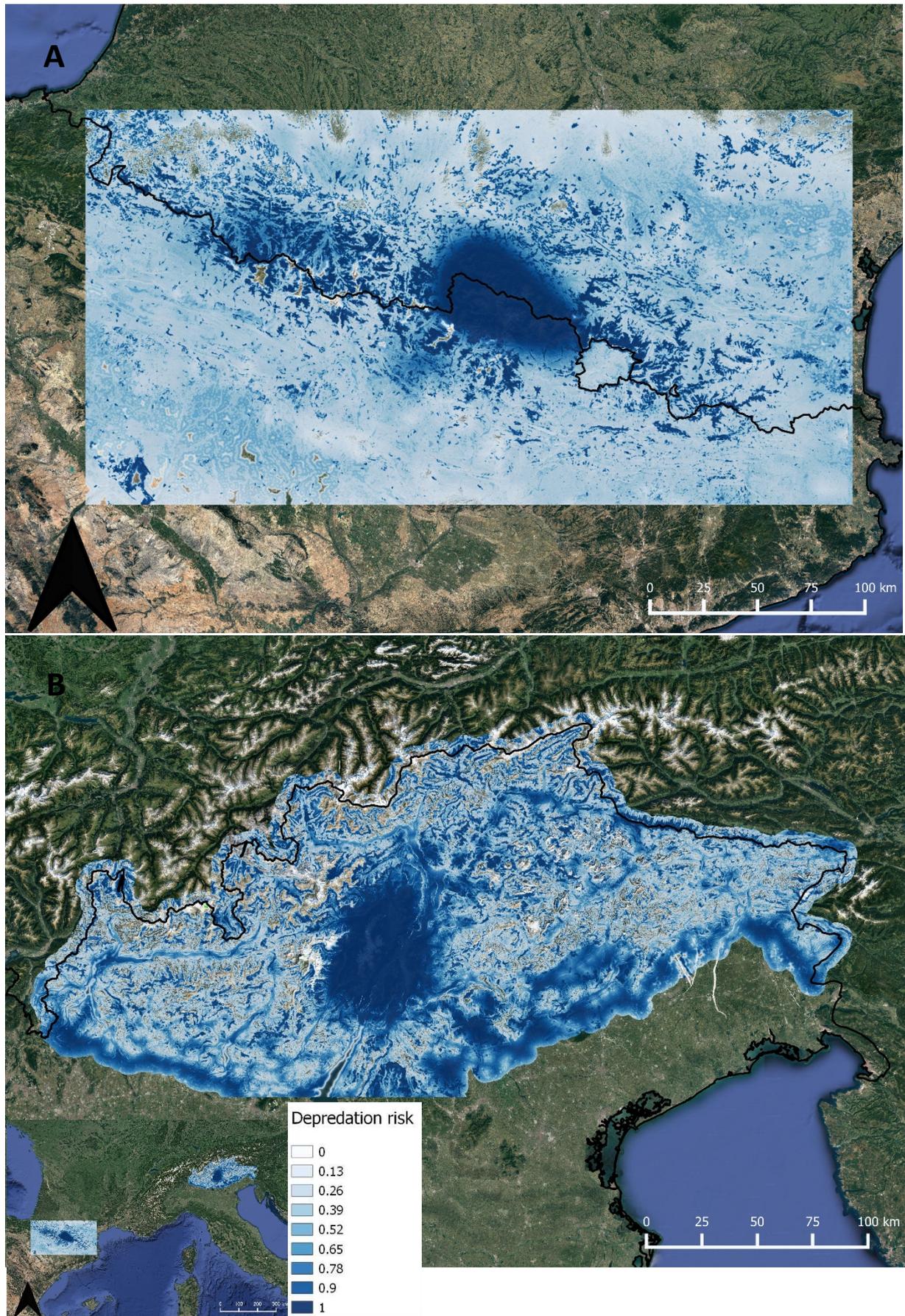


Fig. 3: Risk maps with bear activity, $r > 0.4$, averaging best models predictions for both areas.

411 References

- 412 Barton, K. (2017). *MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.42.1.*
- 413 Baruch-Mordo, S., Breck, S. W., Wilson, K. R., & Theobald, D. M. (2008). Spatiotemporal Distribution
414 of Black Bear–Human Conflicts in Colorado, USA. *Journal of Wildlife Management*, 72(8),
415 1853–1862. doi: 10.2193/2007-442
- 416 Behr, D. M., Ozgul, A., & Cozzi, G. (2017). Combining human acceptance and habitat suitability in a
417 unified socio-ecological suitability model: a case study of the wolf in Switzerland. *Journal of*
418 *Applied Ecology*, n/a-n/a. doi: 10.1111/1365-2664.12880
- 419 Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., ... Bolker, B.
420 M. (2017). *glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated*
421 *Generalized Linear Mixed Modeling*. 9(2), 378–400.
- 422 Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (1998). *Model selection and multimodel inference. A practical*
423 *Information-Theoretic approach*. (2nd edition). New York, USA: Springer.
- 424 Calenge, Clément. (2006). The package “adehabitat” for the R software: A tool for the analysis of
425 space and habitat use by animals. *Ecological Modelling*, 197(3), 516–519. doi:
426 10.1016/j.ecolmodel.2006.03.017
- 427 Calenge, Clement. (2015). *Home Range Estimation in R: the adehabitatHR Package*. 61.
- 428 Camarra, J.-J., Sentilles, J., Gastineau, A., & Quenette, P.-Y. (2017). *Suivi de l’Ours brun dans les*
429 *Pyrénées françaises (sous-populations occidentale et centrale). Rapport annuel. Année 2016.*
- 430 Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J. D. C., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., ... Boitani, L. (2014).
431 *Recovery of large carnivores in Europe’s modern human-dominated landscapes*. 346, 1517–
432 1519.
- 433 Chapron, G., Quenette, P.-Y., Legendre, S., & Clobert, J. (2003). *Which future for the French Pyrenean*
434 *brown bear (Ursus arctos) population? An approach using stage-structured deterministic and*
435 *stochastic models*. 326, S174–S182.
- 436 Cooley, H. S., Wielgus, R. B., Koehler, G. M., Robinson, H. S., & Maletzke, B. T. (2009). Does hunting
437 regulate cougar populations? A test of the compensatory mortality hypothesis. *Ecology*,
438 90(10), 2913–2921. doi: 10.1890/08-1805.1
- 439 Dickman, A. J. (2010). Complexities of conflict: the importance of considering social factors for
440 effectively resolving human-wildlife conflict: Social factors affecting human-wildlife conflict
441 resolution. *Animal Conservation*, 13(5), 458–466. doi: 10.1111/j.1469-1795.2010.00368.x
- 442 Fernández-Gil, A., Naves, J., Ordiz, A., Quevedo, M., Revilla, E., & Delibes, M. (2016). Conflict Misleads
443 Large Carnivore Management and Conservation: Brown Bears and Wolves in Spain. *PLOS*
444 *ONE*, 11(3), e0151541. doi: 10.1371/journal.pone.0151541
- 445 Fritz, H., Loreau, M., Chamailé-Jammes, S., Valeix, M., & Clobert, J. (2011). A food web perspective
446 on large herbivore community limitation. *Ecography*, 34(2), 196–202. doi: 10.1111/j.1600-
447 0587.2010.06537.x
- 448 Gastineau, A., Robert, A., Sarrazin, F., Mihoub, J.-B., & Quenette, P.-Y. (2019). Spatiotemporal
449 depredation hotspots of brown bears, *Ursus arctos*, on livestock in the Pyrenees, France.
450 *Biological Conservation*, 238, 108210. doi: 10.1016/j.biocon.2019.108210
- 451 Groff, C., Angeli, F., Asson, D., Bragalanti, N., Pedrotti, L., & Zanghellini, P. (2019). *2018 Large*
452 *Carnivores Report*. Retrieved from
453 [https://grandicarnivori.provincia.tn.it/content/download/14454/250967/file/Rapporto%20G](https://grandicarnivori.provincia.tn.it/content/download/14454/250967/file/Rapporto%20Grandi%20carnivori_2018_ENG.pdf)
454 [randi%20carnivori_2018_ENG.pdf](https://grandicarnivori.provincia.tn.it/content/download/14454/250967/file/Rapporto%20Grandi%20carnivori_2018_ENG.pdf)
- 455 Hebblewhite, M., Merrill, E. H., & McDonald, T. L. (2005). Spatial decomposition of predation risk
456 using resource selection functions: an example in a wolf-elk predator-prey system. *Oikos*,
457 111(1), 101–111. doi: 10.1111/j.0030-1299.2005.13858.x
- 458 Hopcraft, J. G. C., Sinclair, A. R. E., & Packer, C. (2005). Planning for success: Serengeti lions seek prey
459 accessibility rather than abundance: Prey accessibility in Serengeti lions. *Journal of Animal*
460 *Ecology*, 74(3), 559–566. doi: 10.1111/j.1365-2656.2005.00955.x

- 461 Lima, S. L., & Dill, L. M. (1990). Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and
 462 prospectus. *Canadian Journal of Zoology*, 68(4), 619–640. doi: 10.1139/z90-092
- 463 Linnell, J. D. C., & Boitani, L. (2011). Building biological realism into wolf management policy: the
 464 development of the population approach in Europe. *Hystrix, the Italian Journal of*
 465 *Mammalogy*, (1). doi: 10.4404/hystrix-23.1-4676
- 466 Linnell, J. D., Swenson, J. E., & Anderson, R. (2001). Predators and people: conservation of large
 467 carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable. *Animal*
 468 *Conservation Forum*, 4, 345–349. Cambridge University Press.
- 469 Liu, C., Berry, P. M., Dawson, T. P., & Pearson, R. G. (2005). Selecting thresholds of occurrence in the
 470 prediction of species distributions. *Ecography*, 28(3), 385–393. doi: 10.1111/j.0906-
 471 7590.2005.03957.x
- 472 Liu, C., White, M., & Newell, G. (2013). Selecting thresholds for the prediction of species occurrence
 473 with presence-only data. *Journal of Biogeography*, 40(4), 778–789. doi: 10.1111/jbi.12058
- 474 Madden, F. (2004). Creating Coexistence between Humans and Wildlife: Global Perspectives on Local
 475 Efforts to Address Human–Wildlife Conflict. *Human Dimensions of Wildlife*, 9(4), 247–257.
 476 doi: 10.1080/10871200490505675
- 477 Martin, J., Revilla, E., Quenette, P.-Y., Naves, J., Allainé, D., & Swenson, J. E. (2012). Brown bear
 478 habitat suitability in the Pyrenees: transferability across sites and linking scales to make the
 479 most of scarce data: Pyrenean brown bear habitat suitability. *Journal of Applied Ecology*, no-
 480 no. doi: 10.1111/j.1365-2664.2012.02139.x
- 481 Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. M. (2016). Biodiversity: The ravages of guns,
 482 nets and bulldozers. *Nature*, 536(7615), 143–145. doi: 10.1038/536143a
- 483 McLellan, B. N., Proctor, M. F., Huber, D., & Michel, S. (2016). *Ursus arctos* [Data set]. doi:
 484 10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T41688A121229971.en
- 485 McManus, J. S., Dickman, A. J., Gaynor, D., Smuts, B. H., & Macdonald, D. W. (2015). Dead or alive?
 486 Comparing costs and benefits of lethal and non-lethal human–wildlife conflict mitigation on
 487 livestock farms. *Oryx*, 49(4), 687–695. doi: 10.1017/S0030605313001610
- 488 Meena, V., Macdonald, D. W., & Montgomery, R. A. (2014). Managing success: Asiatic lion
 489 conservation, interface problems and peoples’ perceptions in the Gir Protected Area.
 490 *Biological Conservation*, 174, 120–126. doi: 10.1016/j.biocon.2014.03.025
- 491 Miller, J. R. B. (2015). Mapping attack hotspots to mitigate human–carnivore conflict: approaches
 492 and applications of spatial predation risk modeling. *Biodiversity and Conservation*, 24(12),
 493 2887–2911. doi: 10.1007/s10531-015-0993-6
- 494 Miller, J. R. B., Jhala, Y. V., & Jena, J. (2016). Livestock losses and hotspots of attack from tigers and
 495 leopards in Kanha Tiger Reserve, Central India. *Regional Environmental Change*, 16(S1), 17–
 496 29. doi: 10.1007/s10113-015-0871-5
- 497 Miller, J. R. B., Jhala, Y. V., Jena, J., & Schmitz, O. J. (2015). Landscape-scale accessibility of livestock
 498 to tigers: implications of spatial grain for modeling predation risk to mitigate human-
 499 carnivore conflict. *Ecology and Evolution*, 5(6), 1354–1367. doi: 10.1002/ece3.1440
- 500 Naughton-Treves, L., & Treves, A. (2005). Socio-ecological factors shaping local support for wildlife:
 501 crop-raiding by elephants and other wildlife in Africa. In *Conservation Biology Series: Vol. 9.*
 502 *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?* (Cambridge University Press, p. 252).
 503 Cambridge, U.K.: Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A.
- 504 Northrup, J. M., Stenhouse, G. B., & Boyce, M. S. (2012, August 1). Agricultural lands as ecological
 505 traps for grizzly bears. doi: 10.1111/j.1469-1795.2012.00525.x
- 506 Peters, W., Hebblewhite, M., Cavedon, M., Pedrotti, L., Mustoni, A., Zibordi, F., ... Cagnacci, F. (2015).
 507 Resource selection and connectivity reveal conservation challenges for reintroduced brown
 508 bears in the Italian Alps. *Biological Conservation*, 186, 123–133. doi:
 509 10.1016/j.biocon.2015.02.034
- 510 Piédallu, B., Quenette, P.-Y., Bombillon, N., Gastineau, A., Miquel, C., & Gimenez, O. (2017).
 511 Determinants and patterns of habitat use by the brown bear *Ursus arctos* in the French
 512 Pyrenees revealed by occupancy modelling. *Oryx*, 1–10. doi: 10.1017/S0030605317000321

- 513 Pimenta, V., Barroso, I., Boitani, L., & Beja, P. (2018). Risks a la carte: Modelling the occurrence and
514 intensity of wolf predation on multiple livestock species. *Biological Conservation*, 228, 331–
515 342. doi: 10.1016/j.biocon.2018.11.008
- 516 Proctor, M. F., McLellan, B. N., Strobeck, C., & Barclay, R. M. R. (2005). Genetic analysis reveals
517 demographic fragmentation of grizzly bears yielding vulnerably small populations.
518 *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1579), 2409–2416. doi:
519 10.1098/rspb.2005.3246
- 520 Quenette, P.-Y., Alonso, S., Chayron, L., Cluzel, P., Dubarry, E., Dubreuil, D., ... Pomarol, M. (2000).
521 Monitoring of three brown bears translocated to the Central Pyrenees. In *La conservación del*
522 *oso pardo en Europa: un reto de cara al siglo XXI*. (Fundación Biodiversidad, pp. 93–110).
523 Madrid: J.F. Layna, B. Heredia, G. Palomero & I. Doadrio.
- 524 Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., ... Wirsing, A. J.
525 (2014). *Status and ecological effects of the world's largest carnivores*. 343, 151–162.
- 526 Robert, A., Colas, B., Guigon, I., Kerbiriou, C., Mihoub, J.-B., Saint-Jalme, M., & Sarrazin, F. (2015).
527 Defining reintroduction success using IUCN criteria for threatened species: a demographic
528 assessment. *Animal Conservation*, 18(5), 397–406. doi: 10.1111/acv.12188
- 529 Rosen, T., & Bath, A. (2009). Transboundary management of large carnivores in Europe: from
530 incident to opportunity. *Conservation Letters*, 2(3), 109–114. doi: 10.1111/j.1755-
531 263X.2009.00054.x
- 532 Seddon, P. J., Griffiths, C. J., Soorae, P. S., & Armstrong, D. P. (2014). Reversing defaunation:
533 Restoring species in a changing world. *Science*, 345(6195), 406–412. doi:
534 10.1126/science.1251818
- 535 Stahl, P., & Vandel, J. M. (2001). *Factors influencing Lynx depredation on sheep in France: problem*
536 *individuals and habitat*. 4, 6–8.
- 537 Stahl, P., Vandel, J. M., Herrenschmidt, V., & Migot, P. (2001a). *Predation on livestock by an*
538 *expanding reintroduced lynx population: long-term and spatial variability*. 38, 674–687.
- 539 Stahl, P., Vandel, J. M., Herrenschmidt, V., & Migot, P. (2001b). The effect of removing lynx in
540 reducing attacks on sheep in the French Jura Mountains. *Biological Conservation*, 101(1), 15–
541 22.
- 542 Støen, O.-G., Zedrosser, A., Sæbø, S., & Swenson, J. E. (2006). *Inversely density-dependent natal*
543 *dispersal in brown bears Ursus arctos*. 148, 356–364.
- 544 Swanepoel, L. H., Lindsey, P., Somers, M. J., Van Hoven, W., & Dalerum, F. (2014). The Relative
545 Importance of Trophy Harvest and Retaliatory Killing of Large Carnivores: South African
546 Leopards as a Case Study. *South African Journal of Wildlife Research*, 44(2), 115–134. doi:
547 10.3957/056.044.0210
- 548 Swenson, J. E., Gerstl, N., Dahle, B., & Zedrosser, A. (2000). *Action plan for the conservation of the*
549 *brown bear (Ursus arctos) in Europe*. Strasbourg, France.
- 550 Trainor, A. M., & Schmitz, O. J. (2014). Infusing considerations of trophic dependencies into species
551 distribution modelling. *Ecology Letters*, 17(12), 1507–1517. doi: 10.1111/ele.12372
- 552 Treves, A., Naughton-Treves, L., Harper, E. K., Mladenoff, D. J., Rose, R. A., Sickley, T. A., & Wydeven,
553 A. P. (2004). *Predicting Human-Carnivore conflict: a spatial model derived from 25 years of*
554 *data on wolf predation on livestock*. 18(1), 114–125.
- 555 Treves, Adrian, Kapp, K. J., & MacFarland, D. M. (2010). American black bear nuisance complaints and
556 hunter take. *Ursus*, 21(1), 30–42.
- 557 Treves, Adrian, Krofel, M., & McManus, J. (2016). Predator control should not be a shot in the dark.
558 *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(7), 380–388. doi: 10.1002/fee.1312
- 559 Wielgus, R. B., & Peebles, K. A. (2014). Effects of wolf mortality on livestock depredations. *PLoS One*,
560 9(12), e113505.
- 561 Wilson, S. M., Madel, M. J., Mattson, D. J., Graham, J. M., Burchfield, J. A., & Belsky, J. M. (2005).
562 Natural landscape features, human-related attractants, and conflict hotspots: a spatial
563 analysis of human–grizzly bear conflicts. *Ursus*, 16(1), 117–129.

- 564 Woodroffe, R., & Ginsberg, J. R. (1998). Edge Effects and the Extinction of Populations Inside
565 Protected Areas. *Science*, *280*(5372), 2126–2128. doi: 10.1126/science.280.5372.2126
- 566 Woodroffe, R., & Redpath, S. M. (2015). When the hunter becomes the hunted. *Science*, *348*(6241),
567 1312–1314. doi: 10.1126/science.aaa8465
- 568 Woodroffe, Rosie, Thirgood, S., & Rabinowitz, A. (2005). *People and Wildlife, Conflict Or Co-*
569 *existence?* Cambridge University Press.
- 570 Zedrosser, A., Steyaert, S. M. J. G., Gossow, H., & Swenson, J. E. (2011). Brown bear conservation and
571 the ghost of persecution past. *Biological Conservation*, *144*(9), 2163–2170. doi:
572 10.1016/j.biocon.2011.05.005
- 573 Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and*
574 *extensions in ecology with R*. doi: 10.1007/978-0-387-87458-6
- 575

Chapitre 3. Comportements individuels, utilisation de l'espace, et déplacements chez l'Ours brun en Europe de l'Ouest dans un environnement anthropisé par l'activité pastorale.

Ce chapitre correspond à une description et une analyse exploratoire des données individuelles (échantillons génétiques, suivi GPS) dans le cadre du comportement de déprédation. Une exploration des données et des méthodes qui seront utilisées dans l'analyse définitive est présentée ici. De façon similaire au chapitre 2, ce chapitre tend à comparer les comportements entre les deux populations renforcées d'Ours brun en Europe de l'Ouest. Certaines descriptions ont donc été effectuées par les partenaires italiens du Trentin et principalement Andréa Corradini.

Introduction

Comportement animal et biologie de la conservation

Depuis l'ouvrage de Caro en 1998, l'absence de prise en compte du comportement animal dans les études en biologie de la conservation, la situation a désormais évolué et concerne principalement l'étude de l'utilisation de l'espace par les espèces. En pratique, les études qui s'intéressent aux variations au sein des populations se sont principalement focalisées sur la génétique, la dynamique des populations et l'utilisation de la ressource (Wolf and Weissing, 2012). L'écologie comportementale, c'est-à-dire l'étude in situ des mécanismes comportementaux à l'échelle individuelle, de leurs causes et de leurs conséquences en termes d'écologie et d'évolution, considère le comportement comme l'ensemble des processus de décision par lesquels les individus ajustent leur état et leur situation par rapport aux variations du milieu biotique et abiotique. Le terme de décision ne renvoie pas nécessairement à des processus cognitifs conscients mais insiste simplement sur le fait qu'un animal est régulièrement confronté à plusieurs alternatives qui diffèrent entre elles dans leurs conséquences en termes de survie et de reproduction. C'est la définition fonctionnelle du comportement qui met en évidence son rôle crucial dans l'adaptation et dans l'évolution. La conservation in situ cherche à protéger les populations et les espèces en étudiant comment celles-ci répondent et persistent face aux changements d'origine anthropique (Caro, 2007). De façon intuitive, le fait que les espèces soient constituées d'individus et que leurs comportements influencent la structure et la dynamique des populations met en lumière le rôle fondamental du comportement animal en biologie de la conservation. De cette interdisciplinarité est née la discipline de la conservation comportementale (« conservation behaviour » ; Blumstein and Fernández-Juricic, 2010) dont le nombre d'articles scientifiques a quadruplé en 10 ans (1994-2004), en parallèle de l'augmentation du nombre d'études de biologie de la conservation (Angeloni et al., 2008).

Comportement animal et écologie spatiale

L'étude du comportement animal peut constituer une aide à la gestion des impacts anthropiques sur la faune sauvage. Détecter l'influence des perturbations anthropiques fait donc partie des principaux objectifs des études sur le comportement des individus en conservation afin d'identifier les habitats nécessaires, utilisés, et de qualité pour les espèces. Ceci a pour but, par exemple, de déterminer les sites de lâchers lors de translocations (Gouar et al., 2008; Monnet et al., 2015). Ou encore, de renseigner les habitats à protéger afin de sauvegarder une espèce. Une compréhension profonde des patrons de comportement permet ainsi de développer des méthodes et des plans de gestion dans le but d'atténuer les effets négatifs des interactions humain-faune sauvage tout en maintenant les processus écologiques

(Blumstein and Fernández-Juricic, 2010). Les différences individuelles du comportement, traditionnellement considérées comme du bruit dans les analyses, sont devenues des cibles importantes de la recherche en écologie et en évolution (Wolf and Weissing, 2012). Le comportement animal est omniprésent et intrinsèquement lié à l'écologie spatiale : les comportements de dispersion, d'évitement ou d'habituation à l'humain, et de la sélection de l'habitat se produisent tous dans un continuum espace-temps. Par ailleurs, les traits de personnalité affectent la distribution des individus au sein de leurs habitats au travers des mouvements amenant à des interactions non aléatoires entre individus et à une structuration des populations dans l'espace (Wolf and Weissing, 2012). Afin de réduire les menaces qui pèsent sur les populations, en particulier les menaces d'ordre anthropique (par exemple la fragmentation de l'habitat par les routes), il est nécessaire de prendre en compte l'utilisation de l'espace des individus au travers de la sélection de l'habitat, des déplacements (dispersion, migration, comportement alimentaire), et de la distribution des animaux dans l'espace et dans le temps pour déterminer les habitats à protéger afin d'assurer la persistance d'une population (Blumstein and Fernández-Juricic, 2010). Les mouvements associés à la dispersion et au comportement territorial ont des effets divers et potentiellement antagonistes sur l'écologie des populations. Par exemple, le comportement territorial peut avoir pour effet d'exclure certains individus d'un territoire donné et accroît le besoin d'espace pour la population (Blumstein and Fernández-Juricic, 2010). A contrario, les mouvements de dispersion peuvent avoir des conséquences bénéfiques en terme de flux de gènes (Frankham et al., 2010). Le maintien de la connexion entre populations nécessite la connaissance des sites de départ et d'arrivée ainsi que les zones de trajet (ou corridors écologique) afin de favoriser la survie des individus au travers de la protection des habitats hôtes et leur connectivité (Clobert et al., 2001). Par exemple, la prise en compte des zones de traversée des routes par la faune sauvage indique les possibles sites de construction pour un passage à faune afin de sauvegarder la connectivité entre les populations. Les routes peuvent agir comme un attractant pour certaines espèces comme chez l'ours du fait de la présence de nourriture sur les espaces avoisinants mais le stress dû à la proximité de la route a pour conséquence un apport nutritif moindre qu'en zone non dérangée (Chruszcz et al., 2003; Gibeau et al., 2002; Northrup et al., 2012; Ordiz et al., 2014). Effectivement, les individus ont tendance à éviter les routes à fort trafic et tendent à éviter les traversées durant la journée (Northrup et al., 2012). Chez d'autres espèces, comme le loup, elles sont utilisées comme linéaires de déplacement.

Ecologie du mouvement

L'étude des mouvements des individus, c'est-à-dire le changement de position dans le temps (Wegmann et al., 2016), représente donc un outil central de la conservation des espèces (Tucker et al., 2018). L'écologie du mouvement s'intègre donc parfaitement à l'interface entre

écologie spatiale, comportementale et b de la conservation. La difficulté de l'analyse des mouvements réside dans la non séparabilité du temps et de l'espace. Plusieurs concepts sont donc utilisés afin de visualiser, quantifier et analyser ces mouvements individuels. Le domaine spatial étudie les caractéristiques des mouvements à l'aide des positions de l'individu comme la distance parcourue, la sinuosité (c'est-à-dire l'aspect plus ou moins linéaire d'une trajectoire), ou encore la direction du mouvement. Le domaine temporel quant à lui s'appuie sur l'analyse de schéma récurrent dans le temps afin d'identifier et de prédire des patrons rythmés et stéréotypés comme l'activité diurne ou la récurrence saisonnière de comportements comme la migration (Wegmann et al., 2016). Enfin, le domaine contextuel situe les analyses spatio-temporelles des deux premiers domaines dans un contexte environnemental ou physiologique (Wegmann et al., 2016).

Comme démontré par Johnson (1980), les études sur l'utilisation de l'habitat et sur l'alimentation ne sont pas distinctes mais sont simplement d'ordres différents. Le premier ordre est la sélection de l'aire de répartition physique et géographique d'une espèce. Le domaine vital correspond au deuxième ordre de sélection de l'habitat (Johnson, 1980) et à l'espace requis par un individu pour maintenir ses besoins vitaux, à l'exclusion de la dispersion et de la migration (Wegmann et al., 2016). L'individu concentre ainsi au moins temporairement ses activités sur une surface restreinte possédant des caractéristiques indispensables. La sélection de l'habitat s'effectue sur des critères biotiques et abiotiques selon les besoins de l'individu ou de l'espèce au cours de son cycle. La connaissance des modalités de sélection de l'habitat des populations peut permettre de prédire leur dynamique. En pratique, la distribution observée des positions d'un individu est le résultat de contraintes intrinsèques comme le statut reproducteur ou le sexe, de contraintes extrinsèques comme des barrières environnementales ou artificielles et de la réelle sélection de l'habitat effectuée par cet individu (Nathan et al., 2008).

Comportements alimentaires et individus à problèmes chez les grands carnivores

L'utilisation des ressources et le comportement alimentaire font référence à l'ordre 2, 3 et 4 de la sélection de l'habitat selon (Johnson, (1980). Etudier le comportement alimentaire revient à comprendre les mécanismes comportementaux que les animaux utilisent lorsqu'ils prennent des décisions à propos de quand, quoi et où manger. Le second ordre de sélection correspond à l'installation d'un individu dans son environnement, c'est-à-dire le choix de son domaine vital. Le troisième correspond au choix de patch(s) spécifique(s), c'est-à-dire la distribution de l'utilisation (UD) de l'espace au sein d'un domaine vital individuel. Enfin, le quatrième ordre correspond lui à la sélection de certains items alimentaires spécifiques dans ces patches.

Comprendre ces mécanismes peut favoriser la cohabitation entre les activités humaines et les prédateurs par l'identification du lien entre déplacement et alimentation. Par exemple, certains ours finissent par être conditionnés à se nourrir sur les déchets. Ils se rapprochent alors de plus en plus des humains afin d'accéder à cette ressource. Ceci entraîne des problèmes de sécurité qui peuvent se solder par le retrait de l'individu (Mazur, 2010). En revanche, il a été montré que si un conditionnement négatif, c'est-à-dire l'association d'un stimulus négatif avec un comportement spécifique, est effectué relativement tôt après l'apparition du comportement, les individus entrent moins en conflit avec l'humain (Mazur, 2010).

Le comportement est un facteur clé de médiation des interactions des individus avec leur environnement. Et souvent le domaine vital d'un individu est déterminé par son comportement comme un résultat de la dispersion, des patrons de déplacement, ou encore des stratégies d'appariement contraints par l'environnement et les besoins de l'espèce. La personnalité animale, terme discuté dans le domaine de l'écologie comportementale, fait référence à des différences systématiques et structurées, stables au cours d'une période de temps et où un comportement dans un contexte spécifique est corrélé à un autre comportement dans une autre situation (Wolf and Weissing, 2012). Par exemple, certains individus tendent à être plus agressifs (variation comportementale), et ces différences sont stables au cours du temps. Ce comportement tend à être corrélé avec l'audace (« boldness »). Ces traits sont constamment associés avec des différences métaboliques, physiologiques et démographiques. Le comportement est généralement considéré comme flexible plutôt que fixe dans le temps, permettant des réponses appropriées aux variations environnementales et aux conditions sociales (Bergmüller and Taborsky, 2010). C'est pourquoi ce thème est central dans les programmes de restauration de populations afin de prédire les réponses aux perturbations anthropiques et celles pouvant promouvoir la capacité d'une population à répondre. Chez les prédateurs il est souvent question d'individus « à problèmes ». Dans un environnement fortement anthropisé, l'étude de la personnalité, ou des traits comportementaux, peut permettre d'identifier des individus qui adoptent un comportement supposé anormal vis-à-vis du reste de la population et surtout pouvant poser un problème de cohabitation avec l'humain. Ces individus sont d'ailleurs définis comme ayant un comportement entraînant un conflit aigu. Chez l'ours, il peut s'agir d'individus trop familier, agressif ou dont la déprédation est trop fréquente, localisée et spécialisée. Il est souvent difficile de savoir comment définir un ours « à problème », même si certains critères sont définis, comme par exemple l'observation de prédations répétées sur une zone localisée permettant une prédiction du comportement. De façon semblable aux ours conditionnés par l'alimentation sur les poubelles, il est compliqué de différencier un ours conditionné d'un ours possédant un trait de personnalité qui tend à le faire s'approcher des humains, la corrélation de ce type de comportement demeurant peu

étudiée. En revanche, ces comportements, une fois renforcés et appris, sont pour certains ours stables au cours du temps. Dans ces cas particuliers, des dispositifs d'effarouchement sont mis en place (voir chapitre 4). Dans certains cas, malgré l'absence de comportements atypiques avérés, ce protocole peut être déclenché pour administrer un conditionnement négatif rapide sur les individus pour éviter sa transmission dans la population. Ce protocole est coûteux à mettre en place et nécessite des experts entraînés ainsi que du matériel spécifique. Il est donc nécessaire de comprendre et d'évaluer les comportements de la population vis-à-vis de la prédation afin de pouvoir reconnaître une situation considérée comme anormale. De plus, l'évaluation de ce comportement permettrait a posteriori d'identifier si l'effarouchement a entraîné un conditionnement négatif ou non par le suivi standardisé de ces protocoles ainsi que des zones concernées (voir chapitre 4).

Objectifs de l'étude

L'arrivée en estive des troupeaux domestiques engendre une augmentation artificielle des proies dans la zone de distribution de l'ours brun. Le premier chapitre de cette thèse décrit l'utilisation observée des zones d'attaques par l'identification des points chauds. Le second chapitre fait référence à la sélection des zones d'attaques. Ce chapitre étudie le choix effectué par les individus quant à leur zone d'alimentation sur les proies domestiques ainsi que les comportements associés. Le but est ici d'étudier le comportement des ours en relation avec la présence de proies domestiques dans les estives. L'augmentation artificielle rapide de proies rend la disponibilité prédictible et non aléatoire dans l'espace. Malgré tout, l'ours brun étant une espèce omnivore opportuniste, l'hypothèse est que les déprédations seront effectuées dans le cadre de déplacement ayant d'autres objectifs. De plus, la saison pastorale correspond à la saison estivale de juin à septembre chevauchant celle de reproduction et d'élevage des jeunes. Cela entraîne donc (de façon indépendante à la présence des troupeaux) les mâles adultes à posséder de plus larges domaines vitaux et les femelles avec oursons à réduire leur déplacement pour se sécuriser vis-à-vis de l'infanticide (Bellemain et al., 2006; Swenson et al., 1997).

Dans un premier temps, il est important de considérer si les individus modifient les caractéristiques de leurs comportements durant cette période ainsi que d'identifier les individus ou classes d'individus impliqués dans les déprédations. Dans un second temps, le but sera de comprendre comment la variabilité interindividuelle des déplacements est liée au comportement prédateur. Ces analyses seront effectuées sur les ours équipés de GPS dans les populations pyrénéenne et alpine.

Matériels et exploration des données

Analyses génétiques sur les constats de dommages imputables

Pour la période 2010 – 2017, 167 déprédations ont été associées à un individu particulier identifié (ou plusieurs individus, comme c'est le cas des femelles avec oursons par exemple) grâce à des marqueurs. Malheureusement, tous les échantillons génétiques récoltés sur attaque ne produisent pas forcément d'information à l'échelle individuelle, du fait par exemple, de la dégradation des échantillons. En moyenne, chaque année 18% des attaques sont associées à des individus identifiés (Fig. 32).

L'Ariège étant le département au sein duquel les constats de dommages sont les plus nombreux (section 4 de cette thèse), c'est aussi dans ce département que sont collectés le plus d'indices génétiques de qualité permettant une identification de l'individu relativement au nombre d'attaque (Fig. 33).

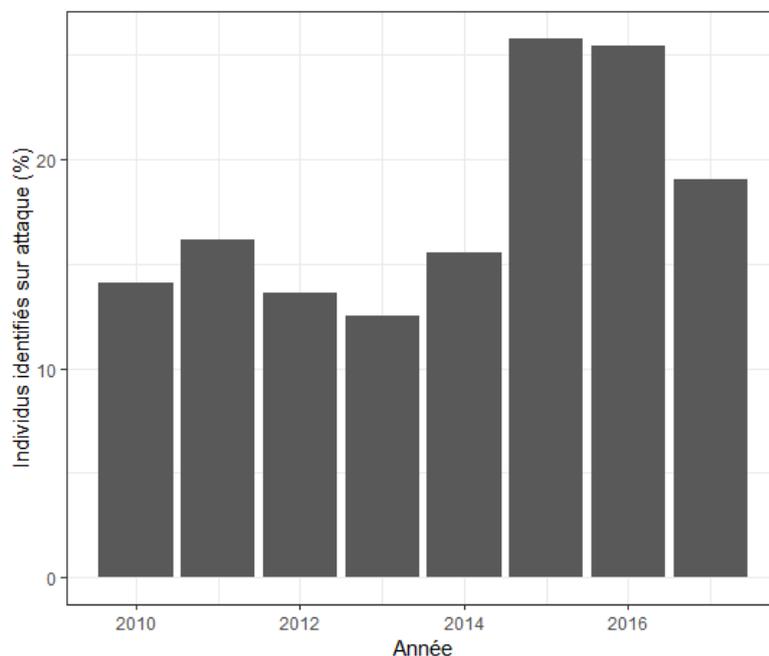


Fig. 32 : Pourcentages annuels d'attaques sur lesquelles un ours a été identifié par la génétique pour la période 2010 – 2017.

Le nombre d'individus identifiés sur attaque est variable selon les années mais montrent une assez grande diversité (Fig. 34, 36). Notamment, certains individus semblent responsables de plus d'attaque que d'autres sur les attaques dont l'individu a été identifié (Fig. 34). Les adultes sont les catégories d'individus étant le plus déprédateurs, relativement aux individus identifiés sur les attaques par la génétique (Fig. 35).

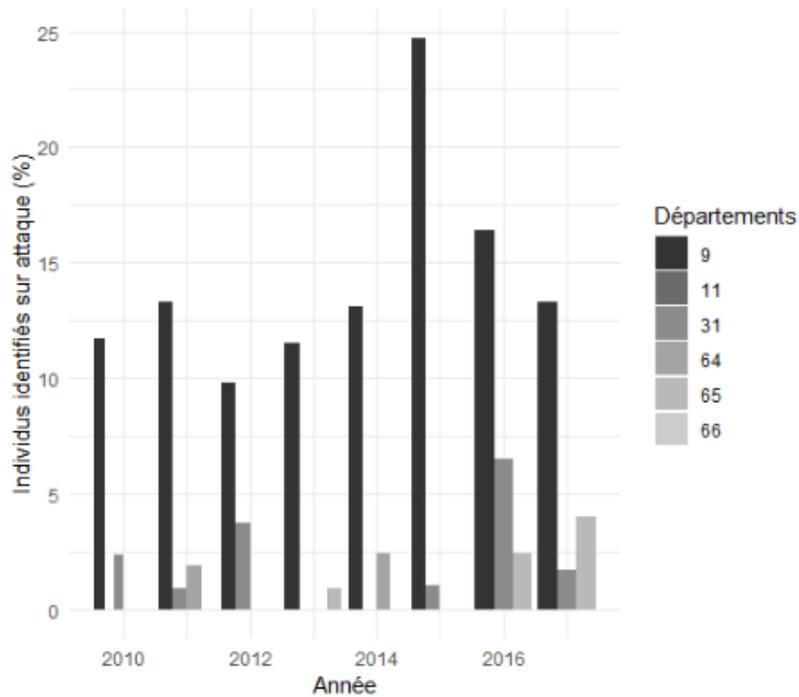


Fig. 33 : Proportions d'attaques sur lesquelles ont été récoltés des indices d'ours brun relativement au nombre d'attaque annuel de chaque département pour la période 2010 – 2017.

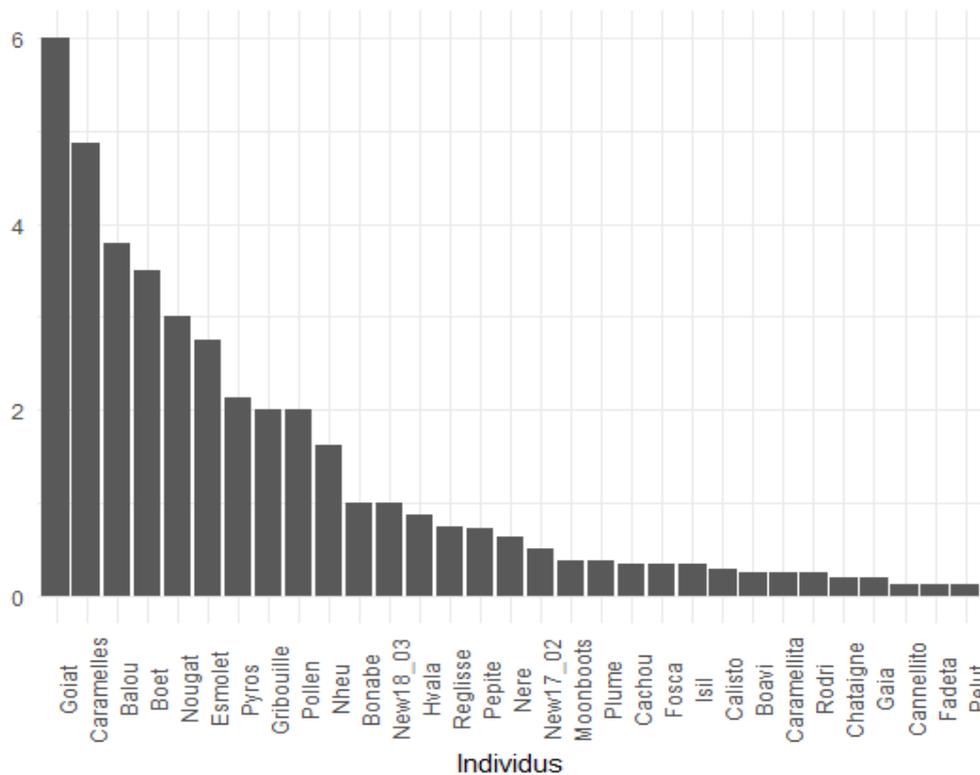


Fig. 34 : Nombre moyen d'attaque par un individuel parmi les individus identifiés sur la période 2010 – 2017. Le nombre d'attaques sur lesquelles l'individu a été identifié est divisé par le nombre d'années de présence de ce même individu durant la période 2010 – 2017. Par exemple, Balou mort en 2014 sera présent pendant 5 ans pour la période d'étude.

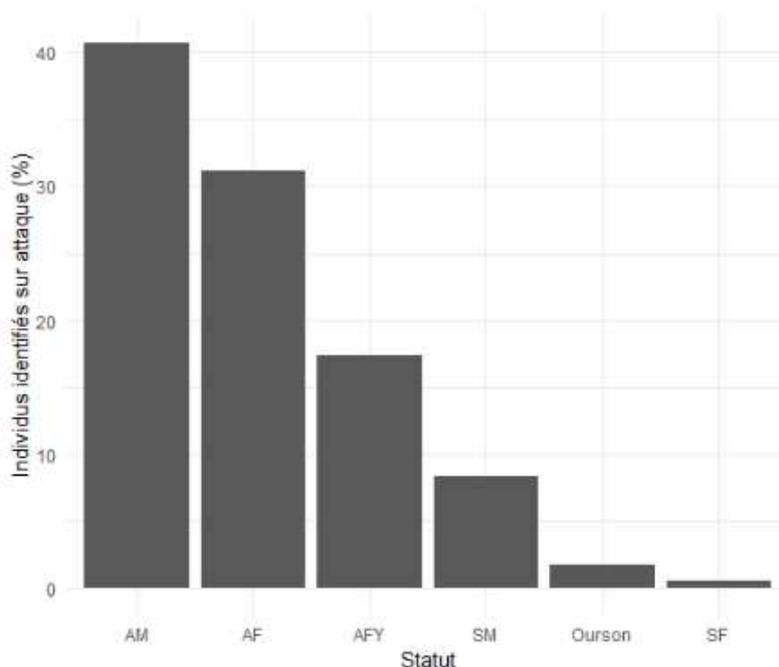


Fig. 35 : Pourcentage d'attaques catégorisées par statut selon le nombre d'attaques totales avec individus identifiés par la génétique. AM : adulte mâle, AF : adulte femelle, AFY : adulte femelle avec oursons, SM : subadulte mâle, SF : subadulte femelle.

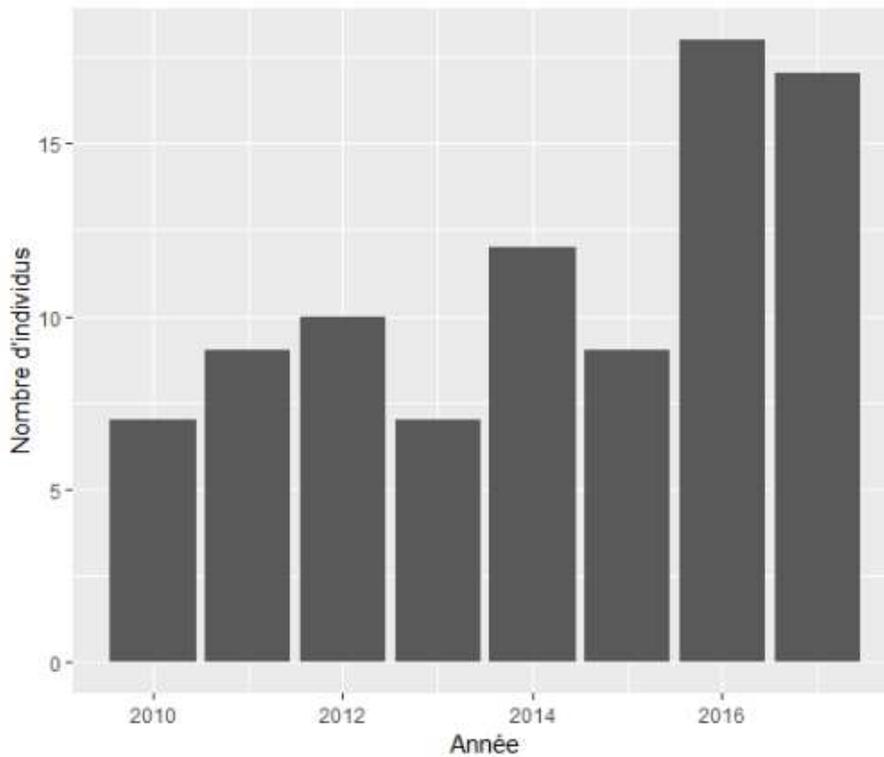


Fig. 36 : Nombre d'individus identifiés sur attaques par an pour la période 2010 – 2017. Les individus ne sont comptés qu'une seule fois.

Données GPS pyrénéennes et alpines

Le suivi par GPS des ours dans les Pyrénées et dans les Alpes ne se concentre pas sur une période donnée mais sur plusieurs années qui ne sont pas nécessairement consécutives (Fig. 37). Dans le Trentin, 13 ours ont été suivis par GPS tandis que 9 ours ont été suivis dans les Pyrénées par les équipes françaises et espagnoles.

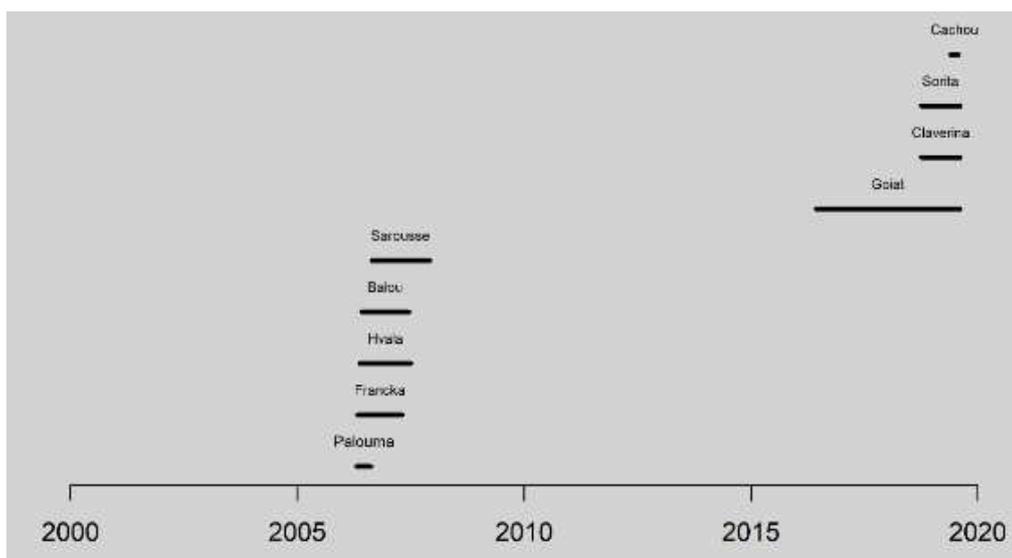


Fig. 37 : Période de déploiement du suivi GPS des ours dans les Pyrénées françaises et espagnoles.

Le suivi GPS et VHF a principalement été effectué pour le suivi des individus transloqués ($n = 11$). D'autres individus ont été suivis pour différentes raisons : Goïat a été rééquipé vis-à-vis du conflit avec les troupeaux domestiques, Boutxy dans le cadre de l'étude de l'utilisation de l'espace, Papillon comme ours à problème, et Cachou pour étudier le comportement spatial des ours nés dans les Pyrénées (Annexe 5).

L'exploration des données GPS sur les massifs alpin et pyrénéen (en partenariat avec Andréa Corradini pour l'exploration des données italiennes) a permis l'identification temporelle pour une uniformisation des données (3h). Il y a alors peu de trajectoires complètes mais avec moins de 10% de valeurs manquantes. Deux exemples sont donnés Fig. 39 et 40 pour le suivi GPS des ours Balou (2006) et Goïat (2016). Ces explorations font suite à une première description permettant d'exclure les données GPS durant l'hibernation. Les trajectoires des individus suivis par GPS dans les Pyrénées sont disponibles Fig. 41.

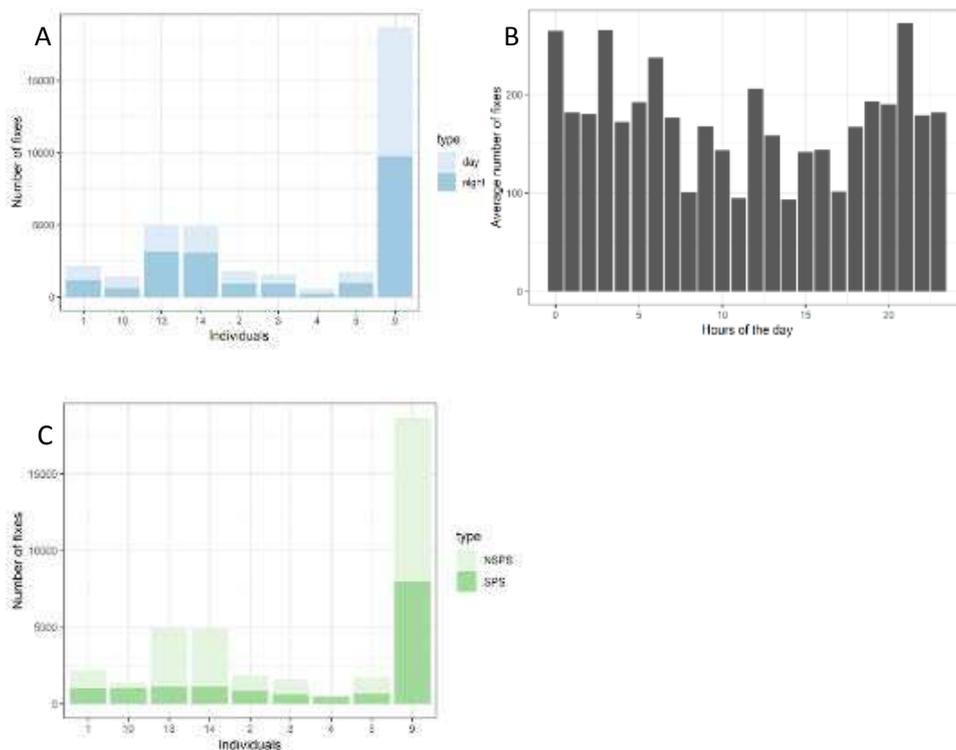


Fig. 38 : Nombre de points GPS par individu entre le jour et la nuit (A) et la saison des pâturages d'été (SPS) et hors saison de pâturages d'été (NSPS). L'identifiant individuel 9 est Goïat qui est surveillé depuis 3 ans, la plus longue surveillance GPS des Pyrénées. Nombre moyen de localisations par heure de la journée sur l'ensemble des individus (B). Liste des identifiants correspondants aux ours suivis : 1 = Balou, 2 = Hvala, 3 = Francka, 4 = Palouma, 5 = Sarousse, 9 = Goïat, 10 = Cachou, 13 = Claverina, 14 = Sorita.

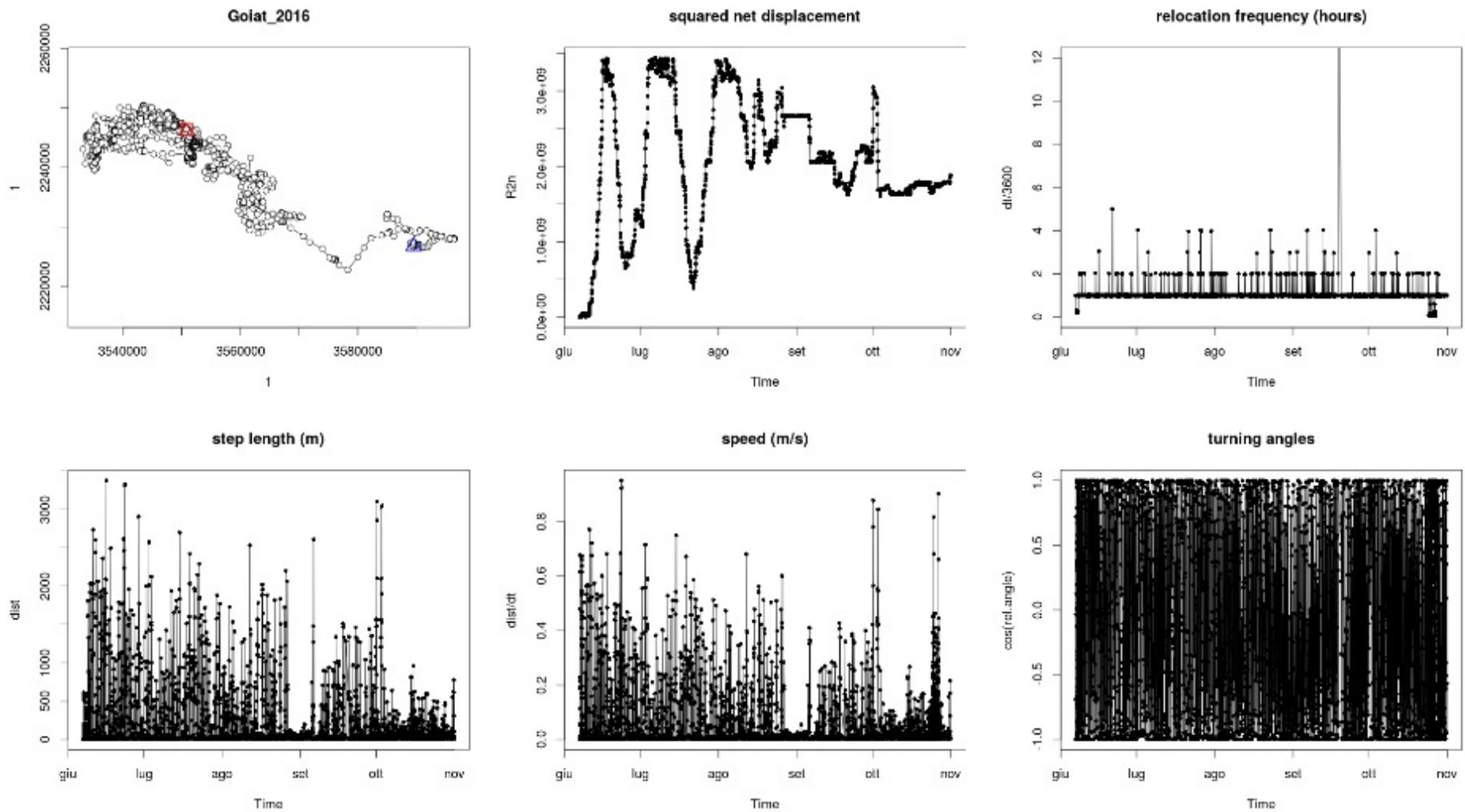


Fig. 39 : Exploration des données GPS de l'ours Goiat réintroduit en 2016 par l'équipe espagnole (PirosLife Nature programme) pour l'année 2016 sans la période d'hibernation. De gauche à droite et de haut en bas : trajectoire complète de l'ours, déplacement net au carré, fréquence des localisations, distance des pas (distance entre chaque localisation), vitesse, angles de mouvement.

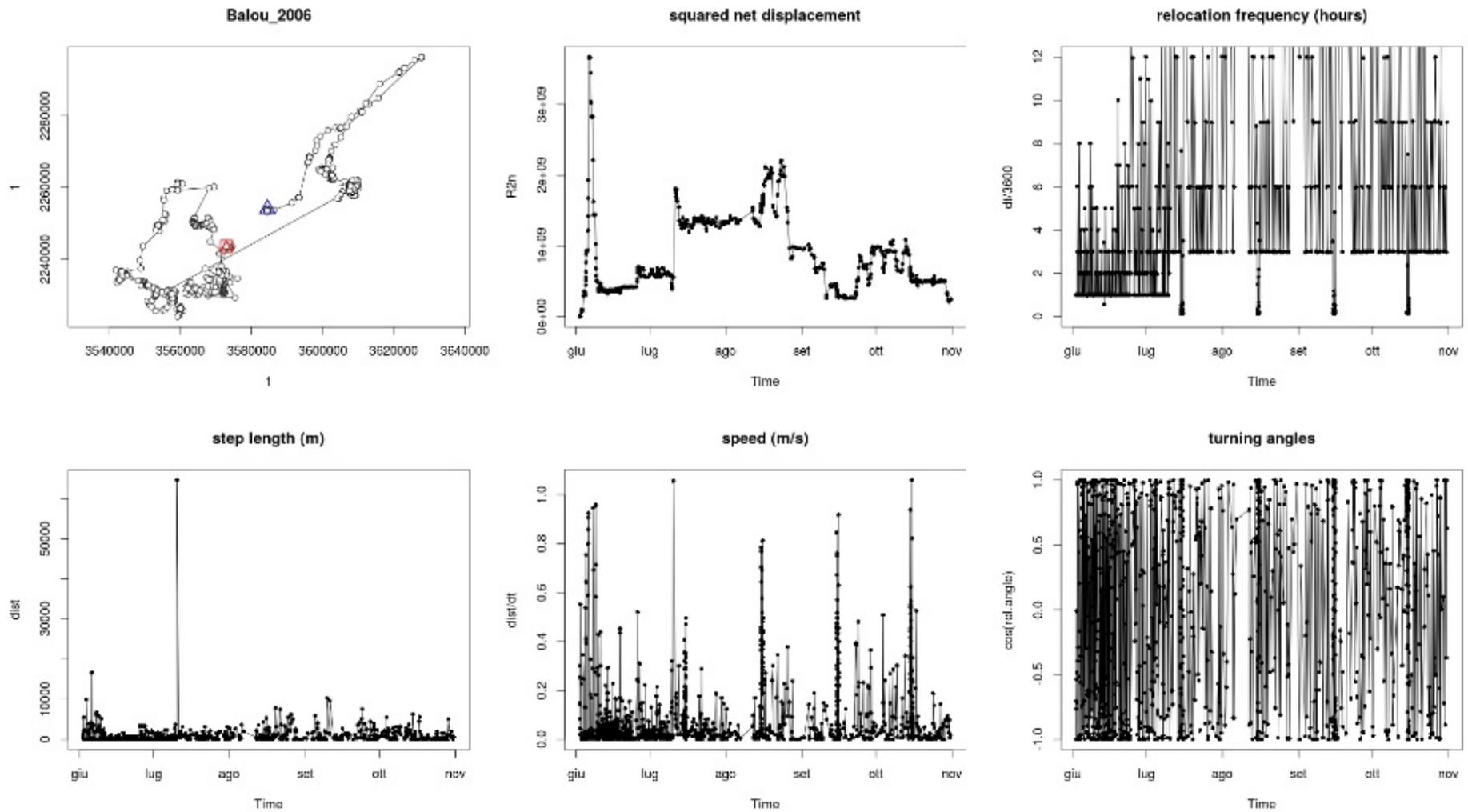


Fig. 40 : Exploration des données GPS de l'ours Balou réintroduit en 2006 pour l'année 2006 sans la période d'hivernation. De gauche à droite et de haut en bas : trajectoire complète de l'ours, déplacement net au carré, fréquence des localisations, distance des pas (distance entre chaque localisation), vitesse, angles de mouvement.

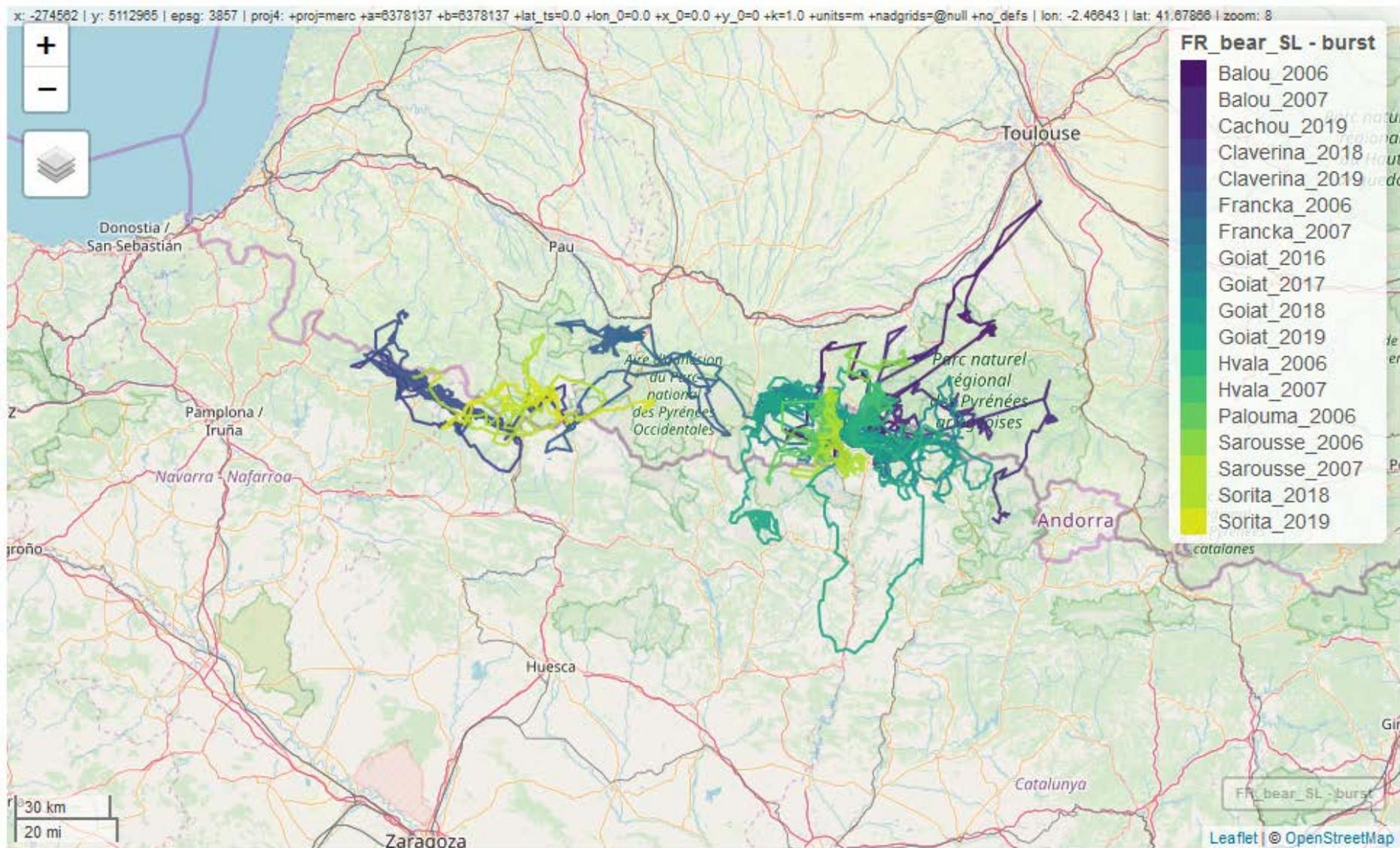


Fig. 41 : Trajectoires des individus suivis par GPS dans les Pyrénées après exploration et gestion des données.

Méthodes d'analyses des comportements de déprédation

Dans un premier temps, nous avons cherché à déterminer les variations interindividuelles du comportement de déprédation à partir des informations récoltées grâce au marquage génétique en prenant en compte l'âge, le sexe et le statut reproducteur ainsi que la taille du domaine vital de chaque individu. Dans cette première partie, le domaine vital individuel est contextualisé par la méthode du polygone convexe minimum (MCP du package R *adehabitat*, Calenge, 2015) créé à partir des données de suivis systématique et opportuniste indépendants des données de prédation (section 3.2). L'impact du sexe ou du statut reproducteur peut avoir des conséquences substantielles sur l'utilisation de l'habitat. Chez l'ours brun, un fort dimorphisme sexuel existe ainsi qu'un risque d'infanticide des oursons par les mâles poussant les femelles avec oursons à utiliser différemment l'habitat et à rechercher des habitats plus sûrs ce qui pourrait induire par erreur la protection de certaines zones qui par exemple ne serait absolument pas utilisées par les femelles avec oursons (Maiorano et al., 2017). Aux vues des connaissances sur la biologie de l'ours brun (Encadré 1), i) les adultes auront un comportement d'avantage prédateur que les subadultes, ii) les mâles auront tendance à plus attaquer les troupeaux domestiques que les femelles. Cette première partie a été effectuée dans le cadre d'un stage de Master 1 que j'ai encadré. Dans le cadre de cette analyse, une sélection de modèle testant toutes les combinaisons des covariables, dont les interactions, basée sur l'AICc a été effectuée. L'effet sur la taille du domaine vital est modélisé par une régression linéaire mixte comprenant les facteurs fixes âge et statut reproducteur et prenant en compte la variabilité interannuelle et interindividuelle en variables aléatoires. La modélisation suivante est basée sur un modèle linéaire généralisé à effet mixte de type Poisson zéro-enflé (Brooks et al., 2017; Zuur et al., 2009; Zuur and Ieno, 2016) et les variabilités annuelles et individuelles sont prises en compte par leurs effets aléatoires respectifs. La variable réponse est le nombre de déprédation par individu par an. Les covariables considérés ici sont la taille du domaine vital, l'âge et le statut reproducteur.

Dans un second temps, l'analyse de la distribution de l'utilisation de l'espace au sein du domaine vital (« *utilisation distribution* », UD) selon une approche dynamique (« *brownian bridge* », Calenge, 2015; Wegmann et al., 2016) permettra de s'intéresser à la question de la sélection de l'habitat à l'échelle du domaine vital durant la période d'estive. La plupart des méthodes modélisant l'utilisation de l'habitat chez les grands mammifères posent généralement l'hypothèse implicite de mémoire et d'apprentissage des individus. Par exemple, les chemins de moindres coûts (Least Cost Path LCP) posent l'hypothèse que l'animal se déplace sur des sentiers optimaux reliant deux parcelles d'habitat. Or, ce n'est pas nécessairement le cas surtout s'ils ne connaissent pas a priori la région (Peters et al., 2015).

Les LCP supposent que les animaux possèdent une connaissance complète du paysage dans lequel ils se déplacent, tandis que la théorie des circuits suppose que les animaux n'en ont aucune au-delà de leur environnement immédiat (Maiorano et al., 2017). Il existe des preuves évidentes que les corridors fonctionnels peuvent soutenir les mouvements entre les parcelles d'habitat et permettraient d'identifier des chemins favorisés par les individus pour se rendre sur des zones de déprédation ou sur des estives.

Ignorer l'autocorrélation spatiale des données GPS à fine résolution (< 1 h) mène souvent à des conclusions trompeuses (Martin et al., 2008). Par exemple, sur les habitats favorisés au sein d'un domaine vital (troisième ordre de sélection selon Johnson, 1980), lorsque Martin et al 2008 ont testé la sélection de l'habitat en utilisant un modèle nul qui ne tenait pas compte des contraintes de mouvement (le modèle le plus répandu dans la littérature), ils ont constaté une augmentation de l'utilisation de la sélection de l'habitat par les ours. En effet, ignorer ces contraintes de mouvement peut conduire à une surestimation de la force de cette sélection. Le modèle nul repose sur l'hypothèse que l'individu n'a pas seulement la capacité de se déplacer partout dans son domaine vital à n'importe quel moment mais aussi qu'il n'a pas de contraintes intrinsèques (dues à exigences en matière d'alimentation ou de repos, restriction des mouvements à cause des oursons, etc.). La décomposition de la distribution de l'utilisation de l'espace en distribution d'intensité d'exploitation (Benhamou & Riotte-Lambert, 2012 ; temps passé par visite à une zone d'estive donnée) permettra d'évaluer l'utilisation dynamique des zones d'estive au sein des domaines vitaux des individus suivis par GPS.

Dans un troisième temps, la distribution de récursions, c'est-à-dire des mouvements d'aller-retour fréquents au sein d'une même zone (Benhamou & Riotte-Lambert, 2012 ; Riotte-Lambert et al., 2013 ; fréquence des visites à cette estive), permettront d'identifier l'adaptation du comportement spatial des ours à la disponibilité de la ressource alimentaire, en comparant les périodes d'estive avec le reste de l'année, et pourrait permettre d'identifier des patrons temporels de mouvement.

Enfin, à partir de certains suivis à résolution très fine (15, 30 min, 1h), il sera possible de comparer les caractéristiques des mouvements des individus pendant la période d'estive et au cours de l'année afin d'évaluer si la disponibilité importante de proies domestiques entraîne des déplacements spécifiques, avec par exemple une vitesse importante ou des déplacements plus linéaires que pendant le reste de l'année.

Ce troisième axe de la thèse s'intéresse donc à comprendre le pourquoi de la déprédation à une échelle individuelle ainsi que le comment. Comprendre comment les patrons spatiaux de la déprédation émergent des comportements individuels est une autre étape dans l'identification des facteurs mais cette fois à l'échelle individuelle provoquant des patrons à

l'échelle de la population. Cela permet d'évaluer les trajets, corridors et comportements spécifiques de la déprédation. Cela permet de comprendre si les estives sont des espaces favorisées par les ours au sein de leurs domaines vitaux avec une sélection spécifique de ces sites, ou si les estives sont intégrées dans l'aire de répartition et entraîne une surutilisation de ces espaces par renforcement positif des ours ou qu'elles sont intégrées au sein de l'aire de répartition au travers d'autres processus de sélection de la ressource.

Résultats des analyses exploratoires

Déprédation et comportement individuel

A partir d'une sélection de modèles portant sur la taille du domaine vital en fonction de l'âge (adulte/subadulte) et du statut reproducteur (femelle, mâle, femelle avec oursons) (Table 2), il s'avère que le statut reproducteur possède le plus fort impact sur la taille du domaine vital individuel créé avec les données de suivis systématique et opportuniste. Les femelles accompagnées d'oursons de l'année possèdent des tailles de domaines vitaux plus faibles que les femelles non suitées, malgré une grande variabilité (Fig. 42). Le domaine vital des mâles est quant à lui deux fois plus grand que celui des femelles.

Table 2 : Sélection de modèles effectués sur la taille du domaine vital individuel (avec l'individu en variable aléatoire) montrant les trois premiers meilleurs modèles.

	Statut	Age	Statut*Age	AICc	Δ_{AICc}
1	+			88.54	0
2	+	+		89.46	0.92
3		+		90.71	2.17

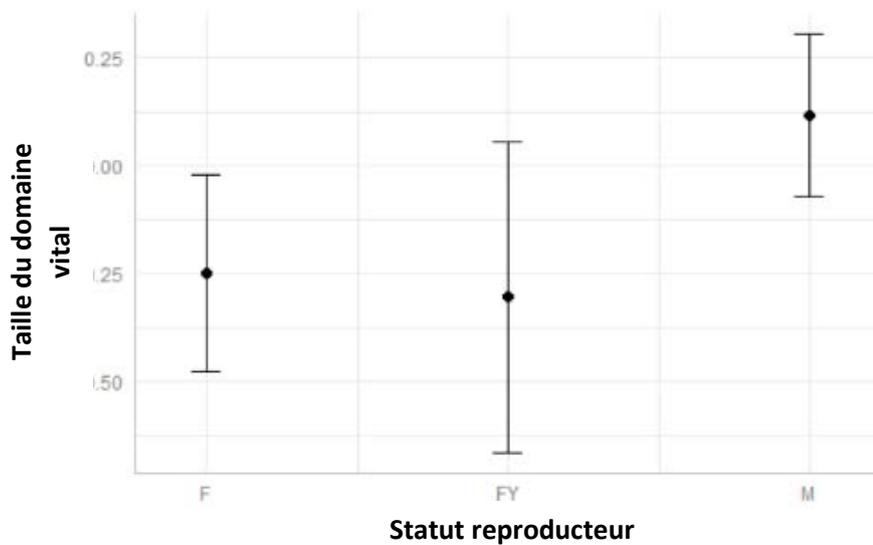


Fig. 42 : Taille de domaine vital prédite en fonction du statut reproducteur (femelle, femelle avec ourson, mâle) à partir du modèle 1 (Table 2). Les tailles des domaines vitaux ont été standardisés (axe vertical).

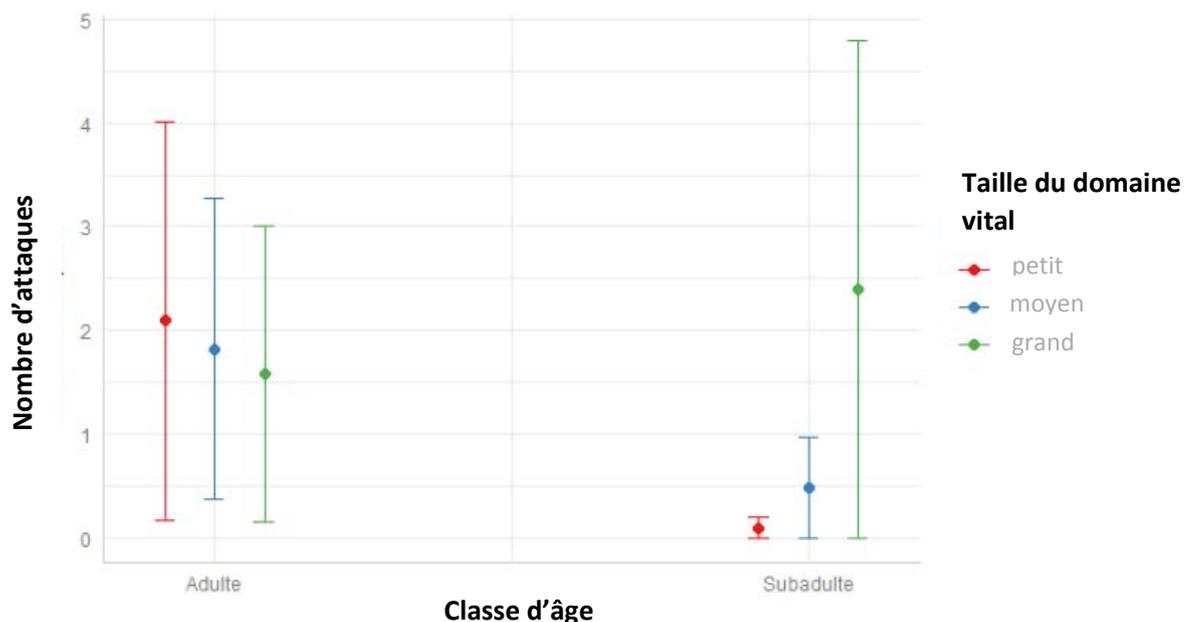


Fig. 43 : Nombre d'attaques prédites par le meilleur modèle en fonction de l'interaction entre l'effet de l'âge et de la taille du domaine vital. La taille des domaines vitaux a été standardisée.

Lors de la sélection de modèle ayant pour variable réponse le nombre de déprédations par individus, nous voulions évaluer l'effet du nombre d'estives au sein de chaque domaine individuel. Or, ce nombre est corrélé à 93% avec la taille du domaine vital et par conséquent, seul la taille du domaine vital a été conservée. Le meilleur modèle ressortant de cette analyse ($\Delta_{AICc} > 2$) inclut l'interaction entre l'effet de la taille du domaine vital et de l'âge de l'individu (Fig. 43).

Utilisation de l'espace au sein du domaine vital

Pour l'analyse des déplacements des ours bruns et de l'utilisation de l'espace, deux cartes exploratoires de distribution de l'utilisation pour deux ours différents en 2018 dans la Province du Trento sont présentées dans la Fig. 44. Ces cartes effectuées sur les ours équipés de GPS permettent une exploration et une comparaison des types d'estimation des domaines vitaux (kernel, brownian bridge). Les zones identifiées comme utilisées (UD) par les individus ne possèdent une faible variabilité intra individuelle, montrant la fiabilité de ces différents domaines vitaux. Malgré la variabilité de ces estimateurs de domaines vitaux, le brownian bridge à 95% (bleu foncé sur la Fig. 44) semble proposer l'estimation la plus intéressante dans le but d'identifier les corridors écologiques de déplacement des individus au sein de leurs domaines vitaux vis-à-vis de leur comportement prédateur.

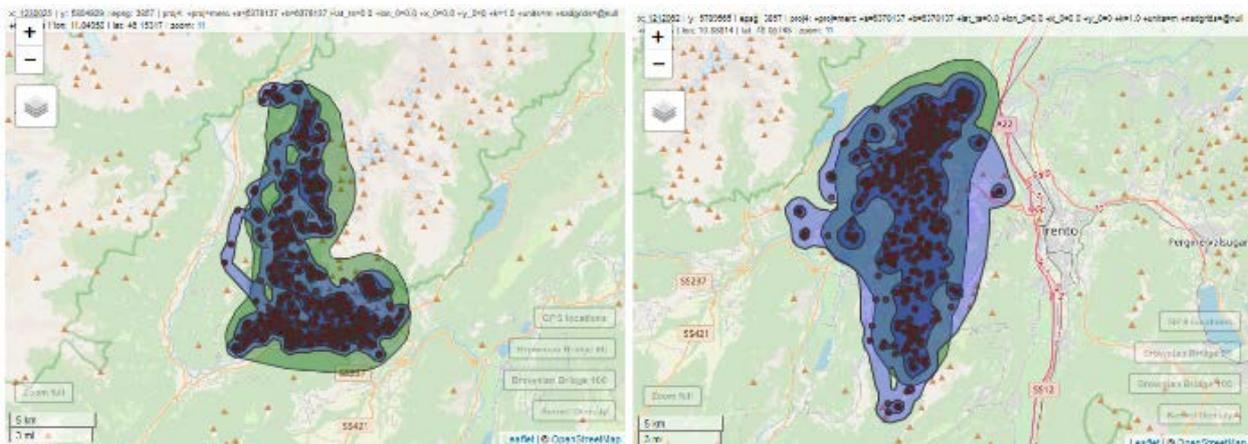


Fig. 44 : Distribution de l'utilisation de l'espace selon la méthode du Brownian bridge pour deux ours (de gauche à droite DG3_4 et F04_10) pendant l'année 2018. Ces cartes répertorient les déplacements de l'année à une résolution de 3h (points), sans l'exclusion des périodes non estivales. Les polygones verts représentent les domaines vitaux calculés selon la distribution de l'utilisation (UD) à 95% par un Kernel (Calenge, 2015). Les polygones bleus clairs représentent les domaines vitaux estimés par un kernel brownian bridge (UD 100%) et les bleus foncés à 95% (Calenge, 2015).

Discussion et perspectives

Les premières analyses exploratoires mettent en évidence une variabilité inter individuelle du comportement de l'utilisation de l'espace et de prédation en fonction des catégories démographiques auxquelles appartiennent les individus. L'ours étant une espèce dont le système de cohabitation est basé sur la dominance des adultes par rapport aux subadultes (pour les mâles), les subadultes ont tendance à réduire leur domaine vital durant leurs premières années, afin d'éviter une potentielle confrontation avec un mâle adulte dominant (Dahle and Swenson, 2003a). On peut aussi supposer que les premières années en autonomie constituent une période d'exploration pour les subadultes et que donc leur territoire n'est pas encore établi, ce qui rend leurs domaines vitaux plus petits et plus variables par rapport aux adultes. La taille élevée du domaine vital des mâles adultes relève également du

fait que, durant la période de reproduction, ceux-ci adoptent un comportement d'exploration plus intense que le reste de l'année afin de maximiser les chances de rencontrer un partenaire (Dahle and Swenson, 2003b).

Par ailleurs, pour expliquer les patrons de déprédation annuelle par individu, l'âge ainsi que la taille du domaine vital semblent être les meilleures variables explicatives de ce comportement. Les résultats montrent, d'une part, que les adultes attaquent d'avantage les troupeaux domestiques que les subadultes. Ce résultat confirme nos hypothèses sur la dominance des mâles adultes sur les subadultes, ainsi que sur le besoin de nourriture des femelles avec oursons qui augmente les chances de prédation. D'autre part, on observe des corrélations contrastées entre la prédation et la taille du domaine vital pour les différentes classes d'âge. Pour les adultes, plus le domaine vital sera grand, plus la probabilité d'attaque va diminuer. Cela va à l'encontre de l'hypothèse formulée selon laquelle plus un individu a un domaine vital élevé, plus son nombre de déprédations sera important. Cependant, le modèle ne prend en compte que l'âge et la taille du domaine vital, sans distinguer les différents statuts d'individus. De cette façon, le modèle englobe les catégories « femelles avec oursons », « femelles sans oursons » et « mâles adultes » dans la partie des résultats qui concernent les adultes. Or, on peut supposer qu'il existe, au sein de la population, une proportion de femelles avec oursons qui prédatent beaucoup et possèdent également un domaine vital restreint, et que cette proportion a pu influencer les résultats, puisqu'il s'agit d'une petite population. A partir des données de terrain, on observe également une forte variation inter-individuelle au sein des catégories démographiques, surtout chez certaines femelles au domaine vital assez restreint, qui, indépendamment de la présence d'oursons, présentent une grande tendance à la déprédation chaque année. Pour les subadultes, on constate l'effet inverse : plus le domaine vital est grand, plus l'individu a un nombre important de déprédations. Cela valide l'hypothèse de départ, puisqu'au fur et à mesure de leur exploration et de l'établissement de leur domaine vital, les subadultes vont découvrir de plus en plus de zones où ils peuvent trouver des estives, ce qui, en théorie, va augmenter leur probabilité de prédation.

Suite à ces résultats, plusieurs limites et perspectives s'ouvrent. Il faut noter que durant la construction des domaines vitaux, seuls les points de détection correspondant au suivi systématique ont été pris en compte. La mise en place de domaines vitaux plus précis est donc nécessaire ainsi que leur comparaison hors et pendant la période d'estive. Cette comparaison semble indispensable pour évaluer les différents comportements saisonniers. Malgré tout, la période d'estive est une période cruciale dans les cycles annuels de l'Ours brun et les déplacements associés doivent posséder des caractéristiques particulières et possiblement difficiles à séparer des mouvements de déprédation.

C'est pour cela que lier les caractéristiques spatiales et temporelles des données GPS des individus apparaît incontournable afin d'identifier des zones surexploitées au sein des domaines vitaux des individus qui, si les déplacements sont motivés par d'autres activités que la recherche alimentaire, peuvent ne pas correspondre aux zones pastorales. Les individus pourraient alors posséder un « domaine vital de prédation » au sein même de leur domaine vital. Si ce n'est pas le cas, les individus effectueraient donc des déprédations au cours de déplacements motivés par d'autres activités, comme la recherche de partenaire pour la reproduction par exemple.

De plus, de nombreux paramètres externes, comme les variables environnementales, influencent le comportement spatial des ours (Martin et al., 2013; Peters et al., 2015). Ils peuvent influencer d'une part la sélection de l'habitat dans un premier temps et la sélection des zones de déprédation (article 2) rendant d'autant plus complexe l'analyse des mouvements et de la sélection dans l'utilisation de l'habitat.

Chapitre 4: Gestion des conflits homme-grands carnivores à travers le monde. Efficacité et adéquation des stratégies de gestion.

Adequacy of our response: the efficiency of several techniques to manage human-large carnivore conflicts throughout the world.

Lorand, C., Gastineau, A., Robert, A., Mihoub, J.-B., & Bessa-Gomes, C.

Article en préparation pour soumission

Les résultats de cette thèse, de l'identification des points chauds à celle des facteurs abiotiques et biotiques influençant le comportement de déprédation, ont pour but une meilleure compréhension et quantification du phénomène. Le bilan effectué à l'échelle de la population et de l'individu permet d'actionner plusieurs leviers pour la gestion par l'identification des zones d'implémentation des mesures de prévention et d'atténuation, des facteurs de risques des comportements humains et des ours à risque. De plus, il pourra être alors mis en comparaison avec un bilan postérieur à l'implémentation de certaines mesures de gestion au sein d'un protocole solide et standardisé.

L'objectif de cet article est d'effectuer un bilan des techniques de gestion des conflits hommes-grands carnivores les plus communs à une échelle globale et d'évaluer l'exactitude et l'étendue des connaissances disponibles sur ces méthodes. La prédation sur les troupeaux domestiques est le conflit le plus répertorié dans les études portant sur les techniques de gestion des conflits (17%) et l'ours brun est la deuxième espèce la plus documentée dans la littérature. Je ne suis pas première auteure de cet article, mais j'ai participé à la lecture des articles et à l'évaluation des méthodes de gestion des conflits selon le procédé décrit par Sutherland et collaborateurs (www.conservationevidence.com), j'ai pris une part active à la réflexion et à la rédaction de l'article.

Les articles considérés dans cette étude font références aux stratégies de gestion des conflits pouvant être catégorisées en non létales et létales et sont regroupés principalement en Europe et en Amérique du Nord (64% des articles évalués), introduisant un biais dans les espèces étudiées. La technique létale de gestion des conflits est historiquement répandue et utilisée de façon légale, par décision d'abattage sélectif, ou illégale, par braconnage. Cette stratégie représente 8,86% des études évaluées. Bien que débattue, son efficacité est désormais relative ou même contreproductive. Par exemple, sur les trois études estimant son efficacité pour réduire les prédateurs de l'ours brun sur les troupeaux (Treves et al., 2016), le taux d'attaque est resté intact ou a augmenté. Dans les études portant sur d'autres espèces, la réduction des dommages a été mise en évidence mais seulement pour une très courte période et de façon localisée. En revanche, cette stratégie a par ailleurs des effets dévastateurs sur la viabilité des populations cibles, pouvant aller jusqu'à des extinctions locales. L'évaluation de ces études a permis de valider cette conséquence néfaste connue de la gestion létale sur la viabilité et la dynamique des populations de grands carnivores ainsi que sur la structure sociale des populations (infanticide chez le lion et l'ours, reformation et dispersion des meutes chez le loup). Certains biologistes de la conservation reconnaissent qu'un certain contrôle des prédateurs peut aider à développer la tolérance humaine envers ces espèces de prédateurs (Woodroffe and Redpath, 2015). Or, un tel compromis n'est que peu efficace sur le long terme pour toutes les parties prenantes. Pour les biologistes de la conservation ainsi que pour les

éleveurs, l'abattage, la chasse ou le braconnage des espèces causant les dommages semblent donc des stratégies risquées, en termes de nombre de dégâts d'une part pour les espèces comme le loup ou de dynamique de population pour les espèces comme l'ours ou le lion dont les mâles peuvent effectuer des infanticides.

La stratégie non létale s'appuie sur un éventail de techniques fondées sur la réaction à la peur et l'apprentissage des espèces cibles. La faune sauvage a tendance à intégrer et traiter l'information afin de réagir à son environnement. De la même façon, les grands carnivores sont sensibles aux changements dans leur environnement et tendent à éviter les dangers et les activités humaines. Le conditionnement aversif (2,78% des articles considérés), par des mesures dissuasives (« deterrents ») ou répulsives (« repellents »), les translocations (4,43%) ou encore les programmes de compensation financière (4,16%) font partie des méthodes non létales évaluées. Deux des problèmes majeurs auxquels elles font face sont le phénomène d'habituation et le manque d'efficacité à long terme. L'habituation est la perte de l'évitement du fait d'une exposition répétée au stimulus, de l'absence d'un stimulus négatif ou encore d'une récompense plus importante que le stimulus négatif (Mazur, 2010). Cibler un comportement spécifique, comme celui de prédation, est complexe, requiert des moyens importants et possède une efficacité variable selon les individus. Par exemple, les colliers à chocs électrifiés activés par réception d'onde radio lors de l'entrée de l'individu dans un périmètre (« shock collars » et « RAG ») font partie des mesures répulsives dont la mise en place est compliquée par la nécessité d'équiper les individus cibles ce qui nécessite des moyens considérables. De plus, certains animaux ne montrent que très peu de réaction aux chocs distribués par ces colliers, lors de l'approche d'un troupeau par exemple ou alors ces colliers sont efficaces seulement lors du choc, échouant au conditionnement négatif de l'apprentissage de l'association entre l'approche d'un troupeau et un stimulus négatif. De façon similaire, l'utilisation de répulsif, comme le chlorure de sodium étalé sur les proies, entraîne un évitement du dispositif plutôt que de la zone ou de la proie domestique (Shivik et al., 2003). Parmi le conditionnement aversif, une mesure beaucoup utilisée est l'effarouchement avec des tirs de balles à blanc ayant pour but de faire mal sans blesser. Dans le cas où les individus ne sont pas conditionnés par l'alimentation, cette technique fait partie des plus efficaces pour que les ours partent d'une zone d'alimentation. Dans le cas où les individus sont conditionnés, l'efficacité est dépendante du laps de temps entre la première réception de nourriture humaine et le déclenchement du protocole de conditionnement aversif (Mazur, 2010). Cette mesure permet aussi dans certains cas de cibler des individus spécifiques et connus pour faire des dégâts (« individus à problème »). Par ailleurs, ces techniques ne seront en aucun cas efficaces et rentables, si rien n'est mis en place pour éviter l'apparition de ce comportement.

Les mesures de prévention sont donc indispensables. Elles permettent de cibler la protection d'une zone plutôt que d'éviter un certain comportement de déprédation. Cependant, elles peuvent éviter l'apprentissage par les oursons des comportements de prédation effectués par la mère. Les chiens de protection des troupeaux (LGD) font l'objet d'une information longue et d'un suivi détaillé sur les races, l'élevage et le déploiement appropriés, comme le Patou, chien de protection des Pyrénées. De nombreuses études standardisées ont montré la réduction des pertes sur plusieurs années consécutives après l'implémentation des chiens de protection sur les troupeaux domestiques (Espuno et al., 2004; McManus et al., 2015; van Bommel and Johnson, 2012). En ce qui concerne la déprédation, une plus grande proportion de méthodes non létales (chien de protection et fladry) ont permis de prévenir efficacement les dommages des carnivores que les méthodes létales (80% contre 29%) et possèdent une plus grande force d'inférence (Treves et al., 2016). Les mesures préventives restent malgré tout difficiles à évaluer (section 3.4). Ainsi les techniques de gardiennage sont rarement répertoriées de façon à être intégrées dans des études scientifiques. Elles semblent réduire significativement la sévérité du phénomène et la réduction du conflit si elles sont employées en lien avec des mesures de compensation. Les mesures de prévention correspondent à 2,22% des études évaluées et celles de compensation à 4,16%. Elles possèdent la capacité d'être collaboratives et d'attaquer donc les racines du conflit.

Treves et al., (2016) encouragent les chercheurs à mener des études portant sur les mesures de gestion des conflits hommes-grands carnivores et à essayer d'appliquer les standards scientifiques. L'objectif est d'avoir des preuves solides de leur efficacité et pouvoir les comparer, les adapter. Par ailleurs, nous retrouvons dans notre étude la même absence ou incertitude quant aux réponses comportementales et aux dynamiques de population suite à la mise en place des mesures est identifiée que dans l'article par Treves et al., (2016). La qualité scientifique manque quand il s'agit d'analyser l'efficacité de telles mesures pour plusieurs raisons : i) elles sont réactives face à un besoin limitant le cadre scientifique ii) les effets sont parfois mesurés par des perceptions plutôt que par mesures qualitatives ou quantitatives sur le terrain et iii) le suivi de la réduction du conflit et du risque potentiel pour la population est souvent insuffisant ou peu répertorié. Une autre limite est le manque de spatialisation de l'efficacité : l'effet ricochet (Treves et al., 2016), c'est-à-dire le fait que les éleveurs subissent des coûts plus élevés après que la lutte contre les prédateurs ait été mise en œuvre sur une propriété voisine. Cela peut parfois participer à une plus grande polarisation du conflit. De plus, il est indispensable de devoir étudier l'efficacité de toutes ces mesures en l'absence de ressources alimentaires alternatives (Shivik et al., 2003).

En raison de la grande hétérogénéité des informations disponibles, des techniques de gestion utilisées, des contextes socio-écologiques impliqués, et des espèces de carnivores les

preuves empiriques ne permettent pas de fournir une évaluation qualitative ou quantitative solide pour résoudre un conflit spécifique. En retour, l'absence de preuves fiables entrave la capacité d'adaptation du domaine de la gestion des conflits. C'est pourquoi nous proposons ici une évaluation de l'efficacité des stratégies basée sur plusieurs études et espèces ainsi que sur celle de plusieurs experts créant des normes standardisées de preuves avec le poids fort de l'inférence possible ou non selon la qualité du protocole. Les critères d'implémentation de l'une ou l'autre des méthodes pourront alors s'appuyer sur une évaluation tangible de leur efficacité fonctionnelle à prévenir de nouvelles menaces sur les intérêts humains prenant en compte directement la force de l'inférence sur laquelle elles sont fondées. Le succès d'une méthode est donc ici considéré comme la réduction des impacts du conflit après implémentation d'une méthode sans menace additionnelle sur la population de grands carnivores.

Article 3

1 Adequacy of our response: the efficiency of several techniques to manage human-
2 large carnivore conflicts throughout the world.

3
4

5 Authors: Charlotte Lorand¹, Adrienne Gastineau^{1,2}, Alexandre Robert¹, Jean-Baptiste
6 Mihoub¹ & Carmen Bessa-Gomes³

7
8

9 ¹ Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (CESCO), Muséum National d'Histoire
10 Naturelle, Centre National de la Recherche Scientifique, Sorbonne Université, CP 135, 43 rue
11 Buffon, 75005, Paris, France.

12 ² Equipe Ours, Unité Prédateurs-Animaux Déprédateurs, Office National de la Chasse et de la
13 Faune Sauvage, impasse de la Chapelle, 31800, Villeneuve-de-Rivière, France.

14 ³ Ecologie, Systématique et Evolution, UMR 8079 CNRS, Université Paris Sud, Orsay, France.

15

Corresponding author: Charlotte Lorand

16
17

1 **Abstract**

2 Human-wildlife conflict is a threat to endangered species as well as an economical hindrance,
3 therefore challenging conservation management all over the world. In this study, we applied
4 evidence-based methods on peer-reviewed literature to explore the adequacy of common
5 management techniques applied to large carnivores worldwide. We first drew an overview of
6 the situations of conflict between humans and carnivores globally. We then used an evidence-
7 based framework to assess the efficiency of three technique categories (non-lethal,
8 translocation, and lethal management). We conclude that : (1) the conflict with carnivores is
9 widespread and although its characteristics are deeply influenced by the local context and the
10 species involved, the main issues are space-sharing, predation on livestock, and attacks on
11 humans; (2) Non-lethal techniques were assessed as likely to reduce the conflict, whereas
12 translocation and lethal techniques are likely to be ineffective or harmful to carnivore
13 populations; (3) the literature documenting conflict management is often imprecise and usually
14 difficult to compare between studies or situations. We thus support the use of non-lethal
15 techniques and we further recommend the development of systematic protocols to provide
16 more reliable empirical evidences to assess the relative efficiency of conflict management
17 strategies to reduce large carnivore impacts and then promote coexistence.

18

19

20 **Keywords:** Human-large carnivore conflicts, Human-large carnivore coexistence, Damage
21 management, Evidence-based approach

1 **Introduction**

2 The 6th Biodiversity's extinction crisis is of the greatest concerns of the XXIth century. PNAS'
3 latest report (Ceballos et al., 2017) stated that the global decline in vertebrates is even more
4 alarming than perceived, and that the erosion of ecological services crucial to civilization
5 sustainability already began. The need to stop this decline is urgent, yet human attempts to
6 slow it down are often inadequate: loss of species via deforestation or poaching is only an
7 example of this failure. Among other reasons, human-wildlife conflict (HWC) is often at the
8 heart of the problematic of many vertebrates' decline and competition for resources and space
9 are often at the heart of HWC. Notwithstanding their ecological role, vertebrates or their habitat
10 may be exploited unreservedly for human benefits, which counters or hinders efforts for
11 biodiversity conservation. Large carnivores (LCs, i.e. weighting more than 15kg, Ripple et al.,
12 2014) are a perfect example highlighting these issues: a side from their cultural importance,
13 they play a key part in their ecosystem. Although the exact role played by carnivores may
14 remain context-specific (Marris, 2014), they are largely known to shape landscape structure
15 and compositions through regulating the impact of herbivores population on vegetation (Atkins
16 et al., 2019; Ripple et al., 2001; Ripple and Beschta, 2012). They might as well maintain food-
17 web structure and community stability (Suraci et al., 2016), clean carcasses or create feeding
18 opportunities for scavengers and decomposers (Treves et al., 2003; Schluz et al., 2014). Their
19 loss leads to serious destabilization of the entire ecosystem and drastic decrease of biological
20 diversity (Loveridge et al., 2016). However, LCs usually require large home ranges and are
21 competing with humankind for resources as they hunt the same preys (e.g. ungulates), and for
22 space use as they might predate on livestock (Treves et al., 2003). One major real and
23 perceived threat is their impact on human lives (Nyhus, 2016; Støen et al., 2018). As the use
24 of their habitat increased with human populations' growth, the conflict with LCs proportionally
25 escalated (Treves et al., 2003; Teichman et al., 2016). From predation on cattle and wild game
26 resulting in retaliatory killing to the spread of diseases to domestic animals or to the mere
27 concern of predators overlapping with human settlements or recreation areas, HWC is
28 widespread and complex.

29 The tension between the protection of charismatic or keystone species and the negative impact
30 they may have on human activities has lead LCs to be the subject of long-lasting conservation
31 attentions. However, human-large carnivores' conflict (HLCC) is still on going worldwide and
32 likely reflects endless debates about the efficiency of management responses to mitigate
33 conflicts satisfactorily. The roots of such failure largely rest upon a knowledge gap and
34 uncertainty around the way management techniques are assessed and compared across
35 study-cases. As a result of the great heterogeneity in the available information reported,
36 management techniques used and carnivore species or socio-ecological contexts involved,

37 empirical evidences indeed poorly support robust qualitative or quantitative (comparative)
38 assessment to address whether a specific technique can be effective in one place but not in
39 another. In turn, the lack of strong evidences hinder adaptive response HLCC.
40 Applying an evidence-based framework inspired from the conservation evidences proposed
41 by Sutherland and collaborators to improve conservation strategies
42 (www.conservationevidence.com), we assessed here the efficiency of the most commonly
43 acknowledged HLCCs' management techniques. To that end, the features of HLCC
44 documented over the world were characterized in the first place though a metareview using
45 the emerging literature. Further, we assessed the efficiency of each study case to solve the
46 conflict and to harm carnivore population based on author's conclusions. In each case, we also
47 reported the level of confidence of these conclusions in line with the genuine methodology and
48 the results used by the authors to identify the mere liability, rigor and comparability of
49 conclusions across study cases. Finally, we compared studies to draw a general pattern of
50 management techniques efficiency globally. Thus, we aimed at answering two main questions.
51 What are the main sources of HLCC, their characteristics, the public's attitude, and do current
52 management solutions match the needs? And, how effective are these solutions? We will focus
53 on three of the most documented methods: non-lethal techniques, translocation and Lethal
54 techniques.

55 **Methods**

56 **1. Literature search**

57 Our comprehensive literature search focused on peer-reviewed scientific and gray literature
58 gathered using two literature search engines: Tomson Reuters Web of Science and Google
59 Scholar. We performed repeated searches with a specific set of keywords (the following:
60 "carnivore", "predator", "wildlife", "human", "conflicts", "management and/or coexistence"),
61 followed by a snowball method using papers' references and suggestions from publishers'
62 websites. Some additional literature was gathered later in the study, using specific keywords
63 (such as: "trophy-hunting", "repellents", "shock collars", "retaliatory killing") to complete the
64 possible lack of material in our datasets.

65 The results from search engines were selected and sorted according to their titles and
66 abstracts using Mendeley Desktop (v.1.17.9 © 2008-2016 Mendeley Ltd.). The target species
67 and the ecozone in which each study takes place were collected. As several papers dealt with
68 more than one case study (i.e. different zones, species, problematics and/or techniques were
69 treated), the numbers of papers and case studies are different.

70 Although no exhaustive listing can be made because of the constant release of new papers,
71 we will consider our selection as a correct proxy for the whole literature.

72 **2. Assessment of possible biases**

73 Our searches were performed using a combination of keywords assumed to minimize biases
74 related to subjectivity and title matching. Nevertheless, we still tested if the resulting database
75 was indeed representative of the literature dealing with HLCC. First, the number of new topics
76 found per additional search was assessed, as well as the number of new papers and the
77 number of duplicates (i.e. papers already found in previous searches) to evaluate the
78 exhaustiveness of our database. Furthermore, a Chi-squared test was performed on the
79 results of the search engines to determine whether the number of hits and the number of
80 articles relevant to our study and the keywords we used were independent (see Results).

81 **3. Data analysis**

82 From the global assessment of subjects related to HLCC, we defined two main questions to
83 draw up a representation of the present situation (Introduction).

84 We treated each case study separately, and proceeded to manual assessment of their subject,
85 methods and conclusions. We evaluated the effectiveness of the management tool, the
86 certainty of evidence (confidence in the evaluation) and the harm on the LC population. The
87 articles were split into 5 groups related to the number of evaluator. Each article was evaluated
88 by at least 3 persons.

89 **4. Evaluation of several management techniques**

90 *a. Definition of terms and principles*

91 We aimed at evaluating as precisely as possible the efficiency of the aforementioned three
92 management techniques. Because of worldwide raising public concerns about the ethics and
93 ecological impacts of killing top-predators, we chose to look into techniques, which are likely
94 to cause serious disturbances to their populations by modifying their behavior or killing them.

95 **Non-lethal techniques.** Defined as a panel of techniques aiming at altering or removing a
96 specific unwanted behavior (e.g. preying on cattle) in the targeted individuals. (i) Aversive
97 conditioning relies on learning to associate aversive stimuli (negative experiences in general)
98 with specific unwanted behaviors, in the hope that it results in a long-term reduction of these
99 behaviors (Shivik et al., 2003; Shivik and Martin, 2000). Aversive conditioning involves for
100 instance shock collars, conditioned taste aversion (CTA) and radio-activated guards (RAGs).
101 (ii) Frightening devices (repellents), usually visual or acoustic, as well as chemicals and
102 projectiles that deliver disruptive stimuli immediately stopping the predator's action through
103 discomfort, pain or neophobia. Finally, (iii) zootechnical devices (deterrents) such as fences or
104 livestock guarding animals (LGAs), which usually target a whole area rather than a specific
105 behavior (Smith et al., 2000) and rely on permanent dissuasion.

106 **Translocation.** The World Conservation Union (IUCN) defines translocation as “the human-
107 mediated movement of living organisms from one area, with release in another”. Translocation
108 of wildlife can be considered when a damage-causing individual (DCA, i.e. a recurrent livestock
109 killer or an animal that poses unquestionable threat to human safety) is identified on a private
110 property and when other management techniques have failed. Translocation involves
111 substantial logistical and economical costs and requires previous studies to minimize potential
112 impacts on the targeted ecosystems. Therefore, translocation has to be conducted in the
113 indigenous range of the species.

114 **Lethal techniques.** Lethal techniques cover all ways to manage conflicts by killing individuals
115 in order to control predator population size or remove DCAs. Some authors distinguish culling
116 from hunting depending on whether a governmental agency or a private citizen has killed the
117 individuals (Treves et al., 2016). Here we did not make this distinction because our purpose
118 was to evaluate the efficiency of separate ways to control by killing. Moreover, governmental
119 agencies supported eradication programs in the past, such as the wolf *Canis lupus* in the US
120 (Nyhus, 2016) and sometimes take off quotas indistinctively (Bangs et al, 2006). Hence,
121 we have split lethal techniques between the following subcategories: (i) regulation and
122 game hunting (i.e. hunting individuals up to a precise amount for the official purpose
123 of limiting predator population), (ii) retaliatory killing (i.e. targeting specific individuals,
124 DCAs or not) and (iii) trophy-hunting (i.e. killing for sport provided to private hunters by
125 governmental authorities and agencies).

126 *b. Evaluating success or “What works in conservation”*

127 This study follow the conservation evidence principals in order to process in a comparative
128 manner. Each technique was assessed by a panel of experts, in the purpose of homogenizing
129 knowledge and beliefs in the scientific and management communities.

130 Out of the same concern for homogeneity, we based our own evaluation on Conservation
131 evidence’s policy and criteria. In the original process, experts were asked to quantify
132 **effectiveness**, **potential harms**, and **certainty of evidence** (CoE) for each case, considering
133 the quality of evidence. The **effectiveness** score was thus based on criteria such as whether
134 the conflict gets solved or not, whether it is delocalized or not, and how long before it happens
135 again. When a technique was effective only on short-term, for instance, or when few animals
136 survived, effectiveness score was lowered. The **certainty of the evidence** scores the quality
137 of the evidence given by the article. It was lowered when case studies were not peer-reviewed,
138 essentially qualitative, or poor in evidences. We also averaged CoE for each year, to study the
139 evolution of precision in scientific articles from 1983 to 2017. Then, the **potential harms** index
140 was evaluated considering 2 types of harms: harms on LC population, which includes potential

141 ecological damages on either the consequences on the life and integrity of individuals or the
142 viability of the whole population, and harms on cohabitation, which have consequences on
143 economic damages and impacts on human tolerance. We averaged the two criteria to obtain
144 a global Harms score. In our study, each study case was evaluated by 3 out of 5 researchers
145 in Biological Conservation field (randomly chosen among the co-authors of this article), then
146 all scores were aggregated (see subsection C below).

147 Many criteria have been used by authors to determine the success of LC-management
148 operations (e.g. translocation costs or reproduction output, Weise et al., 2015; Massei et al.,
149 2010), but not all were relevant for our problematics. In our case studies, we defined success
150 as the reduction of conflict after implementation of the management technique, without
151 additional threat on LC population. Experts were asked to provide effectiveness, certainty and
152 harm scores for each reviewed case study. Scores ranged from zero to hundred, as illustrated
153 in Table 1.

154 c. *Analysis of evaluators' scores*

155 Each study case (n=73) was evaluated by three of the researchers of this article for the
156 Effectiveness, CoE, HC and HP metrics, which provided 219 scores for each metric. To assess
157 the consistency of scores among evaluators, we analyzed their repeatability based on 1000
158 parametric bootstraps as implemented in the *rptR* package of R (Stoffel et al., 2018). The
159 statistical significance of the repeatability of each metric was tested by a likelihood ratio test
160 comparing the model fit of a model including grouping factor (here, the case-study ID) and one
161 excluding it.

162 In addition to the consistency among evaluators, we investigated whether average
163 Effectiveness, CoE, HC and HP scores changed through time and differed according to the
164 management technique considered (lethal and non-lethal techniques, translocations).
165 Therefore, we modelled the scores for the four metrics as functions of the management
166 technique and time (year of publication of the case study) based on mixed-effects linear
167 regression models with the evaluator ID and case study ID incorporated as random factors,
168 and technique and year respectively incorporated as qualitative and quantitative fixed-effects
169 explaining variables. Models were implemented with the *lmer* function of the *lme4* R package
170 (Bates et al., 2014).

171 **Results**

172 **1. Data analysis**

173 *a. Data overview and general trends*

174 Our literature search brought up 42 492 results, from which we pre-selected 405 articles
175 published between 1983 and 2017 that were potentially containing precise and/or relevant
176 information (for criteria please refer to section 2) to address the objectives of our study. Of
177 these, as the rest of the papers were either irrelevant or merely describing conflict and
178 opinions, we considered 46 articles that were suitable to assess and compare management
179 techniques (for criteria please refer to section 2) used to solve HLCC, from which we extracted
180 73 case studies (for criteria please refer to section 2). The percentage of the whole database
181 was the highest in Palearctic (22%), Afrotropic (19%) and Nearctic (17%), but most of our case
182 studies were from Nearctic (64%). Less than 10% of our cases was attributed to Indomalaya,
183 Neotropic and Australasia.

184 *b. Bias analysis*

185 Most of our relevant articles ($n = 46$) were found during the first search (62%, Fig. 1). Further
186 literature searches contributed up 6% to 12% of the final result. Searches #2 to #4 also showed
187 growing number of duplicates, corresponding to 4% to 21% of the relevant papers. Finally, the
188 final search (#5) targeted specific lacks on topics already known, which explains why it did not
189 bring up new topics or duplicates. Finally, “Carnivore conflict management” keywords seemed
190 to cover the whole HLCC problematic, and the decreasing curves of new topics and relevant
191 papers allowed us to consider that our database was exhaustive enough. Neither the number
192 of hits from search engines (Chi-squared test: $X = 67147$, $p < 0.0001$) nor the number of
193 articles we selected (Chi-squared test: $X = 398.82$, $p < 0.0001$) was independent from the
194 keywords we used; suggesting that the choice of keywords still had a strong influence on the
195 papers collected for the final database.

196 **2. Global conflict assessment**

197 *a. Incidence and issues*

198 We found that the number of studies about HLCC strongly depended on the geographical
199 location of the conflict as well as the species involved. Indeed, each conflict is the result of a
200 unique combination of factors such as culture, social, economy, politics, history, biology and
201 geography (Kartika, 2016). However, some trends were consistent, and depredation on
202 livestock was thus the major issue in HLCC (17.45% of our articles reported depredation on
203 cattle and 0.83% on dogs), followed by attacks on humans (2.22%, mainly restricted to big
204 cats) and other coexistence situations in human-dominated areas (2.77%). Conflicts relative

205 to crops (0.83%, such as traditional illegal hunting), legislation (0.83%), reintroduction (0.55%)
206 and disease control (0.28%) were the least reported causes of HLCC in our database.
207 Palearctic was the most represented region regarding the number of papers on HLCC (22%,
208 $n = 90$ articles), followed by Afrotropic (19%, $n = 76$ articles) and Nearctic (17%, $n = 69$
209 articles). However, considering the contents of the papers, the conflict with carnivores seemed
210 to be severer in other parts of the world such as Indomalaya.

211 *b. HLCC management techniques*

212 In line with Kartika (2016), we have split the different techniques usually deployed to solve
213 HLCC in five categories. First, (i) measures aiming at preventing conflict before it even arises,
214 including landscape engineering (10.81% of our dataset) and prey management, as well as
215 improving techniques of husbandry (2.22%), thus reducing the risk of encounter between
216 human and LCs, and the urge to forage further for food. The creation of protected areas
217 (2.22%) and efforts of communication (1.66%) are preventive measures as well. (ii) Mitigation,
218 meant to reduce the severity of the conflict once it occurred, relies partly on compensation
219 programs (4.16%). (iii) Reactive measures are supposed to prevent and stop incidents from
220 happening and consist of Lethal techniques (8.86%), translocation (4.43%) and aversive
221 conditioning (2.78%). Finally, (iv) integrated programs (0.55%) involve local communities in
222 the idea of increasing tolerance and knowledge relative to HLCC. While reactive measures
223 have been used historically, techniques such as compensation programs, prey and landscape
224 management, or collaborative programs are relatively recent.

225 We summarized the current origins, issues and solutions to HLCC (Fig. 3): direct management
226 techniques (reactive measures) seem to be the more efficient as they target all the key issues
227 at once. However, “new” methods such as compensation or collaborative programs address
228 to local communities, and landscape/prey management directly target the roots of the conflict,
229 which could make them, if combined, more effective over a long term.

230 **3. Efficiency assessment of reactive management techniques**

231 We found 29 case studies for non-lethal techniques, of which aversive conditioning ($n = 18$),
232 frightening devices ($n = 6$) and zootechnical devices ($n = 5$); 22 for translocation; 22 for lethal
233 techniques, of which regulation and game hunting ($n = 11$), retaliatory killing ($n = 4$) and
234 trophy hunting ($n = 7$).

235 The repeatability analysis indicated that the assessments of case studies were generally
236 consistent between evaluators. The repeatability of scores ranged from 0.36 and 0.59 and all
237 differed significantly from zero (Table 3). Further modelling based on mixed-effects regressions
238 uncovered that average scores significantly differed according to the technique considered.

239 Considering lethal techniques as the intercept of the regression model, results indicated that
240 non-lethal techniques were associated with a higher Effectiveness ($\beta = 26.5 \pm 6.5, p =$
241 0.0001), a lower HP ($\beta = -42.7 \pm 6.1, p < 10^{-4}$) and that Translocation techniques induced
242 higher HC ($\beta = 17.6 \pm 7.3, p = 0.02$). Non-lethal techniques are most likely the most efficient
243 response to HLCC (Table 2). While these techniques have the maximum effectiveness score
244 among the three management technique categories, with zootechnical devices reaching up to
245 79.7/100, they are also the least harmful to LC populations. The use of LGAs has proven to be
246 highly efficient and appreciated by landowners, but to sometimes have deleterious effects on
247 LC populations and are badly received by the public, thus classifying this technique as a trade-
248 off.

249 In contrast, translocations and lethal techniques were reported as largely inefficient
250 (Effectiveness of 28.7 /100 and 31.2/100, respectively) and overall quite harmful to LC and
251 conflicts (HP between 30.5 and 52, Table 2). Most of the studies mention high mortality of
252 translocated individuals or a relocation of the conflict in another place. This result was the more
253 reliable than the others two since all the case studies dealt with the same technique (on the
254 contrary, Non-lethal and Lethal techniques dealt with several sub-techniques), although
255 conditions and protocols may vary. Effectiveness scores were thus lowered by the lack of
256 long-term efficiency.

257 The effectiveness assessment of the three technique categories have overall a satisfactory
258 level of confidence, with scores ranging between 42.6 and 54.6/100. Yet, these scores could
259 be substantially improved and need to be interpreted with care. Studies dealing with lethal
260 techniques were rather focused on potential harms of hunting on carnivore populations but
261 comparatively vague about the likeliness to solve human-LCs conflicts. Besides, most of the
262 studies appeared to rely on the widely accepted belief that lethal techniques are efficient, but
263 only for a brief time and must be reconducted each year (albeit no supported by quantitative
264 data and experiments). It is therefore evident that lethal techniques are harmful as this category
265 shows the highest score for confidence. Nevertheless, there are also great heterogeneities
266 among lethal techniques. Trophy hunting was being reported as providing rather uncertain
267 outcomes to solve HLCC and was difficult to score, partly because there were strong
268 contradictions between authors and because of strong variations in impact on populations
269 depending on which individuals are hunted and how. Similarly, the confidence in the efficiency
270 of retaliatory killing remains unclear, as there could be some trade-offs between benefits and
271 negative impacts. Targeting on a specific DCA is efficient but difficult to implement if not caught
272 red-handed. Consequently, private landowner's initiatives often lead to uncontrolled killing of
273 non-DCAs. Translocation cases also showed the highest number of quantitative evidences:
274 the average survival rate of translocated individuals was 58%, around 27% of them resumed

275 their previous conflictual behavior, and the delay period before a new conflict happened on the
276 private property was 131 days on average. However, the final CoE is still close to 40/100.

277 **4. Accuracy of research through time**

278 In regression models, CoE was the only metric displaying a significant effect with time (year of
279 publication of each case study). Interestingly, confidence in studies documenting HLCC
280 increased from 1983 to 2017, possibly because of the improvements made in providing more
281 precisions when describing the consequences of the management, in conducting more
282 systematic experiments or in using more rigorous methodologies as well as in reporting more
283 quantitative evidences over time (Fig. 3). Indeed, many articles released before 2000 were
284 mostly descriptive, not supported by quantitative information such as statistical test associated
285 with data and carried out through rather irregular protocol.

286 Overall, the conditions and genuine problematics of the experiments were variable between
287 studies, and they generally lacked experimental control. Finally, many experiments presented
288 insufficient follow-up on the reduction of the conflict and/or the potential harm inflicted to natural
289 populations. Therefore, most of the following statements are qualitative rather than
290 quantitative.

291 **Discussion and prospects**

292 **1. Accuracy of current reactive management techniques.**

293 Among the set of reactive responses for solving HLCC, non-lethal techniques were effective
294 and likely to be beneficial to the conflicts and with limited impact on carnivore populations.
295 Mainly, zootechnical devices appeared to be the most efficient response to HLCC. Wildlife,
296 and especially LCs, is sensitive to changes in their environment and tend to avoid potential
297 dangers (Smith et al., 2000).

298 Non-lethal techniques were thus a promising method to deter LCs by scaring them. However,
299 several issues were raised during experiments: habituation is the first one, with animals
300 becoming familiar with repelling devices. Scare devices are often considered as very effective,
301 but experiments conducted on several years reveal a lack of long-term effectiveness (Shivik
302 et al., 2003). Results varied a lot, with electric collars recognized as effective for 4 months on
303 coyotes and wolves (Rossler et al., 2012) but effective on bears during the shock only (Mazur,
304 2010). Often, targeting at a specific behavior is difficult: taste aversion, for instance, tackles on
305 food-consuming rather than livestock-killing (Mason et al., 2001; Shivik et al., 2003). Aversive
306 conditioning tend to make LCs avoid the device used rather than the protected area itself
307 (Shivik et al., 2003). Moreover, it shows significant limits: these approaches often imply
308 collared animals, which are costly, and require training for proper use (e.g. RAGs, Williamson

309 et al., 2002). Nevertheless, deterrents (non-lethal techniques such as shock collars and
310 projectiles) are promising tools because of the possible transmission of behavior through
311 learning in some species (e.g. Black bear *Ursus americanus* (Hopkins, 2013; Noyce and
312 Garshelis, 2014). As suggested by several studies, several sub-techniques are more efficient
313 when combined. For instance, RAGs can be implemented together with shock collars (Shivik
314 et al., 2000; Mason et al., 2001), or RAGs can be used for detection only with following actions
315 by landowners scaring LCs away (Williamson et al., 2002). These combinations of techniques
316 are good examples for integrated management strategies involving lethal and non-lethal
317 techniques.

318 However, regulation hunting and retaliatory killing by agencies are often mixed up in quotas or
319 studies, so statements on these matters must be taken carefully. Such geographical bias
320 inadequacy may largely reflect the great heterogeneity of (i) the reporting of conflict across
321 regions, (ii) the densities of LCs between ecozones and their historical context as well as iii)
322 the degree of public concern for conflicts, which varies between sociological features (HLCC
323 decreasing when LCs' density is declining, and vice versa). As for the species involved in
324 HLCC, the most documented and problematic species were wolves, bears, tigers, lions and
325 leopards (Fig.3) but the species most involved in our case studies were wolves, bears,
326 leopards, coyotes and lions. We also noticed that most of the management experiments were
327 conducted on wolves, and that almost none were conducted on tigers. This might be correlated
328 with the amount of research available, which is higher in wolves' and bears' home ranges.

329 In contrast, the effectiveness of lethal techniques and translocations was on average poor.
330 Since it avoids killing DCAs, translocation is quite popular and widely used at the global scale
331 (700 translocation programs in 1996 in North America, Wolf et al., 1996). However, animal
332 translocation is expensive (Linnell et al., 1997) and requires precise studies to ensure the
333 suitability of the release site and to minimize the risk of spreading diseases to humans, wildlife
334 or livestock (Massei et al., 2010). Although frequently used, we stress that translocations has
335 low chance to success fully solve HLCC in line with previous findings (Wolf et al., 1996).
336 Mortality after translocation process is high (42%), either occurring during the translocation
337 process or after release. Indeed, translocated animals might display extensive post-release
338 movements as the result of intense prospection within their unknown new environment or
339 exhibit homing behavior to be back to more familiar places. These behaviors result in
340 suboptimal energy allocation for their vital requirement such as feeding or during biotic
341 interactions and generate a substantial amount of road kills (Massei et al., 2010; Linnell et al.,
342 1997). Competition with local wildlife, stress, habituation to humans, or even capture-related
343 injuries are other causes of death; reproduction rates are also affected. The risks are amplified
344 when an individual is released in an area with new factors such as competitors (e.g. hyenas

345 for cheetahs), or denser road network. Another risk is to disturb LCs' social structure by
346 improper removal, thus causing infanticides (e.g. lions, bears) or pack break-up (e.g. wolves)
347 (Dhungara et al., 2016). Translocation was categorized as "Likely to be ineffective or harmful"
348 in our study, and little follow-up and post-monitoring, as well as disagreements between
349 authors on the components of success (e.g. survival, successful reproduction, resolution of the
350 conflict; Linnell et al., 1997; Massei et al., 2010) make results difficult to compare. Individual
351 case studies show that success depends more on the species, and precautions taken in the
352 translocation process. However, translocation is usually not effective on the long term, as
353 empty territories are quickly colonized by other LCs, and as many animals resume their
354 previous behavior when translocated.

355 Interestingly, lethal techniques, such as retaliatory killing or trophy-hunting, are commonly
356 promoted as successful techniques to efficiently and immediately mitigating LCs' impacts and
357 are even advocated as incentive ways to finance LCs' conservation (Lindsey et al., 2007;
358 Treves et al., 2010; Funston et al., 2013). These methods even increase local tolerance in
359 some cases. Yet, we show that lethal techniques are likely to be ineffective on the long term
360 to solve conflicts with large carnivores and that translocations should be preferred, as many
361 expectations associated with lethal techniques are not fulfilled in practice and turned to be
362 wrong believes. First, carnivore harvests are often assumed under the compensatory mortality
363 hypothesis, which is supposed to be compensated (e.g., by the relaxation of intraspecific
364 competition) and not to harm population with offtakes (Robinson et al., 2014). However, lethal
365 control has been proven to be highly additive (Creel et al., 2010) or at least does not reduce
366 damages caused by DCAs (Huygens et al., 2004). Worse, sometimes, the damages even
367 increase after individual removal thus intensifying the conflict (Teichman et al., 2016; Stahl et
368 al., 2001). Indeed, on the one hand targeting specifically at a DCA is nearly impossible (Treves
369 et al., 2016). Moreover, there is a risk of perturbing the stable social structure of LCs' groups
370 through the loss of breeder individuals, an altered behavior, infanticide or recolonization
371 (Bangs et al., 2006; Baker et al., 2006; Steyaert et al., 2012). Another problem associated with
372 trophy hunting is applying an artificial selection pressure on carnivore populations (Muposhi et
373 al., 2017). On another hand, the expectations following carnivore killing usually fail to reach
374 the societal impact aimed at increasing local acceptance. Far to bring more peaceful
375 coexistence norms between human and carnivores, it strengthens the hate against carnivores
376 once the immediate but temporary satisfaction of revenge feeling provided after culling by
377 being considered as a licit retaliation from governmental agencies. Human pressures are then
378 creating a "landscape of fear" (Steyaert et al., 2016), which has to be much better understood
379 for better spatial management of HLCC. Nevertheless, in spite of rare assessments of the

380 reduction of conflict after culling, lethal techniques are overall insufficient to resolve HLCC and
381 even typically worsen the situation depending on the context and the tackled species.

382 Our assessment on the effectiveness HLCC management techniques relies on an overall good
383 level of confidence, but still contains substantial uncertainty, probably reflecting considerable
384 variation across management protocols and efficiency assessments. Most importantly, a
385 significant lack of post-experiment monitoring has been pointed out (Linnell et al., 1997).
386 Besides, many studies focused on the impact of management techniques on the survival and
387 the fate of single individuals rather than on the whole populations, and to a dramatically lower
388 extent on the impact of reactive measures on improving coexistence. When reported, this
389 impact is usually described through inconclusive evidences such as a reduction in the number
390 of livestock killed or in the cost associated to depredation damages relatively short after the
391 management has been implemented. Altogether, such inconsistency and vagueness in the
392 metrics or characterization of the impact of the management techniques used make studies
393 rather anecdotal and difficult to compare with each other.

394 **2. Relevance of our dataset and analysis.**

395 Although our dataset has been set as relevant and exhaustive, some biases remain. The first
396 issue is that the literature on HLCC quantify conflict in many different ways, therefore making
397 cases incomparable (Kartika 2016). Data might be overestimated because of people's
398 "hyperawareness", or underestimated because of errors in estimations (e.g. wrong effective
399 counts by CMR, wrong species identification, Schluz et al., 2014). Furthermore, most of the
400 papers we used were from Nearctic, and the other world's zones were underrepresented; the
401 number of papers is very likely to be influenced by the number of LCs living on the area, but
402 also the local severity of the conflict, local interest in LCs' conservation, and resources
403 available for conservation programs and research. Finally, the reporting on conflicts
404 management techniques for LCs significantly improved over time, with research CoE showing
405 a linear increase in articles published between 1983 and 2017. Yet, this pattern may result
406 from the low CoE in the very few articles published in 1983 (N=3).

407 **Implications for conservation**

408 According to our review, preventive techniques might be more efficient than reactives',
409 because they make continuous territorial defense possible (Shivik et al., 2003), and are often
410 cheaper than "aggressive" methods (Weise et al., 2015). However, reactive techniques remain
411 the easiest categories of techniques to be implemented on the short term as they target all the
412 main issues at once. When reactive techniques are used, we advocated to manage the
413 conflicts though non-lethal techniques such as zootechnical devices. In addition, as our review

414 suggests some inconsistencies between evidences on the effectiveness of management
415 techniques in HLCC, we recommend further more systematic experiments and reporting to
416 support more robust evaluations. We particularly encourage future efforts to homogenize and
417 standardize to a set of criteria to better document the complexity of HLCC issues, to adopt
418 more rigorous protocols or experimental design when implementing (reactive) management
419 techniques as well as to monitoring the long-term impacts of these techniques on both
420 carnivore populations, human acceptance and the conflict itself. Eventually, researches on
421 HLCC management must also focus on evaluating the evolution of conflict though time after
422 management measures were taken in order to base management decisions on facts rather

423 **The roots of the conflict and attitude of the public**

424 Whatever the sources of the conflict across regions, the outcomes are always negative for LCs
425 and for humans. In addition to economic losses and casualties due to livestock or people's
426 attacks, overexploitation and competition with livestock negatively affect preys' populations,
427 leading LCs to forage for food nearer human habitations and further reinforcing conflicts. Free-
428 ranging livestock kept within areas inhabited by LC species where a significant depletion of
429 wild preys has been observed provide easy food resources, which usually leads to the
430 important depredation conflicts (Kartika, 2016). Fear and anger generate and reinforce
431 negative attitudes towards carnivores (Kartika, 2016), which altogether threatened carnivores'
432 population and their coexistence with humans. Risk of attacks on livestock as prey densities
433 decrease or defensive behavioral reaction from LCs for example protecting cubs collide with
434 inappropriate defensive behavior from humans (Rauer et al, 1999; Herrero et al, 2005;
435 Quenette et al, 2011; Kojola et al, 2012; Coltrane et al, 2015; Pătrașcu et al, 2015).
436 Consequently, reaction responses to HLCC are usually consistently violent at global scale,
437 often implying injuries or death of carnivores but also sometimes of humans too. As suitable
438 habitats for LCs declined because of human pressures, and whereas the densities of carnivore
439 populations concomitantly increased either because of habitat loss or conservation efforts
440 (Ordiz et al, 2014; Chapron et al, 2014), current territories and activities of human increasingly
441 overlap with LCs's home range and areas of occupancy. More frequent encounters between
442 human and carnivores are inevitable and appropriate management solutions allowing to
443 efficiently mitigate conflicts urgently need to be identified if one wish to reach coexistence
444 between human and carnivore.

445 The severity of conflict is deeply related to tolerance of local populations: which is usually
446 determined by a cocktail of factors such as belief, educational and value systems, as well as
447 the importance of livestock breeding activity in the community, and even religion (Kartika,
448 2016). It is frequently inversely proportional to the risk of attacks. But often, a
449 "hyperawareness" is noticed in public's attitudes, and any event or loss related to LCs is quickly

450 perceived as excessive (Delibes-Mateos et al, 2013). It can be caused by fear, lack of
451 knowledge or private opinions. Attitudes towards hunting of carnivores is a clear example:
452 studies have shown that most hunters, hunting managers and private citizens consider hunting
453 as effective and essential to regulate LCs' populations (Fischer et al, 2013; Delibes-Mateos et
454 al, 2013). This opinion relies on the idea that LCs affect negatively game species' populations,
455 which is often strictly based on the number of carcasses found in hunting areas (irrespective
456 of the origin of death), as well as the frequency of encounters with carnivores (Delibes-Mateos
457 et al, 2013), rather than on long-term structured studies on the subject. On the other hand,
458 hunting is legitimized by the public as a tool for regulation, food and connection to nature; but
459 is disapproved when perceived as excessive, self-centered or uncontrolled (Fischer et al,
460 2013). There are few scientific evidences on these matters, thus public opinion unfortunately
461 relies more on private perceptions than on scientific facts.

462

463

464

465

466

467

468

469

470

471

472

473

474

475

476

477

478

Table 1: Categories in which techniques fall depending on their scores. Effectiveness: 0 = no effect, 100% = always effective; Certainty of the evidence: 0 = no evidence, 100% = high quality evidence; complete certainty (of effectiveness of intervention, not of harms); Harms: 0 = none, 100% = major negative side-effects to the group of species/habitat of concern. (from <http://www.conservationevidence.com/>)

Categories	Effectiveness score	Certainty score	Harms score
Beneficial	>60	>60	<20
Likely to be beneficial	>60	40 – 60	<20
OR	40 - 60	≥40	<20
Trade-offs between benefits & harms	≥40	≥40	≥20
Unknown effectiveness	Any score	<40	Any score
Unlikely to be beneficial	<40	40-60	<20
Likely to be ineffective or harmful	<40	>60	Any score
OR	<40	≥40	≥20

479

480

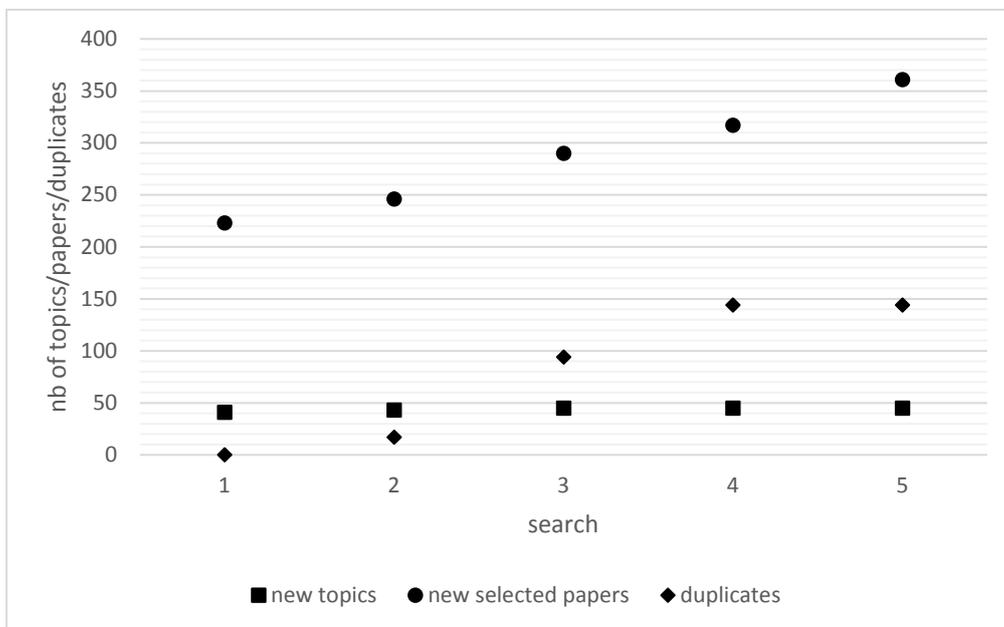


Fig. 1: Accumulation curve of new topics, selected papers and duplicates found in each new search

481

482

483

484

485

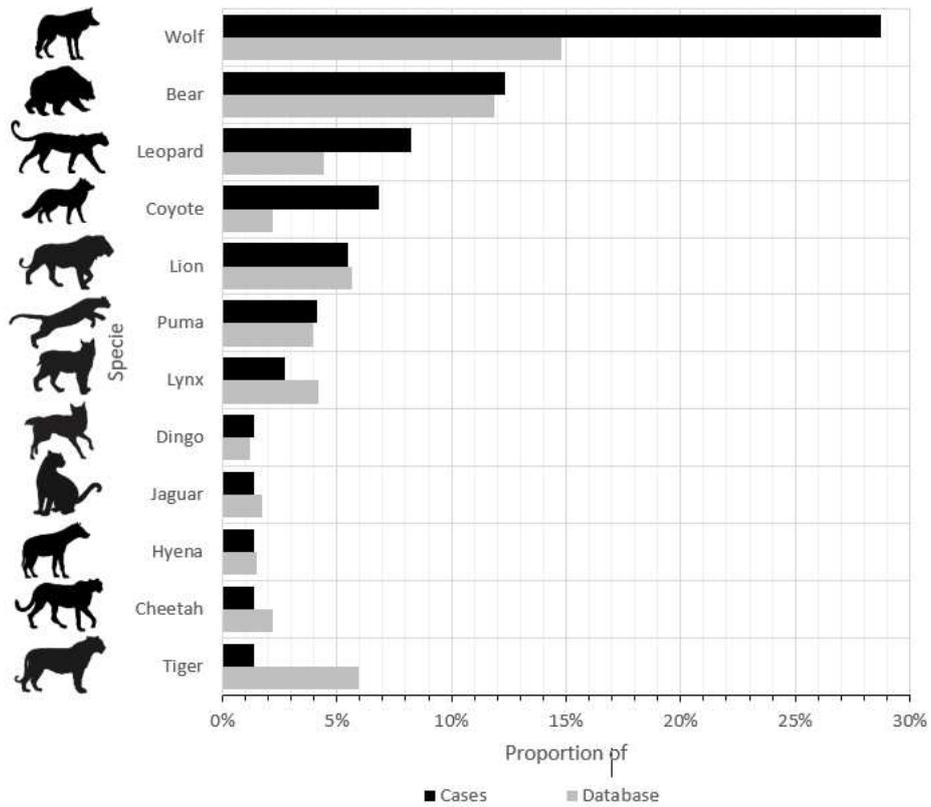


Fig. 2: Frequency of species found in scientific articles from the literature search (grey) and among all case studies considered in the present study (black). A single scientific article may contain multiple case studies dealing with several species.

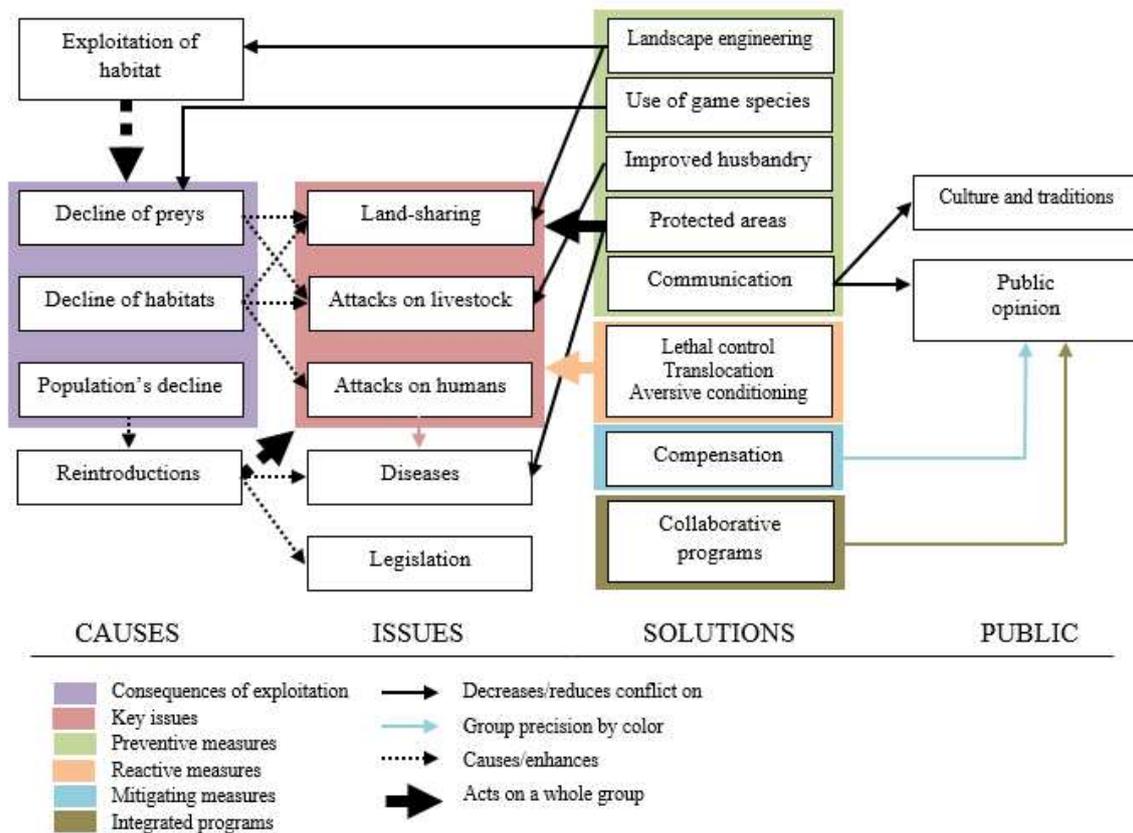


Fig. 3: Summary of HLCC main issues and how current measures answer the needs.

487 Table 2: Summary of averaged scores and categories for each evaluated technique and sub-technique.

Management technique	Effectiveness	CoE	Harms	Category
Non-lethal techniques	51.6	52.7	11.5	Likely to be beneficial
Aversive conditioning	52.3	43	16.5	Likely to be beneficial
Frightening devices	54.3	45	14.6	Likely to be beneficial
Zootechnical devices	79.7	70.1	21.4	Trade-off between benefits and harms
Translocation	28.4	43.4	42.3	Likely to be ineffective or harmful
Lethal techniques	31.2	54.6	38.9	Likely to be ineffective or harmful
Regulation and game hunting	19.7	62.6	52	Likely to be ineffective or harmful
Retaliatory killing	44.7	55.2	30.5	Trade-off between benefits and harms
Trophy-hunting	40.3	37.4	30.9	Unknown effectiveness

488

489

490 Table 3: Median repeatability (R) of Effectiveness, CoE, HC and HP scores. Lower CI and upper CI are respectively the 2.5% and
491 97.5% percentiles and p-val is the p-value of the likelihood ratio test.

	R	lower CI	upper CI	p-val
Effectiveness	0.59	0.44	0.7	<10 ⁻⁴
CoE	0.36	0.19	0.49	<10 ⁻⁴
HC	0.58	0.41	0.73	<10 ⁻⁴
HP	0.42	0.23	0.59	<10 ⁻⁴

492

493

494

495

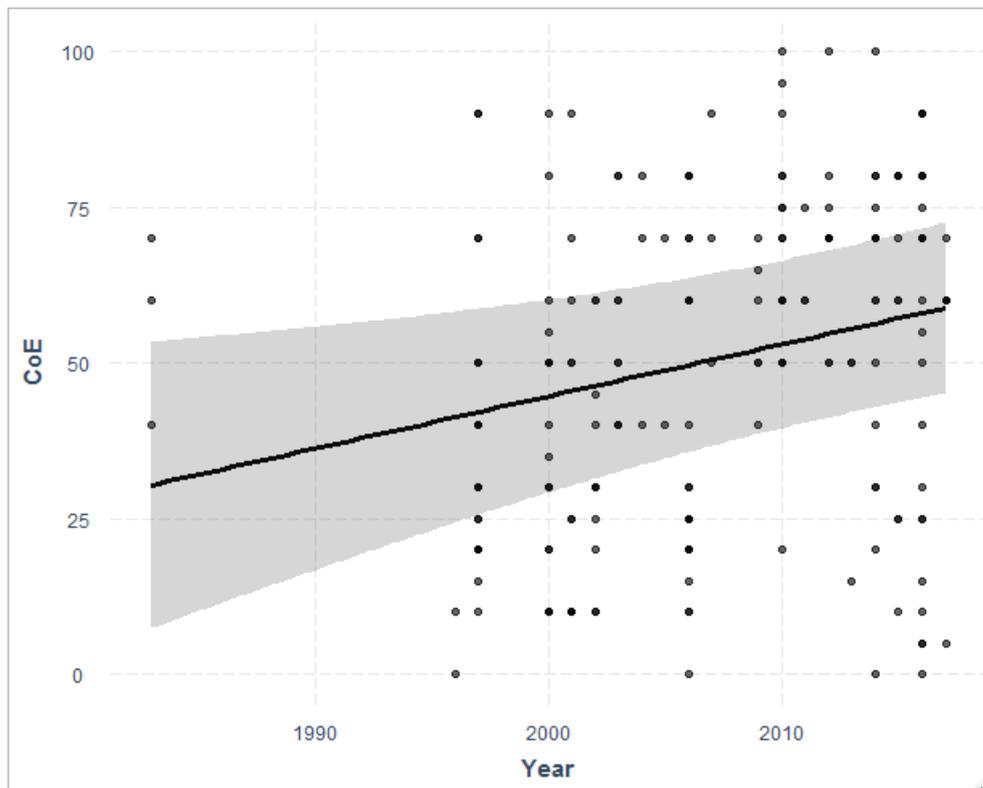


Fig. 4: Certainty of evidence (CoE) in our case studies depending on the year of papers' release. Black dots represent raw data (score provided by evaluators for all case studies). The black line is the prediction line obtained from CoE modelling, with 95% confidence interval in grey.

- 496
- 497
- 498
- 499
- 500
- 501
- 502
- 503
- 504
- 505
- 506
- 507
- 508
- 509

510 **References**

- 511 Atkins, J.L., Long, R.A., Pansu, J., Daskin, J.H., Potter, A.B., Stalmans, M.E., Tarnita, C.E., Pringle, R.M.,
 512 2019. Cascading impacts of large-carnivore extirpation in an African ecosystem. *Science*
 513 eaau3561. <https://doi.org/10.1126/science.aau3561>
- 514 Bangs, E., Jimenez, M., Niemeyer, C., Fontaine, J., Collinge, M., Krischke, R., Handegard, L., Shivik, J.,
 515 Sime, C., Nadeau, S., others, 2006. Nonlethal and lethal tools to manage wolf/livestock
 516 conflict in the northwestern United States, in: *Proceedings of the Vertebrate Pest*
 517 *Conference*. pp. 7–16.
- 518 Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2014. Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4.
 519 ArXiv14065823 Stat.
- 520 Hopkins, J.B., 2013. Use of genetics to investigate socially learned foraging behavior in free-ranging
 521 black bears. *J. Mammal.* 94, 1214–1222. <https://doi.org/10.1644/13-MAMM-A-009.1>
- 522 Lindsey, P., Roulet, P., Romanach, S., 2007. Economic and conservation significance of the trophy
 523 hunting industry in sub-Saharan Africa. *Biol. Conserv.* 134, 455–469.
 524 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.09.005>
- 525 Linnell, J.D.C., Aanes, R., Swenson, J.E., Odden, J., Linnell, J.D.C., 1997. Translocation of carnivores as
 526 a method for managing problem animals: a review. *Biodivers. Conserv.* 6, 1245–1257.
 527 <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000034011.05412.cd>
- 528 Loveridge, A.J., Valeix, M., Chapron, G., Davidson, Z., Mtare, G., Macdonald, D.W., 2016.
 529 Conservation of large predator populations: Demographic and spatial responses of African
 530 lions to the intensity of trophy hunting. *Biol. Conserv.* 204, 247–254.
 531 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.024>
- 532 Marris, E., 2014. Predators are supposed to exert strong control over ecosystems, but nature doesn't
 533 always play by the rules. 3.
- 534 Mason, J.R., Shivik, J.A., Fall, M.W., 2001. Chemical repellents and other aversive strategies in
 535 predation management. USDA National Wildlife Research Center - Staff Publications.
- 536 Mazur, R.L., 2010. Does Aversive Conditioning Reduce Human–Black Bear Conflict? *J. Wildl. Manag.*
 537 74, 48–54. <https://doi.org/10.2193/2008-163>
- 538 Noyce, K.V., Garshelis, D.L., 2014. Follow the leader: social cues help guide landscape-level
 539 movements of American black bears (*Ursus americanus*). *Can. J. Zool.* 92, 1005–1017.
 540 <https://doi.org/10.1139/cjz-2014-0029>
- 541 Nyhus, P.J., 2016. Human–Wildlife Conflict and Coexistence. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 41, 143–
 542 171. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085634>
- 543 Ripple, W.J., Beschta, R.L., 2012. Trophic cascades in Yellowstone: The first 15years after wolf
 544 reintroduction. *Biol. Conserv.* 145, 205–213. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.005>
- 545 Ripple, W.J., Estes, J.A., Beschta, R.L., Wilmers, C.C., Ritchie, E.G., Hebblewhite, M., Berger, J.,
 546 Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M.P., Schmitz, O.J., Smith, D.W., Wallach, A.D., Wirsing, A.J.,
 547 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343, 151–162.
- 548 Ripple, W.J., Larsen, E.J., Renkin, R.A., Smith, D.W., 2001. Trophic cascades among wolves, elk and
 549 aspen on Yellowstone National Park's northern range. *Biol. Conserv.* 102, 227–234.
 550 [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00107-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00107-0)
- 551 Shivik, J.A., Martin, D.J., 2000. Aversive and disruptive stimulus applications for managing predation.
- 552 Shivik, J.A., Treves, A., Callahan, P., 2003. Nonlethal Techniques for Managing Predation: Primary and
 553 Secondary Repellents. *Conserv. Biol.* 17, 1531–1537. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00062.x>
- 554
- 555 Smith, M.E., Linnell, J.D.C., Odden, J., Swenson, J.E., 2000. Review of Methods to Reduce Livestock
 556 Depredation II. Aversive conditioning, deterrents and repellents. *Acta Agric. Scand. Sect. -*
 557 *Anim. Sci.* 50, 304–315. <https://doi.org/10.1080/090647000750069502>
- 558 Stahl, P., Vandel, J.M., Herrenschmidt, V., Migot, P., 2001. The effect of removing lynx in reducing
 559 attacks on sheep in the French Jura Mountains. *Biol. Conserv.* 101, 15–22.

560 Steyaert, S.M.J.G., Endrestøl, A., Hackländer, K., Swenson, J.E., Zedrosser, A., 2012. The mating
561 system of the brown bear *Ursus arctos*. *Mammal Review* 42, 12–34.

562 Støen, O.-G., Ordiz, A., Sahlén, V., Arnemo, J.M., Sæbø, S., Mattsing, G., Kristofferson, M., Brunberg,
563 S., Kindberg, J., Swenson, J.E., 2018. Brown bear (*Ursus arctos*) attacks resulting in human
564 casualties in Scandinavia 1977–2016; management implications and recommendations. *PLOS*
565 *ONE* 13, e0196876. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196876>

566 Stoffel, M.A., Nakagawa, S., Schielzeth, H., 2018. rptR: repeatability estimation and variance
567 decomposition by generalized linear mixed-effects models. *Methods Ecol. Evol.* 1639–1644.
568 <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12797>@10.1111/(ISSN)2041-210X.CODEVI2018

569 Suraci, J.P., Clinchy, M., Dill, L.M., Roberts, D., Zanette, L.Y., 2016. Fear of large carnivores causes a
570 trophic cascade. *Nat. Commun.* 7. <https://doi.org/10.1038/ncomms10698>

571 Treves, A., Kapp, K.J., MacFarland, D.M., 2010. American black bear nuisance complaints and hunter
572 take. *Ursus* 21, 30–42.

573 Treves, A., Krofel, M., McManus, J., 2016. Predator control should not be a shot in the dark. *Front.*
574 *Ecol. Environ.* 14, 380–388. <https://doi.org/10.1002/fee.1312>

575

576

577

578

579

580

581

Discussion

Dans cette thèse, je me suis focalisée sur la caractérisation et la compréhension des patrons spatiaux et temporels de la déprédation par l'Ours brun en considérant les processus écologiques impliqués à plusieurs échelles biologiques (populationnelle et individuelle) et spatiale (locale et régionale). Les résultats fournissent des connaissances nouvelles sur l'écologie de l'Ours brun et son comportement de déprédation, apportant un éclairage précieux pour sa conservation et plus généralement, pour la coexistence entre l'Homme et les grands carnivores en Europe.

Les hotspots de déprédation, schémas visibles de l'autocorrélation spatiale

L'autocorrélation spatiale des données est souvent considérée comme un problème et tend à être corrigée ou retirée des analyses. En biologie de la conservation, ce type d'erreur est généralement corrigée en raison de l'implication possible des résultats dans la gestion d'espèces en voie de disparition (Martin et al., 2008; Zuur et al., 2009). Or, cette autocorrélation concentre des informations cruciales et pourrait être l'indice de certains processus écologiques importants pour la compréhension des systèmes étudiés et pour leur gestion. La difficulté réside dans la prise en compte de tous les facteurs influençant les structures visibles de ces processus. Or, l'analyse des points chauds (*DHA*, chapitre et article 1) établit justement les patrons de déprédation sur la base de l'autocorrélation spatiale, prenant ainsi en compte tous les facteurs potentiellement responsables de l'autocorrélation spatiale sans chercher à les identifier ou les expliquer. Cela permet de mettre en évidence les zones les plus fortement impactées. Ces points chauds ne sont pas seulement des zones fortement attaquées, ils représentent surtout des espaces avoisinants qui peuvent être rassemblés en termes d'attaques.

La *DHA* est une approche puissante pour comprendre la dépendance entre les unités spatiales le long du processus de déprédation. Notre étude indique que la plupart des cas de déprédation sont regroupés spatialement dans des points chauds tandis que la grande majorité de l'espace à l'intérieur de la zone de présence de l'ours brun ne subit pas d'attaques. Des schémas similaires de déprédation des points chauds ont été trouvés dans d'autres populations d'ours (ours noir *Ursus americanus* Baruch-Mordo et al., 2008; grizzli, Wilson et al., 2005) et plus généralement chez les grands carnivores solitaires (lynx d'Europe, Stahl et al., 2001a). De plus, les points chauds de déprédation se produisent au cours de plusieurs années consécutives.

Caractériser la niche de la déprédation par l'ours brun

L'analyse des points chauds de prédation avait pour objectif de répondre aux questions de savoir où (localisation), combien (intensité du phénomène) et quand (résolution temporelle) se produisent ces hotspots. De façon complémentaire, la seconde partie de ma thèse visait donc naturellement à identifier le risque de prédation pour comprendre pourquoi ces patrons se structurent ainsi. Un effet site a pu être mis en évidence sur les deux populations (Alpes Occidentales, Pyrénées), démontrant la forte influence de l'environnement sur ce comportement. L'importance des caractéristiques spécifiques des sites de déprédation a par ailleurs déjà été mis en avant dans plusieurs études sur la déprédation par les grands carnivores (tigre, Miller et al., 2016, 2015; lynx d'Europe, Stahl et al., 2001b; Stahl and Vandel, 2001). Plus généralement en écologie, cette sélection de sites spécifiques favorisant le succès d'une attaque a été particulièrement mise en évidence dans les études portant sur les interactions avec les proies sauvages (Atkins et al., 2019; Hopcraft et al., 2005). L'Ours étant omnivore, la prédation sur les proies sauvages ou la disponibilité de nourriture sauvage ne sont pas abordés dans cette thèse, malgré leur présence implicite (utilisation de l'habitat, aire de distribution de la population).

Les facteurs influençant la déprédation par l'Ours brun mis en évidence sur les aires de présence des Alpes Occidentales et des Pyrénées sont des facteurs environnementaux identifiés (article 2) dans d'autres études à propos de la déprédation (Behdarvand et al., 2014; Kaartinen et al., 2009; Meena et al., 2014; Miller et al., 2015) : la densité de prédateur (ici activité du prédateur), la disponibilité des proies (ici proportion de pâturage comme proxy), la distance au couvert forestier, l'indice de rugosité, la distance à l'activité humaine (ici les chemins de randonnée). En revanche, nous avons mis en évidence des relations antagonistes entre les deux sites d'étude, dont les effets semblent dépendre des contextes paysagers locaux. La relation à la distance à la forêt entre les Pyrénées et les Alpes italiennes en est un exemple. Dans les Pyrénées, une relation négative est identifiée entre la probabilité de déprédation et la distance aux chemins de randonnée. Cette relation, contre-intuitive à première vue du fait de l'hypothèse de dérangement humain sur l'Ours brun (Ordiz et al., 2016, 2014, 2011), peut s'expliquer par le lien positif entre les chemins de randonnée et les troupeaux domestiques. De plus, certains prédateurs semblent s'adapter à l'activité humaine en adaptant leur comportement et leur rythme diurne et nocturne sans pour autant éviter complètement les zones d'activité humaine (tigre, Carter et al., 2012; ours brun, Ordiz et al., 2011). Ceci a également été démontré en relation à la distance aux villages (loup gris, Behdarvand et al., 2014; lion, Meena et al., 2014; relation quadratique chez le tigre, Miller et al., 2015). Ces dénominateurs communs restent malgré tout la source d'information

transférable à d'autres contextes. Les facteurs comme l'indice de rugosité ou la distance à la forêt participent par ailleurs aussi à définir les habitats de qualité pour l'Ours brun dans les deux populations étudiées (Martin et al., 2012; Peters et al., 2015; Piédallu et al., 2017).

Caractériser les relations entre caractéristiques environnementales et déprédation s'intègre parfaitement à l'interface entre les domaines de la modélisation de la niche et celle de la sélection de la ressource (Johnson, 1980) et sont d'autant plus informatives lorsqu'elles apportent des résultats transférables et généralisables à d'autres situations. Contrairement aux modèles de niche, nous avons traité l'importance d'incorporer la dépendance spatiale entre le consommateur et la ressource en considérant les espèces domestiques comme une variable spatiale (Trainor and Schmitz, 2014). Dans le premier chapitre, les troupeaux domestiques étaient hypothétiquement répartis uniformément sur l'ensemble des unités pastorales au sein de la zone de présence annuelle des ours bruns. Dans le second chapitre, la disponibilité de la ressource est considérée au travers de la prise en compte des estives utilisées annuellement (c'est-à-dire les unités pastorales hébergeant un troupeau pour l'année donnée) et celles non utilisées, ne participant donc pas à la définition de la disponibilité en proie domestique. Cela nous a permis de mettre en parallèle la disponibilité et l'utilisation (les zones d'attaque) au sein même des unités pastorales. En revanche, l'abondance des proies n'est pas prise en compte explicitement mais peut raisonnablement être reflétée dans la proportion de pâturage. Elle contraint en effet la charge maximale d'animaux transhumants sur une estive). Une des limites de cette approche repose sur l'hypothèse de l'utilisation uniforme des unités pastorales par les brebis, c'est-à-dire que l'on considère que les proies sont uniformément réparties et disponibles sur l'ensemble de chaque unité pastorale utilisée pour la transhumance. L'apport de la connaissance des facteurs externes qui influencent la probabilité de déprédation, comme la distance à la forêt, aux humains, apportent néanmoins une information sur l'écologie des sites de prédation de l'ours tout en prenant en compte les contraintes spatiales des proies domestiques qui ne sont pas réparties aléatoirement dans l'espace (chapitre 2). Et, dans un contexte de recolonisation complète de ces massifs (hypothèse de saturation), il est important de prédire les localisations de plus grand risque de déprédation afin d'être proactif dans la prévention de futurs possibles conflits.

Comportement spatial et déprédation

Distinguer les processus des patrons revient à différencier les causes des effets : l'existence des points chauds (article 1) au sein de la zone de présence des ours suggère que les individus ont effectué une sélection de la ressource au sein de leur domaine vital. Clarifier l'échelle et le but de l'étude ainsi que sa dynamique temporelle permet d'identifier quels mécanismes sont à

l'œuvre. L'abondance d'un élément du paysage, tel que la disponibilité des brebis, correspond à sa disponibilité dans l'environnement. La disponibilité correspond à l'existence de ce composant au sein d'un domaine vital, telle que la densité de brebis ou le nombre d'estives au sein d'un domaine vital individuel. L'usage correspond à la quantité utilisée par l'animal au cours d'une période fixe, par exemple le nombre de déprédations effectuées par un individu lors d'une saison donnée. La sélection de la ressource est donc le procédé selon lequel l'animal fait le choix, informé ou non, de consommer un élément. La préférence, quant à elle, reflète l'éventualité que ce composant soit choisi s'il est présent en quantité équivalente aux autres composants du territoire. Tout cela peut donc être mis en parallèle avec les deux hypothèses de disponibilité et d'accessibilité des proies (Hebblewhite et al., 2005) encadrant le domaine de la modélisation du risque de prédation (Miller, 2015). La sélection de l'habitat chez l'ours s'effectue au travers d'une part de la hiérarchie sociale avec les jeunes mâles qui dispersent et les jeunes femelles qui s'installent auprès de leur lignée matrimoniale. De cette façon le comportement de l'ours entraîne intrinsèquement un chevauchement avec les estives puisque les habitats de qualité pour l'ours se trouvent sur les mêmes espaces (Martin et al., 2012). Les prédations sont alors presque inévitables dans un tel contexte. En revanche, à quel point l'usage sélectif des estives, c'est-à-dire l'utilisation en grande quantité des unités pastorales au sein d'un domaine vital individuel, entraînent la création des hotspots reste compliqué à évaluer.

L'ours étant un omnivore, nous avons fait l'hypothèse que le comportement de prédation sur les brebis était opportuniste et effectué au cours de déplacement ayant pour but de remplir d'autres fonctions essentielles. Le comportement du prédateur amenant à l'attaque n'était pas le sujet d'étude des chapitres précédents, seule sa conséquence était étudiée. Or, certaines activités comme la recherche de nourriture, les déplacements contraints d'une femelle accompagnée d'oursons, ou la recherche d'un partenaire pour la reproduction peuvent procurer des bénéfices immédiats et peuvent suggérer des objectifs ultimes de gain d'énergie, de recherche de sécurité, d'apprentissage ou de reproduction (Nathan et al., 2008). La plupart des organismes obtiennent, traitent et utilisent les informations extérieures.

La concentration spatiale des activités humaines et leur redondance temporelle (i.e., saisonnière et interannuelle) influencent leur prédictibilité et peut alors entraîner la création de nouveaux comportements d'alimentation. Ceux-ci peuvent alors être socialement transmis ou apparaître de façon spontanée dans la population chez plusieurs individus. Par exemple, il a été montré chez le Grand Cachalot (*Physeter macrocephalus*) que les individus peuvent écouter leurs congénères et récolter des informations sur l'agrégation de nourriture (Schakner et al., 2014). Tandis que chez l'Ours brun, il a été montré que la communication se fait principalement par voie chimique par marquage des arbres ou du sol (Clapham et al., 2012).

Les chemins peuvent alors être empruntés ou évités par des ours différents selon leur catégorie sociale. De plus, le fort impact des facteurs biotiques (statut reproducteur, âge) sur la taille des domaines vitaux d'une part et sur le nombre de déprédations d'autre part démontre l'importance de l'organisation sociale (dominance) sur les déplacements ainsi que celle des besoins énergétiques (adultes mâles avec de larges déplacements lors de la période de reproduction, femelles accompagnées d'oursons de l'année réduisant la taille de leurs domaines vitaux). Les premières analyses exploratoires suggèrent une utilisation différenciée des espaces au sein des domaines vitaux individuels. L'analyse des trajets de déplacement, l'évaluation des corridors potentiels et comportements spécifiques de la déprédation individuelle au sein de chaque domaine vital permet de comprendre si les estives sont des espaces favorisées par les ours au sein de leurs domaines vitaux avec une sélection spécifique de ces sites. Ces premiers résultats descriptifs démontrent la complexité d'un tel comportement mais tendent à montrer un effet important de la période du cycle annuel de l'ours brun (reproduction, élevage des jeunes) sur les déplacements même en présence d'une forte disponibilité de proies domestiques. En revanche, la poursuite des analyses pourra permettre de déterminer si certains types de déplacements sont spécifiques à des événements de déprédations par les individus.

Atténuation des impacts et résolution des conflits : applications pour la coexistence

Bien que les brebis soient domestiques elles utilisent leurs habitats en faisant aussi des choix et forment souvent durant la journée des petits groupes répartis non uniformément sur l'estive. De plus, le troupeau utilise de façon non uniforme les estives. En effet, les estives sont souvent découpées traditionnellement en plusieurs quartiers (ou zones) utilisés différemment au cours de la saison afin d'exploiter au maximum la disponibilité de fourrage. L'hypothèse implicite que l'accessibilité aux ressources par le consommateur est uniforme sur toute la zone où les deux espèces coexistent (Trainor and Schmitz, 2014) n'est donc peu valide. Elle est néanmoins prise en compte justement car nous ne sommes pas complètement dans un modèle de sélection de l'habitat mais bien plutôt dans un modèle de sélection de l'accessibilité des proies variant avec les caractéristiques de l'environnement comme la topographie ou la végétation. Malgré tout, la disponibilité spatio-temporelle des troupeaux sur la zone d'estive reste une information manquante. La question peut alors se poser de savoir si nous ne modélisons pas plutôt la zone de disponibilité des troupeaux plutôt que leur zone d'accessibilité puisque nous ne connaissons pas leur mouvement sur les quartiers au cours de la période d'estive. En revanche, des observations empiriques sur le terrain suggèrent que l'utilisation des quartiers en estive s'effectue de façon à peu près équivalente au cours de la saison afin d'exploiter de

façon similaire les ressources et de répartir leur disponibilité au cours de la saison entière. De plus, il est empiriquement connu que certains quartiers sont plus à risque que d'autres, confirmant ainsi notre hypothèse de modélisation du risque et donc de l'accessibilité réelle plutôt que de la disponibilité et corroborant le risque décrit par nos résultats.

Face aux petites populations menacées, promouvoir la coexistence au travers des mesures de prévention des dégâts est indispensable. Dans le cadre de la tentative de résolution d'un conflit, une difficulté importante réside dans la différenciation entre l'impact réel quantifiable des espèces sauvage sur les humains et leurs activités et le conflit créé par leur présence (Dickman, 2010). De fait, les impacts des espèces peuvent être atténués et dans certains cas résolus (Redpath et al., 2013). Ils peuvent être résolus au travers d'outils de gestion des conflits en réduisant les impacts au travers de moyens techniques, éducationnels et législatifs (Baruch-Mordo et al., 2011; Redpath et al., 2013; Woodroffe et al., 2005b). Malgré tout, résoudre le conflit reste très compliqué. L'objectif de réduire les dommages de la faune sauvage sur les activités humaines échoue le plus souvent à résoudre le conflit sur le long-terme s'il n'est associé à aucune autre mesure. Dans cette thèse, le but était de produire les connaissances indispensables et une compréhension écologique globale du phénomène afin d'appliquer les mesures d'atténuation et d'éducation sur le long-terme et basés sur des faits scientifiques afin de quantifier et d'identifier le réel risque de ce conflit.

Les comportements de la faune sauvage et des humains affectent l'intensité du conflit et créent un coût pour les communautés locales. Par exemple, compenser financièrement les dommages sans la mise en place des mesures de protection est une stratégie vouée à l'échec (Madden, 2004). Le but de la compensation est de répartir socialement le fardeau économique lié au fait de vivre proche des espèces pouvant causer des conflits (Nyhus et al., 2005) en espérant réduire les conséquences négatives de la cooccurrence. La disparition complète des impacts de la faune sauvage sur les activités humaines est peu probable et met en lumière l'importance de la pérennité du programme d'indemnisation (Nyhus et al., 2005). De plus, les coûts ne sont pas seulement limités aux indemnisations des dégâts mais dans la grande majorité des cas impliquent aussi des agents pour la vérification des dommages ainsi que pour le traitement de ces demandes. Une des solutions majeures pour assurer la pérennité des mesures de compensation ainsi que pour la promotion de la coexistence est de conditionner l'indemnisation aux mesures de réduction du risque. Effectivement, parfois investir dans des mesures de protection peut apparaître couteux d'autant plus si les pertes sont indemnisées sans regard à la prévention des risques, c'est ce que les économistes appellent la dissonance morale (« moral hazard »; Nyhus et al., 2005). Le but des programmes de compensation est donc d'augmenter la tolérance envers les espèces de faune sauvage et

de promouvoir la coexistence, or les indemnités ne font disparaître ni les impacts ni les conséquences sur la coexistence.

En pratique, compenser sans comprendre le phénomène ni essayer de le quantifier à large échelle ne permet pas de comprendre les effets positifs de certaines actions et reste une réponse ponctuelle à un phénomène qui avec l'augmentation des populations de grands carnivores ne peut qu'augmenter si les mesures pour promouvoir la coexistence ne sont pas mises en place de façon systématique. Par exemple, dans les Pyrénées, bien que la population d'ours brun soit répartie sur les deux versants français et espagnols du massif, et que de l'élevage ovin soit effectué de part et d'autre, 80% des attaques se produisent en France. Les contextes pastoraux sont différents entre ces deux pays et la montagne est différente. Malgré tout, on ne peut que se demander d'où provient cette différence tout en sachant que la population d'ours est tout autant présente sur le versant espagnol que français (Fig. 45). Pour atténuer les conflits et optimiser le rapport coût-efficacité des mesures financées par l'État, les organismes responsables devraient être proactifs, mettre l'accent sur des politiques axées sur la prévention et évaluer périodiquement l'efficacité des programmes d'indemnisation et de prévention (Bautista et al., 2019).

En ce qui concerne la gestion des troupeaux et des pâturages, les points chauds pouvant demeurer plusieurs années et les facteurs associés à ces points chauds étant connus, il est envisageable de (i) créer des zones d'exclusion, c'est-à-dire de zones interdites aux troupeaux domestiques, et (ii) mettre en œuvre ou améliorer les mesures d'atténuation spécifiques sur les zones potentiellement à risque de façon proactive. La mise en œuvre de telles mesures sur l'ensemble du territoire de la chaîne de montagnes (de manière proactive ou réactive) diminuerait les déprédations (van Bommel and Johnson, 2012; van Eeden et al., 2018; Woodroffe et al., 2005b) et le comportement déprédateur de l'ours par la perte de l'apprentissage de l'association positive par expérience individuelle ou par transmission culturelle (Hopkins, 2013; Noyce and Garshelis, 2014). Dans les deux cas, la gestion peut jouer un rôle important dans l'empêchement, la réduction ou la propagation du comportement dans la population ou encore le ciblage de certaines catégories d'individus (ours noir, Rogers et al., 1976). Par exemple, chez le cachalot évoqué ci-dessus, la possibilité d'empêcher la propagation de l'information en limitant l'agrégation autour des bateaux de pêche est une proposition de gestion (Schakner et al., 2014). Pour les ours se nourrissant dans les ordures, il est proposé d'utiliser des poubelles spécifiquement conçues pour leur empêcher d'y accéder (« bearproof garbage cans »), de retirer les ordures ou encore d'éloigner les poubelles des installations humaines (Rogers et al., 1976). Ainsi, le phénomène d'habituation lié à une récompense positive associée à l'approche des hommes sera possiblement moins renforcé. Cela favorisera la diminution des événements conflictuels pouvant avoir pour conséquence

le retrait des ours impliqués de la population. Comme préconisé par plusieurs auteurs, la nécessité d'une base de données, au moins à une résolution nationale, des mesures de protection et d'atténuation (gardiennage, chien de protection, clôtures électrifiées, regroupement de nuit, cabane, effarouchement, mesures non létale et létales) spatialement explicite est indispensable pour la validation et le suivi temporelle de l'efficacité des mesures de protection. A partir de cela on pourrait estimer et étudier les changements de comportements face aux mesures de protection et d'effarouchement par exemple. De plus, ces recherches apportent des connaissances en termes d'écologie comportementale des espèces dans leurs interactions avec les activités humaines.

Les raisons pour lesquelles les mesures d'atténuation peuvent ne pas atteindre leur objectif de résolution sont basées sur trois hypothèses dont la relation non directe entre impacts, conflit et réponse (Dickman, 2010). Les réponses humaines au conflit sont influencées par les attitudes (Piédallu et al., 2016). La réponse des personnes varie de façon significative avec des facteurs tels que l'évaluation précise du niveau de dommage et de sa sévérité ainsi que comment celui-ci affecte le niveau perçu du conflit. Réduire les impacts même à zéro (résolution complète, Redpath et al., 2013) peut ne pas réduire à zéro les conséquences de façon similaire. Il existe donc une sorte d'autocorrélation sociale de la perception du risque et des attitudes liées à ces perceptions. Une approche holistique du conflit est alors indispensable.

Bien qu'il faille prendre en compte les relations entre humains et comprendre le côté social du conflit afin d'améliorer les circonstances de la cooccurrence pour promouvoir la coexistence, il est central de préserver les possibilités d'échanges et de dialogues entre les différentes parties via le souci d'être transparent, et de transcrire les idées de chacun. C'est pourquoi l'apport scientifique est indispensable afin de communiquer la réelle efficacité (ou non efficacité) de certaines mesures basées sur des faits. Il apparaît nécessaire de quantifier le risque réel mais aussi les facteurs sociaux. Les études scientifiques sont parfois réalisées à une échelle temporelle différente des besoins pour la résolution des conflits et peuvent dans certains cas entraîner un sentiment d'injustices par exemple lorsque des mesures sont mises en œuvre sur certaines estives et pas sur d'autres, ou lorsque des réponses micro locales sont apportées à un conflit à échelle plus large (Dickman, 2010).

Il est important de comprendre que les méthodes non létales de prévention des conflits ne peuvent à elles seules les résoudre. Les mesures d'atténuation et de résolution des conflits ne sont pas mutuellement exclusives. Elles sont des réponses techniques à un contexte complexe et caractéristique de la zone, qui pour son atténuation et l'amélioration de la tolérance de la présence des grands carnivores demande en parallèle i) une augmentation

des proies sauvages ainsi qu'un maintien des conditions d'habitats naturels des espèces, ii) des programmes d'éducation et de sensibilisation afin de connaître l'implication positive d'être voisin de ces espèces, iii) la participation des populations locales et iv) l'atténuation des impacts économiques de la déprédation par des mesures d'aide et de compensation des pertes ainsi que la mise en place de mesures réduisant le risque. Ainsi, une action multiple visant à (i) diminuer le nombre d'attaques par des mesures d'atténuation appropriées, (ii) améliorer localement la tolérance à l'égard des espèces, (iii) améliorer la communication fondée sur des données probantes, est un enjeu majeur pour aider à résoudre les conflits homme-carnivore (Dickman, 2010; Linnell et al., 2001; Woodroffe et al., 2005b). L'étape importante est bien évidemment la communication des résultats provenant des études scientifiques aux différentes parties prenantes de la conservation des espèces de faune sauvage à l'échelle locale afin d'une part de faire connaître les résultats au plus grand nombre, d'évaluer l'utilité de ces résultats sur l'atténuation des impacts, et enfin de prendre en compte ce qu'il reste à accomplir et les questions restées en suspens.

Les Pyrénées, un contexte particulier de coexistence entre humain et grand carnivore

Dans les Pyrénées, une des premières mesures pour promouvoir la coexistence a été de compenser les dégâts effectués par les ours sur les activités pastorales et sur les ruches. En revanche, on remarque, avec l'augmentation de la population d'ours et surtout de son aire de répartition, que cette mesure ne peut résoudre le conflit à elle seule. L'augmentation de la population d'ours brun (qui constitue un succès de conservation) n'est pas nécessairement associée à une coexistence avec les activités humaines, comme c'était l'objectif des programmes de renforcement (programme LIFE NATURE). Par ailleurs, les discours anti-ours et les attitudes négatives ne se sont pas arrêtés pour autant, et la coexistence réelle reste compliquée. Même si dans certains cas le retour des grands carnivores n'entraîne pas nécessairement une augmentation des coûts d'indemnisation (Bautista et al., 2019), le retour des ours bruns dans des zones dont ils avaient disparu dans les Pyrénées (par exemple la Haute-Ariège dont les indices d'ours ont été détectés à nouveau dans cette zone pour la première fois en 2017) entraîne une réanimation du conflit entre activité pastorale et restauration de la population d'ours, alors que ce conflit pouvant s'être apaisé dans les zones où son retour est désormais acquis.

De fait, si accepter les mesures de protection implique d'accepter la présence de l'ours brun sur le massif, il demeure très compliqué de les mettre en place de façon systématique sur l'ensemble de la chaîne. Dans les Pyrénées françaises, les mesures d'aide pastorale et de

gardienage représentent malgré tout 56% des dépenses annuelles totale pour la prévention des dommages en Europe (Bautista et al., 2019). Les auteurs expliquent en partie cette forte dépense du fait que l'élevage de montagne est une activité socio-économique importante dans les massifs français. Malgré tout, seule la compensation est positivement corrélée avec l'augmentation de l'aire de distribution des ours à l'échelle européenne indiquant une priorité sur la compensation plutôt que sur les mesures de prévention (Bautista et al., 2019). En effet la France (avec l'Estonie, l'Italie, la Norvège et la Slovénie) observe un niveau d'indemnisation plus important que ce que l'on pourrait prédire à partir du nombre de grands carnivores et du nombre de brebis présents sur son territoire (5 000 brebis indemnisées par an contre 400 prédites). L'implémentation des mesures de compensation est indissociable des mesures de prévention afin d'avoir un réel effet sur d'une part la diminution des impacts et d'autre part l'amélioration de la perception de la présence de cette espèce sur nos territoires, comme préconisé par plusieurs études (Carter and Linnell, 2016; Nyhus, 2016; Woodroffe et al., 2005b). Les mesures de compensation sans mesures d'atténuation vont de fait échouer dans la promotion de la coexistence car elles ne permettent pas d'atténuer les impacts réels des espèces sur les humains et leurs activités. De plus, ces mesures ne sont efficaces que si elles sont correctement mises en œuvre et maintenues (van Eeden et al., 2018).

Or, désormais depuis l'été 2019, pour pouvoir être indemnisé pour la perte d'un animal domestique due à l'ours, l'implémentation d'au moins une mesure de protection est obligatoire sous certaines conditions (Annexe 6). Et de fait, certaines catégories de personne n'acceptant auparavant pas les mesures de protection comme les chiens Patous par exemple se rendent compte de leur efficacité de façon empirique (com.pers.). Cela a donc un effet positif sur les éleveurs et les bergers et pourrait avoir un effet boule de neige porté par les personnes dont les activités sont directement impactées par l'ours (plutôt que des personnes extérieures à l'activité). Il serait donc intéressant ici dans un premier temps d'évaluer un avant et un après la mise en place des mesures dans la quantification de la tolérance et des attitudes, comme effectué par van Bommel and Johnson, (2012).

Malgré tout, les scientifiques ont aussi le devoir d'effectuer une évaluation de ces moyens de protection en intégrant les personnes concernées directement dans le projet ainsi que de communiquer sur ces résultats dans un contexte d'échange apaisé, indispensable pour promouvoir la tolérance et l'acceptation de la faune sauvage. Comme déclaré par Miller (2015), au travers d'une communication active des résultats il est important que ceux-ci soient considérés dans les prises de décision de conservation et de gestion, sur le terrain et en termes de suivis pour la recherche. Aux Etats-Unis, Wilson et al. (2005) ont effectué des présentations de leurs résultats de cartes de risques qui ont motivé entre autres l'installation de clôtures électriques réduisant ainsi de 96% les conflits avec le grizzly entre 2003 et 2010

(Miller, 2015). Par ailleurs, l'identification des hotspots permet aussi de connaître les zones ayant besoin de récolte d'informations plus détaillées afin d'évaluer plus précisément les mécanismes en causes (Baruch-Mordo et al., 2014, 2008). Les autorités ont parfois l'impression de comprendre intuitivement les menaces associées aux carnivores, si bien qu'elles ne ressentent pas le besoin de modèles de risque. Mais elles constatent plus tard que l'analyse quantitative révèle des tendances et des perspectives inattendues (Miller, 2015). De plus, dans ce cadre de mise en place de moyens de protection et de mesures d'atténuation, dans le but d'augmenter la tolérance par la compréhension des phénomènes, il est indispensable de quantifier tout aussi bien les effets négatifs, positifs ou nuls de ces mesures de protection. Pour cela, une base de cartes de hotspots et de risque est indispensable pour quantifier les futures avancées et pour garder les futures cartes de risques pertinentes face aux changements comportementaux des humains et des carnivores.

De plus, des mesures d'effarouchement de l'ours brun ont été récemment prises dans certaines zones de déprédation. Le lancement de ces opérations devrait être basé, entre autres critères, sur le fait que ces estives se trouvent ou non dans une zone de point chaud afin de quantifier le risque de déprédation encouru. Ces méthodes devraient faire partie d'un protocole de suivi pour quantifier leur efficacité *a posteriori* en renseignant les informations indispensables : le nombre d'attaques avant la mise en place de la mesure, localisation(s) des attaques, du protocole, nombre de personnes présentes, de chiens, utilisation de balles à blanc, observation d'ours (individualisation), date, heure. De plus, et de façon similaire aux programmes d'indemnisation, il est indispensable que les pratiques d'effarouchement soient effectuées sur des troupeaux protégés de façon efficace (regroupement de nuit minimum, chien(s) de protection des troupeaux) afin de ne pas engendrer des conséquences indésirables telles que la non efficacité de l'effarouchement due à la dispersion des brebis en petits lots, entraînant la dissuasion d'attaque de l'ours sur un lot mais pas sur un autre et donc ne créant pas l'apprentissage négatif voulu. Car comme suggéré par ce travail (voir chapitre 4), la quantification de l'effet de ces mesures reste compliquée et en débat pour certaines d'entre elles. Au-delà de l'efficacité intrinsèque de l'action locale de ces mesures d'atténuation, la mise en œuvre de celles-ci dans les zones sensibles devrait être plus efficace que dans les zones moins vulnérables.

Le contexte de l'activité pastorale dans les Pyrénées françaises en présence des ours doit désormais tenir compte de façon proactive de l'expansion spatiale de la population. Le contexte de 2018 et de 2019 a été particulier en termes de nombre de prédatons ainsi qu'en termes d'expansion de la population, avec l'expansion du noyau central et renforcement du noyau occidental de la population par la translocation de deux femelles depuis la Slovaquie. L'augmentation du nombre de constats de dommages effectués ainsi que du nombre

d'attaques n'est pas encore complètement expliqué. Deux hypothèses majeures sont avancées : i) l'accroissement des tailles de troupeaux montant en estive ainsi que ii) l'augmentation de l'aire de répartition des ours chevauchant alors des estives encore non gardées.

Conclusion : de la cooccurrence à la coexistence, est-ce réalisable ?

En Europe, l'augmentation des populations de faune sauvage au sein des zones peu urbanisées est un succès de conservation en soi, mais demeure la faible acceptation des espèces par les humains. De plus, le réchauffement climatique entraîne des changements de paysage et d'habitats auxquels les humains comme la faune sauvage doivent s'adapter. L'économie agricole de montagne, dans un contexte de globalisation, est parfois en difficulté, et la faune sauvage (dont l'ours brun) peut parfois jouer le rôle de bouc émissaire pour les problèmes (écologiques, économiques, sociétaux) qui ont lieu à plus larges échelles.

Le succès des réintroductions sur le long terme doit donc être évalué en termes de viabilité à court et long terme des populations, ce qui implique nécessairement de questionner la disponibilité à court et long terme des habitats, utilisés et adaptés aux espèces. Dans une perspective de conservation à long terme, la composante sociale de ces habitats est la plus susceptible d'être limitante. Par exemple, Behr et al. (2017) ont pointé la réduction drastique des habitats appropriés pour le loup gris en Suisse entre ceux prédits par un modèle écologique et ceux par un modèle prenant en compte les attitudes, expliquant en partie pourquoi cette espèce ne s'est réinstallée que de façon restreinte sur ces territoires. Le rétablissement de certaines populations de faune sauvage est une conséquence positive des efforts de conservation effectués depuis maintenant plus de 30 ans et peut être considéré comme un succès de conservation (Akçakaya et al., 2018a; Hoffmann et al., 2010). A l'échelle de l'espèce, le but est de prévenir l'extinction et de maintenir des populations viables. Souvent, le succès est défini par l'accroissement d'une population ou par l'expansion géographique de l'espèce (Crees et al., 2016) et principalement au travers de sa viabilité et du rétablissement des aspects fonctionnels (Akçakaya et al., 2018b).

Malgré tout, ces évaluations restent basées sur le contexte biologique et écologique de l'espèce. Bien que l'aspect conflictuel avec les activités humaines soit considéré comme un risque dans les listes rouges de l'IUCN, et soit très bien identifié dans les recommandations IUCN sur les translocations de conservation, la réduction du conflit n'est au final que peu prise en compte dans l'évaluation du succès de conservation. Cela provient sûrement de la difficulté à quantifier les conflits et les attitudes. Cependant, une telle quantification est indispensable pour la conservation à long terme des espèces menacées. Quantifier les conflits en termes d'impacts réels et perçus permettrait de développer un indice du risque de conservation des populations à long terme ainsi qu'une réévaluation à chaque unité de temps permettant une

quantification de la dynamique de la tolérance. Le succès de conservation pourrait alors intégrer un indice d'amélioration de l'acceptation et de diminution du conflit.

Par exemple, les modèles de probabilité du risque de prédation pourraient être analysés en parallèle des attitudes dans un contexte spatialisé. Ainsi, si ces deux variables (le risque et l'attitude) sont corrélées alors le risque de conflit pourrait être utilisé comme proxy de l'attitude humaine. Pour aller plus loin, ce risque pourrait être combiné à des approches de modèle de niche (type SDM) pour une caractérisation socio-écologique afin de créer une carte de niche réelle prenant en compte les attitudes humaines dans la modélisation des habitats de qualité, comme développé par Behr et al. (2017). Dans un cadre d'interactions trophiques, ce risque pourrait donc aussi être facilement intégrés à des modèles de niche afin de créer des modèles prenant en compte les interactions trophiques (Trainor and Schmitz, 2014) afin de mieux caractériser les zones d'habitats de qualité pour l'ours brun.

En Europe, la théorie des effets trophiques du haut vers le bas (« top down ») n'a que peu été mise en évidence. La restauration des populations de grand carnivores sur ce continent s'est principalement effectuée à l'échelle des espèces malgré une réflexion à l'échelle des communautés et des écosystèmes depuis longtemps présente en biologie de la conservation (Jackson et al., 1995). Comme nous l'avons vu en introduction, l'exemple le plus connu de rétablissement des effets trophiques par ce processus est présenté dans l'introduction et concerne la réintroduction du loup gris dans le parc national américain de Yellowstone. La grande complexité des processus écosystémiques entraine ces études à être critiquées ou du moins mises au défi (Marris, 2014) mais la majorité des chercheurs reconnaissent l'implication des processus du haut vers le bas mais aussi du bas vers le haut, donnant de l'importance aux grands carnivores et aux grands herbivores.

Le Ré-ensauvagement (« Rewilding ») s'appuie sur ces effets trophiques du haut vers le bas comme argument de conservation des grands carnivores. Le Ré-ensauvagement possède une définition large et globalement floue (ré-ensauvagement trophique, ré-ensauvagement passif, ré-ensauvagement écologique) semblable en certains points à l'Ecologie de la Restauration et permettant de multiples interprétations (Hayward et al., 2019). L'utilisation du terme « sauvage » (« wild ») peut prendre une large gamme de définitions y compris en éthique environnementale (Maris, 2018). En écologie, ce terme peut renvoyer à un état et surtout à un fonctionnement et une dynamique d'un écosystème non piloté par les humains. Cet état est donc non statique, et son identification nécessite une définition d'une référence temporelle. Cela demeure un sujet fortement débattu, dans le cadre où l'objectif est de revenir à cet état (Hayward et al., 2019). Hayward et al., (2019) suggèrent que la principale différence entre la restauration et le ré-ensauvagement repose sur l'implication humaine : l'écologie de la

restauration est une action humaine qui vise à atteindre des objectifs humainement évalués tandis que le ré-ensauvagement exclut toute intervention humaine suite aux réintroductions. Cette approche limite donc grandement la gestion humaine et possède donc une image controversée. Lorsqu'il s'agit de décider si et comment gérer la prédation, il est également important de garder à l'esprit que la nécessité de contrôler les prédateurs est souvent elle-même une conséquence de l'action humaine (Woodroffe and Redpath, 2015). Par exemple, les exploitations pétrolières canadiennes ont ouvert la forêt boréale, ce qui a permis d'augmenter le nombre de chevreuils et d'améliorer l'accès des loups à la forêt. Par conséquent, le caribou en voie de disparition fait face à une prédation insoutenable, ce qui incite le gouvernement à abattre, piéger et empoisonner les loups. Ainsi, le principe de restauration du fonctionnement des écosystèmes est indispensable du fait de l'interconnexion des espèces si nous souhaitons conserver une espèce proie menacée tout en ne maintenant pas à perpétuité le contrôle sur la dynamique des prédateurs (Woodroffe and Redpath, 2015).

Les mêmes auteurs discutent le fait qu'il existe de nombreuses définitions du ré-ensauvagement, illustrant son manque de validité dans le discours scientifique et, sans clarté, les messages scientifiques ne peuvent être transférés avec précision à la pratique de la conservation. Le ré-ensauvagement vise des écosystèmes pensés en termes de dynamiques écologiques peu dirigées par l'humain, même si certaines populations de grand carnivore ne peuvent actuellement être maintenues qu'à l'aide de programmes de restauration. Les conflits surgissent donc bien souvent en parallèle de ces programmes. De façon quelque peu similaire aux définitions du ré-ensauvagement, les définitions du domaine des conflits Homme-Faune Sauvage ont évolué et se sont modifiés. L'aspect socio-écologique est désormais de plus en plus présent, et beaucoup d'auteurs mettent en évidence l'importance de ces facteurs (Behr et al., 2017; Dickman, 2010; Madden, 2004; Redpath et al., 2013). Parmi ceux-ci, le langage est important dans la transmission des messages. Depuis désormais quelques années, le domaine des conflits Homme-Faune Sauvage tend à essayer de se dénommer coexistence Homme-Faune Sauvage afin de mettre en valeur l'aspect positif et la possibilité de transformer la cooccurrence en coexistence. Le terme de coexistence limite en effet la mise en opposition de la faune sauvage envers les humains et propose plutôt de cohabiter, laissant ainsi les conflits aux oppositions des groupes d'activistes humains.

Références bibliographiques

- Akçakaya, H.R., Bennett, E.L., Brooks, T.M., Grace, M.K., Heath, A., Hedges, S., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Keith, D.A., Long, B., Mallon, D.P., Meijaard, E., Milner-Gulland, E.J., Rodrigues, A.S.L., Rodriguez, J.P., Stephenson, P.J., Stuart, S.N., Young, R.P., 2018a. Quantifying species recovery and conservation success to develop an IUCN Green List of Species. *Conserv. Biol.* 32, 1128–1138. <https://doi.org/10.1111/cobi.13112>
- Akçakaya, H.R., Bennett, E.L., Brooks, T.M., Grace, M.K., Heath, A., Hedges, S., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Keith, D.A., Long, B., Mallon, D.P., Meijaard, E., Milner-Gulland, E.J., Rodrigues, A.S.L., Rodriguez, J.P., Stephenson, P.J., Stuart, S.N., Young, R.P., 2018b. Quantifying species recovery and conservation success to develop an IUCN Green List of Species: Species Recovery and Conservation Success. *Conserv. Biol.* 32, 1128–1138. <https://doi.org/10.1111/cobi.13112>
- Anderson, R.M., Buitenwerf, R., Driessen, C., Genes, L., Lorimer, J., Svenning, J.-C., 2019. Introducing rewilding to restoration to expand the conservation effort: a response to Hayward et al. *Biodivers. Conserv.* 1–3.
- Angeloni, L., Schlaepfer, M.A., Lawler, J.J., Crooks, K.R., 2008. A reassessment of the interface between conservation and behaviour. *Anim. Behav.* 75, 731–737. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2007.08.007>
- Atkins, J.L., Long, R.A., Pansu, J., Daskin, J.H., Potter, A.B., Stalmans, M.E., Tarnita, C.E., Pringle, R.M., 2019. Cascading impacts of large-carnivore extirpation in an African ecosystem. *Science* eaau3561. <https://doi.org/10.1126/science.aau3561>
- Barua, M., Bhagwat, S.A., Jadhav, S., 2013. The hidden dimensions of human–wildlife conflict: health impacts, opportunity and transaction costs. *Biol. Conserv.* 157, 309–316.
- Baruch-Mordo, S., Breck, S.W., Wilson, K.R., Broderick, J., 2011. The Carrot or the Stick? Evaluation of Education and Enforcement as Management Tools for Human-Wildlife Conflicts. *PLoS ONE* 6, e15681. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0015681>
- Baruch-Mordo, S., Breck, S.W., Wilson, K.R., Theobald, D.M., 2008. Spatiotemporal Distribution of Black Bear–Human Conflicts in Colorado, USA. *J. Wildl. Manag.* 72, 1853–1862. <https://doi.org/10.2193/2007-442>
- Baruch-Mordo, S., Wilson, K.R., Lewis, D.L., Broderick, J., Mao, J.S., Breck, S.W., 2014. Stochasticity in Natural Forage Production Affects Use of Urban Areas by Black Bears: Implications to Management of Human-Bear Conflicts. *PLoS ONE* 9, e85122. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085122>
- Bautista, C., Naves, J., Revilla, E., Fernández, N., Albrecht, J., Scharf, A.K., Rigg, R., Karamanlidis, A.A., Jerina, K., Huber, D., Palazón, S., Kont, R., Ciucci, P., Groff, C., Dutsov, A., Seijas, J., Quenette, P.-I., Olszańska, A., Shkvryia, M., Adamec, M., Ozolins, J., Jonozovič, M., Selva, N., 2017. Patterns and correlates of claims for brown bear damage on a continental scale. *J. Appl. Ecol.* 54, 282–292. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12708>
- Bautista, C., Revilla, E., Naves, J., Albrecht, J., Fernández, N., Olszańska, A., Adamec, M., Berezowska-Cnota, T., Ciucci, P., Groff, C., Härkönen, S., Huber, D., Jerina, K., Jonozovič, M., Karamanlidis, A.A., Palazón, S., Quenette, P.-Y., Rigg, R., Seijas, J., Swenson, J.E., Talvi, T., Selva, N., 2019. Large carnivore damage in Europe: Analysis of compensation and prevention programs. *Biol. Conserv.* 235, 308–316. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.04.019>
- Behdarvand, N., Kaboli, M., Ahmadi, M., Nourani, E., Salman Mahini, A., Asadi Aghbolaghi, M., 2014. Spatial risk model and mitigation implications for wolf–human conflict in a highly modified agroecosystem in western Iran. *Biol. Conserv.* 177, 156–164. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.024>

- Behr, D.M., Ozgul, A., Cozzi, G., 2017. Combining human acceptance and habitat suitability in a unified socio-ecological suitability model: a case study of the wolf in Switzerland. *J. Appl. Ecol.* n/a-n/a. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12880>
- Bellemain, E., Zedrosser, A., Manel, S., Waits, L.P., Taberlet, P., Swenson, J.E., 2006. The dilemma of female mate selection in the brown bear, a species with sexually selected infanticide. *Proceedings of the Royal Society B* 273, 283–291.
- Berduco, C., Faliu, L., Barrat, J., 1983. The food habits of the brown bear in the National park of the western Pyrenees (France) as revealed by faeces analysis. *Acta Zoologica Fennica* 174, 153–156.
- Bergmüller, R., Taborsky, M., 2010. Animal personality due to social niche specialisation. *Trends Ecol. Evol.* 25, 504–511. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.06.012>
- Berland, A., Nelson, T., Stenhouse, G., Graham, K., Cranston, J., 2008. The impact of landscape disturbance on grizzly bear habitat use in the foothills model forest, Alberta, Canada. *Forest Ecology and Management* 256, 1875–1883.
- Blumstein, D.T., Fernández-Juricic, E., 2010. *A primer of conservation behaviour.*, Sinauer Associates, Inc. ed. Sinauer Associates Inc.
- Boitani, L., Clobert, J., Le Maho, Y., Quenette, P.-Y., Sarrazin, F., Savouré-Soubelet, A., 2013. Expertise collective scientifique “L’Ours brun dans les Pyrénées”. (Rapport Muséum National d’Histoire Naturelle).
- Boitani, L., Linnell, J.D.C., 2015. Bringing large mammals back: large carnivores in Europe, in: *Rewilding Europe*. Pereira, H.M., Navarro, L.M., London, U.K., pp. 67–84.
- Breitenmoser, U., Angst, C., Landry, J.-M., Breitenmoser-Würsten, C., Linnell, J.D.C., Weber, J.-M., 2005. Non-lethal techniques for reducing depredation, in: Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A. (Eds.), *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?*, Conservation Biology Series. Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A., Cambridge, U.K., pp. 49–71. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511614774.005>
- Brooks, M.E., Kristensen, K., van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Maechler, M., Bolker, B.M., 2017. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal* 9, 378–400.
- Bruskotter, J.T., Schmidt, R.H., Teel, T.L., 2007. Are attitudes toward wolves changing? A case study in Utah. *Biol. Conserv.* 139, 211–218. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.06.016>
- Bruskotter, J.T., Vucetich, J.A., Manfredo, M.J., Karns, G.R., Wolf, C., Ard, K., Carter, N.H., López-Bao, J.V., Chapron, G., Gehrt, S.D., Ripple, W.J., 2017. Modernization, Risk, and Conservation of the World’s Largest Carnivores. *BioScience* 67, 646–655. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix049>
- Bunnell, F.L., Hamilton, T., 1983. Forage digestibility and fitness in grizzly bears. *Bears: Their Biology and Management* 5, 179–185.
- Calenge, C., 2015. Home Range Estimation in R: the adehabitatHR Package 61.
- Camarra, J.-J., Sentilles, J., Vanpé, C., Quenette, P.-Y., 2018. Suivi de l’Ours brun dans les Pyrénées françaises. Rapport annuel. Année 2017.
- Caro, T., 2007. Behavior and conservation: a bridge too far? *Trends Ecol. Evol.* 22, 394–400. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.06.003>
- Carter, N.H., Linnell, J.D.C., 2016. Co-Adaptation Is Key to Coexisting with Large Carnivores. *Trends Ecol. Evol.* 31, 575–578. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.05.006>
- Carter, N.H., Shrestha, B.K., Karki, J.B., Pradhan, N.M.B., Liu, J., 2012. Coexistence between wildlife and humans at fine spatial scales. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 15360–15365. <https://doi.org/10.1073/pnas.1210490109>
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci. Adv.* 1, e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>

- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Dirzo, R., 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114, E6089–E6096. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114>
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J.D.C., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., López-Bao, J.V., Adamec, M., Álvares, F., Anders, O., Balčiauskas, L., Balys, V., Bedő, P., Bego, F., Blanco, J.C., Breitenmoser, U., Brøseth, U., 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, M., Majić, A., Männil, P., Manz, R., Marboutin, E., Marucco, F., Melovski, D., Mersini, K., Mertzanis, Y., Myslajek, R.W., Nowak, S., Odden, J., Ozolins, J., Palomero, G., Paunović, M., Persson, J., Potočnik, H., Quenette, P.-Y., Rauer, G., Reinhardt, I., Rigg, R., Ryser, A., Salvatori, V., Skrbinšek, T., Stojanov, A., Swenson, J.E., Szemethy, L., Trajçe, A., Tsingarska-Sedefcheva, E., Váňa, M., Veeroja, R., Wabakken, P., Wölfel, M., Wölfel, S., Zimmermann, F., Zlatanova, D., Boitani, L., 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346, 1517–1519.
- Chapron, G., Quenette, P.-Y., Legendre, S., Clobert, J., 2003. Which future for the French Pyrenean brown bear (*Ursus arctos*) population? An approach using stage-structured deterministic and stochastic models. *Comptes Rendus Biologies* 326, S174–S182.
- Chapron, G., Samelius, G., 2008. Where Species Go, Legal Protections Must Follow. *Science* 322, 1049–1050. <https://doi.org/10.1126/science.322.5904.1049b>
- Chruszcz, B., Clevenger, A.P., Gunson, K.E., Gibeau, M.L., 2003. Relationships among grizzly bears, highways, and habitat in the Banff-Bow Valley, Alberta, Canada. *Can. J. Zool.* 81, 1378–1391. <https://doi.org/10.1139/z03-123>
- Ciucci, P., Tosoni, E., Di Domenico, G., Quattrociochi, F., Boitani, L., 2014. Seasonal and annual variation in the food habits of Apennine brown bears, central Italy. *J. Mammal.* 95, 572–586. <https://doi.org/10.1644/13-MAMM-A-218>
- Clapham, M., Nevin, O.T., Ramsey, A.D., Rosell, F., 2012. A hypothetico-deductive approach to assessing the social function of chemical signalling in a non-territorial solitary carnivore. *PLoS ONE* 7, 1–11.
- Clark, S.G., Rutherford, M.B., Mattson, D.J., 2014. Large carnivores, people, and governance. *Large Carniv. Conserv. Integrating Sci. Policy North Am. West* 1–28.
- Clobert, J., Danchin, É., Dhondt, A.A., Nichols, J.D. (Eds.), 2001. *Dispersal*. Oxford University Press, Oxford ; New York.
- Cooley, H.S., Wielgus, R.B., Koehler, G.M., Robinson, H.S., Maletzke, B.T., 2009. Does hunting regulate cougar populations? A test of the compensatory mortality hypothesis. *Ecology* 90, 2913–2921. <https://doi.org/10.1890/08-1805.1>
- Crees, J.J., Collins, A.C., Stephenson, P.J., Meredith, H.M.R., Young, R.P., Howe, C., Price, M.R.S., Turvey, S.T., 2016. A comparative approach to assess drivers of success in mammalian conservation recovery programs. *Conserv. Biol.* 30, 694–705. <https://doi.org/10.1111/cobi.12652>
- Dahle, B., Støen, O.-G., Swenson, J.E., 2006. Factors influencing home-range size in subadult brown bears. *Journal of Mammalogy* 87, 859–865.
- Dahle, B., Swenson, J.E., 2003a. Home ranges in adult Scandinavian brown bears *Ursus arctos*: effect of population density, mass, sex, reproductive status and habitat type. *Journal of Zoology* 260, 329–335.
- Dahle, B., Swenson, J.E., 2003b. Seasonal range size in relation to reproductive strategies in brown bears *Ursus arctos*. *Journal of Animal Ecology* 72, 660–667.
- Davie, H.S., Murdoch, J.D., Lhagvazuren, A., Reading, R.P., 2014. Measuring and mapping the influence of landscape factors on livestock predation by wolves in Mongolia. *Journal of Arid Environments* 103, 85–91.
- Delibes, M., Gaona, P., Ferreras, P., 2001. Effects of an attractive sink leading into maladaptive habitat selection. *Am. Nat.* 158, 277–285.

- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K., Butchart, S., Chan, K., Garibaldi, L., Ichii, K., Liu, J., Subrmanian, S., Midgley, G., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razzaque, J., Reyers, B., Chowdhury, R., Shin, Y., Visseren-Hamakers, I., Wilis, K., Zayas, C., 2001. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- Dickman, A.J., 2010. Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human-wildlife conflict: Social factors affecting human-wildlife conflict resolution. *Anim. Conserv.* 13, 458–466. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00368.x>
- Dickson, B.G., Jenness, J.S., Beier, P., 2005. INFLUENCE OF VEGETATION, TOPOGRAPHY, AND ROADS ON COUGAR MOVEMENT IN SOUTHERN CALIFORNIA. *J. Wildl. Manag.* 69, 264–276. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2005\)069<0264:IOVTAR>2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)069<0264:IOVTAR>2.0.CO;2)
- Escobar, L.E., Awan, M.N., Qiao, H., 2015. Anthropogenic disturbance and habitat loss for the red-listed Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*): Using ecological niche modeling and nighttime light satellite imagery. *Biol. Conserv.* 191, 400–407. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.040>
- Espuno, N., Lequette, B., Poulle, M.-L., Migot, P., Lebreton, J.-D., 2004. Heterogeneous response to preventive sheep husbandry during wolf recolonization of the French Alps. *Wildl. Soc. Bull.* 32, 1195–1208. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2004\)032\[1195:HRTPSH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2004)032[1195:HRTPSH]2.0.CO;2)
- Farley, S.D., Robbins, C.T., 1994. Development of two methods to estimate body composition of bears. *Can. J. Zool.* 72, 220–226.
- Fazey, I., Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2005. What do conservation biologists publish? *Biol. Conserv.* 124, 63–73. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.013>
- Fischer, J., Abson, D.J., Butsic, V., Chappell, M.J., Ekroos, J., Hanspach, J., Kuemmerle, T., Smith, H.G., Wehrden, H. von, 2014. Land Sparing Versus Land Sharing: Moving Forward. *Conserv. Lett.* 7, 149–157. <https://doi.org/10.1111/conl.12084>
- Fischer, J., Brosi, B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Goldman, R., Goldstein, J., Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ranganathan, J., Tallis, H., 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Front. Ecol. Environ.* 6, 380–385. <https://doi.org/10.1890/070019>
- Ford, A.T., Goheen, J.R., Otieno, T.O., Bidner, L., Isbell, L.A., Palmer, T.M., Ward, D., Woodroffe, R., Pringle, R.M., 2014. Large carnivores make savanna tree communities less thorny. *Science* 5.
- Frank, L.G., Woodroffe, R., Ogada, M.O., 2005. People and predators in Laikipia district, Kenya, in: *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?*, Conservation Biology Series. Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A., Cambridge, U.K., p. 286.
- Frankham, R., Ballou, J.D., Briscoe, D.A., 2010. *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Friebe, A., Swenson, J.E., Sandegren, F., 2001. Denning chronology of female brown bears in central Sweden. *Ursus* 37–45.
- Fritz, H., Loreau, M., Chamaillé-Jammes, S., Valeix, M., Clobert, J., 2011. A food web perspective on large herbivore community limitation. *Ecography* 34, 196–202. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06537.x>
- Gervasi, V., Sand, H., Zimmermann, B., Mattisson, J., Wabakken, P., Linnell, J.D.C., 2013. Decomposing risk: Landscape structure and wolf behavior generate different predation patterns in two sympatric ungulates. *Ecol. Appl.* 23, 1722–1734. <https://doi.org/10.1890/12-1615.1>
- Getis, A., Ord, J.K., 1992. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geogr. Anal.* 24, 189–206.
- Gibeau, M.L., Clevenger, A.P., Herrero, S., Wierzchowski, J., 2002. Grizzly bear response to human development and activities in the Bow River Watershed, Alberta, Canada. *Biol. Conserv.* 103, 227–236. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00131-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00131-8)

- Gosselin, J., Zedrosser, A., Swenson, J.E., Pelletier, F., 2015. The relative importance of direct and indirect effects of hunting mortality on the population dynamics of brown bears. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 282, 20141840.
- Gouar, P.L., Robert, A., Choisy, J.-P., Henriquet, S., Lecuyer, P., Tessier, C., Sarrazin, F., 2008. Roles of Survival and Dispersal in Reintroduction Success of Griffon Vulture (*gyps Fulvus*). *Ecol. Appl.* 18, 859–872. <https://doi.org/10.1890/07-0854.1>
- Groff, C., Angeli, F., Asson, D., Bragalanti, N., Pedrotti, L., Zanghellini, P., 2019. 2018 Large Carnivores Report.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrén, T., Goulson, D., de Kroon, H., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12, e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Harihar, A., Chanchani, P., Sharma, R.K., Vattakaven, J., Gubbi, S., Pandav, B., Noon, B., 2013. Conflating “co-occurrence” with “coexistence.” *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, E109–E109. <https://doi.org/10.1073/pnas.1217001110>
- Hayward, M.W., Scanlon, R.J., Callen, A., Howell, L.G., Klop-Toker, K.L., Di Blanco, Y., Balkenhol, N., Bugir, C.K., Campbell, L., Caravaggi, A., Chalmers, A.C., Clulow, J., Clulow, S., Cross, P., Gould, J.A., Griffin, A.S., Heurich, M., Howe, B.K., Jachowski, D.S., Jhala, Y.V., Krishnamurthy, R., Kowalczyk, R., Lenga, D.J., Linnell, J.D.C., Marnewick, K.A., Moehrenschrager, A., Montgomery, R.A., Osipova, L., Peneaux, C., Rodger, J.C., Sales, L.P., Seeto, R.G.Y., Shuttleworth, C.M., Somers, M.J., Tamessar, C.T., Upton, R.M.O., Weise, F.J., 2019. Reintroducing rewilding to restoration – Rejecting the search for novelty. *Biol. Conserv.* 233, 255–259. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.011>
- Hebblewhite, M., Merrill, E.H., McDonald, T.L., 2005. Spatial decomposition of predation risk using resource selection functions: an example in a wolf-elk predator-prey system. *Oikos* 111, 101–111. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13858.x>
- Herrero, S., Smith, T., DeBruyn, T.D., Gunther, K., Matt, C.A., 2005. From the Field: Brown bear habituation to people—safety, risks, and benefits. *Wildl. Soc. Bull.* 33, 362–373.
- Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Böhm, M., Brooks, T.M., Butchart, S.H.M., Carpenter, K.E., Chanson, J., Collen, B., Cox, N.A., Darwall, W.R.T., Dulvy, N.K., Harrison, L.R., Katariya, V., Pollock, C.M., Quader, S., Richman, N.I., Rodrigues, A.S.L., Tognelli, M.F., Vié, J.-C., Aguiar, J.M., Allen, D.J., Allen, G.R., Amori, G., Ananjeva, N.B., Andreone, F., Andrew, P., Ortiz, A.L.A., Baillie, J.E.M., Baldi, R., Bell, B.D., Biju, S.D., Bird, J.P., Black-Decima, P., Blanc, J.J., Bolaños, F., Bolivar-G, W., Burfield, I.J., Burton, J.A., Capper, D.R., Castro, F., Catullo, G., Cavanagh, R.D., Channing, A., Chao, N.L., Chenery, A.M., Chiozza, F., Clausnitzer, V., Collar, N.J., Collett, L.C., Collette, B.B., Fernandez, C.F.C., Craig, M.T., Crosby, M.J., Cumberlidge, N., Cuttelod, A., Derocher, A.E., Diesmos, A.C., Donaldson, J.S., Duckworth, J.W., Dutson, G., Dutta, S.K., Emslie, R.H., Farjon, A., Fowler, S., Freyhof, J., Garshelis, D.L., Gerlach, J., Gower, D.J., Grant, T.D., Hammerson, G.A., Harris, R.B., Heaney, L.R., Hedges, S.B., Hero, J.-M., Hughes, B., Hussain, S.A., M, J.I., Inger, R.F., Ishii, N., Iskandar, D.T., Jenkins, R.K.B., Kaneko, Y., Kottelat, M., Kovacs, K.M., Kuzmin, S.L., Marca, E.L., Lamoreux, J.F., Lau, M.W.N., Lavilla, E.O., Leus, K., Lewison, R.L., Lichtenstein, G., Livingstone, S.R., Lukoschek, V., Mallon, D.P., McGowan, P.J.K., McIvor, A., Moehlman, P.D., Molur, S., Alonso, A.M., Musick, J.A., Nowell, K., Nussbaum, R.A., Olech, W., Orlov, N.L., Papenfuss, T.J., Parra-Olea, G., Perrin, W.F., Polidoro, B.A., Pourkazemi, M., Racey, P.A., Ragle, J.S., Ram, M., Rathbun, G., Reynolds, R.P., Rhodin, A.G.J., Richards, S.J., Rodríguez, L.O., Ron, S.R., Rondinini, C., Rylands, A.B., Mitcheson, Y.S. de Sanciango, J.C., Sanders, K.L., Santos-Barrera, G., Schipper, J., Self-Sullivan, C., Shi, Y., Shoemaker, A., Short, F.T., Sillero-Zubiri, C., Silvano, D.L., Smith, K.G., Smith, A.T., Snoeks, J., Stattersfield, A.J., Symes, A.J., Taber, A.B., Talukdar, B.K., Temple, H.J., Timmins, R., Tobias, J.A., Tsytulina, K., Tweddle, D., Ubeda, C., Valenti, S.V., Dijk, P.P. van, Veiga, L.M., Veloso, A., Wege, D.C., Wilkinson, M., Williamson, E.A., Xie, F., Young, B.E., Akçakaya, H.R., Bennun, L., Blackburn, T.M., Boitani, L., Dublin, H.T., Fonseca, G.A.B. da, Gascon, C., Lacher, T.E., Mace,

- G.M., Mainka, S.A., McNeely, J.A., Mittermeier, R.A., Reid, G.M., Rodriguez, J.P., Rosenberg, A.A., Samways, M.J., Smart, J., Stein, B.A., Stuart, S.N., 2010. The Impact of Conservation on the Status of the World's Vertebrates. *Science* 330, 1503–1509.
<https://doi.org/10.1126/science.1194442>
- Hopcraft, J.G.C., Sinclair, A.R.E., Packer, C., 2005. Planning for success: Serengeti lions seek prey accessibility rather than abundance: Prey accessibility in Serengeti lions. *J. Anim. Ecol.* 74, 559–566. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2005.00955.x>
- Hopkins, J.B., 2013. Use of genetics to investigate socially learned foraging behavior in free-ranging black bears. *J. Mammal.* 94, 1214–1222. <https://doi.org/10.1644/13-MAMM-A-009.1>
- IUCN, 2019. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-2. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 15 August 2019.
- IUCN, S., 2013. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Gland Switz Camb UK IUCNSSC Re-Introd Spec Group.
- Jackson, L.L., Lopoukhine, N., Hillyard, D., 1995. Ecological Restoration: A Definition and Comments. *Restor. Ecol.* 3, 71–75. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1995.tb00079.x>
- Johnson, D.H., 1980. The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference. *Ecology* 61, 65–71. <https://doi.org/10.2307/1937156>
- Kaartinen, S., Luoto, M., Kojola, I., 2009. Carnivore-livestock conflicts: determinants of wolf (*Canis lupus*) depredation on sheep farms in Finland. *Biodivers. Conserv.* 18, 3503–3517.
<https://doi.org/10.1007/s10531-009-9657-8>
- Kaczensky, P., 2009. Large Carnivore Depredation on Livestock in Europe. *Ursus* 11, 59–71.
- Keehner, J.R., Wielgus, R.B., Keehner, A.M., 2015. Effects of male targeted harvest regimes on prey switching by female mountain lions: Implications for apparent competition on declining secondary prey. *Biol. Conserv.* 192, 101–108. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.09.006>
- Lambert, J., 2019. Trump administration weakens Endangered Species Act. *Nature*.
<https://doi.org/10.1038/d41586-019-02439-1>
- Lele, S.R., Merrill, E.H., Keim, J., Boyce, M.S., 2013. Selection, use, choice and occupancy: clarifying concepts in resource selection studies. *J. Anim. Ecol.* 82, 1183–1191.
<https://doi.org/10.1111/1365-2656.12141>
- Lima, S.L., Dill, L.M., 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Can. J. Zool.* 68, 619–640. <https://doi.org/10.1139/z90-092>
- Linnell, J.D., Nilsen, E.B., Lande, U.S., Herfindal, I., Odden, J., Skogen, K., Andersen, R., Breitenmoser, U., 2005. Zoning as a means of mitigating conflicts with large carnivores: principles and reality, in: *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?*, Conservation Biology Series. Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A., Cambridge, U.K., pp. 162–175.
- Linnell, J.D., Swenson, J.E., Andersen, R., Barnes, B., 2000. How vulnerable are denning bears to disturbance? *Wildl. Soc. Bull.* 400–413.
- Linnell, J.D., Swenson, J.E., Anderson, R., 2001. Predators and people: conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable, in: *Animal Conservation Forum*. Cambridge University Press, pp. 345–349.
- Linnell, J.D.C., Rondeau, D., Reed, D.H., Williams, R., Altwegg, R., Raxworthy, C.J., Austin, J.D., Hanley, N., Fritz, H., Evans, D.M., 2010. Confronting the costs and conflicts associated with biodiversity. *Anim. Conserv.* 13, 429–431.
- Loveridge, A.J., Valeix, M., Chapron, G., Davidson, Z., Mtare, G., Macdonald, D.W., 2016. Conservation of large predator populations: Demographic and spatial responses of African lions to the intensity of trophy hunting. *Biol. Conserv.* 204, 247–254.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.024>
- Lunn, N.J., Stirling, I., Andriashek, D., Richardson, E., 2004. Selection of maternity dens by female polar bears in western Hudson Bay, Canada and the effects of human disturbance. *Polar Biol.* 27, 350–356.
- Mace, G.M., 2014. Whose conservation? *Science* 345, 1558–1560.
<https://doi.org/10.1126/science.1254704>

- Madden, F., 2004. Creating Coexistence between Humans and Wildlife: Global Perspectives on Local Efforts to Address Human–Wildlife Conflict. *Hum. Dimens. Wildl.* 9, 247–257. <https://doi.org/10.1080/10871200490505675>
- Maiorano, L., Boitani, L., Chiaverini, L., Ciucci, P., 2017. Uncertainties in the identification of potential dispersal corridors: The importance of behaviour, sex, and algorithm. *Basic Appl. Ecol.* 21, 66–75. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.02.005>
- Manchi, S., Swenson, J.E., 2005. Denning behaviour of Scandinavian brown bears *Ursus arctos*. *Wildl. Biol.* 11, 123–133.
- Marchini, S., Macdonald, D.W., 2018. Mind over matter: Perceptions behind the impact of jaguars on human livelihoods. *Biol. Conserv.* 224, 230–237. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.001>
- Marchini, S., Macdonald, D.W., 2012. Predicting ranchers’ intention to kill jaguars: Case studies in Amazonia and Pantanal. *Biol. Conserv.* 147, 213–221. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.002>
- Maris, V., 2018. La part sauvage du monde—Penser la nature dans l’Anthropocène. *Le Seuil*.
- Marris, E., 2014. Predators are supposed to exert strong control over ecosystems, but nature doesn’t always play by the rules. 3.
- Martin, J., Calenge, C., Quenette, P.-Y., Allainé, D., 2008. Importance of movement constraints in habitat selection studies. *Ecol. Model.* 213, 257–262. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.12.002>
- Martin, J., Revilla, E., Quenette, P.-Y., Naves, J., Allainé, D., Swenson, J.E., 2012. Brown bear habitat suitability in the Pyrenees: transferability across sites and linking scales to make the most of scarce data: Pyrenean brown bear habitat suitability. *J. Appl. Ecol.* no-no. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02139.x>
- Martin, J., van Moorter, B., Revilla, E., Blanchard, P., Dray, S., Quenette, P.-Y., Allainé, D., Swenson, J.E., 2013. Reciprocal modulation of internal and external factors determines individual movements. *J. Anim. Ecol.* 82, 290–300. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2012.02038.x>
- Maxwell, S.L., Fuller, R.A., Brooks, T.M., Watson, J.E.M., 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature* 536, 143–145. <https://doi.org/10.1038/536143a>
- Mazur, R.L., 2010. Does Aversive Conditioning Reduce Human–Black Bear Conflict? *J. Wildl. Manag.* 74, 48–54. <https://doi.org/10.2193/2008-163>
- McLellan, B.N., Proctor, M.F., Huber, D., Michel, S., 2016. *Ursus arctos*. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T41688A121229971.en>
- McManus, J.S., Dickman, A.J., Gaynor, D., Smuts, B.H., Macdonald, D.W., 2015. Dead or alive? Comparing costs and benefits of lethal and non-lethal human–wildlife conflict mitigation on livestock farms. *Oryx* 49, 687–695. <https://doi.org/10.1017/S0030605313001610>
- Meena, V., Macdonald, D.W., Montgomery, R.A., 2014. Managing success: Asiatic lion conservation, interface problems and peoples’ perceptions in the Gir Protected Area. *Biol. Conserv.* 174, 120–126. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.03.025>
- Miller, J.R.B., 2015. Mapping attack hotspots to mitigate human–carnivore conflict: approaches and applications of spatial predation risk modeling. *Biodivers. Conserv.* 24, 2887–2911. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0993-6>
- Miller, J.R.B., Jhala, Y.V., Jena, J., 2016. Livestock losses and hotspots of attack from tigers and leopards in Kanha Tiger Reserve, Central India. *Reg. Environ. Change* 16, 17–29. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0871-5>
- Miller, J.R.B., Jhala, Y.V., Jena, J., Schmitz, O.J., 2015. Landscape-scale accessibility of livestock to tigers: implications of spatial grain for modeling predation risk to mitigate human-carnivore conflict. *Ecol. Evol.* 5, 1354–1367. <https://doi.org/10.1002/ece3.1440>
- Moe, T.F., Kindberg, J., Jansson, I., Swenson, J.E., 2007. Importance of diel behaviour when studying habitat selection: examples from female Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*). *Can. J. Zool.* 85, 518–525. <https://doi.org/10.1139/Z07-034>

- Monnet, A.-C., Hingrat, Y., Jiguet, F., 2015. The realized niche of captive-hatched Houbara Bustards translocated in Morocco meets expectations from the wild. *Biol. Conserv.* 186, 241–250. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.03.013>
- Montgomery, R.A., Moll, R.J., Say-Sallaz, E., Valeix, M., Prugh, L.R., 2019. A tendency to simplify complex systems. *Biol. Conserv.* 233, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.02.001>
- Nathan, R., Getz, W.M., Revilla, E., Holyoak, M., Kadmon, R., Saltz, D., Smouse, P.E., 2008. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 105, 19052–19059. <https://doi.org/10.1073/pnas.0800375105>
- Naughton-Treves, L., Treves, A., 2005. Socio-ecological factors shaping local support for wildlife: crop-raiding by elephants and other wildlife in Africa, in: *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?*, Conservation Biology Series. Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A., Cambridge, U.K., p. 252.
- Newsome, T.M., Dellinger, J.A., Pavey, C.R., Ripple, W.J., Shores, C.R., Wirsing, A.J., Dickman, C.R., 2015. The ecological effects of providing resource subsidies to predators: Resource subsidies and predators. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24, 1–11. <https://doi.org/10.1111/geb.12236>
- Newsome, T.M., Ripple, W.J., 2015. Carnivore coexistence: Trophic cascades. *Science* 347, 383–383. <https://doi.org/10.1126/science.347.6220.383-a>
- Northrup, J.M., Pitt, J., Muhly, T.B., Stenhouse, G.B., Musiani, M., Boyce, M.S., 2012. Vehicle traffic shapes grizzly bear behaviour on a multiple-use landscape. *J. Appl. Ecol.* 49, 1159–1167. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02180.x>
- Noyce, K.V., Garshelis, D.L., 2014. Follow the leader: social cues help guide landscape-level movements of American black bears (*Ursus americanus*). *Can. J. Zool.* 92, 1005–1017. <https://doi.org/10.1139/cjz-2014-0029>
- Nyhus, P.J., 2016. Human–Wildlife Conflict and Coexistence. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 41, 143–171. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085634>
- Nyhus, P.J., Osofsky, S.A., Ferraro, P., Madden, F., Fischer, H., 2005. Bearing the costs of human-wildlife conflict: the challenges of compensation schemes., in: *People and Wildlife. Conflict or Coexistence?*, Conservation Biology Series. Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A., Cambridge, U.K., pp. 107–121.
- Ordiz, A., Kindberg, J., Sæbø, S., Swenson, J.E., Støen, O.-G., 2014. Brown bear circadian behavior reveals human environmental encroachment. *Biol. Conserv.* 173, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.03.006>
- Ordiz, A., Sæbø, S., Kindberg, J., Swenson, J.E., Støen, O.-G., 2017. Seasonality and human disturbance alter brown bear activity patterns: implications for circumpolar carnivore conservation? *Anim. Conserv.* 20, 51–60. <https://doi.org/10.1111/acv.12284>
- Ordiz, A., Sæbø, S., Kindberg, J., Swenson, J.E., Støen, O.-G., 2016. Seasonality and human disturbance alter brown bear activity patterns: implications for circumpolar conservation? *Animal Conservation internet.*
- Ordiz, A., Støen, O.-G., Delibes, M., Swenson, J.E., 2011. Predators or prey? Spatio-temporal discrimination of human-derived risk by brown bears. *Oecologia* 166, 59–67. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1920-5>
- Ordiz, A., Støen, O.-G., Swenson, J.E., Kojola, I., Bischof, R., 2008. Distance-dependant effect of the nearest neighbor: spatiotemporal patterns in brown bear reproduction. 89, 3327–3335.
- Patthey, P., Wirthner, S., Signorell, N., Arlettaz, R., 2008. Impact of outdoor winter sports on the abundance of a key indicator species of alpine ecosystems. *J. Appl. Ecol.* 45, 1704–1711. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01547.x>
- Pedersen, P.B.M., Ejrnæs, R., Sandel, B., Svenning, J.-C., 2019. Trophic Rewilding Advancement in Anthropogenically Impacted Landscapes (TRAIL): A framework to link conventional conservation management and rewilding. *Ambio* 1–14.
- Pereira, H.M. (Ed.), 2015. *Rewilding european landscapes.* Springer Open, Cham Heidelberg New York.

- Perino, A., Pereira, H.M., Navarro, L.M., Fernández, N., Bullock, J.M., Ceaşu, S., Cortés-Avizanda, A., van Klink, R., Kuemmerle, T., Lomba, A., 2019. Rewilding complex ecosystems. *Science* 364, eaav5570.
- Peters, W., Hebblewhite, M., Cavedon, M., Pedrotti, L., Mustoni, A., Zibordi, F., Groff, C., Zanin, M., Cagnacci, F., 2015. Resource selection and connectivity reveal conservation challenges for reintroduced brown bears in the Italian Alps. *Biol. Conserv.* 186, 123–133. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.02.034>
- Peterson, M.N., Birckhead, J.L., Leong, K., Peterson, M.J., Peterson, T.R., 2010. Rearticulating the myth of human-wildlife conflict. *Conserv. Lett.* 3, 74–82. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00099.x>
- Peterson, R.O., Vucetich, J.A., Bump, J.M., Smith, D.W., 2014. Trophic Cascades in a Multicausal World: Isle Royale and Yellowstone. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 45, 325–345. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091634>
- Pettorelli, N., Durant, S.M., du Toit, J.T. (Eds.), 2019. *Rewilding*, 1 edition. ed. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom ; New York, NY.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., Green, R.E., 2011. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* 333, 1289–1291. <https://doi.org/10.1126/science.1208742>
- Piédallu, B., Quenette, P.-Y., Bombillon, N., Gastineau, A., Miquel, C., Gimenez, O., 2017. Determinants and patterns of habitat use by the brown bear *Ursus arctos* in the French Pyrenees revealed by occupancy modelling. *Oryx* 1–10. <https://doi.org/10.1017/S0030605317000321>
- Piédallu, B., Quenette, P.-Y., Mounet, C., Lescureux, N., Borelli-Massines, M., Dubarry, E., Camarra, J.-J., Gimenez, O., 2016. Spatial variation in public attitudes towards brown bears in the French Pyrenees. *Biol. Conserv.* 197, 90–97. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.027>
- Pimenta, V., Barroso, I., Boitani, L., Beja, P., 2018. Risks a la carte: Modelling the occurrence and intensity of wolf predation on multiple livestock species. *Biol. Conserv.* 228, 331–342. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.11.008>
- Pollock, L.J., Thuiller, W., Jetz, W., 2017. Large conservation gains possible for global biodiversity facets. *Nature* 546, 141–144. <https://doi.org/10.1038/nature22368>
- Proctor, M.F., McLellan, B.N., Strobeck, C., Barclay, R.M.R., 2005. Genetic analysis reveals demographic fragmentation of grizzly bears yielding vulnerably small populations. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 272, 2409–2416. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3246>
- Redpath, S.M., Young, J., Evely, A., Adams, W.M., Sutherland, W.J., Whitehouse, A., Amar, A., Lambert, R.A., Linnell, J.D.C., Watt, A., Gutiérrez, R.J., 2013. Understanding and managing conservation conflicts. *Trends Ecol. Evol.* 28, 100–109. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.08.021>
- Rigg, R., 2001. Livestock guarding dogs: their current use world wide.
- Ripple, W.J., Beschta, R.L., 2012. Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. *Biol. Conserv.* 145, 205–213. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.005>
- 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., Wirsing, A.J., 2014. Status and ecological effects of the world’s largest carnivores. *Science* 343, 151–162.
- Ripple, W.J., Larsen, E.J., Renkin, R.A., Smith, D.W., 2001. Trophic cascades among wolves, elk and aspen on Yellowstone National Park’s northern range. *Biol. Conserv.* 102, 227–234. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00107-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00107-0)
- Ripple, W.J., Newsome, T.M., Wolf, C., Dirzo, R., Everatt, K.T., Galetti, M., Hayward, M.W., Kerley, G.I.H., Levi, T., Lindsey, P.A., Macdonald, D.W., Malhi, Y., Painter, L.E., Sandom, C.J., Terborgh, J., Van Valkenburgh, B., 2015. Collapse of the world’s largest herbivores. *Sci. Adv.* 1, e1400103. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400103>

- Robert, A., Colas, B., Guigon, I., Kerbiriou, C., Mihoub, J.-B., Saint-Jalme, M., Sarrazin, F., 2015. Defining reintroduction success using IUCN criteria for threatened species: a demographic assessment. *Anim. Conserv.* 18, 397–406. <https://doi.org/10.1111/acv.12188>
- Robert, A., Fontaine, C., Veron, S., Monnet, A.-C., Legrand, M., Clavel, J., Chantepie, S., Couvet, D., Ducarme, F., Fontaine, B., Jiguet, F., le Viol, I., Rolland, J., Sarrazin, F., Teplitsky, C., Mouchet, M., 2017. Fixism and conservation science: Fixism and Conservation. *Conserv. Biol.* 31, 781–788. <https://doi.org/10.1111/cobi.12876>
- Rode, K.D., Farley, S.D., Robbins, C.T., 2006. Sexual dimorphism, reproductive strategy, and human activities determine resource use by brown bears. *Ecology* 87, 2636–2646.
- Rode, K.D., Robbins, C.T., 2000. Why bears consume mixed diets during fruit abundance. *Can. J. Zool.* 78, 1640–1645.
- Rogers, L.L., Harger, E.M., Verme, L.J., Ozoga, J.J. (Michigan D. of N.R., Kuehn, D.W. (Wildlife R.I., Erickson, A.W. (Minnesota U., 1976. Characteristics and management of black bears that feed in garbage dumps, campgrounds or residential areas [of Michigan and Minnesota], in: IUCN Publications New Series (IUCN). Presented at the 3. International Conference on Bear Research and Management, Binghamton, N.Y. (USA); Moscow (USSR), Jun 1974, IUCN.
- Sarrazin, F., Barbault, R., 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Trends Ecol. Evol.* 11, 474–478. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)20092-8](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)20092-8)
- Sarrazin, F., Lecomte, J., 2016. Evolution in the Anthropocene. *Science* 351, 922–923. <https://doi.org/10.1126/science.aad6756>
- Schakner, Z.A., Lunsford, C., Straley, J., Eguchi, T., Mesnick, S.L., 2014. Using Models of Social Transmission to Examine the Spread of Longline Depredation Behavior among Sperm Whales in the Gulf of Alaska. *PLoS ONE* 9, e109079. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109079>
- Schwartz, C.C., Haroldson, M.A., White, G.C., Harris, R.B., Cherry, S., Keating, K.A., Moody, D., Servheen, C., 2006. Temporal, spatial, and environmental influences on the demographics of grizzly bears in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Wildl. Monogr.* 161, 1–8.
- Seddon, P.J., Griffiths, C.J., Soorae, P.S., Armstrong, D.P., 2014. Reversing defaunation: Restoring species in a changing world. *Science* 345, 406–412. <https://doi.org/10.1126/science.1251818>
- Seddon, P.J., Soorae, P.S., Launay, F., 2005. Taxonomic bias in reintroduction projects. *Anim. Conserv.* 8, 51–58. <https://doi.org/10.1017/S1367943004001799>
- Sgrò, C.M., Lowe, A.J., Hoffmann, A.A., 2011. Building evolutionary resilience for conserving biodiversity under climate change: Conserving biodiversity under climate change. *Evol. Appl.* 4, 326–337. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2010.00157.x>
- Shivik, J.A., Treves, A., Callahan, P., 2003. Nonlethal Techniques for Managing Predation: Primary and Secondary Repellents. *Conserv. Biol.* 17, 1531–1537. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00062.x>
- Sillero-Zubiri, C., Laurenson, M.K., 2001. Interactions between carnivores and local communities: Conflict or co-existence 32.
- Smith, M.E., Linnell, J.D.C., Odden, J., Swenson, J.E., 2000. Review of Methods to Reduce Livestock Depredation II. Aversive conditioning, deterrents and repellents. *Acta Agric. Scand. Sect. - Anim. Sci.* 50, 304–315. <https://doi.org/10.1080/090647000750069502>
- Soulé, M., Noss, R., 1998. Rewilding and biodiversity: complementary goals for continental conservation. *Wild Earth* 8, 18–28.
- Stahl, P., Vandel, J.M., 2001. Factors influencing Lynx depredation on sheep in France: problem individuals and habitat. *Carnivore Damage Prevention News* 4, 6–8.
- Stahl, P., Vandel, J.M., Herrenschmidt, V., Migot, P., 2001a. Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long-term and spatial variability. *Journal of Applied Ecology* 38, 674–687.
- Stahl, P., Vandel, J.M., Herrenschmidt, V., Migot, P., 2001b. The effect of removing lynx in reducing attacks on sheep in the French Jura Mountains. *Biol. Conserv.* 101, 15–22.
- Stahl, P., Vandel, J.M., Ruetten, S., Coat, L., Coat, Y., Balestra, L., 2002. Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura. *Journal of Applied Ecology* 39, 204–216.

- Steyaert, S.M.J.G., Endrestøl, A., Hackländer, K., Swenson, J.E., Zedrosser, A., 2012. The mating system of the brown bear *Ursus arctos*. *Mammal Review* 42, 12–34.
- Støen, O.-G., Bellemain, E., Sæbø, S., Swenson, J.E., 2005. Kin-related spatial structure in brown bears *Ursus arctos*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 59, 191–197.
- Støen, O.-G., Ordiz, A., Sahlén, V., Arnemo, J.M., Sæbø, S., Mattsing, G., Kristofferson, M., Brunberg, S., Kindberg, J., Swenson, J.E., 2018. Brown bear (*Ursus arctos*) attacks resulting in human casualties in Scandinavia 1977–2016; management implications and recommendations. *PLOS ONE* 13, e0196876. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196876>
- Støen, O.-G., Zedrosser, A., Sæbø, S., Swenson, J.E., 2006. Inversely density-dependent natal dispersal in brown bears *Ursus arctos*. *Oecologia* 148, 356–364.
- Svenning, J.-C., Pedersen, P.B., Donlan, C.J., Eyring, R., Faurby, S., Galetti, M., Hansen, D.M., Sandel, B., Sandom, C.J., Terborgh, J.W., 2016. Science for a wilder Anthropocene: Synthesis and future directions for trophic rewilding research. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113, 898–906.
- Swenson, J.E., Andrén, H., 2005. A tale of two countries: large carnivore depredation and compensation schemes in Sweden and Norway., in: *People and Wildlife. Conflict or Coexistence?*, Conservation Biology Series. Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A., Cambridge, U.K., pp. 323–339.
- Swenson, J.E., Gerstl, N., Dahle, B., Zedrosser, A., 2000. Action plan for the conservation of the brown bear (*Ursus arctos*) in Europe., Council of Europe Publishing, Nature and Environment 114. Strasbourg, France.
- Swenson, J.E., Sandegren, F., Söderberg, A., Bjärvall, A., Franzén, R., Wabakken, P., 1997. Infanticide caused by hunting of male bears. *Nature* 386, 450–451.
- Swenson, J.E., Sandegren, F., Söderberg, A., Heim, M., Sørensen, O.J., Bjärvall, A., Franzén, R., Wikan, S., Wabakken, P., 1999. Interactions between brown bears and humans in Scandinavia. *Biosphere Conserv.* 2, 1–9.
- Swenson, J.E., Taberlet, P., Bellemain, E., 2011. Genetics and conservation of European brown bears *Ursus arctos*. *Mammal Rev.* 41, 87–98.
- Taberlet, P., Bouvet, J., 1994. Mitochondrial DNA polymorphism, phylogeography, and conservation genetics of the brown bear *Ursus arctos* in Europe. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 255, 195–200.
- Thévenin, C., Mouchet, M., Robert, A., Kerbiriou, C., Sarrazin, F., 2018. Reintroductions of birds and mammals involve evolutionarily distinct species at the regional scale. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115, 3404–3409. <https://doi.org/10.1073/pnas.1714599115>
- Thirgood, S., Woodroffe, R., Rabinowitz, A., 2005. The impact of human-wildlife conflict on human lives and livelihoods, in: *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?*, Conservation Biology Series. Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A., Cambridge, U.K., pp. 13–26.
- Torres, A., Jaeger, J.A.G., Alonso, J.C., 2016. Assessing large-scale wildlife responses to human infrastructure development. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113, 8472–8477. <https://doi.org/10.1073/pnas.1522488113>
- Trainor, A.M., Schmitz, O.J., 2014. Infusing considerations of trophic dependencies into species distribution modelling. *Ecol. Lett.* 17, 1507–1517. <https://doi.org/10.1111/ele.12372>
- Treves, A., Bruskotter, J., 2014. Tolerance for Predatory Wildlife. *Science* 344, 476–477. <https://doi.org/10.1126/science.1252690>
- Treves, A., Jurewicz, R.R., Naughton-Treves, L., Rose, R.A., Willging, R.C., Wydeven, A.P., 2002. Wolf Depredation on Domestic Animals in Wisconsin, 1976-2000 12.
- Treves, A., Karanth, K.U., 2003. Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conserv. Biol.* 17, 1491–1499. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00059.x>
- Treves, A., Krofel, M., McManus, J., 2016. Predator control should not be a shot in the dark. *Front. Ecol. Environ.* 14, 380–388. <https://doi.org/10.1002/fee.1312>

- Treves, A., Martin, K.A., Wydeven, A.P., Wiedenhoef, J.E., 2011. Forecasting Environmental Hazards and the Application of Risk Maps to Predator Attacks on Livestock. *BioScience* 61, 451–458. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.6.7>
- Treves, A., Naughton-Treves, L., 2005. Evaluating lethal control in the management of human–wildlife conflict, in: Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A. (Eds.), *People and Wildlife, Conservation Biology Series*. Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A., Cambridge, U.K., pp. 86–106. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511614774.007>
- Treves, A., Naughton-Treves, L., Harper, E.K., Mladenoff, D.J., Rose, R.A., Sickley, T.A., Wydeven, A.P., 2004. Predicting Human-Carnivore conflict: a spatial model derived from 25 years of data on wolf predation on livestock. *Conservation Biology* 18, 114–125.
- Tucker, M.A., Böhning-Gaese, K., Fagan, W.F., Fryxell, J.M., Van Moorter, B., Alberts, S.C., Ali, A.H., Allen, A.M., Attias, N., Avgar, T., Bartlam-Brooks, H., Bayarbaatar, B., Belant, J.L., Bertassoni, A., Beyer, D., Bidner, L., van Beest, F.M., Blake, S., Blaum, N., Bracis, C., Brown, D., de Bruyn, P.J.N., Cagnacci, F., Calabrese, J.M., Camilo-Alves, C., Chamaillé-Jammes, S., Chiaradia, A., Davidson, S.C., Dennis, T., DeStefano, S., Diefenbach, D., Douglas-Hamilton, I., Fennessy, J., Fichtel, C., Fiedler, W., Fischer, C., Fischhoff, I., Fleming, C.H., Ford, A.T., Fritz, S.A., Gehr, B., Goheen, J.R., Gurarie, E., Hebblewhite, M., Heurich, M., Hewison, A.J.M., Hof, C., Hurme, E., Isbell, L.A., Janssen, R., Jeltsch, F., Kaczensky, P., Kane, A., Kappeler, P.M., Kauffman, M., Kays, R., Kimuyu, D., Koch, F., Kranstauber, B., LaPoint, S., Leimgruber, P., Linnell, J.D.C., López-López, P., Markham, A.C., Mattisson, J., Medici, E.P., Mellone, U., Merrill, E., de Miranda Mourão, G., Morato, R.G., Morellet, N., Morrison, T.A., Díaz-Muñoz, S.L., Mysterud, A., Nandintsetseg, D., Nathan, R., Niamir, A., Odden, J., O’Hara, R.B., Oliveira-Santos, L.G.R., Olson, K.A., Patterson, B.D., Cunha de Paula, R., Pedrotti, L., Reineking, B., Rimmler, M., Rogers, T.L., Rolandsen, C.M., Rosenberry, C.S., Rubenstein, D.I., Safi, K., Saïd, S., Sapir, N., Sawyer, H., Schmidt, N.M., Selva, N., Sergiel, A., Shiilegdamba, E., Silva, J.P., Singh, N., Solberg, E.J., Spiegel, O., Strand, O., Sundaresan, S., Ullmann, W., Voigt, U., Wall, J., Wattles, D., Wikelski, M., Wilmers, C.C., Wilson, J.W., Wittemyer, G., Zięba, F., Zwijacz-Kozica, T., Mueller, T., 2018. Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science* 359, 466–469. <https://doi.org/10.1126/science.aam9712>
- van Bommel, L., Johnson, C.N., 2012. Good dog! Using livestock guardian dogs to protect livestock from predators in Australia’s extensive grazing systems. *Wildl. Res.* 39, 220. <https://doi.org/10.1071/WR11135>
- van Eeden, L.M., Eklund, A., Miller, J.R.B., López-Bao, J.V., Chapron, G., Cejtin, M.R., Crowther, M.S., Dickman, C.R., Frank, J., Krofel, M., Macdonald, D.W., McManus, J., Meyer, T.K., Middleton, A.D., Newsome, T.M., Ripple, W.J., Ritchie, E.G., Schmitz, O.J., Stoner, K.J., Tourani, M., Treves, A., 2018. Carnivore conservation needs evidence-based livestock protection. *PLOS Biol.* 16, e2005577. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2005577>
- Van Manen, F.T., Mccollister, M.F., Nicholson, J.M., Thompson, L.M., Kindall, J.L., Jones, M.D., 2012. Short-term impacts of a 4-lane highway on American black bears in eastern North Carolina. *Wildl. Monogr.* 181, 1–35.
- Venter, O., Fuller, R.A., Segan, D.B., Carwardine, J., Brooks, T., Butchart, S.H.M., Di Marco, M., Iwamura, T., Joseph, L., O’Grady, D., Possingham, H.P., Rondinini, C., Smith, R.J., Venter, M., Watson, J.E.M., 2014. Targeting Global Protected Area Expansion for Imperiled Biodiversity. *PLoS Biol.* 12, e1001891. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001891>
- Visconti, P., Butchart, S.H.M., Brooks, T.M., Langhammer, P.F., Marnewick, D., Vergara, S., Yanosky, A., Watson, J.E.M., 2019. Protected area targets post-2020. *Science* 364, 239–241. <https://doi.org/10.1126/science.aav6886>
- Vucetich, J.A., Bruskotter, J.T., Nelson, M.P., 2015. Evaluating whether nature’s intrinsic value is an axiom of or anathema to conservation. *Conserv. Biol.* 29, 321–332. <https://doi.org/10.1111/cobi.12464>
- Wegmann, M., Leutner, B., Dech, S., 2016. Remote sensing and GIS for ecologists: using open source software. Pelagic Publishing Ltd.

- Welch, C.A., Keay, J., Kendall, K.C., Robbins, C.T., 1997. Constraints on frugivory by bears. *Ecology* 78, 1105–1119.
- Wielgus, R.B., Bunnell, F.L., 1994. Sexual segregation and female grizzly bear avoidance of males. *The Journal of Wildlife Management* 58, 405–413.
- Wielgus, R.B., Peebles, K.A., 2014. Effects of wolf mortality on livestock depredations. *PLoS One* 9, e113505.
- Wilson, S.M., Madel, M.J., Mattson, D.J., Graham, J.M., Burchfield, J.A., Belsky, J.M., 2005. Natural landscape features, human-related attractants, and conflict hotspots: a spatial analysis of human–grizzly bear conflicts. *Ursus* 16, 117–129.
- Wolf, M., Weissing, F.J., 2012. Animal personalities: consequences for ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.* 27, 452–461. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.05.001>
- Woodroffe, R., Ginsberg, J.R., 1998. Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas. *Science* 280, 2126–2128. <https://doi.org/10.1126/science.280.5372.2126>
- Woodroffe, R., Lindsey, P., Romañach, S., Stein, A., ole Ranah, S.M.K., 2005a. Livestock predation by endangered African wild dogs (*Lycaon pictus*) in northern Kenya. *Biol. Conserv.* 124, 225–234. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.028>
- Woodroffe, R., Lindsey, P.A., Romañach, S.S., Ranah, S.M.K. ole, 2007. African Wild Dogs (*Lycaon pictus*) Can Subsist on Small Prey: Implications for Conservation. *J. Mammal.* 88, 181–193. <https://doi.org/10.1644/05-MAMM-A-405R1.1>
- Woodroffe, R., Redpath, S.M., 2015. When the hunter becomes the hunted. *Science* 348, 1312–1314. <https://doi.org/10.1126/science.aaa8465>
- Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A., 2005b. *People and Wildlife, Conflict Or Co-existence?* Cambridge University Press.
- Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A., 2005c. The impact of human-wildlife conflict on natural systems, in: *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?*, Conservation Biology Series. Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A., Cambridge, UK, pp. 1–12.
- Young, J.K., Ma, Z., Laudati, A., Berger, J., 2015. Human–Carnivore Interactions: Lessons Learned from Communities in the American West. *Hum. Dimens. Wildl.* 20, 349–366. <https://doi.org/10.1080/10871209.2015.1016388>
- Zedrosser, A., Støen, O.-G., Sæbø, S., Swenson, J.E., 2007. Should I stay or should I go? Natal dispersal in the brown bear. *Animal Behaviour* 74, 369–376.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., 2016. A protocol for conducting and presenting results of regression-type analyses. *Methods Ecol. Evol.* 7, 636–645. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12577>
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*, Statistics for Biology and Health. Springer New York, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>

Annexe 1 : Arrêté chasse en zone à ours.



PRÉFET DES HAUTES-PYRÉNÉES

Direction départementale
des territoires

Service environnement,
ressources en eau et forêt

N° d'ordre : 65_2019_06_04_001

**ARRÊTÉ PRÉFECTORAL
PRESCRIVANT DES MESURES DE PROTECTION
DE L'OURS BRUN LORS DE LA PRATIQUE
DE LA CHASSE
POUR LA CAMPAGNE 2019/2020
DANS LE DÉPARTEMENT DES HAUTES-PYRÉNÉES**

Le Préfet des Hautes-Pyrénées,

VU l'arrêté fixant les dates d'ouverture et de clôture de la chasse à tir pour la campagne 2019/2020 dans le département des Hautes-Pyrénées ;

VU l'avis de la fédération départementale des chasseurs des Hautes-Pyrénées en date du 15 avril 2019 ;

VU le plan d'actions ours brun 2018-2028 ;

VU l'avis de la commission départementale de la chasse et de la faune sauvage dans sa séance du 19 avril 2019 ;

Considérant que la présence d'un ours dans le périmètre d'une chasse représente des risques pour l'homme, les chiens et l'ours ;

Considérant que le plan ours brun sus-visé mène à une évolution de la population d'ours à la hausse dans le massif pyrénéen qui engendrera automatiquement une augmentation du risque de rencontres avec l'homme ;

Considérant la nécessité de conserver un équilibre agro-sylvo-cynégétique afin de permettre l'agriculture et la sylviculture en zone de montagne, équilibre que l'exercice de la chasse contribue largement à atteindre ;

Considérant que la présence occasionnelle ou régulière est établie pour la période 2014-2018 par l'équipe ours de l'office national de la chasse et de la faune sauvage et peut concerner la quasi-totalité de la zone de montagne du département et qu'en conséquence une rencontre fortuite peut intervenir en tout point de la zone de montagne ;

Considérant que l'information des chasseurs est nécessaire afin de leur permettre de compléter ou d'acquérir les connaissances quant à la posture à adopter en cas de rencontre avec un ours, lors de la pratique de la chasse, comme lors de toutes autres activités de pleine nature ;

Considérant que la pratique de la chasse avec ou sans chien est compatible avec la présence de l'ours dans le massif ;

Considérant que les chasseurs ont une bonne connaissance du terrain et peuvent donc avoir un rôle déterminant quant à la récolte de données relatives aux indices de présence d'ours ;

Sur proposition de Monsieur le Directeur départemental des territoires des Hautes-Pyrénées ;

ARRÊTE

Article 1 : l'arrêté préfectoral fixant les dates d'ouverture et de clôture de la chasse à tir pour la campagne 2019/2020 dans le département des Hautes-Pyrénées est complété par les dispositions suivantes :

1°/ information générale

Avant chaque campagne cynégétique, les services de l'office national de la chasse et de la faune sauvage adressent à la fédération départementale des chasseurs, les éléments nécessaires à la bonne information des chasseurs afin de permettre à tous les chasseurs de compléter ou d'acquérir les connaissances quant à la posture à adopter en cas de rencontre avec un ours, ou d'indices de présence lors de la pratique de la chasse. Cette bonne information sera, parallèlement, diffusée par les services de l'État à tous les utilisateurs de la montagne.

Avant chaque campagne cynégétique, et sur l'initiative de la fédération départementale des chasseurs, une information sur le comportement à tenir en cas de rencontre fortuite avec un ours lors de la pratique de la chasse est diffusée aux adhérents via la lettre semestrielle d'information de la fédération. Par ailleurs, une réunion est organisée pour les présidents et les responsables des sociétés de chasse ou des associations communales de chasse agréées (ACCA) dont les territoires sont situés dans une zone de présence régulière et occasionnelle de l'ours, selon la cartographie quinquennale réalisée par les services de l'office national de la chasse et de la faune sauvage (cf. annexe 1), lors de la réunion fédérale annuelle de la zone de montagne.

En début de saison de chasse, les chefs de battues répercutent aux chasseurs les consignes particulières dans l'hypothèse d'une rencontre avec un ours. Ils arrêtent notamment un code de sonnerie permettant de prévenir de façon rapide les participants à la battue. Par ailleurs, ils prévoient de pouvoir joindre par téléphone ou autre moyen de communication, les chefs de lignes ou de secteurs afin que chaque participant puisse avoir l'information en cours de chasse.

En début de saison de chasse, les présidents des sociétés de chasse ou associations communales de chasse agréées (ACCA) rappellent, lors de la délivrance des cartes, aux chasseurs qui pratiquent la chasse individuelle, les consignes particulières dans l'hypothèse d'une rencontre avec un ours comme indiqué sur la lettre semestrielle d'information de la fédération.

Une évaluation de l'efficacité du dispositif mis en place sera réalisée à l'issue de la campagne 2019/2020 par la fédération départementale des chasseurs sur la base notamment d'un bilan des mesures prises, et présentée en commission départementale de la chasse et de la faune sauvage. À cet effet, les sociétés de chasse indiquent à la fédération les éventuelles rencontres avec un ours et les mesures prises avant la clôture de la saison de chasse.

2°/ partage de l'information sur la localisation des ours

En cas de détection de la présence d'un ours par un chasseur, y compris révélée par des indices ou des traces fraîches, celui-ci doit immédiatement le signaler au président de la société de chasse locale ou de l'association communale de chasse agréée et au service départemental de l'office national de la chasse et de la faune sauvage au 05.62.94.55.10 ou l'équipe ours au 05.62.00.81.08.

Durant toute la période d'ouverture de la chasse, les services de l'État mettent à disposition, des présidents concernés et de la fédération départementale des chasseurs les informations, dès qu'ils les ont, relatives à toute présence ou tous indices de présence connus et validés par eux. Les informations pour le grand public sont consultables sur le site de la direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement sur le site :

<http://www.occitanie.developpement-durable.gouv.fr/fiche-evenement-ours-r8444.html>

3°/ prise de mesures de prévention des accidents

Sur la base de ces informations validées, ou de tout autre indice manifeste validé, en cas de présence d'ours, le président de la société, ou par délégation le chef de battue concerné, doit immédiatement prendre les mesures appropriées pour éviter tout accident, notamment :

3°/1 – dans le cas de la femelle accompagnée d'ours :

- dans le cas d'une battue, prévenir sans délai tous les participants à la battue afin qu'ils la suspendent sur le secteur concerné. Dans ce cas de figure, aucune autre battue ne peut être organisée sur ce secteur tant que ces animaux y sont toujours présents. Dans le cas où cette présence est récurrente, un groupe de travail composé des responsables cynégétiques concernés, de l'équipe ours de l'office national de la chasse et de la faune sauvage et des services de l'État se réunit dans un délai maximum de 72 heures et définit, en concertation, le périmètre du secteur concerné et les règles qui y ont cours. Ce groupe de travail se réunit à la diligence des services de l'État.

3°/2 – dans le cas où un ours s'installerait durablement sur un secteur (tanière) :

- prévenir l'ensemble des adhérents de cette présence,
- en cas de localisation d'un ours en tanière, un groupe de travail composé des responsables cynégétiques concernés, de l'équipe ours de l'office national de la chasse et de la faune sauvage et des services de l'État, définit, en concertation, une zone de sensibilité majeure et les règles qui y ont cours. Ce groupe de travail se réunit à la diligence des services de l'État.

3°/3 – dans le cas d'un ours sans ourson et pas de tanière :

- dans le cas d'une battue, prévenir sans délai tous les participants à la battue afin de la suspendre sur le secteur concerné toute la journée.

Le président de la société de chasse locale ou de l'association communale de chasse agréée informe les chasseurs susceptibles de fréquenter le secteur des mesures prises. Il communique également ces mesures sans délai au service départemental de l'office national de la chasse et de la faune sauvage au 05.62.94.55.10 et à la fédération départementale des chasseurs au 05.62.34.53.01, ou adresse un courriel aux deux organismes précités.

L'équipe ours de l'office national de la chasse et de la faune sauvage apporte aux chasseurs, en tant que de besoin, sa connaissance du terrain et son appui technique (aide à l'analyse des indices et à la délimitation de la zone de précautions particulières). Des formations à la reconnaissance des indices peuvent être dispensées sur demande.

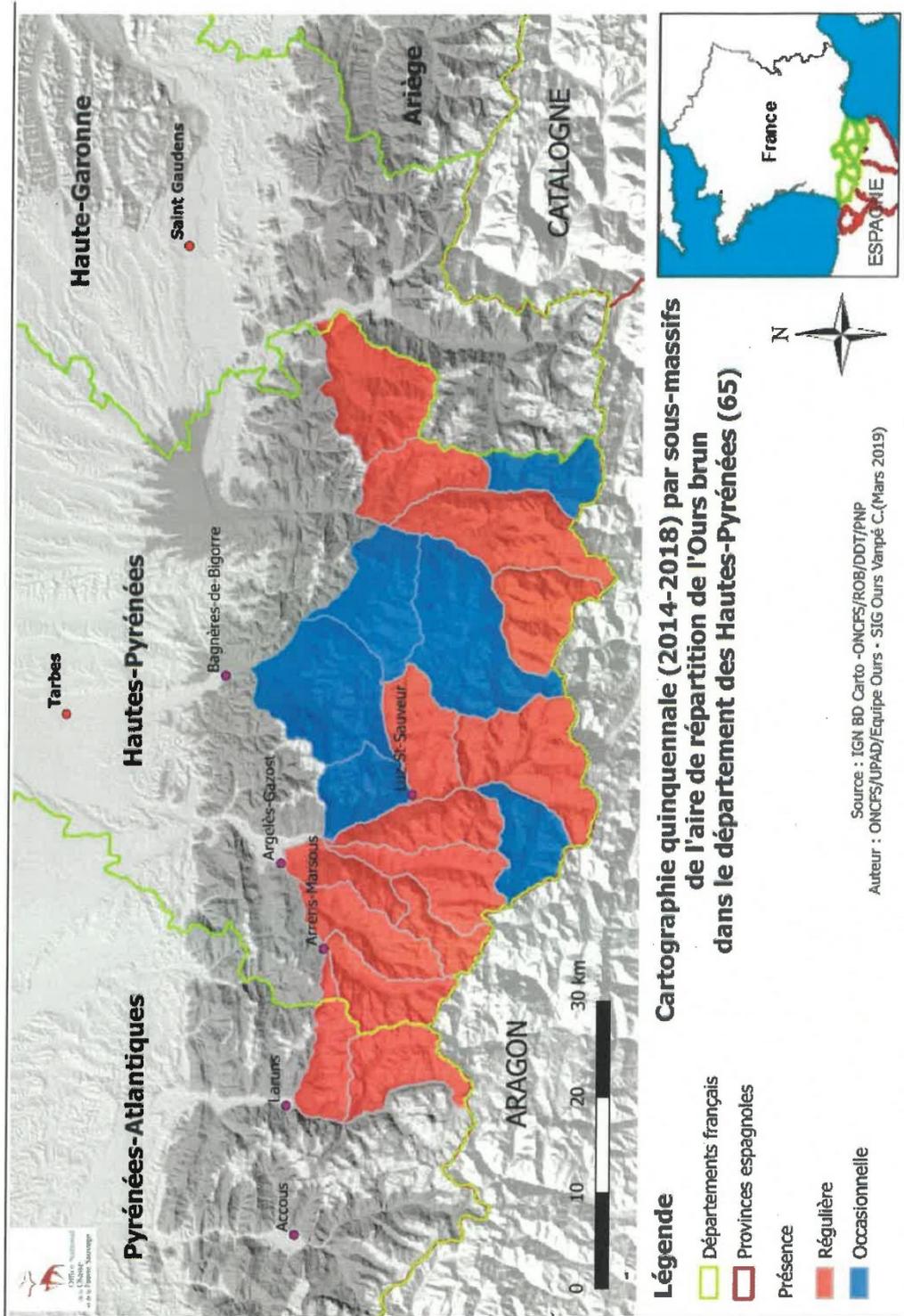
Article 2 : Le présent arrêté peut faire l'objet d'un recours devant le tribunal administratif compétent territorialement, dans le délai de deux mois, à compter de sa date de publication au recueil des actes administratifs de la préfecture des Hautes-Pyrénées.

Article 3 : Le secrétaire général de la préfecture des Hautes-Pyrénées, la sous-préfète de l'arrondissement d'Argelès-Gazost, la sous-préfète de l'arrondissement de Bagnères-de-Bigorre, le commandant du groupement de gendarmerie départementale des Hautes-Pyrénées, le directeur départemental de la sécurité publique, le chef du service départemental de l'office national de la chasse et de la faune sauvage, le directeur de l'agence territoriale de l'office national des forêts, le directeur départemental des territoires et le directeur du parc national des Pyrénées sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution du présent arrêté qui sera publié au recueil des actes administratifs de la préfecture des Hautes-Pyrénées.

Tarbes, le **4 JUIN 2019**



Brice BLONDEL



Annexe 2 : Constats de dommages (France)

Constat de dommages homogénéisé pour les espèces loup gris et ours brun

1

CONSTAT DE DOMMAGES SUR LES TROUPEAUX DOMESTIQUES - Formulaire Ours / Loup

Attestation de réalisation de constat - Exempleur / Berger/Vacher/Gardien

- Visite initiale Visite complémentaire, au constat du :
(le délai entre les deux constats ne doit pas excéder 10 jours)

1 - LIEU ET DATE DES DOMMAGES

Département :	Commune :	Estive ou Unité Pastorale :
Date du constat :	Date présumée du dommage : Date inconnue <input type="checkbox"/>	

2 – RENSEIGNEMENTS SUR LES PROPRIETAIRES CONCERNES PAR LES DOMMAGES

(Compléter plusieurs premières pages s'il y a plus de 5 propriétaires concernés)

NOM – prénom des propriétaires	N° élevage	Présent lors du constat ?
N°1 :		Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>
N°2 :		Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>
N°3 :		Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>
N°4 :		Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>
N°5 :		Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>
Berger/Vacher/Gardien :		Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>

3 – NATURE DU CHEPTEL CONCERNE PAR LE DOMMAGE

Composition du lot impacté	Ovins :	Caprins :	Bovins :	Equins :	Autre :					
ANIMAL N°	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Propriétaire n° (Reporter le numéro du tableau 2)										
(M)ort (B)lessé (E)uthanasie										
Race										
Code barème										
n° d'identification <small>Relever si possible le numéro de tatouage ou de médaille individuel situé dans l'oreille</small>										
Soins vétérinaires (O)ui / (N)on										

4 – IDENTITE ET SIGNATURE DES AGENTS HABILITES ET DE LEURS INTERLOCUTEURS

Le présent constat arrête le nombre d'animaux morts et blessés mais ne préjuge en aucune façon de la détermination de la cause de mortalité.

	Je soussigné, atteste avoir réalisé le constat du dommage mentionné ci-dessus.	Je soussigné, déclare la découverte d'un dommage. Je considère que ces bêtes ont pu être victimes d'un grand prédateur et demande la réalisation d'un constat.
	AGENT(S) HABILITE(S)	DECLARANT(S)
NOM		
QUALITE		
SIGNATURE		

5 – COORDONNEES DES PROPRIETAIRES

↗ **Propriétaire N° 1 :**
 ☒ Adresse :

 ① Téléphone :

↗ **Propriétaire N° 2 :**
 ☒ Adresse :

 ① Téléphone :

↗ **Propriétaire N° 3 :**
 ☒ Adresse :

 ① Téléphone :

↗ **Propriétaire N° 4 :**
 ☒ Adresse :

 ① Téléphone :

↗ **Propriétaire N° 5 :**
 ☒ Adresse :

 ① Téléphone :

6 – COORDONNEES DU BERGER/VACHER/GARDIEN

☒ Adresse :
 ① Téléphone :

7 – PRECISIONS SUR LA DATE DES DOMMAGES

Date et heure de la découverte du dommage : le à h

Date et heure du signalement du dommage : le à h

Après de quel service : _____

Date et heure du dommage :

1. **date certaine**

Nuit du : au entre h et h

Journée du : entre h et h

2. **date présumée**.....

Entre le et le

3. **date inconnue**.....

Présence du berger/vacher/gardien/éleveur sur l'estive : permanente le jour la nuit
 visite quotidienne visite régulière (quelle fréquence :) visite irrégulière

Préciser s'il y a lieu la date et l'heure de la dernière visite (avant la découverte des dommages).....

8 – FORFAIT ANNUEL SOINS LEGERS

L'éleveur souhaite bénéficier du forfait annuel pour la réalisation des soins aux animaux blessés

9 – DEGATS MATERIELS

L'éleveur déclare des dommages matériels sur : parc clôture rucher autre :

L'éleveur déclare que les animaux étaient contenus dans :

- un parc clos un parc clos qui a perdu son intégrité lors de l'attaque
- dans un parc équipé d'un système conçu pour éviter les étouffements

Constat de dommages Ours / Loup – 9 juillet 2019

**COLLECTE DE DONNEES FOURNIES PAR L'ELEVEUR OU LE BERGER SUR LES
CIRCONSTANCES ASSOCIEES AUX DOMMAGES SUR LES TROUPEAUX**

CONDITIONS METEOROLOGIQUES LORS

DU DOMMAGE

- Beau temps
 Nuageux
 Précipitations
 Brouillard
 Conditions météo inconnues
 Orageux
 Neige ou neige au sol

**REGROUPEMENT DU TROUPEAU AU MOMENT
DU DOMMAGE (ou du lot concerné par le dommage)**

- Troupeau / lot rassemblé sur un lieu de couche

 Troupeau / lot parqué :
 Dans un parc en dur
 Dans un parc mobile électrifié
 Autre (.....)
 Troupeau / lot dispersé :
 Troupeau / lot éparpillé sur un secteur de pâturage
 Troupeau / lot divisé en plusieurs lots distincts
 (détailler si nécessaire le mode de conduite du lot auquel
 appartiennent les animaux examinés)

- Majorité du troupeau / lot rassemblée ou parquée,
 mais le dommage concernait quelques bêtes isolées
 Inconnu

**PRESENCE HUMAINE AU MOMENT DU
DOMMAGE**

Présence d'une personne physique sur l'estive

- Oui
 Dans une cabane
 A l'extérieur, sur le pâturage
 Non

A quelle distance du lieu du dommage ?

- > 300m
 100-300 m
 < 100m

Le berger est-il intervenu pour interrompre le
dommage ?

- Oui
 Non

PRESENCE ET ACTIVITE DES CHIENS DE PROTECTION LORS DU DOMMAGE

	Présent avec le troupeau lors du dommage ?			Comportement du chien au moment du dommage (intervention/indifférence/fuite/inconnu)	Nom du chien
	Oui	Non	Inconnu		
1	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
2	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
3	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
4	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
5	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
6	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		

Commentaires sur les chiens de protection

.....

COMMENTAIRES EVENTUELS SUR LES CIRCONSTANCES DU DOMMAGE

.....

DONNEES TECHNIQUES

Délai entre les dommages et le constat							
Ligne 1 :							
	- moins de 24 h						<input type="checkbox"/>
	- de 24 à 48 h						<input type="checkbox"/>
	- plus de 48 h						<input type="checkbox"/>
Indices d'ours ou de loups relevés (faire une fiche réseau par indice)							
Nature des indices	<i>Cocher le cas échéant</i>	Fraîcheur (Date estimée)	Distance par rapport aux dépouilles	Nature du support*	Indice validé O/N	Loup / Ours (L / O)	Si analyse, résultat
Observation visuelle							
Excréments : (à récolter)							
Empreintes : (à relever)							
Poils : (à récolter)							
Pierres retournées							
Terre grattée							
Matériaux déplacés							
Arbres griffés							
Couche							
Autre (à préciser)							
* Pelouse, rhododendron, fougère, bruyère, rocher, humus, boue, talus de route ou de piste, ronces, fils de fer barbelés, clôture, arbustes, écorce d'arbre, autre (à préciser)							

Remarque : les indices difficiles à expertiser peuvent faire l'objet d'une consultation de l'équipe ours (poils, excréments et empreintes notamment).

1 – RECHERCHE DE LA CAUSE DES DOMMAGES		Cocher la case correspondant à chaque victime (n° 1 à 10)									
Chaque victime du dommage ne peut apparaître que dans une seule ligne (lignes 2 à 8)											
Dépouille protégée ? (cocher si la dépouille était protégée).....		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CAS 1 : VICTIME IMPOSSIBLE A EXPERTISER											
Ligne 2 inaccessible, putréfaction, restes trop partiels		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CAS 2 : VICTIMES PRESENTANT DES SIGNES DE PREDATION : TRACES DE MORSURES ACCOMPAGNEES											
D'HEMATOMES ET/OU MARQUES SUR LA PEAU ACCOMPAGNEES D'HEMATOMES											
Ligne 3 - 2.1. Victime présentant uniquement des traces de morsures accompagnées d'hématomes (ou d'hémorragies pour les blessées).		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Ligne 4 - 2.2. Victime présentant des traces de morsures accompagnées d'hématomes (ou d'hémorragies pour les blessées) ET des marques sur la peau accompagnées d'hématomes		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Ligne 5 - 2.3. Victime sans trace de morsure présentant uniquement des marques sur la peau (profondes ou superficielles) accompagnées d'hématomes et non liées à une chute		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CAS 3 : VICTIME EXPERTISABLE SANS SIGNE DE PREDATION : AUCUNE TRACE DE MORSURE ACCOMPAGNEE											
D'HEMATOME (OU D'HEMORRAGIES POUR LES BLESSEES)											
Ligne 6 - Victime tuée ou blessée indirectement (étouffée, dérochée, empalée, blessée ou tuée par une roche, présence d'hématomes localisés d'origine inconnue sur la face interne de la peau) à préciser dans le commentaire		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Ligne 7 - Autre origine de la mort ou des blessures et chute impossible (pathologie, foudre) à préciser dans le commentaire si possible		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
- CAS 4 : LES TRACES EVENTUELLES DE MORSURES SONT MASQUEES											
Ligne 8 – Consommation avancée ayant entraîné la disparition partielle ou totale de la peau et aucune trace de morsure accompagnée d'hématome ou de marque accompagnée d'hématome visible. Description possible de la consommation: chair, squelette		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Eléments indirects supplémentaires											
Ligne 9 - flaque de sang et/ou trace(s) de lutte à proximité de la victime (Rechercher le site où est morte la victime avant déplacement par les charognards)		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Ligne 10 - observation de chiens errants attaquant le troupeau (préciser nom du témoin, circonstance dans les commentaires)		<input type="checkbox"/>									

COMMENTAIRES (suite en page 10 si nécessaire)

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

2 -DESCRIPTION DES TRACES DE MORSURES ACCOMPAGNEES D'HEMATOMES (ou d'hémorragies pour les blessés). Uniquement pour les victimes cochées en lignes 3 ou 4 à la page 6.		
2.1. CRITERES A NE RENSEIGNER QUE POUR DES VICTIMES DE PLUS DE 10 KG		
2.1.1. Localisation des morsures		Cocher la case correspondant à chaque victime (n° 1 à 10)
Chaque victime du dommage ne peut apparaître que dans une seule ligne (lignes 11 à 15)		
Cas 1 : cou seulement		
Ligne 11	1.1. avec présence de morsures à la gorge (larynx et éventuellement autour des oreilles)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
Ligne 12	1.2. sans morsure à la gorge, morsures uniquement sur la nuque et/ou tiers inférieur du cou	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
Cas 2 Ligne 13	: cou et une autre localisation sur le restant du corps (préciser la localisation dans le commentaire)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
Cas 3 Ligne 14	- cou et plusieurs autres localisations sur le restant du corps (préciser la localisation dans le commentaire)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
Cas 4 Ligne 15	- aucune morsure sur le cou, une ou plusieurs localisés sur le restant du corps (préciser la localisation dans le commentaire)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
Ligne 16	- Perforation de la boîte crânienne	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
	- Autres cas (à préciser dans les commentaires)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
2.1.2. Profondeur des lésions dues aux morsures (en dehors de toute consommation ultérieure)		
	- Très profonde (pénétration dans les plans musculaires de plus de 10 mm)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
Ligne 17	- Peu profonde (pénétration dans les plans musculaires de moins de 10 mm)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
	- Examen impossible (consommation...)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
2.1.3. Impact(s) sur les voies respiratoires en cas de morsures à la gorge (en dehors de toute consommation ultérieure)		
	- aucun	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
	- perforation(s)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
	- sectionnement ou broyage	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
	- examen impossible (consommation...)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
2.2. CRITERES A RENSEIGNER POUR TOUTES LES VICTIMES QUEL QUE SOIT LEUR POIDS		
Diamètre des perforations mesuré sur la peau écorchée, hors agrandissement par corvidés ou rapaces (préciser le nombre de perforations dans le commentaire)		
Ligne 18	- plus de 50% des perforations ont un diamètre minimum inférieur ou égal à 3 mm (repère = pointe de stylo bille)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
Ligne 19	- plus de 50% des perforations ont un diamètre minimum strictement supérieur à 3 mm	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
	- examen impossible (nombre insuffisant de perforation, consommation)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

COMMENTAIRES (suite en page 10 si nécessaire) :

.....

.....

.....

.....

4 – DESCRIPTION DE LA CONSOMMATION Toutes les victimes des lignes 3 à 8 de la page 6 sont concernées		Cocher la case correspondant à chaque victime (n° 1 à 10)
4.1 Origine de la consommation		Plusieurs cases peuvent être cochées pour une même victime
- Aucun lambeau de chair consommé (Absence de consommation)	<input type="checkbox"/>	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
Ligne 22 - observation d'indices de charognards sur le site et/ou trous agrandis sans hématomes associés	<input type="checkbox"/>	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
Ligne 23 - Chair brunissante ou muscle nécrosé, peau putréfiée et/ou présence d'asticots > 1 cm	<input type="checkbox"/>	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
Ligne 24 - Chair rouge à verdissante (notamment les chairs intercostales)	<input type="checkbox"/>	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
4.2 Localisation des parties consommées (pour les victimes d'un poids de plus de 10 kg seulement, observation toutes sources confondues – plusieurs lignes possibles pour une victime donnée)		
➤ cou	<input type="checkbox"/>	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
➤ membre(s) antérieur(s)	<input type="checkbox"/>	
Ligne 25 - membre(s) postérieur(s)	<input type="checkbox"/>	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
Ligne 26 - viscères abdominaux (panse, intestins)	<input type="checkbox"/>	
➤ viscères thoraciques (poumons, cœur, foie)	<input type="checkbox"/>	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
Ligne 27 - pis	<input type="checkbox"/>	
Ligne 28 - chairs du poitrail (sternum arraché ou pas)	<input type="checkbox"/>	
- consommation totale ou presque (viscères thoraciques avec membres, cou, viscères abdominaux, et tout ou partie de la viande)	<input type="checkbox"/>	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
- Autres cas (précisez)	<input type="checkbox"/>	
4.3 Mode de consommation (plusieurs lignes possibles pour une victime donnée)		
➤ proie recouverte (par le prédateur)	<input type="checkbox"/>	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
➤ os des membres décharnés et en connexion anatomique	<input type="checkbox"/>	
➤ peau proprement écorchée et/ou retournée en chaussette sur les membres	<input type="checkbox"/>	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
➤ os des membres brisés	<input type="checkbox"/>	
➤ consommation par ouverture de la cavité thoracique (sternum et cartilage consommé, côtes rongées et tout ou partie des côtes disparues)	<input type="checkbox"/>	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
Ligne 29 - consommation par ouverture de la cavité abdominale (paroi abdominale disparue) côtes et sternum non rongés	<input type="checkbox"/>	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
➤ panse hors de la carcasse	<input type="checkbox"/>	
4.4 Estimation de la masse totale consommée observée (toutes victimes confondues et toutes origines)		
➤ moins de 5 kg	<input type="checkbox"/>	
➤ de 5 à 10 kg	<input type="checkbox"/>	
➤ de 10 à 25 kg	<input type="checkbox"/>	
➤ plus de 25 kg	<input type="checkbox"/>	

ANNEXE - CODIFICATION CONSTAT (arrêté du 9 juillet 2019)

OVINS				
Sexe	Age	Destination	Valorisation	Code 2019
mâle/femelle	jusqu'à 6 mois inclus	Viande	Aucune	O1
			Label en circuit long	O1a
			Label en circuit court	O1b
			Bio ou circuit court	O1c
	7 à 10 mois inclus	Viande (tardons ou broutard *)		O1d
mâle	11 mois - 7 ans	Reproducteur	Aucune	O2
femelle	jusqu'à 6 mois inclus	Laitière ou future reproductrice viande	Aucune	O4
			Inscrit/label	O5a
			Bio	O5b
	7 mois – 12 mois	Reproductrice viande	Aucune	O6
			Inscrit/label	O6a
			Bio	O6b
	1 an – 7 ans	Reproductrice viande allaitante ou gestante	Aucune	O7
			Inscrit/label	O7a
			Bio	O7b
	7 mois – 7 ans	Fromagère	Aucune	O8
			Inscrit/label	O8a
			Bio	O8b
	7 mois – 7 ans	Lait collecté	Aucune	O9
			Inscrit/label	O9a
			Bio	O9b
femelle		Meneuse		O10
mâle/femelle	8 ans et plus	Réforme	Aucune	O3
		Réforme	Bio	O3a

***Tardon ou broutard** : C'est un agneau élevé à l'herbe en alpage ; né au printemps, il sera vendu gras à la descente d'estive à l'automne, ou après une finition d'un mois en bergerie et abattus à 8-10 mois.

CAPRINS				
Sexe	Age	Destination	Valorisation	Code 2019
mâle/femelle	jusqu'à 6 mois inclus	viande ou autre que laitière	Aucune	C1
			Bio	C1a
	8 ans et plus			C2
mâle	7 mois – 7 ans inclus	reproducteur		C3

CAPRINS				
Sexe	Age	Destination	Valorisation	Code 2019
femelle	jusqu'à 6 mois inclus	laitière	Aucune	C4
			Bio	C4a
	7 mois – 7 ans inclus	autre que laitière et fromagère	Aucune	C5
			Bio	C5a
	7 mois – 7 ans inclus	fromagère	Aucune	C6
			Bio	C6a
	7 mois – 7 ans inclus	lait collecté	Aucune	C7
			Bio	C7a

BOVINS				
Sexe	Age	Destination	Valorisation	Code 2019
mâle	jusqu'à 4 semaines	race laitière		B1
mâle/femelle	jusqu'à 6 mois	autre que race laitière		B2
	7 mois-1 an			B3
	1 an et plus			B4

EQUINS				
Sexe	Age	Destination	Valorisation	Code 2019
mâle/femelle	Moins de 9 mois	viande		E1
	Plus de 9 mois	viande		E2
		autres catégories		E3

PORCINS				
Sexe	Age	Destination	Valorisation	Code 2019
mâle/femelle				P1

CANINS				
Sexe	Age	Destination	Code 2019	
mâle ou femelle	6 mois à 1 an	protection	CA1	
	1 à 2 ans		CA2	
	Plus de 2 ans		CA3	
		conduite	CA4	

Constat de dommages déclaratif pour l'ours brun dans le département de l'Ariège (09), France

CONSTAT DE DOMMAGES SUR LES TROUPEAUX DOMESTIQUES Formulaire Ours / Loup

Attestation de réalisation de constat – Ariège Exemplaire Eleveur / Berger/Vacher/Gardien

- Visite initiale
 Visite complémentaire, au constat du
 (le délai entre les deux constats ne doit pas excéder 10 jours)

1 - LIEU ET DATE DES DOMMAGES

Département :	Commune :	Estive ou Unité Pastorale :
Date du signalement :		
Date du constat :		

2 – RENSEIGNEMENTS SUR LES PROPRIETAIRES CONCERNES PAR LES DOMMAGES

NOM – prénom des propriétaires	N° élevage	Présent lors du constat ?
N°1 :		Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>
N°2 :		Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>
N°3 :		Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>
N°4 :		Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>
N°5 :		Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>
Berger/Vacher/Gardien :		Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/>

3 – NATURE DU CHEPTEL CONCERNE PAR LE DOMMAGE

Composition du lot impacté	Nb ovins :	Nb caprins :	Nb bovins :	Nb équins :						
ANIMAL N°	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Propriétaire n° (Reporter le numéro du tableau 2)										
(M)ort (B)lessé (E)uthanasie										
Race										
Code barème										
n° d'identification										
Soins vétérinaires (O)ui / (N)on										
Nombre et nature des bêtes disparues déclarées par l'éleveur :										

4 – ELEMENTS TECHNIQUES DU CONSTAT		Reporter les cases cochées dans le Constat de dommage	
<u>Ligne 1</u>	Délaï entre dommage et constat : moins de 24h <input type="checkbox"/> , plus de 24h <input type="checkbox"/>		
RECHERCHE DE LA CAUSE DES DOMMAGES		1	2 3 4 5 6 7 8 9 10
<u>Ligne 2</u>	Victime impossible à expertiser : inaccessible, putréfaction, restes trop partiels ...	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 3-4</u>	Perforations associées à des hématomes	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 5</u>	Uniquement des marques accompagnées d'hématomes et non liées à une chute	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 6</u>	Victime tuée ou blessée indirectement (étouffée, dérochée, empalée...)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 7</u>	Autre origine de la mort ou des blessures ; chute impossible (pathologie, foudre...)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 8</u>	Traces éventuelles de morsures non observables : Consommation avancée	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 9</u>	Flaque de sang et/ou trace(s) de lutte à proximité de la victime	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 10</u>	Observation de chiens errants attaquant le troupeau	<input type="checkbox"/>	
DESCRIPTION DES PERFORATIONS ASSOCIEES A UN HEMATOME			
<u>Ligne 11</u>	Cou seulement : perforations à la gorge	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 12</u>	Cou seulement : perforations uniquement sur la nuque et/ou tiers inférieur du cou	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 13</u>	Cou et une autre localisation sur le restant du corps	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 14</u>	Cou et plusieurs autres localisations sur le restant du corps	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 15</u>	Aucune perforation sur le cou, une ou plusieurs sur le restant du corps	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 16</u>	Perforation de la boîte crânienne	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 17</u>	Lésions dues aux morsures peu profondes (< 10 mm)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 18</u>	Plus des 50 % des perforations ont un diamètre minimum ≤ à 3 mm	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 19</u>	Plus des 50 % des perforations ont un diamètre minimum > à 3 mm	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
DESCRIPTION DES HEMATOMES SANS MARQUES NI PERFORATIONS, ET NON LIES A UNE CHUTE			
<u>Ligne 20</u>	Hématomes très localisés (dimension inférieure à la paume de la main)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 21</u>	Hématomes diffus couvrant une surface très importante	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
DESCRIPTION DE LA CONSOMMATION			
<u>Ligne 22</u>	Observation d'indices de charognards	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 23</u>	Chair brunissante ou muscles nécrosés, peau putréfiée, asticots >1 cm	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 24</u>	Chair rouge à verdissante	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	Parties consommées : consommation totale	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 25</u>	Parties consommées : membres postérieurs	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 26</u>	Parties consommées : viscères abdominaux	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 27</u>	Parties consommées : pis	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 28</u>	Parties consommées : chair du poitrail (sternum arraché ou pas)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 29</u>	Mode de consommation : par ouverture de la cavité abdominale	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

5 – IDENTITE, SIGNATURE ET COMMENTAIRES			
Le présent constat arrête le nombre d'animaux morts et blessés mais ne préjuge en aucune façon de la détermination de la cause de mortalité.			
	Je soussigné, atteste avoir réalisé le constat du dommage mentionné ci-dessus.	Je soussigné, atteste avoir demandé la réalisation d'un constat de dommages, et considère que ceux-ci ont pu être réalisés par un Ours.	
	AGENT(S) HABILITE(S)	DECLARANT(S)	
NOM			
QUALITE			
COMMENTAIRES			
SIGNATURE			

4 – PRECISIONS SUR LA DATE DES DOMMAGES

1. Date certaine

Nuit du jour mois au jour mois ou journée du jour mois

2. Date inconnue

Entre le jour mois et le jour mois

5 – COORDONNEES DES PROPRIETAIRES

- 📍 **Propriétaire N° 1 :**
✉ Adresse :
☎ Téléphone :
- 📍 **Propriétaire N° 2 :**
✉ Adresse :
☎ Téléphone :
- 📍 **Propriétaire N° 3 :**
✉ Adresse :
☎ Téléphone :
- 📍 **Propriétaire N° 4 :**
✉ Adresse :
☎ Téléphone :
- 📍 **Propriétaire N° 5 :**
✉ Adresse :
☎ Téléphone :

6 – COORDONNEES DU BERGER/VACHER/GARDIEN

✉ Adresse :
☎ Téléphone :

7 – FORFAIT ANNUEL SOINS LEGRS

L'éleveur souhaite bénéficier du forfait annuel pour la réalisation des soins aux animaux blessés

8 – DEGATS MATERIELS

L'éleveur déclare des dommages matériels sur : parc clôture rucher autre :

L'éleveur déclare que les animaux étaient contenus dans :

- un parc clos un parc clos qui a perdu son intégrité lors de l'attaque
- dans un parc équipé d'un système conçu pour éviter les étouffements

- RAPPELS**
- 1 - Attention : l'animal peut être mort de maladie. Il convient de se protéger avant toute manipulation.
 - 2 - Dossier complété par au moins un agent habilité.
 - 3 - **Un seul dossier doit être rempli pour une attaque supposée** (dommage un jour donné sur un troupeau donné, sur un secteur géographique restreint, tous propriétaires et toutes victimes confondus).
 - 4 - **Le lieu de découverte des victimes doit obligatoirement être précisé soit par les coordonnées GPS, soit par une photocopie de carte au 1:25000^{ème} jointe au dossier.**
 - 5 - Joindre obligatoirement des photographies du dommage examiné.

DONNEES TECHNIQUES

INDICES D'OURS OU DE LOUPS RELEVES A PROXIMITE IMMEDIATE DU DOMMAGE (faire une fiche réseau spécifique pour le ou les indices)

	Loup	Ours	Validé
Observation visuelle	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Excrément (à récolter)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Poils (à récolter)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Empreintes- piste	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Autre :	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Remarque : les indices sont vérifiés et validés par les équipes en charge du suivi Ours et Loup de l'ONCFS

DELAI ENTRE LES DOMMAGES ET LE CONSTAT

Ligne 1 : - moins de 24 h
 - plus de 24h

1 – RECHERCHE DE LA CAUSE DES DOMMAGES

Chaque victime du dommage ne peut apparaître que dans une seule ligne (lignes 2 à 8)

Cocher la case correspondant à
chaque victime (n° 1 à 10)

Déouille protégée ? (cocher si la dépouille était protégée)
 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

CAS 1 : VICTIME IMPOSSIBLE A EXPERTISER

Ligne 2 : - **Victime inaccessible, putréfaction, restes trop partiels**
 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

CAS 2 : PRESENCE DE PERFORATIONS ASSOCIEES A UN HEMATOME ET/OU DE MARQUES SUR LA PEAU ASSOCIEES A UN HEMATOME

Ligne 3-4 - **2.1. Victime présentant des perforations associées à un hématome**
 (ou une hémorragie pour les blessées) et éventuellement
 des marques sur la peau associées à un hématome
 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

Ligne 5 - **2.3. Victime sans perforation présentant uniquement des marques**
 sur la peau (marques profondes ou superficielles à l'extérieur
 de la peau) associées à un hématome (à l'intérieur de la
 peau) et non liées à une chute
 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

CAS 3 : AUCUNE PERFORATION ASSOCIEE A UN HEMATOME (OU UNE HEMORRAGIE POUR LES BLESSEES)

Ligne 6 - **Victime tuée ou blessée indirectement** (étouffée, dérochée,
 empalée, blessée ou tuée par une roche, présence d'hématomes
 localisés d'origine inconnue sur la face interne de la peau) à
 préciser dans le commentaire
 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

Ligne 7 - **Autre origine de la mort** ou des blessures et **chute impossible**
 (pathologie, foudre) à préciser dans le commentaire si possible
 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

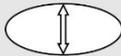
- CAS 4 : LES TRACES EVENTUELLES DE MORSURES NE SONT PAS OBSERVABLES

Ligne 8 - **Victime consommée, aucune perforation ou marque avec**
hématome, mais celles-ci ont pu être masquées par la
 consommation (disparition partielle de la peau)
 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

ELEMENTS INDIRECTS SUPPLEMENTAIRES

Ligne 9 - **Flaque de sang et/ou trace(s) de lutte à proximité de la victime**
 (Rechercher le site où est morte la victime si elle a été déplacée)
 Attention : la seule végétation aplatie ne peut être considérée comme trace de lutte
 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

Ligne 10 - Observation de **chiens errants attaquant le troupeau**
 (préciser nom du témoin, circonstance dans les commentaires)

2 -DESCRIPTION DES PERFORATIONS ASSOCIEES A UN HEMATOME (ou une hémorragie pour les blessés). Uniquement pour les victimes cochées en lignes 3 ou 4 à la page 3.		
2.1. CRITERES A NE RENSEIGNER QUE POUR DES VICTIMES DE PLUS DE 10 KG		
2.1.1. Localisation des perforations <i>Chaque victime du dommage ne peut apparaître que dans une seule ligne (lignes 11 à 15)</i>		Cocher la case correspondant à chaque victime (n° 1 à 10)
Cas 1 : Cou seulement		
<u>Ligne 11</u>	1.1. avec présence de perforations à la gorge (larynx et éventuellement autour des oreilles)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
<u>Ligne 12</u>	1.2. sans perforation à la gorge, perforations uniquement sur la nuque et/ou tiers inférieur du cou	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
<u>Ligne 13</u>	Cas 2 - Cou et une autre localisation sur le restant du corps (préciser la localisation dans le commentaire)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
<u>Ligne 14</u>	Cas 3 - Cou et plusieurs autres localisations sur le restant du corps (préciser la localisation dans le commentaire)	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 15</u>	Cas 4 - Aucune perforation sur le cou, une ou plusieurs localisées sur le restant du corps (préciser la localisation dans le commentaire)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
<u>Ligne 16</u>	- Perforation de la boîte crânienne	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
2.1.2. Profondeur des lésions associées aux perforations (en dehors de toute consommation ultérieure)		
	- Très profonde (pénétration dans les plans musculaires de plus de 10 mm)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
<u>Ligne 17</u>	- Peu profonde (pénétration dans les plans musculaires de moins de 10 mm)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
	- Examen impossible (consommation...)	<input type="checkbox"/>
2.1.3. Impact(s) sur la trachée en cas de morsures à la gorge (en dehors de toute consommation ultérieure)		
	- aucun	<input type="checkbox"/>
	- perforation(s)	<input type="checkbox"/>
	- sectionnement ou broyage	<input type="checkbox"/>
	- examen impossible (consommation...)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
2.2. CRITERES A RENSEIGNER POUR TOUTES LES VICTIMES QUEL QUE SOIT LEUR POIDS		
Diamètre minimum de la majorité des perforations (plus de 50% des perforations) mesuré sur la peau écorchée, hors agrandissement par corvidés ou rapaces (préciser le nombre de perforations dans le commentaire en fin de dossier)		
<u>Ligne 18</u>	- ≤ 3 mm (inférieur ou égal à 3mm, repère = pointe de stylo bille)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
<u>Ligne 19</u>	- > 3 mm (strictement supérieur à 3 mm)	<input type="checkbox"/>
	- examen impossible	<input type="checkbox"/>

3 – DESCRIPTION DES HEMATOMES SANS MARQUES NI PERFORATIONS ASSOCIEES (observés sur la face interne de la peau)		
Etendue des hématomes ne pouvant être liés à une chute		Cocher la case correspondant à chaque victime (n° 1 à 10)
<u>Ligne 20</u>	Hématomes très localisés , d'une dimension voisine ou inférieure à la taille d'une main	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
<u>Ligne 21</u>	Hématomes diffus et couvrant une surface très importante (tout ou partie du dos, d'un flanc, de la poitrine, du ventre, de la croupe)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

4 – DESCRIPTION DE LA CONSOMMATION <i>Toutes les victimes des lignes 3 à 8 de la page 3 sont concernées</i>		Cocher la case correspondant à chaque victime (n° 1 à 10)
Aucun lambeau de chair consommé (Absence de consommation, ne pas remplir la suite de la page 5 pour cette victime)		<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
4.1 Origine de la consommation		Plusieurs cases peuvent être cochées pour une même victime
<u>Ligne 22</u>	- observation d'indices de charognards sur le site et/ou trous agrandis sans hématomes associés	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
<u>Ligne 23</u>	- (+ de 24h) Chair brunissante, peau putréfiée et/ou présence d'asticots > 1 cm	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
<u>Ligne 24</u>	- (- de 24h) Chair rouge à verdissante (notamment les chairs intercostales)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
4.2 Localisation des parties consommées (pour les victimes d'un poids de plus de 10 kg seulement, observation toutes sources confondues – plusieurs lignes possibles pour une victime donnée)		
	- consommation totale ou presque (viscères thoraciques avec membres, cou, viscères abdominaux, et tout ou partie de la viande)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
	- cou	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
	- membre(s) antérieur(s)	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 25</u>	- membre(s) postérieur(s)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
<u>Ligne 26</u>	- viscères abdominaux (panse, intestins)	<input type="checkbox"/>
	- viscères thoraciques (poumons, cœur)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
<u>Ligne 27</u>	- pis	<input type="checkbox"/>
<u>Ligne 28</u>	- chairs du poitrail (sternum arraché ou pas)	<input type="checkbox"/>
	- Autres cas (précisez)	<input type="checkbox"/>
4.3 Mode de consommation (plusieurs lignes possibles pour une victime donnée)		
	- proie recouverte (par le prédateur)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
	- os des membres décharnés et en connexion anatomique	<input type="checkbox"/>
	- os des membres brisés	<input type="checkbox"/>
	- consommation par ouverture de la cavité thoracique (sternum et cartilage consommé, côtes rongées et tout ou partie des côtes disparues)	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
<u>Ligne 29</u>	- consommation par ouverture de la cavité abdominale (paroi abdominale disparue) côtes et sternum non rongés	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10
	- panse intacte hors de la carcasse	<input type="checkbox"/>

Annexe 3 : Arrêté portant sur les délimitations des zones d'éligibilité à la mesure de protection des troupeaux contre la prédation pour l'année 2017



PRÉFET DE LA RÉGION OCCITANIE

Direction régionale de l'environnement,
de l'aménagement et du logement

Arrêté portant délimitation des zones d'éligibilité à la mesure de protection des troupeaux contre la prédation pour l'année 2017

Le préfet de la région Occitanie
Préfet de la Haute-Garonne
Préfet coordonnateur du massif des Pyrénées
Officier de la Légion d'honneur
Officier de l'ordre national du Mérite

VU le code rural, notamment le livre III ;

VU le décret n° 99-1060 du 16 décembre 1999 modifié, relatif aux subventions de l'État pour des projets d'investissement ;

VU le décret n° 2013-194 du 5 mars 2013 relatif aux opérations de protection de l'environnement dans les espaces ruraux (OPEDER) ;

VU l'arrêté ministériel du 19 juin 2009 relatif à l'opération de protection de l'environnement dans les espaces ruraux (OPEDER) portant sur la protection des troupeaux contre la prédation ;

VU la décision du ministre de l'environnement en date du 24 août 1993, renouvelée le 30 décembre 1996, de confier au Préfet de la région de Midi-Pyrénées la conduite et la coordination du programme de restauration et de conservation de l'ours dans les Pyrénées, ainsi que la programmation des mesures d'accompagnement, la définition du cahier des charges de ces mesures, l'élaboration d'un barème d'indemnisation des dommages d'ours et la mise en œuvre du financement de ce dispositif ;

VU le plan de restauration et de conservation de l'ours brun dans les Pyrénées françaises 2006-2009 ;

VU la lettre de mission du 31 octobre 2011 de la ministre de l'écologie et du développement durable au préfet de la région Midi-Pyrénées concernant le volet ours de la stratégie pyrénéenne de valorisation de la biodiversité ;

Considérant la liste des indices de présence d'ours retenus en 2015 et 2016 et la localisation des constats de dommages par les ours indemnisés en 2015 et 2016 ;

Sur proposition du directeur régional de l'environnement, de l'aménagement et du logement Occitanie,

ARRETE :

Article 1 : Conformément à l'article 2 de l'arrêté ministériel du 19 juin 2009 susvisé :

Le cercle 1 de l'opération de protection des troupeaux contre la prédation comprend les communes suivantes (cartographie en annexe) :

09011 ANTRAS	31348 MONCAUP	65195 GENOS
09017 ARRIEN-EN-BETHMALE	31404 OO	65199 GERM
09029 AULUS-LES-BAINS	31470 SAINT-AVENTIN	65205 GOUAUX
09030 AUZAT	31508 SAINT-PAUL-D'OUAIL	65208 GRAILHEN
09055 BETHMALE	31524 SALLES-ET-PRATVIEL	65210 GRUST
09059 BONAC-IRAZEIN	31544 SENGOUAGNET	65234 JEZEAU
09062 Les BORDES-SUR-LEZ	31549 SODE	65282 LOUDENVIELLE
09100 COUFLENS	64006 ACCOUS	65295 LUZ-SAINT-SAUVEUR
09267 SAINT-LARY	64085 AYDIUS	65379 RIS
09285 SEIX	64104 BEDOUS	65388 SAINT-LARY-SOULAN
09290 SENTEIN	64136 BORCE	65399 SALIGOS
09291 SENTENAC-D'OUST	64185 CETTE-EYGUN	65411 SASSIS
09322 USTOU	64206 ESCOT	65413 SAZOS
31010 ANTIGNAC	64223 ETSAUT	65424 SERS
31017 ARLOS	64320 LARUNS	65431 SOST
31019 ARTIGUE	64336 LESCUN	65450 TRAMEZAIGUES
31042 BAGNERES-DE-LUCHON	64506 SARRANCE	65463 VIELLA
31046 BAREN	64542 URDOS	65466 VIELLE-LOURON
31067 BEZINS-GARRAUX	65003 ADERVIELLE-POUCHERGUES	65469 VIEY
31081 BOURG-D'OUAIL	65017 ARAGNOUET	65478 VISCOS
31085 BOUTX	65021 ARCIZANS-AVANT	65480 VIZOS
31092 BURGALAYS	65029 ARRAS-EN-LAVEDAN	65481 BAREGES
31123 CASTILLON-DE-LARBOUST	65032 ARRENS-MARSOUS	
31127 CAUBOUS	65050 AVAJAN	
31132 CAZAUX-LAYRISSE	65058 AZET	
31133 CAZEAX-DE-LARBOUST	65059 BAGNERES-DE-BIGORRE	
31142 CIER-DE-LUCHON	65064 BAREILLES	
31144 CIERP-GAUD	65089 BETPOUEY	
31146 CIRES	65099 BORDERES-LOURON	
31190 FOS	65138 CAUTERETS	
31221 GOUAUX-DE-LARBOUST	65140 CAZAUX-DEBAT	
31222 GOUAUX-DE-LUCHON	65141 CAZAUX-FRECHET-ANERAN-CAMORS	
31235 GURAN	65168 ESQUIEZE-SERE	
31290 LEGE	65169 ESTAIN	
31316 MARNIGNAC	65173 ESTERRE	
31335 MAYREGNE	65175 FERRERE	
31337 MELLES	65192 GEDRE	

Le cercle 2 de l'opération de protection des troupeaux contre la prédation comprend les communes suivantes (cartographie en annexe) :

09008 ALOS	31431 PORTET-D'ASPET	65123 CAMPAN
09014 ARGEIN	31432 PORTE-DE-LUCHON	65124 CAMPARAN
09025 AUCAZEIN	31434 POUBEAU	65139 CAZARILH
09026 AUDRESSEIN	31447 RAZECUEILLE	65145 CHEZE
09027 AUGIREIN	31465 SACCOURVIELLE	65157 ENS
09034 BALACET	31471 SAINT-BEAT	65158 ESBAREICH
09085 CASTILLON-EN-COUSERANS	31500 SAINT-MAMET	65171 ESTARVIELLE
09113 ERCE	31509 SAINT-PE-D'ARDET	65172 ESTENSAN
09129 GALEY	31548 SIGNAC	65176 FERRIERES
09135 GOULIER	31559 TREBONS-DE-LUCHON	65180 FRECHET-AURE
09141 ILLARTEIN	31590 BINOS	65182 GAILLAGOS
09149 LACOURT	64062 ARUDY	65188 GAVARNIE
09162 LERCOUL	64064 ASASP-ARROS	65191 GAZOST
09214 MOULIS	64069 ASTE-BEON	65198 GERDE
09223 OUST	64110 BEOST	65200 GERMS-SUR-L'OUSSOUET
09231 Le PORT	64127 BIELLE	65202 GEZ
09279 SALSEIN	64128 BILHERES	65209 GREZIAN
09286 SEM	64204 EAUX-BONNES	65211 GUCHAN
09297 SOR	64240 GERE-BELESTEN	65212 GUCHEN
09299 SOUEIX-ROGALLE	64276 ISSOR	65216 HAUBAN
09302 SUC-ET-SENTENAC	64330 LEES-ATHAS	65238 LABASSERE
09317 UCHENTEIN	64351 LOURDIOS-ICHERE	65255 LANCON
09334 VICDESSOS	64354 LOUVIE-SOUBIRON	65267 LAU-BALAGNAS
31009 ANTICHAN-DE-FRONTIGNES	64360 LURBE-SAIN-CHRISTAU	65283 LOUDERVIELLE
31014 ARGUENOS	64422 OLORON-SAINTE-MARIE	65305 MAULEON-BAROUSSE
31015 ARGUT-DESSOUS	64433 OSSE-EN-ASPE	65310 MERILHEU
31020 ASPET	65001 ADAST	65317 MONT
31040 BACHOS	65006 ANCIZAN	65329 NISTOS
31064 BENQUE-DESSOUS-ET-DESSUS	65018 ARBEOST	65347 OURDE
31068 BILLIERE	65022 ARCIZANS-DESSUS	65354 PAILHAC
31125 CATHERVIELLE	65023 ARDENGOST	65362 PIERREFITTE-NESTALAS
31129 CAZARIL-LASPENES	65024 ARGELES	65370 POUZAC
31131 CAZAUNOUS	65025 ARGELES-GAZOST	65382 SACOUE
31139 CHAUM	65027 ARMENTEULE	65384 SAILHAN
31176 ESTENOS	65031 ARREAU	65388 ENCLAVE SAINT LARY-SOULAN
31177 EUP	65042 ASTE	65396 SAINT-SAVIN
31199 FRONSAC	65045 AUCUN	65398 SALECHAN
31200 FRONTIGNAN-DE-COMMINGES	65046 AULON	65400 SALLES
31213 GARIN	65048 SARRANCOLIN	65428 SIREIX
31241 IZAUT-DE-L'HOTEL	65066 BARRANCOUEU	65435 SOULOM
31242 JURVIELLE	65075 BAZUS-AURE	65441 THEBE
31244 JUZET-DE-LUCHON	65077 BEAUCENS	65458 UZ
31245 JUZET-D'IZAUT	65078 BEAUDEAN	65459 UZER
31298 LEZ	65106 BOURISP	65465 ENCLAVE VIELLE-AURE
31342 MILHAS	65112 BUN	65465 VIELLE-AURE
31360 MONTAUBAN-DE-LUCHON	65116 CADEAC	65471 VIGNEC
31394 MOUSTAJON	65117 CADEILHAN-TRACHERE	65473 VILLELONGUE

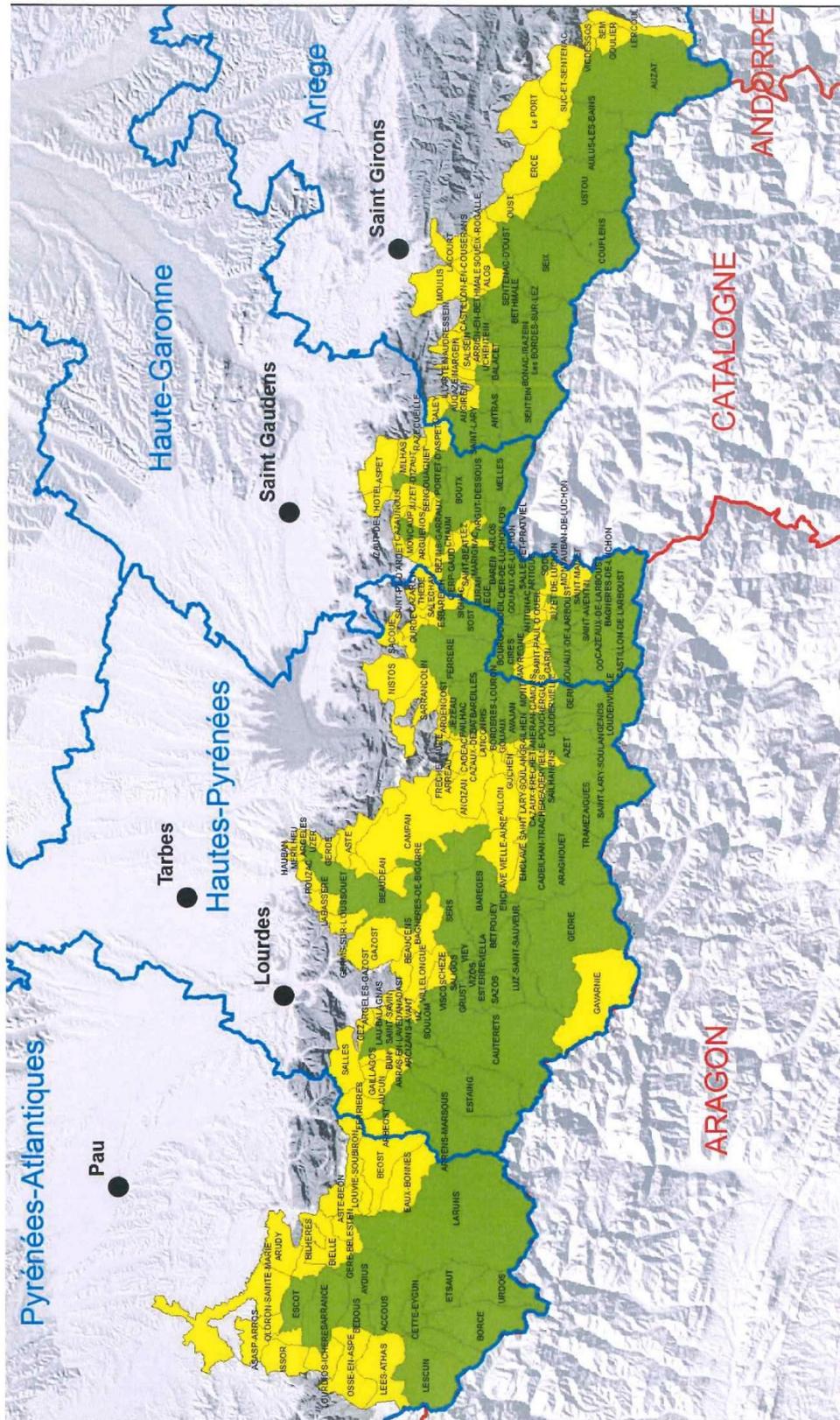
Article 2 : Les préfets des départements concernés (Ariège, Haute-Garonne, Hautes-Pyrénées, Pyrénées-Atlantiques) sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution du présent arrêté qui sera publié au recueil des actes administratifs de la préfecture de région Occitanie.

Toulouse, le

21 FEV. 2017

maulhos

Pascal MAILHOS



Légende

- Cercle 1
- Cercle 2
- Départements français
- Provinces espagnoles

Zones d'éligibilité aux mesures de protection des troupeaux contre la prédation pour l'année 2017

Source : IGN BD Cartho



Annexe 4 : Metadonnées pastorales

Données pastorales compilées à partir des données mises à disposition par les DDT (09, 31), la Pastorale Pyrénéenne (suivi des chiens de protection Patous) et du GIP-CRPG65.								
Type de données	échelle	format	période considérée	date de mise à disposition	date de compilation	fichiers	Type	observations
contour des unités pastorales (UP)	Département et contenues dans la zone à ours 2010 - 2017	SIG (shp)	2010-2017	10/07/2017	avr-19	UP_PyrCentrales_OursRange1017_nonduplicated.shp	Polygone	Les contours des UP permettent de prendre en compte les changements annuels des estives ainsi que d'avoir des informations à plusieurs échelles, estive (large échelle) et unité pastorale ou quartier (plus fine)

								échelle) permettant de ne pas perdre d'information avec le regroupement spatial des UPs en une seule estive.
contour des estives	département de l'Ariège en zone à ours 2010-2017	SIG	2016	16/02/2017	avr-19	UG_fédé_pasto_2016.shp		Echelle "large" permettant de regrouper les Ups dans un seul polygone d'estive (principalement à partir de 2014).
département	pour chaque estive	table attributaire	2010-2017		avr-19		entier	
nom estive	pour chaque estive	table attributaire (excel correspondant à SIG)	2010-2016		avr-19		caractère	provient du contour des UPs ou des estives (voir précédemment)

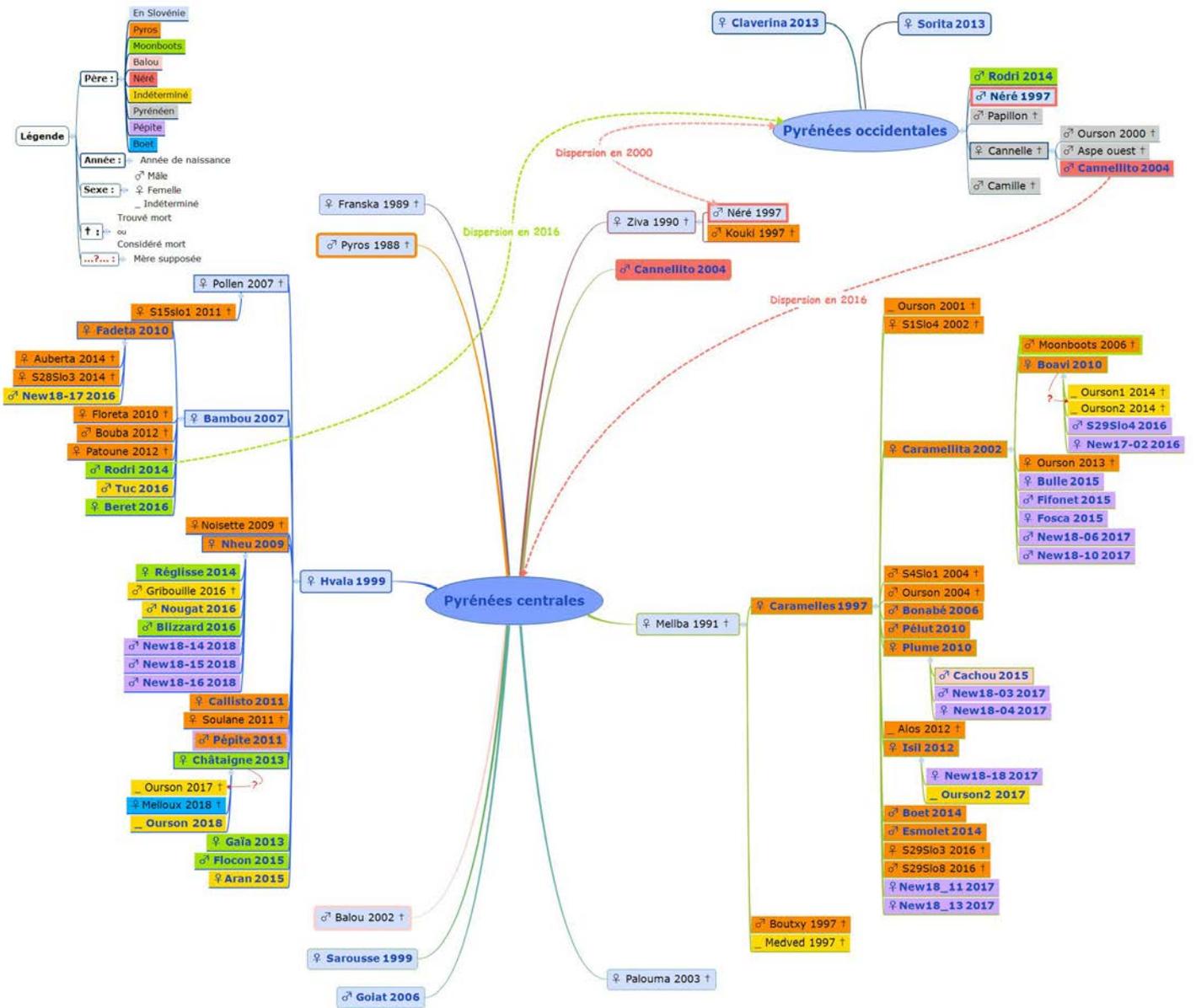
nom UP	pour chaque UP	table attributaire (excel correspondant à SIG)	2010-2016		avr-19		caractère	provient du contour des UPs ou des estives (voir précédemment)
ID UP	pour les UP en possédant	table attributaire (excel correspondant à SIG)	2010-2016		avr-19		caractère (nombre)	provient du fichier shape des Ups
année	pour toutes les estives	table attributaire (excel correspondant à SIG)	2010-2016		avr-19		nombre (facteur)	
Type	pour toutes les estives	table attributaire (excel correspondant à SIG)	2010-2016	10/07/2017	avr-19		caractère (GP/AFP)	provient des fichiers excel annuel de suivi du gardiennage DDT
nb_caprins	estive	table attributaire (excel correspondant à SIG)	2010-2016	10/07/2017	avr-19		entier	provient des fichiers excel annuel de suivi
nb_asins	estive	table attributaire (excel correspondant à SIG)	2010-2016	10/07/2017	avr-19		entier	provient des fichiers excel annuel de suivi
nb_ovins	estive				avr-19		entier	

		table attributaire (excel correspondant à SIG)	2010-2016	10/07/2017				provient des fichiers excel annuel de suivi
nb_bovins	estive	table attributaire (excel correspondant à SIG)	2010-2016	10/07/2017	avr-19		entier	provient des fichiers excel annuel de suivi
nb_equins	estive	table attributaire (excel correspondant à SIG)	2010-2016	10/07/2017	avr-19		entier	provient des fichiers excel annuel de suivi
gardiennage	estive	table attributaire (excel correspondant à SIG)	2010-2016	10/07/2017	avr-19		binaire (oui/non)	provient des fichiers excel annuel de suivi
nb_gardiens	estive	table attributaire (excel correspondant à SIG)	2010-2016	10/07/2017	avr-19		entier	provient des fichiers excel annuel de suivi
type_conduite	estive	table attributaire (excel correspondant à SIG)	2010-2016	10/07/2017	avr-19		proportion	provient des fichiers excel annuel de suivi, non disponible pour 2016
	estive				avr-19		nombre	

durée_gardiennage		table attributaire (excel correspondant à SIG)	2010-2016	10/07/2017			<p>provient des fichiers excel annuel de suivi du gardiennage DDT09. La durée de gardiennage a été grossièrement volontairement pour pouvoir être prise en compte dans les analyses (par exemple 2 gardiens avec chacun 2 mois de durée de gardiennage a été remplacée par 1 gardien avec 4 mois de durée; pour 3 gardiens par exemple sur des estives avec des troupeaux mixtes avec</p>
-------------------	--	--	-----------	------------	--	--	---

								des durées différentes de gardiennage et avec des remplacements j'ai sommé au maximum afin d'avoir la durée max d'estive).
nb_chiens_patous	estive	Table attributaire	2010-2016	08/10/2018	avr-19		entier	provient du fichier de suivi des chiens patous de la Pastorale Pyrénéenne

Annexe 5 : Arbre généalogique de la population pyrénéenne d'ours brun (rapport ROB 2018)



Annexe 6 : Décret n° 2019-722 du 9 juillet 2019 relatif à l'indemnisation des dommages causés aux troupeaux domestiques par le loup, l'ours et le lynx

Décret n° 2019-722 du 9 juillet 2019 relatif à l'indemnisation des do... <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexteArticle.do?jsessionid=6F68...>



Chemin :

Décret n° 2019-722 du 9 juillet 2019 relatif à l'indemnisation des dommages causés aux troupeaux domestiques par le loup, l'ours et le lynx

Article 5

I. - Dans les " cercles 1 ", définis par arrêté du ministre chargé de l'agriculture pris en application de l'article D. 114-11 du code rural et de la pêche maritime, l'indemnisation des dommages dus aux loups concernant les ovins et caprins est subordonnée à la mise en place de mesures préventives raisonnables de protection des troupeaux, prévues par cet arrêté, ou à la mise en œuvre effective, attestée par la direction départementale chargée des territoires, de mesures reconnues équivalentes. La souscription d'un contrat FEADER dans le cadre du dispositif de protection des troupeaux contre la prédation du programme de développement rural vaut respect de la condition de mise en place des mesures de protection, sauf si l'administration dispose d'informations mettant en évidence une carence importante dans leur mise en œuvre.

Par exception, aucune mesure de protection préalable n'est exigée pour l'indemnisation des dommages d'un ou plusieurs troupeaux ou partie de troupeau :

1° Si le préfet de département l'a reconnu comme ne pouvant être protégé, sur la base d'une déclaration argumentée de l'éleveur, confirmée par une analyse technico-économique réalisée par la direction départementale chargée des territoires et soumise pour avis au préfet coordonnateur du plan relatif à l'espèce protégée concernée, en raison des caractéristiques topographiques et écologiques des milieux exploités par les troupeaux, des caractéristiques de la conduite d'élevage et de la répartition parcellaire des lots et des enclos ;

2° Si le troupeau a subi moins de trois attaques au cours des douze derniers mois.

II. - Les dispositions du I s'appliquent aux dommages attribués à l'ours deux ans après l'entrée en vigueur du présent décret.

Liens relatifs à cet article

Cite:
Code rural et de la pêche maritime - art. D114-11 (V)

Annexe 7 : La déprédation des brebis par les grands carnivores en Europe : un examen et une analyse des tendances émergentes

Vincenzo Gervasi et al. in prep.

Comme cet article implique de nombreux collaborateurs et qu'il est encore en préparation, nous aimerions partager le résumé de cette étude. En tant que co-auteur, j'ai géré et partagé les données sur les animaux domestiques présents dans la zone annuelle de l'ours brun pendant la période d'étude dans les Pyrénées françaises et aidé à écrire le contexte de l'activité pastorale française avec les autres collègues français.

Résumé

La déprédation par les grands carnivores sur les brebis dans les différents pays européens est un processus très complexe, dans lequel un grand nombre de facteurs interagissent à différentes échelles spatiales pour déterminer le nombre d'individus effectivement tués et ceux qui sont indemnisés comme tels chaque année. Le principal défi dans l'étude de la déprédation des grands carnivores, cependant, est que les mécanismes purement écologiques ne sont qu'une composante du processus, et peut-être pas la plus pertinente pour déterminer son ampleur. Cette étude explore, dans un contexte spatialement explicite, les facteurs influençant à large échelle le processus de déprédation pour les quatre espèces européennes de grand carnivore. Les variables étaient l'abondance des prédateurs et des proies, l'effet de certains gradients macroscopiques sur le climat, le terrain et l'utilisation des terres sur le continent, et les changements historiques dans la répartition des grands carnivores en Europe durant les dernières décennies. Nous avons choisi de nous concentrer sur la déprédation des moutons car ils représentent plus de 60% de l'indemnisation européenne. La Norvège était le pays où le nombre de têtes d'ovins indemnisées était le plus élevé, suivie de la France et de la Grèce. Le modèle de répartition des grands carnivores a révélé un effet significatif de la disponibilité des espèces d'ongulés sauvages. Au deuxième niveau du modèle hiérarchique bayésien, il existe une relation positive entre l'abondance des grands carnivores et la quantité de moutons indemnisés. Cependant, des différences significatives ont été identifiées entre les quatre espèces de grand carnivore. Les loups engendrent des dommages beaucoup plus importants que les autres espèces et il s'agissait de la seule espèce présentant une relation positive entre leur abondance et le nombre prévu de pertes indemnisées. Des différences importantes entre les pays ont également été constatées. Cette étude montre clairement l'importante variation entre les programmes nationaux d'indemnisation et la planification de la conservation des espèces de grand carnivore. De plus, il souligne le fait qu'une base de données des programmes de compensation devrait être mise en place à l'échelle continentale.

Table des illustrations

Fig. 1 : Représentation schématique des translocations de conservation pouvant participer à la restauration des populations.....	p. 22
Fig. 2 : Description visuelle des objectifs de la thèse et de leur interdépendance.....	p. 38
Fig. 3 : Description visuelle de l'habitat des proies domestiques et de l'ours brun dans les Pyrénées.....	p. 40
Fig. 4 : Dynamique de la population d'ours brun dans les Pyrénées (suivi transfrontalier entre la France, l'Espagne et l'Andorre) depuis 1995.....	p. 41
Fig. 5 : Carte de la répartition de l'ours brun dans les Pyrénées entre la France, l'Espagne et l'Andorre pour la période 2010-2017.....	p.42
Fig. 6 : Processus lors d'un dégât sur les animaux domestiques ou les ruches dans les Pyrénées françaises de la détection à l'indemnisation.....	p. 43
Fig. 7 : Carte de la répartition de l'ours brun dans les Alpes occidentales en Italie pour la période 2010-2017.....	p. 44
Fig. 8 : Description d'un cheptel de brebis tarasconnaises en estive accompagnées d'un Patou.....	p. 45
Fig. 9 : Estives pyrénéennes françaises (en rouge) et catalanes (en vert) au sein de la zone de présence de l'ours brun pour la période 2010 – 2017.....	p. 48
Fig. 10 : Alpages italiens dans les Alpes Occidentales concentrés principalement sur la province autonome du Trentin dans la zone de présence de l'ours brun pour la période 2010 – 2017.....	p. 49
Fig. 11 : Nombre total de têtes de bétail par catégories (ovins, bovins, caprins, asins) transhumants par an sur les estives contenues dans la zone de présence annuelle de l'Ours brun sur les trois départements concernés majoritairement par l'Ours brun.....	p. 50
Fig. 12 : Nombre moyen sur la période 2010 - 2015 d'ovins transhumants sur les estives chevauchant la zone de présence annuelle de l'Ours brun dans les départements ayant les données pastorales non manquantes.....	p. 51
Fig. 13 : Nombre moyen de gardiens par estive pour la période 2010 – 2015 dans les estives concernées par la présence de l'Ours brun sur les départements des Hautes-Pyrénées (à l'ouest) et de l'Ariège (à l'est). Le département de la Haute-Garonne (au centre) ne contient pas cette information.....	p. 51
Fig. 14 : Nombre moyen de gardien par an par estives concernées par la présence de l'Ours brun pour la période 2010 – 2015 sur les départements des Hautes-Pyrénées et de l'Ariège.....	p. 52
Fig. 15 : A) Nombre moyen de chiens par estive sur les estives possédant ce moyen de protection sur la période 2010 – 2015. B) Nombre de chiens de protection total par an sur ces mêmes estives.....	p. 52
Fig. 16 : Nombre moyen de chiens de protection (LGD) par estive concernée par la présence de l'Ours brun pour la période 2010 – 2015.....	p. 53

Fig. 17 : Exemples de séries temporelles sur 4 estives concernées par la présence de l'Ours brun du moyen de protection chiens Patous et possédant des intensités différentes de déprédation par l'ours brun (article 1).....	p. 53
Fig. 18 : Carte de la répartition géographique de l'ours brun selon les catégories des populations de l'IUCN (« Least concern » ; McLellan et al., 2016).....	p. 56
Fig. 19 : A l'échelle européenne, A) production de brebis, par nombre moyen d'animaux par pays moyenné sur la période 2010 – 2017 (source : http://www.fao.org/faostat/en/#data/QA/) et B) Carte de la répartition géographique de l'ours brun en Europe pour la période 2012 – 2016 (source : https://www.lcie.org/Largecarnivores/Brownbear.aspx).....	p. 56
Fig. 20 : Nombre de constats de dommages effectués chaque année sur le versant français des Pyrénées en fonction de leur conclusion technique.....	p. 58
Fig. 21 : Nombre de dommages imputables à l'ours brun annuels selon les catégories d'animaux domestiques.....	p. 58
Fig. 22 : Dynamique intra annuelle des déprédations imputables à l'ours brun. Le mois de Mars (03) correspond à peu près à la fin de l'hibernation par l'ours tandis que le mois de Décembre (12) à son début.....	p. 59
Fig. 23 : Nombre de déprédations par estive pour la période 2010 – 2017 sur la zone de présence de l'ours brun et pour les estives possédant des informations pastorales (complètes ou incomplètes).....	p. 60
Fig. 24 : Nombre d'attaques par estive sur la période 2010 – 2015 en fonction du nombre de gardiens présents sur l'estive.....	p. 60
Fig. 25 : Nombre d'attaques par estive en fonction du nombre de chiens de protection pour la période 2010 – 2015.....	p. 61
Fig. 26 : Estives protégées ou non protégées annuellement par du gardiennage et activité de l'ours brun (densité de kernel calculé à partir des indices annuels du suivis systématiques).....	p. 61
Fig. 27 : Estives protégées ou non protégées annuellement avec des chiens (LGDs) et activité de l'ours brun (densité de kernel calculé à partir des indices annuels du suivis systématiques).....	p. 62
Fig. 28 : Stratégie schématique d'agrégation de données pour effectuer un test local d'association spatiale.....	p. 65
Fig. 29 : Schéma illustrant comment les distributions spatiales interdépendantes des prédateurs et des espèces proies sont caractérisées par un chevauchement de la disponibilité.....	p. 97
Fig. 30 : Cartes de la probabilité du risque de déprédation par l'ours brun dans les Pyrénées et dans les Alpes italiennes dans l'hypothèse de saturation du massif par cette espèce de grand carnivore.....	p. 99
Fig. 31 : Le processus en six étapes depuis la création des cartes de risques de prédation à leur application dans le but d'atténuer le risque de conflits entre humains et carnivores.....	p. 99
Fig. 32 : Pourcentages annuels d'attaques sur lesquelles un ours a été identifié par la génétique pour la période 2010 – 2017.....	p. 137

Fig. 33 : Proportions d'attaques sur lesquelles ont été récoltés des indices d'ours brun relativement au nombre d'attaque annuel de chaque département pour la période 2010 – 2017.....	p. 138
Fig. 34 : Nombre moyen d'attaque par an individuel parmi les individus identifiés sur la période 2010 – 2017.....	p. 139
Fig. 35 : Pourcentage d'attaques catégorisées par statut selon le nombre d'attaques totales avec individus identifiés par la génétique.....	p. 139
Fig. 36 : Nombre d'individus identifiés sur attaques par an pour la période 2010 – 2017.....	p. 140
Fig. 37 : Période de déploiement du suivi GPS des ours dans les Pyrénées françaises et espagnoles.....	p. 140
Fig. 38 : Nombre de points GPS par individu entre le jour et la nuit (A) et la saison des pâturages d'été (SPS) et hors saison de pâturages d'été (NSPS).....	p. 141
Fig. 39 : Exploration des données GPS de l'ours Goïat réintroduit en 2016 par l'équipe espagnole (PirosLife Nature programme) pour l'année 2016 sans la période d'hibernation.....	p. 142
Fig. 40 : Exploration des données GPS de l'ours Balou réintroduit en 2006 pour l'année 2006 sans la période d'hibernation.....	p. 143
Fig. 41 : Trajectoires des individus suivis par GPS dans les Pyrénées après exploration et gestion des données.....	p. 144
Fig. 42 : Taille de domaine vital prédite en fonction du statut reproducteur (femelle, femelle avec ourson, mâle) à partir du modèle 1 (Table 2). Les tailles des domaines vitaux ont été standardisés (axe vertical).....	p. 148
Fig. 43 : Nombre d'attaques prédites par le meilleur modèle en fonction de l'interaction entre l'effet de l'âge et de la taille du domaine vital. La taille des domaines vitaux a été standardisée.....	p. 148
Fig. 44 : Distribution de l'utilisation de l'espace selon la méthode du Brownian bridge pour deux ours (de gauche à droite DG3_4 et F04_10) pendant l'année 2018.....	p. 149

Table des tableaux

Table 1 : Source des données récoltées pour les cheptels domestiques en estives ainsi que les mesures de protection sur les trois départements pyrénéens majoritairement concernés par l'ours brun.....p. 47

Table 2 : Sélection de modèles effectués sur la taille du domaine vital individuel (avec l'individu en variable aléatoire) montrant les trois premiers meilleurs modèles.....p. 147

