

LE PASTORALISME EN FRANCE

Synthèse des connaissances scientifiques sur la pratique du pastoralisme en France,
ses effets sur l'environnement et son impact sur les grands carnivores



PASTORALISME À L'ALPÉD'HUEZ © NICOLAS/A DOBESTOCK

SUIVEZ ONE VOICE SUR LES RÉSEAUX SOCIAUX

 @onevoiceanimal

 @onevoiceanimal

 @onevoiceanimal

 One Voice



BP 41 - 67065 Strasbourg Cedex
Tél : 03 88 35 67 30
info@one-voice.fr

WWW.ONE-VOICE.FR

SOMMAIRE

Introduction	4	Focus sur l'étude de l'impact des activités pastorales sur les grands carnivores (loup et ours)	19
Aperçu historique des activités pastorales en France	5	1. Contexte historique	19
État des lieux socio-économique et synthèse des investigations scientifiques	7	2. Perceptions sociétales de l'impact du loup et de l'ours sur le pastoralisme	21
1. État des lieux socio-économique du pastoralisme en France	7	Le cas du loup en France	21
2. Synthèse des investigations scientifiques sur le pastoralisme en France	9	Le cas de l'ours en France	23
		Le cas des médias français	24
		Le cas des études scientifiques	25
		3. Impact des activités pastorales sur le loup et l'ours en France	26
		Compétition spatiale avec le bétail	26
		Mesures de contrôle et de prévention	28
Étude de l'impact des activités pastorales sur l'environnement	12	Synthèse de l'état des connaissances sur l'impact du pastoralisme sur le loup et l'ours en France	31
1. Perceptions de l'impact des activités pastorales sur l'environnement	12	Bibliographie	32
2. Études scientifiques sur l'impact environnemental des activités pastorales	12	Annexes	38
Sur les sols	12		
Sur la végétation	13		
Sur les invertébrés	14		
Sur les vertébrés	15		
Sur les risques naturels et les changements globaux	16		
3. Lecture des services écosystémiques et des impacts négatifs du pastoralisme sur l'environnement en France à travers les résultats des études scientifiques	17		

Les auteurs :

Philippe Gaubert, Centre de Recherche sur la Biodiversité et l'Environnement (CRBE), Université Toulouse 3 – Paul Sabatier (UT3), Toulouse, France.

Directeur de Recherche à l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD). Spécialité : Biologie de la conservation.

Sean Heighton, PhD, Centre de Recherche sur la Biodiversité et l'Environnement (CRBE), Université Toulouse 3 – Paul Sabatier (UT3), Toulouse, France.

Chercheur postdoctoral et consultant privé, spécialisé en Biologie de la Conservation et atténuation des enjeux de conservation.

Le pastoralisme est un mode d'élevage pratiqué sur des pâturages naturels, généralement en montagne. La « protection du pastoralisme » est souvent mise en avant par les opposants aux loups. One Voice a donc commandé un rapport sur le sujet à des naturalistes, afin d'en apprendre davantage et d'en faire bénéficier le public. Bien souvent décrit comme « extensif » et vanté pour ses impacts positifs sur l'environnement, il ressort de cette analyse du pastoralisme que cette vision idyllique doit être largement tempérée.

INTRODUCTION

Le pastoralisme est une forme d'élevage extensif présent en France depuis les temps historiques. Profondément ancré dans la culture française, il est souvent perçu par ses acteurs comme ayant un impact positif sur l'environnement.

Une revue de la littérature scientifique montre que les activités pastorales peuvent en effet maintenir une certaine diversité de paysages ouverts et mitiger la propagation des incendies, en particulier par rapport à des formes intensives d'agriculture et d'occupation des sols. Cependant, les impacts positifs du pastoralisme peuvent rapidement s'inverser en cas d'intensification et/ou de mauvaise gestion des activités (par exemple, surpâturage).

Le pastoralisme peut être envisagé comme une activité humaine permettant d'entretenir des espaces « naturels » ouverts en remplacement des grands herbivores européens disparus. Les études scientifiques montrent que les activités pastorales peuvent avoir, à une échelle locale, un impact négatif sur la structure du sol et celle des communautés végétales, sur le cycle des nutriments ainsi que sur la sécurité en haute montagne (risques d'avalanche). À une échelle plus étendue, le pastoralisme peut entraîner le déclin des populations d'invertébrés (notamment la pédofaune) et des vertébrés avec lesquels le bétail entre en compétition (échelle régionale), voire contribuer à accroître les risques liés aux inondations (érosion des sols) et aux changements globaux (échelle mondiale). Bien que ces impacts – positifs ou négatifs – aient été étudiés dans différents pays du monde, nous notons un manque de connaissances majeur sur la situation française.

En France, les loups et les ours, à travers leurs processus de recolonisation du territoire, sont voués à interagir avec les activités pastorales. Notre revue de la littérature scientifique montre que les perceptions de ces grands carnivores par les acteurs et utilisateurs des espaces pastoraux sont en général positives, sauf pour les chasseurs et les éleveurs. Il est également à noter que le traitement de la problématique loup/ours par les médias français et la littérature scientifique en général se focalise plutôt sur les aspects délétères (impacts négatifs, persécutions) que sur les services écosystémiques rendus par ces deux espèces.

Les impacts négatifs du pastoralisme sur le loup et l'ours sont principalement liés aux mesures de contrôle létales (abattage), aux maladies et infections parasitaires contractées à partir des chiens de berger, à la compétition avec les troupeaux pour les habitats et les ressources, et à la réduction de l'abondance et de la diversité de leurs

proies naturelles (en conséquence d'une compétition avec le bétail et aussi de la chasse dans un contexte pastoral).

En retour, ces impacts négatifs entraînent souvent des changements de dynamique démographique et d'occupation des territoires chez le loup et l'ours (individus plus jeunes, disperseurs et moins craintifs) pouvant exacerber les conflits entre humains et carnivores. Il faut aussi noter que la fragilisation des populations de loups et d'ours peut favoriser l'abondance de mésoprédateurs tels que le chacal doré (nouvel arrivé en France), connu pour prédater le bétail dans des proportions bien plus élevées que le loup.

Compte tenu du « retour » relativement récent du loup et de l'ours en France, il existe un manque de connaissances important – par rapport aux pays européens voisins – sur la question de l'impact du pastoralisme et des pratiques de gestion actuelles (mesures de contrôle létales et mesures préventives non létales) sur ces deux espèces. Nous suggérons que l'atténuation des conflits pastoralisme-loup/ours en France passe par l'ensauvagement des espaces ouverts semi-naturels présents au sein des parcs nationaux et naturels (abandon des pratiques pastorales) afin de réduire les mosaïques forêts-espaces pastoraux qui prédominent dans le paysage français et qui favorisent la prédation du bétail (par le loup ; l'ours n'étant qu'un prédateur très occasionnel).

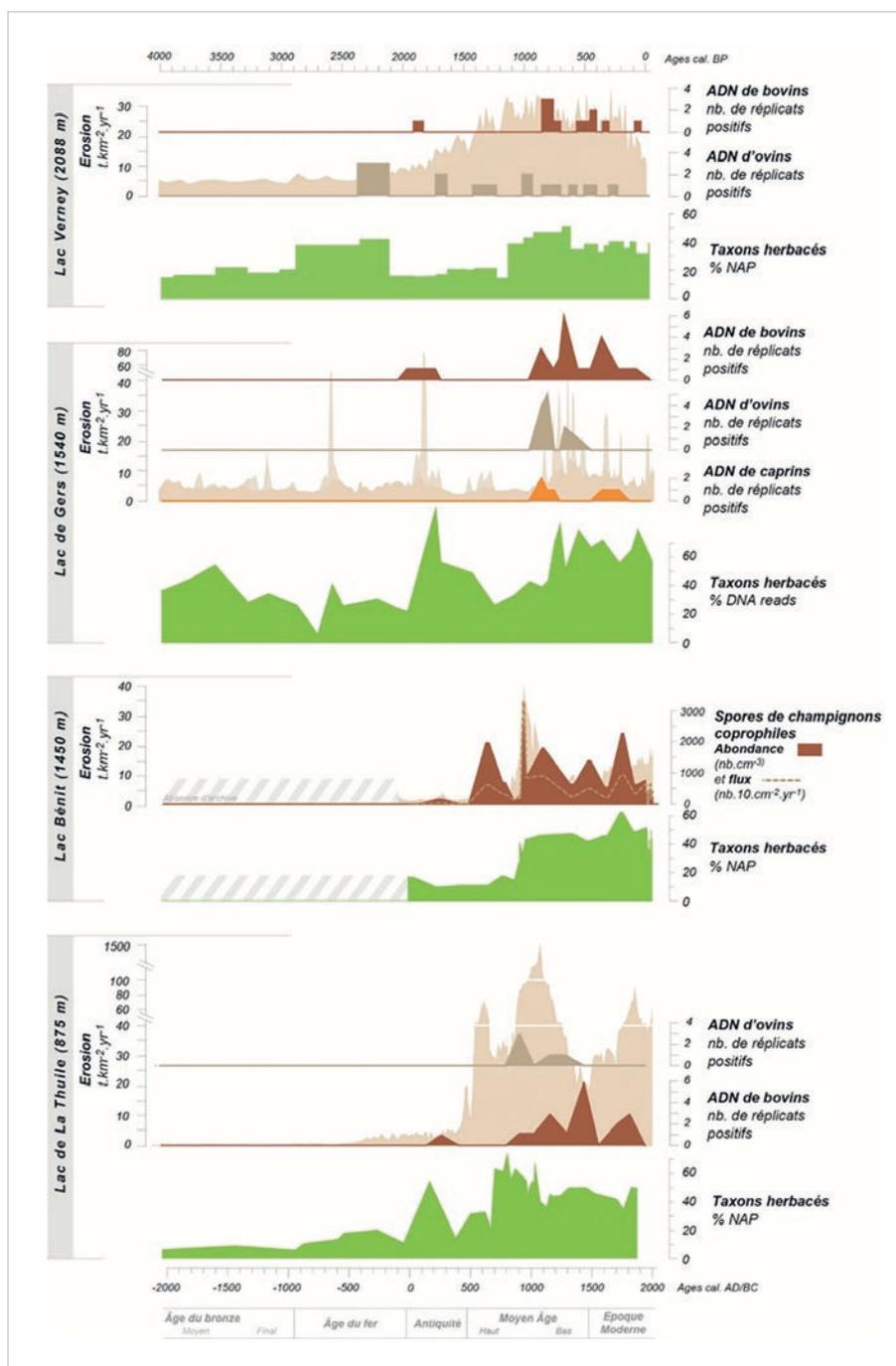
APERÇU HISTORIQUE DES ACTIVITÉS PASTORALES EN FRANCE

Le pastoralisme se définit comme un mode d'élevage extensif pratiqué à travers l'exploitation de la végétation et des paysages naturels, impliquant traditionnellement le déplacement des troupeaux et des bergers (« pasteurs ») les accompagnant. L'économie pastorale est un système socio-écologique que l'on peut qualifier d'ancestral en Europe - et dans le monde en général - en cela qu'il a été mis en place avant l'avènement de l'agriculture et l'exploitation de la capacité de certains habitats favorables à la croissance des herbages dans le cadre de la production animale. Les pâtures étaient à l'origine des espaces impropres à l'agriculture, tels que les landes, les maquis (garrigues), les alpages et estives d'altitude, les prairies naturelles, mais aussi les marais et certains espaces forestiers (Luginbühl, 2009).

En France, les premières traces d'humains et de leurs troupeaux se trouvent notamment dans les pelouses permanentes de haute altitude (Alpes et Pyrénées), le piémont pyrénéen, le Cantal et les plateaux de prairies naturelles (Causses), il y a 3000 à 4000 ans (Bajard, 2017 ; Galop *et al.*, 2003 ; Miras *et al.*, 2003 ; Rendu *et al.*, 2016). La transhumance, une forme particulièrement mobile du pastoralisme impliquant le déplacement des troupeaux des zones de plaines (en hiver) vers les pâtures montagnardes (en été), est avérée, parfois depuis le début du Néolithique (il y a environ 6000 ans)¹, dans les Pyrénées, entre le Languedoc-Roussillon et les Causses, les Cévennes et la Lozère, entre la Provence et les Alpes, dans le Jura et dans les Vosges.

Dans les Alpes, l'activité pastorale (moutons et vaches) est importante durant l'Antiquité, entraînant l'exploitation des espaces subalpins et montagnards. À la fin de l'époque romaine et jusqu'au début du Moyen Âge (le *Dark Age*), on observe en France une déprise des espaces pastoraux et une baisse importante des activités pastorales (Etienne *et al.*, 2015). Ces dernières reprennent au début du Haut

Moyen Âge, période à partir de laquelle les activités pastorales vont se diversifier et les surfaces herbeuses propices à la pâture seront étendues par les activités humaines (fig. 1), notamment à des altitudes intermédiaires



¹ Les « drailles », chemins de transhumance délimités par des murets de pierre encore visibles aujourd'hui, attestent de cette pratique ancestrale.

dans les Alpes et dans le piémont pyrénéen (Bajard *et al.*, 2019 ; Galop, 1998). L'impact de ces déboisements sur les paysages est significatif. La « conquête pastorale », envisagée par McClure (2015) comme participant d'une construction de niche favorable au développement subséquent de l'agriculture, entraîne des déboisements intenses, parfois définitifs, comme c'est le cas dans le Cantal (Davasse et Galop, 1990).

La mise en place de ce pastoralisme « traditionnel » va permettre la mise en valeur et va fixer l'organisation sociale des montagnes françaises jusqu'à la fin du XIX^e siècle. À partir de cette période, la reprise en main de la gestion des espaces naturels par l'administration forestière, les atteintes aux usages et l'exode rural vont venir « casser » ce mode d'exploitation des espaces montagnards (Eychenne, 2018a). Jusqu'au milieu du XX^e siècle, la décomposition par l'État des pratiques traditionnelles diminue la place du pastoralisme avec pour conséquence l'abandon de certains cheptels et la fermeture des espaces ouverts (Barrué-Pastor et Balent, 1986). À partir de 1962, les lois d'orientation agricole et la politique agricole commune (PAC) fragilisent un peu plus l'élevage de montagne, considéré comme faiblement

compétitif par rapport à l'agriculture de plaine. C'est le résultat de la Seconde Guerre mondiale, après laquelle les politiques ont évolué vers l'autosuffisance dans les systèmes agricoles et donc les céréales plutôt que l'élevage pastoral, ce qui a eu des conséquences négatives majeures sur la biodiversité (Fonderflick *et al.*, 2010 ; Robinson et Sutherland, 2002).

Toutefois, émerge conjointement à ces grandes mesures politiques une prise de conscience de l'utilité des activités pastorales dans le maintien d'espaces ouverts (lutte contre les friches) et la sécurisation (feux) de l'espace montagnard (Gerbaux, 1994). La loi pastorale du 3 janvier 1972 et le décret portant création de l'indemnité spéciale montagne sont les deux piliers qui représentent jusqu'à aujourd'hui la base des mesures de soutien à l'élevage pastoral en montagne. Ce dernier y est officiellement considéré pour ses fonctions d'intérêt général, notamment dans sa dimension collective et sociale, tout en reconnaissant les spécificités des pratiques pastorales. Une aide directe est attribuée aux éleveurs de montagne pour soutenir leur rôle dans la lutte contre les risques naturels, légitimée par une reconnaissance des « services rendus » à l'espace montagnard (Eychenne, 2012, 2018a).



LOUPS GRIS © GEOFFKUCH-HERA/ADOBESTOCK

ÉTAT DES LIEUX SOCIO-ÉCONOMIQUE ET SYNTHÈSE DES INVESTIGATIONS SCIENTIFIQUES

1. État des lieux socio-économique du pastoralisme en France

Historiquement présent sur l'ensemble du territoire, le pastoralisme se rencontre aujourd'hui principalement dans les massifs montagneux que sont les Alpes, les Pyrénées, le Massif central, les Vosges et le Jura (Fig. 2). La superficie pastorale dans l'espace montagnard français est estimée à 1,6-2,2 millions d'hectares (soit environ 6 % de la surface agricole), et le nombre d'élevages pastoraux à 40 000 (environ 12 % des élevages français ; de Roïncé *et al.*, 2020). Toutefois, les activités pastorales n'occupent pas seulement l'espace montagnard, et cumulées elles représentent sur le territoire 60 000 exploitations (environ 18 % des élevages français), s'étendant sur une surface d'exploitation de 5,4 millions d'hectares et rassemblent près de 8 millions d'animaux² (Chambres d'agriculture France, 2021). Le cheptel – sédentaire ou transhumant – inclut les bovins (vaches), les ovins (moutons), les caprins (chèvres) et les équins (chevaux), avec une exploitation pour la production laitière ou la viande.

Le pastoralisme en France génère un potentiel économique de 8,5 milliards d'euros annuels et induit plus de 250 000 emplois (Chambres d'agriculture France, 2021). Les activités pastorales en France sont particulières d'un point de vue sociogéographique, dans le sens où elles ont une dimension collective : la plupart des surfaces exploitées sont gérées collectivement (fig. 3), en continuité avec les usages traditionnels des ressources communes (Eychenne, 2018a). Depuis la loi pastorale de 1972, le cadre juridique fixe la

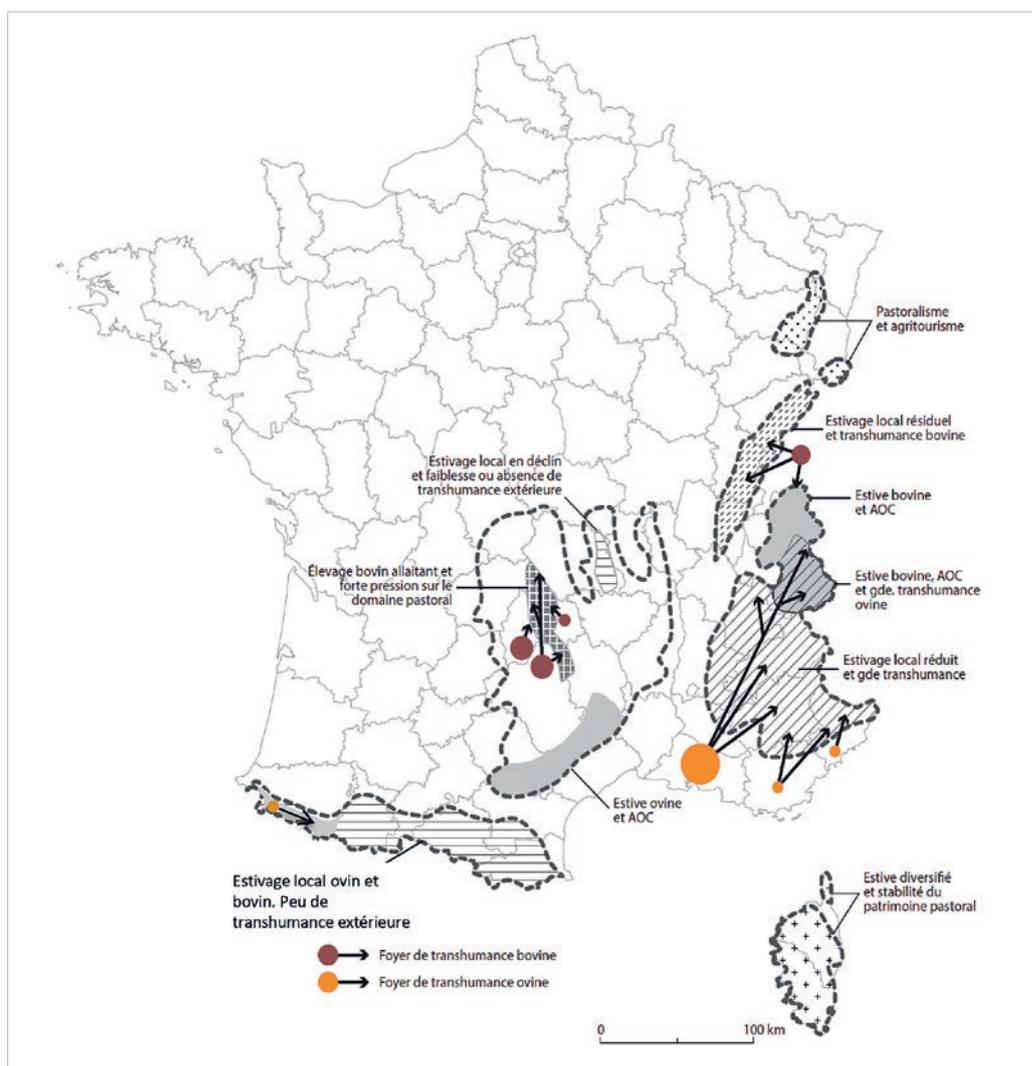


Figure 2. Cartographie du pastoralisme montagnard en France [source : Eychenne, (2018b) ; d'après Bordessoule (2003)].

2 Le nombre total d'animaux élevés en France est d'environ 40 millions (MASA 2022 - <https://agriculture.gouv.fr/infographie-lelevage-francais>)

gestion commune des surfaces pastorales en regroupant les propriétaires en « associations foncières pastorales » (AFP) et les éleveurs en une ou plusieurs unités de pâturage dites « groupements pastoraux » (GP) agréés par l'État. Les AFP sont souvent utilisées comme outils pour protéger les paysages pastoraux ou les restructurer (Eychenne, 2019). Elles constituent un cadre dans lequel les élus, les propriétaires et les agriculteurs/éleveurs du territoire agissent collectivement pour développer des projets territoriaux, permettant notamment de contrer certains développements urbains (Eychenne, 2019) ou de pratiques agricoles intensives (Fonderflick *et al.*, 2010 ; Gil-Tena *et al.*, 2015 ; Robinson et Sutherland, 2002).

Bien que renforcé politiquement, depuis les années 2000, dans la reconnaissance de son intérêt général en tant qu'activité de base de la vie montagnarde et comme l'un des gestionnaires centraux de l'espace montagnard (loi relative au développement des territoires ruraux, amendement du Code rural...), le pastoralisme reste confronté aux impératifs de compétitivité et de modernisation des structures agricoles liés au contexte actuel de mondialisation. Le secteur de

l'exploitation pastorale se trouve notamment affecté par la baisse de la consommation de viande, un accès limité au foncier et l'avènement d'emprises exogènes (dissociation de l'assise foncière des exploitations ; Grison *et al.*, 2015), les contraintes liées au maintien des équipements nécessaires à ses activités (abattoirs, fromagerie, cabanes...) et l'apparition finalement récente de « stressseurs » environnementaux (changement global, cohabitation avec les grands prédateurs).

Récemment, le champ lexical du discours de défense et de légitimation du pastoralisme s'est enrichi de la notion « d'externalités positives » (notamment de la part de l'Association Française de Pastoralisme – AFP), qualificatif emprunté aux sciences économiques afin de diffuser dans l'espace médiatique, politique et économique les effets positifs des activités pastorales sur la société. Malgré cela, le monde pastoral ne peut que constater l'absence, de la part des grandes politiques agricoles (PAC), d'incitations financières associées au bénéfice social ou environnemental des activités pastorales telles qu'affichées dans le cadre de ce changement lexical (Lazaro, 2015).

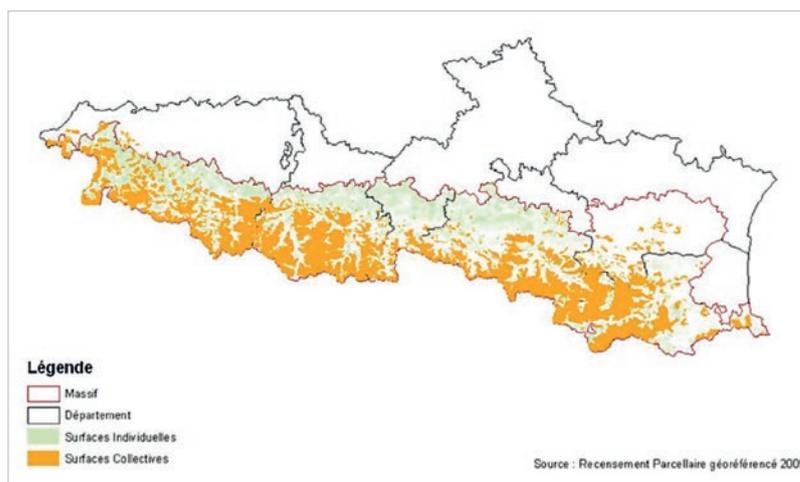


Figure 3. Répartition des surfaces agricoles individuelles et collectives dans les Pyrénées (source : Eychenne, 2018b).

2. Synthèse des investigations scientifiques sur le pastoralisme en France

Afin d'identifier les principaux thèmes de recherche liés au pastoralisme en France, nous avons entrepris une revue semi-systématique de la littérature à partir d'une recherche booléenne exhaustive³ dans le Web of Science, avec les termes associés suivants permettant de capturer à la fois les publications rédigées en anglais et en français sur le sujet : (*pastoralis** OR *pasture**) AND (France OR French) AND (*environment** OR *biodiversity*). Au total, 226 publications scientifiques ont été publiées entre 1992 et 2023 (jusqu'à octobre), ce qui est plus que pour la corrida (N = 10 ; « *corrida* AND France ») mais beaucoup moins que pour la chasse en

France (N = 2265 ; « (*hunt** OR *chasse**) AND France »). De façon plus globale, les études scientifiques sur le pastoralisme représentent seulement 1,7 % des études réalisées sur l'agriculture (N = 13 438 ; « France AND *agriculture* ») et 10,2 % sur l'élevage (N = 2206 ; « France AND (*livestock* OR *bétail*) ») en France. L'ensemble des 226 publications recensées sur le pastoralisme, rendues accessibles à travers ce rapport, pourront constituer une base de données importante pour les recherches futures sur le sujet (annexe 1).

La production scientifique sur le pastoralisme a commencé à augmenter à partir de 2005 environ, mais semble avoir reçu moins d'attention depuis 2019 (fig. 4), même si les tendances depuis 2005 restent irrégulières.

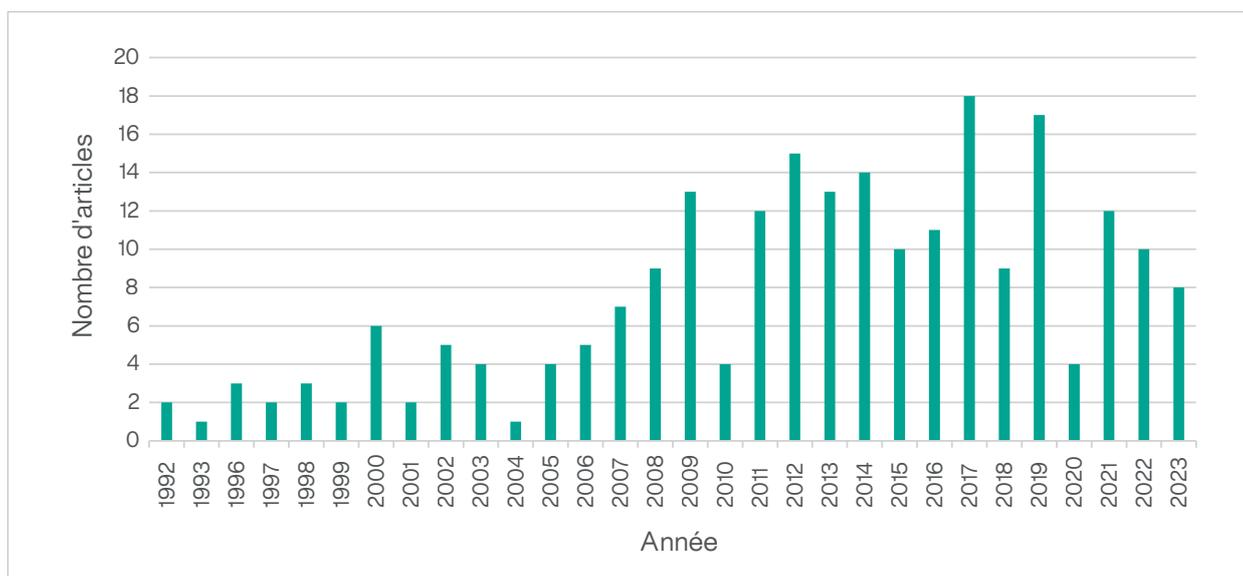


Figure 4. Nombre de publications scientifiques sur le pastoralisme en France depuis 1992. NB : seulement la période de janvier-octobre a été considérée pour l'année 2023.

Les principaux domaines de recherche sont l'agriculture (N = 86 publications), les sciences de l'environnement et l'écologie (N = 70), et les sciences vétérinaires (N = 27), ce qui suggère une influence importante des thèmes axés sur la production du bétail (fig. S1). La conservation de la biodiversité, le sujet le plus susceptible de traiter directement de l'impact du pastoralisme sur l'environnement et des conflits humains-faune (ours et loups), ne fait l'objet que de 11 publications. La structure de recherche travaillant le plus sur le pastoralisme en France est l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE ; N = 106 publications), suivie par le Centre national de la recherche scientifique (CNRS ; N = 45) et certaines universités françaises (Udice ; N = 35 ; cf Fig. S2). Les efforts de publication

de l'INRAE expliquent probablement la forte influence de la recherche « productiviste » sur le sujet du pastoralisme.

Pour mieux comprendre l'architecture des connaissances scientifiques sur ce sujet, nous avons utilisé VOSviewer v1.6.14 (Eck et Waltman, 2009), un programme d'exploration de texte qui construit des réseaux de cooccurrence de termes importants extraits des titres et des résumés des publications scientifiques (N = 226). Nous avons utilisé l'algorithme de fouille de textes (*text mining*), le comptage binaire (qui ne mesure l'occurrence d'un terme qu'une fois par article), pour les termes apparaissant cinq fois ou plus dans les articles (330 termes), et nous avons écarté par défaut 40 % des termes les moins pertinents. Nous avons ensuite classé manuellement

³ Toutes bases de données confondues [Web of Science: All Databases]. Les titres (*Title*), les résumés (*Abstract*), les mots-clés (*Author Keywords*) ainsi que les mots les plus fréquemment rencontrés dans les articles (*Keywords Plus*) ont été criblés.

les termes sélectionnés afin d'éliminer les termes « inutiles » (résultat, date, semaine), ce qui nous a permis d'obtenir les 163 termes les plus cités et les plus pertinents, ainsi que de retracer les 4 454 liens les plus fréquents entre les termes (fig. 5).

Quatre groupes principaux de mots ont été identifiés par notre analyse. Un premier groupe (fig. 5 : groupe rouge), le plus important en matière de nombre de publications, semble lié à l'environnement, les termes clés étant « forêt », « végétation », « habitat » et « montagne ». D'autres termes clés inclus dans ce groupe, tels que « déclin », « richesse spécifique », « conservation » et « présence », pourraient être liés aux paysages naturels et aux espèces sauvages qui s'y trouvent. Il est important de noter que des termes faisant référence aux principales espèces sauvages cristallisant les interactions humain-faune (loups, ours, cerfs, sangliers...) sont absents du groupe, car peu ou pas représentés dans les publications (fig. S3).

Le deuxième groupe le plus important (fig. 5 : groupe bleu) se réfère principalement à la production agricole, avec des termes clés tels que « production », « produit » et « consommation ». Il est également lié à d'autres termes clés tels que « gaz à effet de serre », « changement climatique » et « avenir », ce qui est lié à une récente intégration des questions de changements globaux dans la problématique de la recherche pastorale. Ce groupe est étroitement lié à un troisième groupe qui fait référence aux pratiques agricoles et au bétail (les éléments nécessaires à la production ; fig. 5 : groupe vert)

avec des termes clés tels que « légumineuses », « taux de charge », « race », « mouton », « enclos » et « cultivar ». Enfin, le quatrième groupe de mots semble lié à certains risques - principalement sanitaires - ou impacts associés à la production du bétail et aux pratiques agricoles (figure 5 : groupe jaune), avec des termes clés tels que « risque », « infection », « maladie », « allergie » et « contamination ».

Le groupe focalisé sur le thème environnemental (fig. 5 : groupe rouge) est relativement plus éloigné des autres groupes, ce qui suggère que la recherche sur les activités pastorales en France intègre peu les questions environnementales aux questions de production du bétail, aux pratiques agricoles et aux aspects sanitaires de l'élevage. Les termes principaux partagés par les trois autres groupes comprennent l'intensité du pâturage, les prairies semi-naturelles, la température et l'agriculture. Cela suggère que la recherche sur les aspects « agricoles » du pastoralisme trouve son fondement dans une problématique productiviste (agriculture, intensité, semi-naturelle) devant faire face aux changements globaux (température). Ces thèmes sont utilisés dans les recherches plus récentes (fig. S4). Des régions telles que les Alpes septentrionales, les Pyrénées, la région méditerranéenne et l'Ouest de la France sont retrouvées dans le « groupe environnemental », reflétant le fait que ces régions font l'objet d'un questionnement scientifique autour d'une approche pastoraliste plus axée sur la nature, en contraste avec les investigations productivistes majoritaires pour le Massif central (lié au groupe bleu).

ÉTUDE DE L'IMPACT DES ACTIVITÉS PASTORALES SUR L'ENVIRONNEMENT

1. Perceptions de l'impact des activités pastorales sur l'environnement

En Europe, quelques perceptions majeures des services écosystémiques rendus par les activités pastorales ont été identifiées chez l'ensemble des acteurs et utilisateurs des zones de pâtures (Leroy *et al.*, 2018). Elles incluent l'entretien d'un habitat souvent - paradoxalement - considéré comme « naturel » (par exemple, les prairies d'alpage), la participation positive au cycle des nutriments et à la production primaire (et donc à la productivité des habitats), la contribution à la qualité et la régulation du cycle de l'eau, la destruction des graines et autres résidus issus de l'agriculture, la dispersion des graines d'essences locales, la lutte contre les effets de l'érosion et contre les avalanches, ainsi que la lutte contre la reprise forestière et les incendies.

En France, les services écosystémiques rendus par le pastoralisme restent souvent envisagés sous leurs aspects socio-économiques plutôt qu'environnementaux, comme c'est le cas dans le Parc national des Cévennes avec l'utilisation de la notion opérationnelle d'ESBOs (*Environmentally and Socially Beneficial Outcomes*) (Berriet-Sollicet *et al.*, 2018). Dans les Pyrénées, Lazaro (2015) recense un ensemble d'impacts positifs et négatifs des activités pastorales sur l'environnement, à partir d'enquêtes menées auprès des différents acteurs et utilisateurs du massif montagneux. Pour les impacts positifs (assimilables aux services écosystémiques), l'auteur liste l'entretien et la sécurisation de l'espace montagnard (prévention des incendies et des avalanches), le maintien d'un paysage diversifié, la préservation d'une biodiversité spécifique aux pâturages, ainsi que l'amélioration du bien-être des animaux domestiques. En guise d'impacts négatifs sur l'environnement, Lazaro (2015) identifie les risques sanitaires liés à l'utilisation de vermifuges à effet retard, la transmission de maladies entre animaux domestiques et sauvages, la dégradation de la qualité des cours d'eau (en cas de stagnation des troupeaux), la pression sur les zones de restauration écologique, le débordement des feux pastoraux sur les forêts (écobuage), les effets délétères du surpâturage sur les sols (dégradation) et la régénération

forestière. Toujours dans les Pyrénées, Barnaud & Couix (2020) définissent deux principaux discours, chez l'ensemble des acteurs et utilisateurs de l'espace montagneux, ayant trait aux services écosystémiques prodigués par les activités pastorales : (i) entretien et sécurisation de l'espace (prévention contre les incendies et les avalanches) et (ii) maintien de la biodiversité propre aux espaces ouverts, dont une partie bénéficie aux activités de chasse.

2. Études scientifiques sur l'impact environnemental des activités pastorales

• Sur les sols :

Le cycle des nutriments et la structure des sols, ainsi que les processus hydrologiques sont des composantes de la dynamique pédologique qui ont une influence majeure sur la végétation et la qualité de l'eau, et donc sur la santé des écosystèmes, y compris pour le bétail et les humains qui en dépendent dans un contexte de système pastoral (Byrnes *et al.*, 2018). Un pâturage raisonné (alternant et/ou diversifié, et sans surpâturage) peut accroître l'acquisition de carbone grâce à l'augmentation de la productivité des plantes, en éliminant les tissus végétaux vieillissants ou morts et en ouvrant plus d'espace permettant l'exposition à la lumière des stages végétaux plus jeunes. Cependant, l'intensification du pâturage a l'effet inverse, car il entraîne une diminution de la surface foliaire (donc de la photosynthèse), un déséquilibre des cycles du carbone et de l'azote (le bétail absorbe plus de carbone en s'alimentant et introduit un excès d'azote avec leurs déjections) et un changement dans la composition des espèces végétales, avec pour conséquence la baisse considérable de la capacité de séquestration du carbone par les pâturages⁴, et par là même, la perte de capacité de résilience des zones pastorales face aux changements globaux (Deng *et al.*, 2017 ; Soussana et Lemaire, 2014). Des études comparant la gestion des terres et les activités de pâturage de diverses espèces en France ont montré les impacts négatifs du pâturage, même non intensif, sur la structure et la fonction des sols (Bajard *et al.*, 2017 ; Delattre *et al.*, 2020; Moinardeau *et al.*, 2019, 2016).

Par le piétinement du bétail, les activités pastorales peuvent entraîner un compactage du sol qui empêche l'infiltration de l'eau, ce qui a un impact direct sur la disponibilité en

⁴ Une baisse des capacités de séquestration du carbone identifiée dans les Alpes dès la période moyenneuse (Bajard *et al.*, 2017)

eau pour les plantes et modifie le cycle des nutriments car les communautés microbiennes sont affectées (réduction de la taille des pores du sol, nécessaires à la croissance des communautés microbiennes). La modification de la structure et des éléments nutritifs du sol va alors entraîner des changements dans les processus hydrologiques qui se traduisent par une baisse de la qualité de l'eau (lessivage des éléments nutritifs tels que l'azote, augmentation de la proportion de sol dans l'eau) et un écoulement non optimal de l'eau (inondations, augmentation de l'érosion ; Minea *et al.*, 2022).

À partir d'une revue de littérature sur l'érosion des sols menée à travers l'Europe, le pied des Pyrénées a été signalé comme une zone souffrant d'une érosion sévère (Cerdan *et al.*, 2010), probablement en raison de l'importance du pastoralisme dans la région. Dans une étude sur les dépôts d'inondation et les caractéristiques du sol dans le lac du Gers (Alpes françaises) depuis 4 600 ans, les chercheurs ont noté que l'introduction des pratiques pastorales (empire romain, périodes médiévales et jusqu'à aujourd'hui) était directement liée à l'augmentation de la fréquence des inondations et de l'érosion (Bajard *et al.*, 2020).

• Sur la végétation :

De nombreuses espèces dépendent directement ou indirectement de la diversité taxonomique et fonctionnelle des communautés de plantes. L'intensité (Wu *et al.*, 2020) et les modes de gestion du pâturage par les bergers sont des facteurs qui vont influencer sur l'impact – positif ou négatif – du pâturage sur la végétation (Gartzia *et al.*, 2016). Ainsi, une plus grande diversité dans les stratégies et préférences

de pâture, telle qu'elle serait induite par les activités de la communauté d'animaux brouteurs sauvages, permet de maintenir l'hétérogénéité (structures, hauteurs) et la complexité des communautés de plantes (Wehn *et al.*, 2011). Pour atteindre un tel effet « bénéfique », les activités pastorales doivent adapter leurs cheptels (races) à la végétation et à la zone de pâture, promouvoir une diversité au sein du cheptel (espèces) et éviter tout surpâturage (Rosa García *et al.*, 2013).

Des études comparant les impacts d'une gestion pastorale de faible intensité (chevaux, chèvres, vaches) à l'absence d'activités pastorales ont suggéré que le pastoralisme avait un effet positif sur l'hétérogénéité (structures, tailles) et la richesse spécifique des plantes (Moinardeau *et al.*, 2016, 2019). L'absence d'activités pastorales, étudiée dans des conditions expérimentales (parcelles d'exclusion) durant vingt-trois ans dans la zone de La Crau, n'a pas conduit à une diminution significative de la diversité spécifique des plantes et des réserves de semences sur les temps court et moyen (Saatkamp *et al.*, 2018). Avec la superposition des effets dus aux changements globaux (hausse des températures moyennes et diminution de la durée de couverture neigeuse), l'effet du pastoralisme sur la dynamique de la végétation devient plus difficile à caractériser (verdissement des zones montagneuses ; Carlson *et al.*, 2017).

Malgré tout, il a été démontré de façon générale que le pâturage des grands herbivores domestiques inversait la relation positive entre diversité des plantes et diversité des insectes, en interférant avec la complexité structurelle des communautés végétales (Zhu *et al.*, 2012). Des études



d'exclusion à long terme menées en Europe suggèrent que les activités pastorales entraînent des changements drastiques dans les communautés de graminées, d'un état dominant (avec pâtures) caractérisé par des espèces marqueurs de la résilience à l'herbivorie (tolérantes au pâturage et à faible croissance) vers un état « relâché » dominé par des espèces plus naturelles (non sélectionnées par le bétail), typiques de la résilience à la lumière (augmentation de la richesse des herbes hautes) (Watts *et al.*, 2019). À partir d'ADN sédimentaire collecté dans plusieurs lacs des Alpes françaises, Pansu *et al.* (2015) ont établi un lien entre le changement brutal de la végétation observé il y a environ 4 500 ans et l'établissement du pastoralisme. De communautés végétales caractéristiques des forêts de montagne et de prairies dominées par les herbes hautes, le paysage alpin est passé à des communautés végétales propres aux landes et aux pâtures.

Bien que l'influence marquée des herbivores domestiques sur les communautés végétales soit évidente, cela ne signifie pas que cette influence soit négative, car la richesse spécifique peut ne pas être affectée (les communautés d'espèces restent inchangées ; Moinardeau *et al.*, 2016 ; Watts *et al.*, 2019) et la qualité nutritionnelle de la biomasse disponible peut augmenter avec une pression de pâturage accrue (Wu *et al.*, 2020), à condition que le pâturage reste raisonné (transhumance, diversité du cheptel, alternance des zones pâturées, pas de surpâturage).

• **Sur les invertébrés :**

La biomasse des insectes diminuerait à l'échelle mondiale

à un rythme annuel de 1 à 2 % (Wagner *et al.*, 2021). À titre d'exemple, en Europe, on estime à 76 % la proportion de la biomasse des insectes volants ayant diminué au cours des vingt-sept dernières années dans les zones protégées (Allemagne ; Hallmann *et al.*, 2017). En raison de leur abondance et de leur diversité, les insectes – et les invertébrés en général – jouent un rôle essentiel dans les services écosystémiques dont nous dépendons (pollinisation, régulation des ravageurs, parasites et vecteurs de zoonoses, décomposition et cycle des nutriments, productivité des sols et purification de l'eau ; Wagner *et al.*, 2021).

Le pastoralisme peut dans certains cas contribuer à lutter contre le déclin des insectes pollinisateurs, herbivores et carnivores, des paysages ouverts par le maintien de prairies ayant une importante diversité de graminées mais aussi celui d'autres plantes nourricières telles que certaines plantes mellifères (Tscharntke *et al.*, 2002 ; Zhu *et al.*, 2012). Il peut également favoriser les insectes qui dépendent des déjections animales (diptères, coléoptères...) ou du bétail lui-même (poux du mouton, par exemple ; Ambrožová *et al.*, 2022 ; Colebrook et Wall, 2004).

Cependant, l'utilisation relativement fréquente d'anti-parasitaires, voire d'herbicides, dans le cadre des activités pastorales en France (Bjørnåvold *et al.*, 2022 ; Givaudan *et al.*, 2014), a un effet délétère sur les communautés d'invertébrés inféodées aux pâtures (Ambrožová *et al.*, 2022 ; Wagner *et al.*, 2021). Les médicaments utilisés pour réduire les charges parasitaires (par exemple, l'ivermectine pour ses propriétés antihelminthiques) peuvent entraîner



PASTORALISME DANS LES ALPES © SERHI/SHUTTERSTOCK

une létalité importante, dans certaines conditions, sur les populations d'insectes coprophages (par exemple, les coléoptères ; Ambrožová *et al.*, 2022) et la pédofaune (Barbut, 2002 ; Vickery *et al.*, 2001), cette dernière jouant un rôle fondamental dans la production et l'entretien de l'humus des sols ainsi que dans la minéralisation du carbone. De tels traitements médicamenteux peuvent aussi induire une augmentation de la toxicité le long de la chaîne alimentaire qui dépend de ces invertébrés (Vickery *et al.*, 2001).

Il est toutefois à noter que, de manière générale, la richesse et l'équitabilité (abondance équilibrée entre espèces) des invertébrés (en particulier, la pédofaune) sont plus élevées lorsque le système est constitué de forêts boisées et de zones arbustives que d'espaces ouverts en France (à l'exception des pinèdes plantées ; Decaëns *et al.*, 1998 ; Ponge *et al.*, 2015). Dans une étude menée en Normandie sur les successions naturelles de végétation à partir de pâturages permanents (moutons et chevaux : 1,5 unités de bétail/ha), on a trouvé que la biomasse d'invertébrés (g/m²), leur densité (individus/m²) et leur richesse taxonomique étaient à leur maximum deux ans après la fin des activités pastorales (Decaëns *et al.*, 1998). Au fur et à mesure que la succession se poursuivait vers des parcelles arbustives ou forestières âgées de 40 ans (proche du climax), la densité et la biomasse diminuaient alors que les indices de richesse et d'équitabilité continuaient d'augmenter (Decaëns *et al.*, 1998). Des résultats similaires ont été trouvés ailleurs en France (Ponge *et al.*, 2015) et dans d'autres parties de l'Europe (Steinwandter *et al.*, 2017).

• Sur les vertébrés :

L'interaction du pastoralisme avec les vertébrés sauvages (et surtout les mammifères) est le nexus qui cristallise les tensions entre le monde rural et la vie sauvage, avec à la clé diverses mesures de contrôle mises en place par les humains afin de réduire l'impact des vertébrés sauvages au profit des activités pastorales. Les interactions entre espèces domestiques et sauvages se traduisent par une concurrence pour l'habitat et les ressources, la prédation et les transmissions de zoonoses. D'après une étude globale basée sur 807 sources bibliographiques, les tendances générales montrent que le pastoralisme a généralement plus d'effets négatifs que positifs sur les populations de vertébrés sauvages, notamment dans le cas de pâturage intensif (Schielz et Rubenstein, 2016). Les petits mammifères (comme les campagnols, les souris, les musaraignes) et les oiseaux qui ont besoin d'un couvert végétal dans les prairies, mais aussi les brouteurs mixtes comme le cerf qui exigent un accès à des ressources variées, ont subi l'impact négatif du pastoralisme qui a réduit l'hétérogénéité et perturbé la structure de la végétation (Schielz et Rubenstein, 2016). À l'inverse, on note chez les espèces adaptées aux habitats ouverts qu'elles ont été affectées plutôt positivement (abondance) par les activités de pâturage (Schielz et Rubenstein, 2016).

Les activités pastorales induisent également le déplacement des populations d'ongulés sauvages, par compétition directe (les animaux domestiques sont plus nombreux et souvent plus gros que leurs homologues sauvages) ou par compétition pour les ressources (niches écologique et trophique). Il existe de nombreux exemples de ce phénomène, comme par exemple le cas des mouflons d'Europe, exclus en Sardaigne des sites d'alimentation optimaux par les troupeaux de moutons (Brivio *et al.*, 2022), des bouquetins ibériques repoussés par les troupeaux de chèvres de leurs habitats naturels optimaux (Acevedo *et al.*, 2008), et les déplacements et changement de régime alimentaire (vers des plantes moins digestes) du cerf élaphe – causés par les moutons – dans les Alpes et les Pyrénées (Chirichella *et al.*, 2014 ; La Morgia et Bassano, 2009).

Un autre impact négatif des activités pastorales concerne l'hybridation (ou introgression : flux de gènes entre animaux domestiques et sauvages issus d'une même espèce) des animaux domestiques avec les animaux sauvages, comme par exemple entre les chèvres domestiques et les chèvres sauvages ibériques dans de nombreux pays d'Europe (y compris la France), affectant ainsi l'intégrité génétique des animaux domestiques et la capacité d'adaptation aux changements globaux des espèces sauvages (Cardoso *et al.*, 2021 ; Moroni *et al.*, 2022).

Les changements induits par les activités pastorales sur la végétation et les réseaux trophiques des prairies ont aussi un impact sur les populations d'oiseaux, en particulier les oiseaux qui s'alimentent au sol (insectivores, granivores). Ainsi, dans les Pyrénées et les Alpes françaises, le pastoralisme est directement lié à la modification du régime alimentaire de deux oiseaux insectivores communs (le pipit spioncelle et le traquet motteux), qui sont passés d'un régime principalement basé sur les arthropodes herbivores à des arthropodes ayant d'autres types de régime alimentaire (détritivores ou coprophages ; Chiffard *et al.*, 2023). Au Portugal, les ovins et les bovins ont des effets négatifs sur l'abondance et la présence de certaines espèces d'oiseaux (bruant zizi, bruant des prés et outarde canepetière) en raison des modifications induites dans la couverture et la hauteur de la végétation (Ramos *et al.*, 2021). Toutefois, il est à noter que les activités pastorales permettent parfois la présence de certaines espèces de vertébrés sauvages adaptées aux milieux ouverts et/ou d'augmenter l'abondance de certaines de ces espèces, comme cela a été observé pour les cailles dans cette même étude (Ramos *et al.*, 2021).

Le bétail et les vertébrés sauvages peuvent tous deux être vecteurs de maladies infectieuses entre espèces animales (épizootie) et véhiculer une charge d'ectoparasites. Même s'il est parfois difficile de caractériser la dynamique infectieuse dans le cadre des interactions entre animaux domestiques et animaux sauvages, il existe des exemples d'infections bactériennes depuis les bovins et les ovins

vers les chamois dans les Pyrénées (Espunyes *et al.*, 2021), de salmonelles transmises par des bovins à des sangliers (Navarro-Gonzalez *et al.*, 2012) et à des chamois (avec mortalité avérée ; Glawischnig *et al.*, 2000), et de gale transmise par le bétail vers de nombreux ongulés sauvages de montagne en Europe (Gortázar *et al.*, 2007). La propagation de maladies, en particulier de nouvelles maladies pour lesquelles les populations sauvages ne sont pas immunisées, peut avoir des effets considérables sur les espèces sauvages et même contribuer à leur extinction (cas des interactions entre dingos et loup marsupial en Australie).

L'impact des destructions directes par l'humain sur les populations d'animaux sauvages en raison des risques perçus pour le bétail dans les pâturages est un aspect important à prendre en considération (voir chapitre IV pour un développement sur les grands carnivores). Le contrôle légal par la réduction non sélective (légale ou illégale) ou l'abattage en repréailles des animaux sauvages posant problème est l'une des plus anciennes formes de contrôle des populations sauvages face à la production d'animaux domestiques. En France, il est à ce jour impossible de connaître le nombre d'animaux chassés à proximité des pâturages. Les recensements nationaux de la chasse sont non spécifiques, et ne sont réalisés que tous les dix à quinze ans environ à partir d'enquêtes auprès des chasseurs, ce qui peut fausser les résultats (d'autant plus qu'environ 87 % des enquêtes envoyées aux chasseurs agréés ne reçoivent pas de réponse ; Aubry *et al.*, 2019). En outre, le protocole d'enquête le plus récent de l'Office français de la biodiversité (OFB) a une méthodologie très différente des recensements précédents, ce qui rend difficile l'établissement de tendances temporelles dans les prélèvements liés à la chasse. Nous ne disposons donc pas d'informations sur le contrôle légal affectant les populations de vertébrés sauvages (hors loup et ours ; voir chapitre IV) en compétition avec les activités pastorales. Certains indicateurs suggèrent que la pression de la chasse a pu influencer les traits d'histoire de vie et la structure démographique de certaines populations de sangliers et de cerfs en France (Gamelon *et al.*, 2011 ; Nilsen *et al.*, 2009). Vu l'augmentation générale des prélèvements de chasse depuis les années 1990 sur les ongulés (en raison de changements dans les lois, le climat et les mesures de conservation accrues qui ont permis la croissance des espèces d'ongulés ; Maillard *et al.*, 2010), justifiée par des aires de répartition apparemment en expansion (Barboiron *et al.*, 2018 ; Saint-Andrieux *et al.*, 2017), il serait important de pouvoir connaître le nombre annuel de vertébrés sauvages subissant un contrôle légal dans le contexte de leurs interactions avec le pastoralisme. En ce qui concerne le suivi des populations de vertébrés sauvages, l'OFB a commencé en 2015 à mettre en place les Indicateurs de changement écologique (ICE) adaptés à chaque espèce d'ongulés. De tels indicateurs permettent peut-être de fournir des estimations plus précises sur l'abondance réelle des espèces dans les zones soumises aux pratiques pastorales.

• **Sur les risques naturels et les changements globaux :**
L'amplitude des risques naturels (feux, avalanches, érosion) étant amplifiée par les changements globaux actuels et à venir, ces deux grands aléas affectant le système Terre sont des préoccupations importantes non seulement pour la sécurité des humains et de leur bétail, mais aussi pour l'environnement et la faune sauvage.

Le pastoralisme semble avoir un effet mitigé sur la prévention des feux. D'un côté, les activités pastorales ont un impact positif car elles constituent un moyen « naturel » de réduire la propagation du feu (coupe-feu naturel en maintenant l'espace ouvert). Une revue systématique (47 publications) des impacts du pastoralisme dans le biome méditerranéen a montré l'importance de la réduction des feux de forêt par le contrôle de la biomasse (matières combustibles), indépendamment de l'intensité du pâturage et des espèces considérées (bovins, ovins, caprins, chevaux et troupeaux mixtes ; Ribeiro *et al.*, 2023). Des études de cas menées le long du Rhône et en Corse ont confirmé l'effet positif des activités pastorales sur la réduction de l'amplitude des feux de forêt (Delattre *et al.*, 2020 ; Moinardeau *et al.*, 2019, 2016).

Toutefois, il est à noter que les feux peuvent être bénéfiques aux communautés d'espèces sauvages qui y sont adaptées, car les incendies sont des processus naturels inscrits dans les cycles de vie des habitats, en particulier en zone méditerranéenne. Une étude recensant 9449 sites dans le massif des Maures (habitat méditerranéen) a suggéré que les amphibiens et les reptiles étaient positivement affectés par le renouvellement des micro-niches écologiques induit par les feux (Santos *et al.*, 2019).

Il faut cependant noter que la fréquence actuelle des incendies est trop importante pour que les feux soient bénéfiques au renouvellement des habitats. En France, environ 90 % des feux sont d'origine humaine (Observatoire des forêts françaises). A contrario des effets positifs du pâturage sur le contrôle du feu, les départs de feux dans le sud de la France semblent liés aux zones de pâturages, probablement parce que ces zones sont accessibles et proches des activités humaines (Ganteaume et Jappiot, 2013). Il est donc important de considérer que, bien que les pâturages aident, par l'entretien d'espaces ouverts et débroussaillés, à réduire les incendies, ce sont aussi des points de départ de feux parfois incontrôlés, qu'ils soient volontaires (écobuage ; Métaillé et Faerber, 2004) ou involontaires.

Il a été également montré que le pastoralisme augmente la fréquence et l'amplitude des inondations (voir ci-dessus), certains pâturages augmentant le ruissellement des eaux qui favorise l'érosion des sols, avec comme conséquence la perturbation des processus hydrologiques en aval (Bajard *et al.*, 2020). Il existe hélas un nombre très limité de recherches sur les impacts du pastoralisme sur les risques d'inondation en Europe (Minea *et al.*, 2022). Certains exemples sont

toutefois très parlants, tels que l'influence du pâturage des chèvres sur les inondations à Chypre (Perevolotsky et Seligman, 1998) et des activités pastorales dans la formation de ravines en Espagne (à partir d'un suivi sur une période de soixante ans ; Gutiérrez *et al.*, 2009).

Un autre impact négatif du pastoralisme réside dans les risques accrus d'avalanche induits par la réduction des espaces forestiers, ces derniers participant à la prévention naturelle des avalanches. Une étude sur une période de plus de 250 ans (1750–2016) dans les Alpes françaises a conclu qu'en raison du dépeuplement rural et de la réduction des activités pastorales, les anciennes pâtures se sont reboisées et ont ainsi réduit la fréquence des avalanches au fil du temps (Mainieri *et al.*, 2020)⁵. Dans les Vosges, le maintien de pâtures à une altitude inférieure à celle de la limite de la flore arborescente favorise la persistance de risques d'avalanche (Giacona *et al.*, 2017).

Les activités pastorales peuvent également avoir un impact négatif sur la capacité des sols à séquestrer le carbone (et ainsi à lutter contre le réchauffement climatique), à travers la modification qu'elles entraînent des propriétés physico-chimiques du sol (Bajard *et al.*, 2017) et de la diversité des communautés végétales (Deng *et al.*, 2017). L'exploitation du bétail, notamment dans le contexte pastoraliste, participe également à la production de gaz à effet de serre tels que le CO₂ et le CH₄ dans l'atmosphère (en particulier par les vaches) et le N₂O dans le sol (processus de nitrification/dénitrification dans les sols, en lien notamment avec la gestion des déjections animales). Cette production est toutefois inférieure à celle issue de l'agriculture intensive (Soussana *et al.*, 2004 ; Soussana and Lemaire, 2014).

Il est important de noter qu'avec l'avènement inéluctable des changements globaux, les risques naturels énoncés ci-dessus seront exacerbés (Fargeon *et al.*, 2020; Wilhelm *et al.*, 2022). Il est donc nécessaire d'acquérir une meilleure connaissance des interactions entre les activités pastorales et ces processus afin de mieux anticiper la gestion future du modèle pastoral.

3. Lecture des services écosystémiques et des impacts négatifs du pastoralisme sur l'environnement en France à travers les résultats des études scientifiques

Nous proposons ici une synthèse récapitulative des services écosystémiques et des impacts négatifs du pastoralisme sur l'environnement, permettant de confronter les perceptions des acteurs et utilisateurs des espaces pastoraux aux résultats des investigations scientifiques (tableau 1).

Certaines représentations sociétales touchant au rôle positif du pastoralisme dans la lutte contre l'érosion des sols, la diminution des risques d'avalanche et l'augmentation de la qualité de l'eau sont unanimement contredites par les données scientifiques. La science offre également un éclairage plus mitigé (oui/non) sur des services tels que le maintien de la biodiversité (habitats ouverts) et la diminution des risques d'incendies. Elle confirme la majorité des impacts négatifs du pastoralisme tels qu'identifiés par la société, et identifie cinq autres impacts négatifs non mentionnés par les acteurs et utilisateurs des espaces pastoraux.

À ce stade, il est important de noter que l'impact (positif, négatif ou non visible) du pastoralisme est modulé par les types de pâtures et pratiques – diverses – mises en place dans le cadre des activités pastorales. Nous insistons sur le fait qu'un pastoralisme raisonné (guidé par certaines « bonnes pratiques » : transhumance, rotation des pâturages, diversité et adaptation des races domestiques, taille des troupeaux adaptée à la capacité de charge des habitats, charge médicamenteuse faible) aura généralement un faible impact négatif sur l'environnement⁶. Il occupe de plus une niche écologique naturelle désertée par les grandes populations d'herbivores français du fait de la chasse (auroch, bison, cerfs), et est donc utile au maintien d'une certaine diversité de paysages. À l'inverse, en cas de surpâturage, l'impact des activités pastorales devient très souvent négatif. Une revue systématique (basée sur 47 publications) dans la zone méditerranéenne a montré que le surpâturage transformait les impacts positifs sur la biodiversité liés aux activités pastorales en impacts négatifs dans 70 % des études examinées (Ribeiro *et al.*, 2023).

Les investigations scientifiques sur le pastoralisme en France sont peu nombreuses et restent encore souvent axées sur des problématiques de production. Certains manques de connaissances nous paraissent empêcher l'estimation précise de l'impact des activités pastorales sur :

- **la dynamique et la diversité des communautés de plantes et d'invertébrés participant à la vie du sol.** La plupart des études se sont concentrées sur des comparaisons de parcelles représentant différentes étapes de successions temporelles, mais ont rarement étudié l'impact du pastoralisme sur une même parcelle (avant, pendant et après les activités pastorales). Les études basées sur une seule espèce, parfois présentes dans la littérature, ne permettent pas non plus de donner une image réaliste de la dynamique des communautés. De plus, les études sur le pastoralisme affichent souvent des niveaux de richesse taxonomique (nombre d'espèces) similaires entre les zones avec ou sans activités pastorales. Cependant, d'autres indices tels que l'abondance des populations (diversité) concluent la plupart du temps à un impact négatif de ces activités (Schieltz et Rubenstein, 2016). Enfin, les études actuelles comparent des indices de diversité alpha (diversité d'espèces dans chaque site) et souffrent de l'absence d'utilisation

⁵ Il est toutefois à noter qu'un pâturage raisonné dans ces types de prairies alpines reboisées n'augmente pas les risques d'avalanche (Mayer et Stöckli, 2006).

⁶ Le cas des grands prédateurs est différent (voir chapitre IV).

d'indices de diversité permettant de prendre en compte la richesse partagée entre les sites (diversité beta). Ceci ne permet pas d'estimer précisément le niveau de biodiversité spécifiquement préservé par les zones pastorales.

• **les interactions entre bétail et faune sauvage.** Il existe un manque général d'études et de données nationales sur l'intensité de la compétition pour les ressources et l'habitat qui existe entre le bétail et la faune sauvage. L'application de protocoles normalisés de suivi des populations sauvages (par exemple, les ICE pour les ongulés) qui sont en interaction avec les systèmes pastoraux semble donc nécessaire afin d'estimer l'impact du pastoralisme sur les populations de vertébrés sauvages. Les prélèvements effectués par la chasse

dans un contexte de pastoralisme sont également non étudiés.

• **les changements globaux.** La modélisation des impacts des changements globaux sur les activités pastorales est basée sur des données parcellaires quant à la connaissance de la biodiversité des zones pâturées et l'impact du pâturage sur les écosystèmes. De plus, elle ne prend pas en compte les interactions du bétail avec la faune sauvage, ce qui risque de produire des modèles de projection (pour le futur) peu réalistes. Enfin, il existe désormais une superposition des effets du pastoralisme et des changements globaux sur les paysages, qui nécessiterait que les analyses « contrôlent » l'impact des changements globaux afin de réellement comprendre l'impact du pastoralisme sur l'environnement.

Services écosystémiques identifiés par les acteurs et utilisateurs des espaces pastoraux	Confirmés par la recherche scientifique	Effets du pastoralisme
Maintien « nature » d'un paysage diversifié et ouvert	oui	Maintient l'hétérogénéité et la complexité de certaines communautés de plantes, d'invertébrés et d'oiseaux
Maintien d'une biodiversité spécifique aux habitats ouverts	oui/non	Favorise la biomasse et la richesse spécifique/ perturbe la composition des communautés de plantes et d'invertébrés
Diminution des incendies	oui/non	Réduit la propagation des feux/ à l'origine de départs de feux
Lutte contre l'érosion des sols	non	Favorise l'érosion des sols
Diminution des risques d'avalanche	non	Augmente les risques d'avalanche
Augmentation de la productivité des habitats ouverts	oui/non	Accroît l'approvisionnement en nutriments/ perturbe le cycle des nutriments
Augmente la qualité de l'eau	non	Diminue la qualité de l'eau
Destruction des résidus de l'agriculture	pas de données disponibles	
Amélioration du bien-être animal (bétail)	pas de données disponibles	Agit de façon mitigée sur le bien-être des animaux d'élevage extensif (revue globale de littérature : Temple et Manteca, 2020)

Impacts négatifs identifiés par les acteurs et utilisateurs des espaces pastoraux	Confirmés par la recherche scientifique	Effets du pastoralisme
Pression sur les zones de restauration écologique	pas de données disponibles	
Dégradation des sols liée au surpâturage	oui	Affecte la diversité spécifique, la disponibilité en eau et en nutriments
Débordement des feux pastoraux sur les forêts	oui	Provoque des feux non maîtrisés
Risques sanitaires liés à la médication du bétail	oui	Affecte les communautés d'arthropodes, notamment la pédofaune et les coprophages
Transmission de maladies infectieuses entre animaux domestiques et sauvages	oui	Est vecteur de maladies envers la faune sauvage

Autres impacts négatifs identifiés par la recherche scientifique	Effets du pastoralisme
Compétition bétail - vertébrés sauvages	Impose une compétition aux animaux sauvages pour l'accès à l'habitat et aux ressources
Hybridation espèces domestiques - espèces sauvages	Modifie l'intégrité génétique des espèces de vertébrés sauvages
Émission de gaz à effet de serre	Participe à la production de gaz à effet de serre dans l'atmosphère et dans le sol
Diminution de la capacité de séquestration du carbone par les espaces pastoraux	Modifie les propriétés physico-chimiques du sol et la capacité de séquestration des plantes
Inondations	Augmente la fréquence et l'amplitude des inondations

FOCUS SUR L'ÉTUDE DE L'IMPACT DES ACTIVITÉS PASTORALES SUR LES GRANDS CARNIVORES (LOUP ET OURS)

1. Contexte historique

L'histoire du loup gris (*Canis lupus*) et de l'ours brun (*Ursus arctos*) en France est unique dans le contexte européen des interactions entre humains et faune sauvage, car ces deux espèces ont disparu (loup) ou ont vu leur aire de répartition extrêmement réduite (ours) du territoire, désaccoutumant en quelque sorte les acteurs du monde pastoral aux savoir-vivre et savoir-faire nécessaires à la cohabitation avec ces carnivores. La recolonisation du loup à partir de l'Italie et la réintroduction de l'ours dans les Pyrénées a donné lieu à des débats très polarisés et politisés sur la question de l'impact de ces deux espèces sur les activités pastorales. À l'inverse, la question de l'impact du pastoralisme sur les populations de loups et d'ours reste peu étudiée.

À la fin du XVIII^e siècle, on estime qu'environ 6 000 loups étaient répartis sur la quasi-totalité (90 %) du

territoire français (Molinier et Molinier-Meyer, 1981). À partir de la Révolution française, la libéralisation du droit de chasse associée à l'instauration d'une prime à la destruction (fig. 6), suivie de l'amélioration de l'efficacité des armes à feu, a entraîné la destruction systématique des loups (Landry, 2013). Au début des années 1930, l'espèce est considérée éteinte en France (de Beaufort, 1987). La France fixe à 1992 l'année du retour des loups sur le territoire national (Parc national du Mercantour), l'espèce dispersant à partir du Nord de l'Italie, pays où elle est intégralement protégée depuis 1976. Toutefois, un certain nombre d'occurrences signalées en France après-guerre (à partir de 1946) laissent suggérer que des dispersions de loups de l'Italie vers la France avaient déjà lieu avant 1992 (Landry, 2013). Le nombre de loups en France est aujourd'hui estimé à 1104 [1000-1210] individus (OFB, 2023), principalement répartis dans les Alpes (fig. 7).

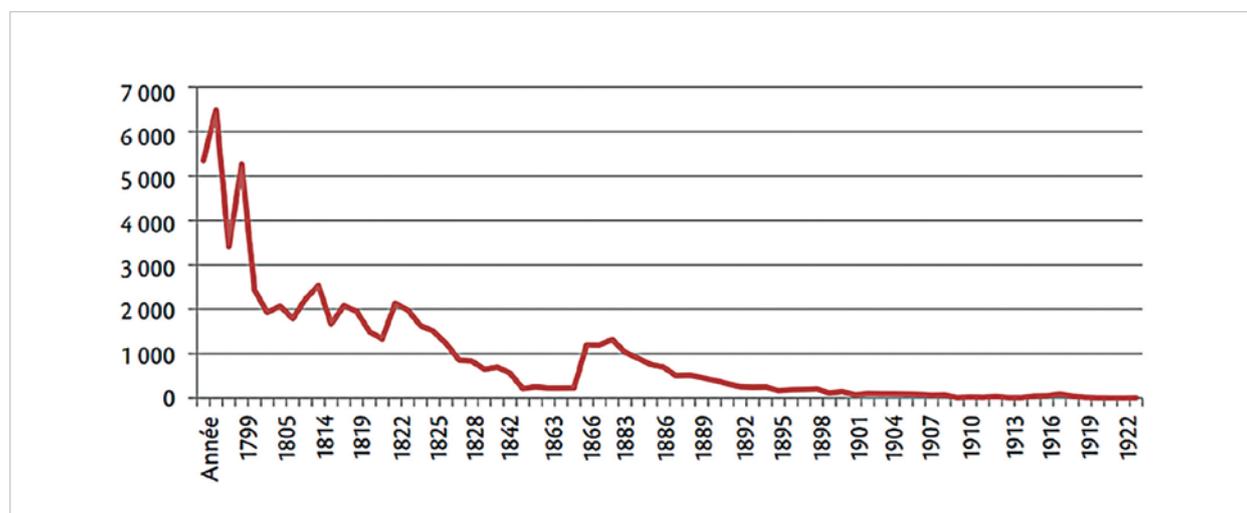


Figure 6. Nombre de primes à la destruction du loup distribuées en France depuis la Révolution jusqu'à 1922 (Landry 2013).

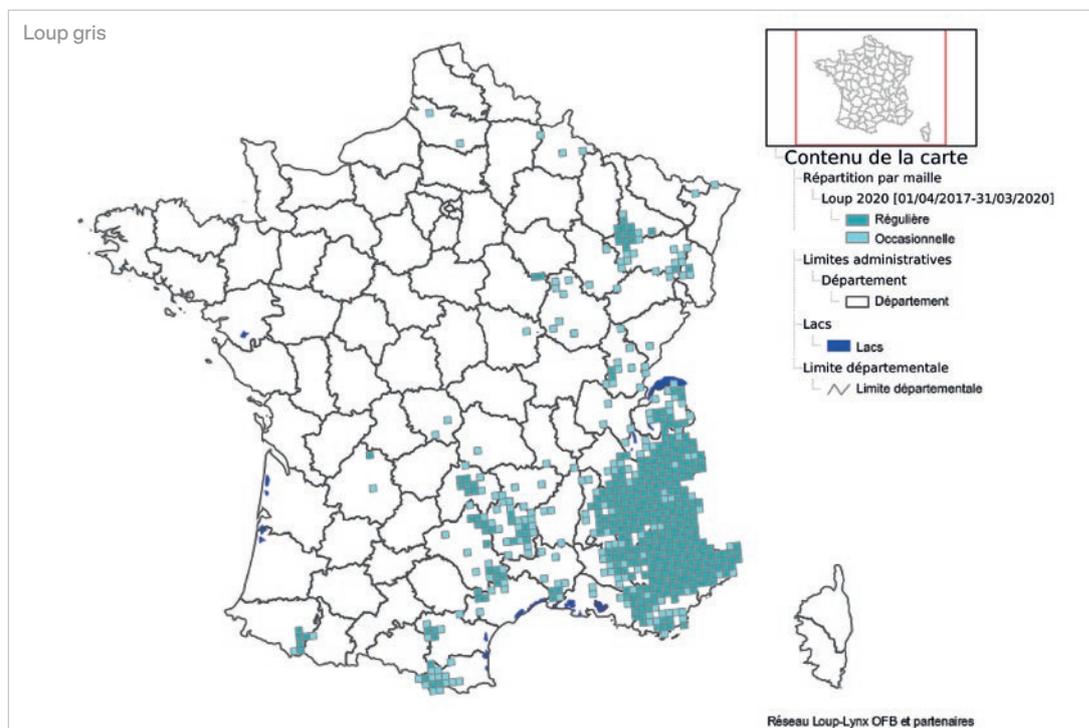


Figure 7. Répartition actuelle des loups en France. Source (ONFCS) Carmen v3, <https://carmen.carmencarto.fr>. [Consulté en novembre 2023]

L'ours, bien que réparti dans la quasi-totalité du territoire français au Néolithique (6000-4000 ans avant notre ère), ne subsiste plus, au XVIII^e siècle, que dans les Pyrénées, le sud du Massif central et les espaces forestiers des Alpes à la Franche-Comté. Cette disparition est principalement due à la chasse et à la destruction des habitats forestiers. Le dernier ours est observé dans les Alpes en 1937. Au début du XX^e siècle, la population d'ours a pour dernier bastion les Pyrénées et compte environ 70 individus. À partir des années 1950, sa répartition se scinde en trois noyaux géographiques, pour ne compter plus que 5-6 individus

dans le Béarn en 1995. En 2004, la dernière femelle de souche pyrénéenne est abattue (Benhammou et Coquet, 2008). Grâce à une meilleure protection des habitats dans la chaîne des Pyrénées à partir de 1993 (dans le cadre d'un accord avec l'Espagne) ainsi qu'à des programmes de réintroduction menés dans les Pyrénées centrales en 1996-1997 (N = 3 individus), 2006 (N = 5) et 2018 (N = 2) depuis la Slovénie, la population d'ours des Pyrénées atteint aujourd'hui 76 individus dans le Béarn et les Pyrénées centrales (Ours Infos 2022 - OFB ; Benhammou, 2009 ; DURABLE, 2005) (fig. 8).

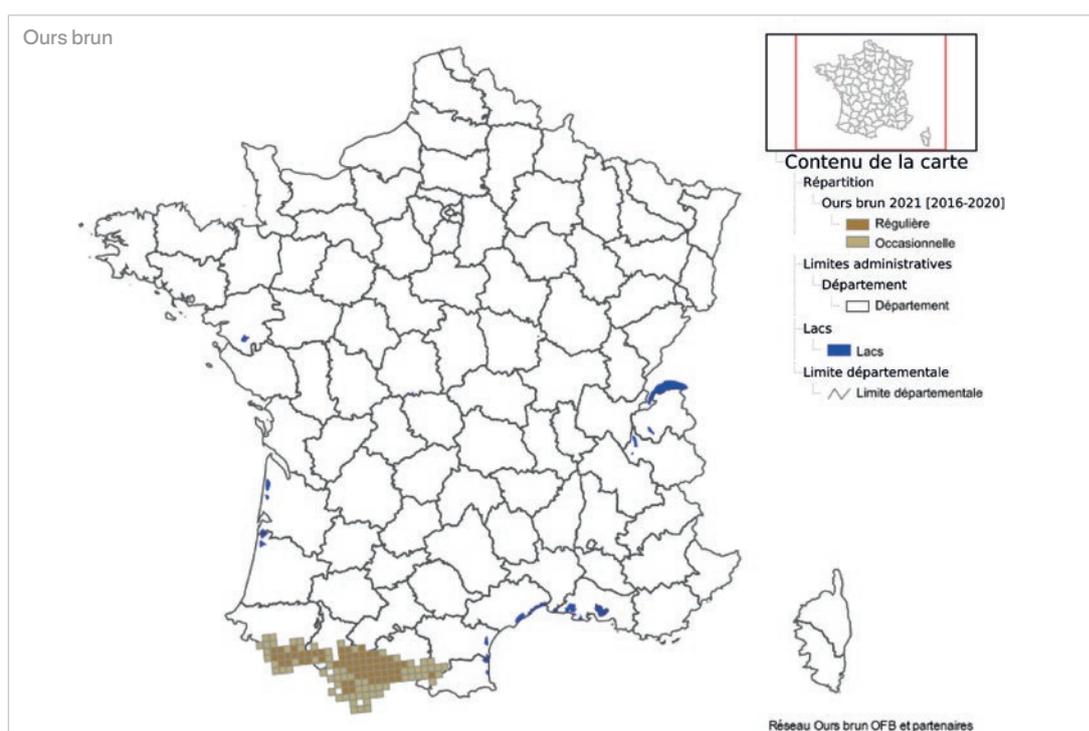


Figure 8. Répartition actuelle des ours en France. Source (ONFCS) Carmen v3, <https://carmen.carmencarto.fr>. [Consulté en novembre 2023]

2. Perceptions sociétales de l'impact du loup et de l'ours sur le pastoralisme

Comprendre la perception de la société (acteurs politiques, acteurs ruraux, utilisateurs des espaces ruraux, grand public, naturalistes, scientifiques...) vis-à-vis des grands prédateurs est un prérequis crucial afin de pouvoir envisager des stratégies de conservation durables qui s'inscrivent dans un contexte socio-écologique réalisé. Le loup et l'ours sont des cas d'étude cristallisant parfaitement les tensions perçues par la société face à des événements de recolonisation (loup) ou de réintroduction (ours) de grands carnivores. De manière générale, on constate que les perceptions sont très différentes en fonction des paramètres socio-démographiques tels que l'âge, le lieu de vie (proximité par rapport aux carnivores), les opinions politiques ou culturelles, le niveau de vie et d'éducation, et les moyens de subsistance (s'ils sont ou non directement liés à la problématique de conservation). Bien que le loup et l'ours soient les espèces les plus étudiées (parmi tous les carnivores) en matière d'analyse des relations entre humains et carnivores (loup : 36,7 % ; ours : 33,1 %) depuis plus de dix-sept ans (entre 2000 et 2016), il n'existait à l'époque aucune étude réalisée en France (Lozano *et al.*, 2019).

• Le cas du loup en France :

À travers une étude des perceptions de la société (7610 personnes interrogées) à l'égard des loups menée dans 16 régions alpines densément peuplées par l'espèce (Autriche, France, Italie et Slovénie), Bele *et al.* (2022) montrent que l'ensemble des personnes interrogées en France (Alpes du Nord et Parc national du Mercantour) avait une connaissance des loups légèrement supérieure à celle des autres pays (74 % des réponses correctes aux questions portant sur l'écologie, le cycle de vie, le nombre d'individus et la manière dont les loups se sont réinstallés dans la région). Cependant,

seulement 50 % des Français interrogés savaient que les loups n'avaient pas été introduits par l'humain en France (recolonisation naturelle), et 66 % étaient au courant que ces zones abritaient à l'origine des populations naturelles de loups (Bele *et al.*, 2022). Cette connaissance quelque peu limitée pourrait être influencée par la diffusion – notamment à l'époque de la réapparition du loup – de fausses informations (par exemple, sur la soi-disant réintroduction des loups en France). Cette étude montre qu'un travail de communication en direction de la société est crucial, en particulier sur la nature autochtone du loup, afin de favoriser un « meilleur accueil » de l'espèce en France.

Parmi les différentes parties prenantes interrogées (professionnels de l'éducation, ONG naturalistes, agriculteurs, grand public, chasseurs, journalistes, professionnels du tourisme), les chasseurs et les agriculteurs (un peu moins que les chasseurs) sont les seuls groupes dont la majorité des personnes interrogées est opposée aux loups en France (Bele *et al.*, 2022) (fig. 9). Ces groupes sont également les seuls à ne pas être d'accord avec le fait qu'il est important de maintenir les populations de loups pour les générations futures, à ne pas souhaiter la présence de loups dans les forêts proches de leurs régions et à ne pas être d'accord avec l'augmentation du nombre de loups. Il est aussi intéressant de noter que la majorité des personnes interrogées est d'accord pour dire que les loups causent beaucoup de dégâts sur le bétail, mais que seuls les chasseurs et les agriculteurs (les agriculteurs sont plus modérés : 64,1 %, contre 80,3 % pour les chasseurs) sont majoritairement d'accord pour dire qu'il faut procéder à l'élimination des loups. En premier lieu, ces résultats montrent une acceptation générale des loups, indépendamment des dommages qu'ils causent au bétail, par la majorité des acteurs publics, à l'exception des chasseurs et des agriculteurs. En deuxième lieu, ils suggèrent qu'un



dialogue est possible avec les agriculteurs et les éleveurs afin d'améliorer leurs interactions avec le loup dans leurs régions. La réponse positive des chasseurs français sur la nécessité de la destruction du loup est probablement liée à leur perception concurrentielle du prédateur, la majorité des chasseurs pensant que les loups réduisent les effectifs des populations d'ongulés, ne chassent pas seulement les animaux malades et âgés (74,2 %) et rendent donc la chasse difficile (72,6 %) (Bele *et al.*, 2022).

Il est important de noter qu'il est possible d'améliorer les perceptions à l'égard des loups, car toutes les parties prenantes sont majoritairement d'accord pour dire qu'elles

se sentent en sécurité avec les loups dans leur région, que les loups apportent des opportunités d'écotourisme et qu'il y a un manque de diffusion d'informations sur la situation du loup en France (seulement 16,1 % des chasseurs ne sont pas d'accord avec cette affirmation ; Bele *et al.*, 2022). Cependant, ces activités de diffusion devraient probablement être effectuées par les biologistes, les forestiers et les vétérinaires (la majorité des personnes interrogées est d'accord avec cela), plutôt que par les ONG de protection de la nature (seulement 46,4 % sont d'accord), et certainement pas par les autorités nationales de gestion de la nature comme l'OFB (seulement 17,5 % sont d'accord), les médias (seulement 6,9 % sont d'accord) et les politiciens (seulement 6,3 % sont d'accord).

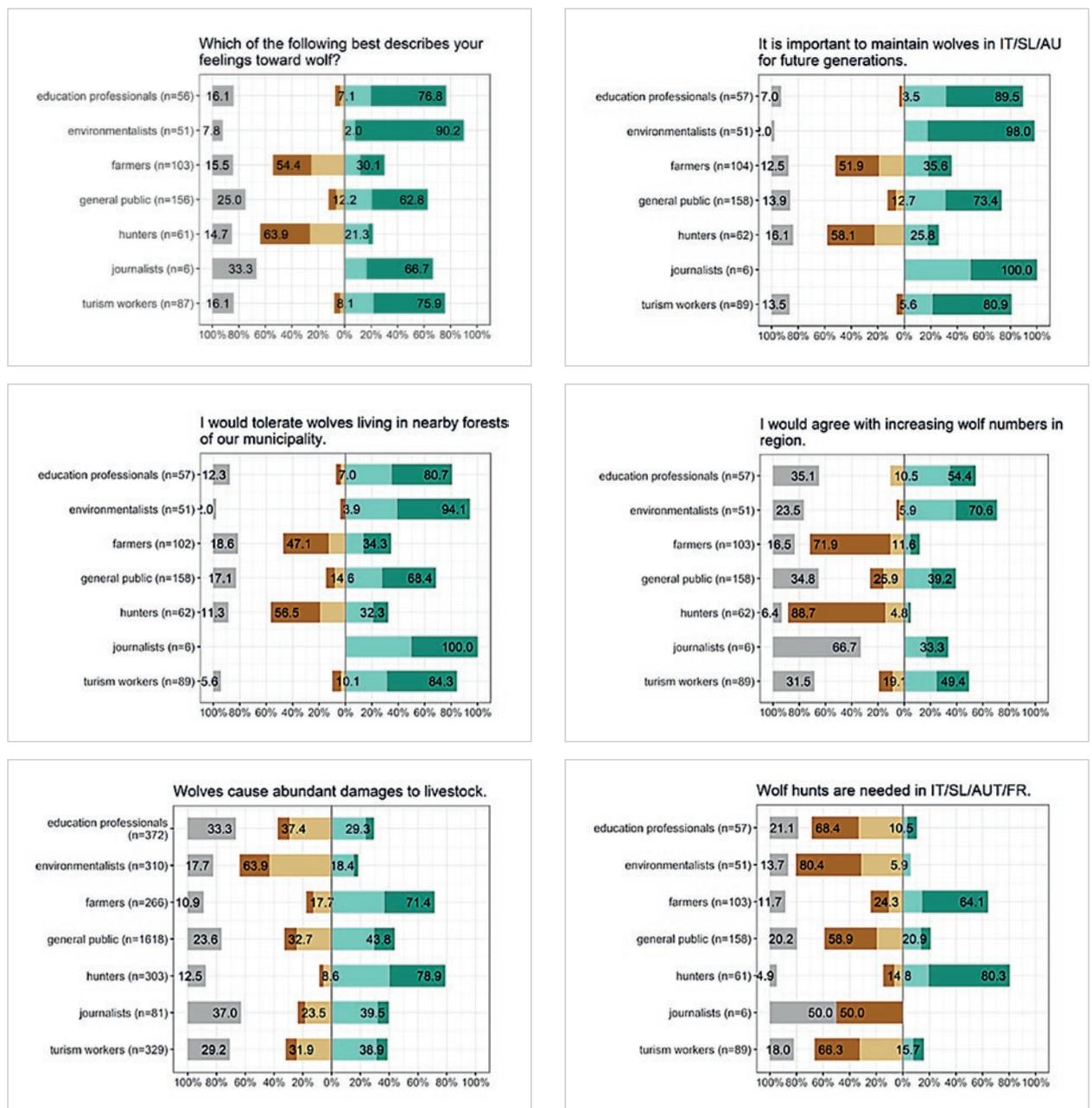


Figure 9. Perceptions de la société sur le loup en France. D'après les figures 4, 8, 16, 20, 28 et 24 de Bele *et al.* (2022).

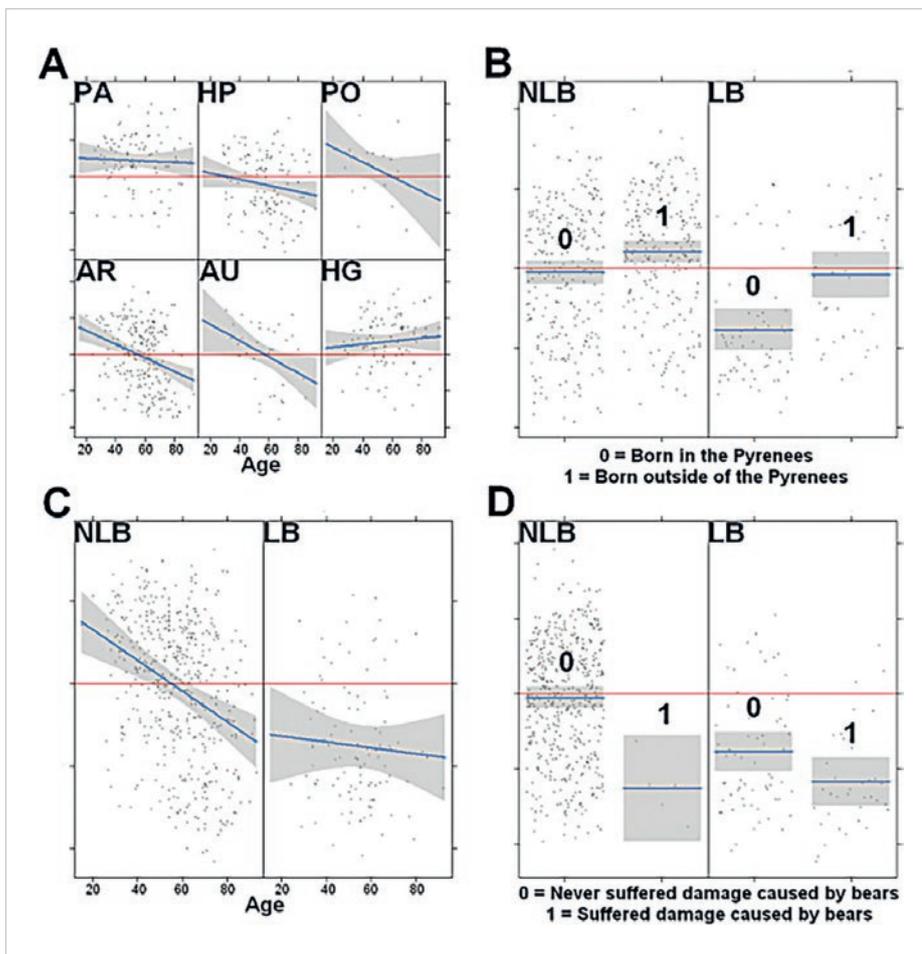
■ Tout à fait d'accord
■ D'accord
■ En désaccord
■ Tout à fait en désaccord
■ Neutre/ne sait pas

• **Le cas de l'ours en France :**

Une étude basée sur des questionnaires et entretiens auprès de 577 habitants des Pyrénées françaises a montré que les personnes les plus âgées, celles qui ont des connaissances scientifiques limitées sur l'écologie des ours, qui sont éleveurs ou chasseurs, qui ont déjà subi des attaques ou dégradations causées par les ours et qui sont nées dans les Pyrénées, sont plus susceptibles d'avoir une opinion négative sur la présence des ours (Piédallu *et al.*, 2016) (fig. 10). L'une des plus grandes influences sur les perceptions des habitants était liée au département dans lequel ils résidaient (Ariège, Aude, Haute-Garonne, Pyrénées-Atlantiques, Hautes-Pyrénées, Pyrénées-Orientales). Les habitants de la Haute-Garonne et des Pyrénées-Atlantiques ont été les seuls à afficher une perception positive de l'ours. Bien que la Haute-Garonne (perceptions positives) et l'Ariège (perceptions négatives) soient des départements limitrophes et aient à peu près les mêmes densités d'ours, leur différence de perception pourrait être liée au fait que l'Ariège dépend plus fortement de l'économie pastorale où les ours causent plus de dégâts par rapport à la Haute-Garonne. Cela montre l'influence du pastoralisme sur les perceptions de la société, mais

aussi – probablement – de différences dans les gestions et politiques locales de chaque département.

Lorsque l'on compare les Pyrénées-Atlantiques (perceptions et attitudes positives) et les Hautes-Pyrénées (perceptions négatives), là encore, malgré des densités d'ours et des démographies similaires, ces deux départements ont des attitudes différentes. Ceci pourrait être lié au fait que des ours ont été réintroduits dans les Hautes-Pyrénées depuis 2001 (présence non continue, les habitants ont perdu l'habitude d'avoir des ours dans leur environnement), alors que les Pyrénées-Atlantiques ont eu une présence quasi continue jusqu'à aujourd'hui (les habitants ont vécu avec les ours pendant des générations). L'influence de certains ours en tant qu'agents actifs⁷ des relations « grands carnivores-société » peut également être importante. Les habitants des Pyrénées-Atlantiques manifestaient une association étroite et positive avec Cannelle, la dernière ourse du département, abattue en 2004. À l'inverse, dans les Hautes-Pyrénées, Francka – une femelle réintroduite de Slovaquie – a causé des dégâts aux troupeaux de moutons après son introduction en 2006 qui ont été largement médiatisés, ce qui a donné aux habitants une perception probablement négative des ours.



⁷ Lescureux *et al.* (2018) utilisent ce terme pour le loup en France.

En ce qui concerne la perception de l'ours à travers le pastoralisme, les jeunes éleveurs ou ceux qui ne sont pas nés dans les Pyrénées ont une acceptation positive de l'ours. Cela signifie que les générations futures pourraient effectivement mieux accepter l'ours dans les Pyrénées. Cependant, il est généralement avéré qu'une exposition à long terme à des conflits directs ou indirects (informations relatant ces conflits) avec les grands carnivores peut modifier les perceptions vers plus de négativité (Treves *et al.*, 2013).

• **Le cas des médias français :**

Afin de compléter notre revue sur l'état des connaissances des perceptions sociétales, nous avons conduit une analyse des traitements médiatiques liés au loup et à l'ours en France en nous basant sur le GDELT Project (<https://www.gdeltproject.org/>)⁸. GDELT est une base de données publique qui suit les médias d'information imprimés, radiodiffusés et en ligne de tous les pays du monde et dans plus de 100 langues. Nous avons

utilisé GDELT pour rechercher des contenus médiatiques en France ayant trait aux ours ("bear" OR "bears" - IN FRANCE) et aux loups ("wolf" OR "wolves" - IN FRANCE) de janvier 2017 à octobre 2023, afin de caractériser le contexte actuel de représentation médiatique de ces deux espèces.

Pour les loups, le nombre moyen d'articles de presse publiés par jour était d'environ 38 tandis que pour les ours, il était de 158. Toutefois, en examinant les 100 articles les plus pertinents liés aux loups et aux ours en France, les mentions d'ours concernent le plus souvent d'autres espèces d'ursidés (en particulier celles d'Amérique du Nord et l'ours polaire), ce qui explique le nombre plus important d'articles traitant de l'ours en France. Cette même relecture basée sur 100 articles confirme à l'inverse que les loups sont généralement abordés dans un contexte français et local. Malgré ces différences, les médias d'information en ligne colorent en moyenne d'un ton négatif leurs articles sur les deux carnivores en France,



Figure 11. Traitement médiatique (GDELT) du loup et de l'ours en France de janvier 2017 à octobre 2023, mesuré à partir des médias d'information. A : Volume des articles publiés au cours du temps. L'intensité du volume est calculée en divisant le nombre d'articles correspondants toutes les quinze minutes par le volume total de toute la couverture mesurée dans cet intervalle de quinze minutes. B : Le ton/sentiment moyen des articles publiés au cours du temps. Le ton/sentiment est calculé en utilisant l'équilibre entre les mots positifs et négatifs divisé par la somme des mots dans le texte de chaque article.

⁸ La recherche scientifique s'intéresse peu aux traitements médiatiques des grands enjeux de conservation ou se focalise sur des cas particuliers, de sorte que l'état des connaissances à ce sujet reste fragmentaire.

le loup ayant un score de -0.88 et l'ours de -0.91 (la valeur 0 signifie un « ton » neutre ; fig. 11)⁹.

Un résultat intéressant de cette analyse est la baisse importante du ton (négatif) et l'augmentation importante du nombre d'articles à partir du 13-15 juin (maximum atteint début juillet) pour les loups (fig. 11). Nous avons étudié la raison de cette anomalie et avons pu la relier aux articles décrivant la présence du loup dans de nouveaux départements français (mi-juin ; par exemple Saône-et-Loire et Dordogne) et à la polémique (vrai ou faux) sur le nombre total de loups en France (906) publié par la préfecture de la région Auvergne-Rhône-Alpes qui comptait 15 individus de moins qu'en 2021 (début juillet). Certains médias ont également parlé des Assises de la prédation organisées à Chorges dans les Hautes-Alpes¹⁰, qui étaient d'une manière générale contre le loup (première semaine de juin).

• **Le cas des études scientifiques :**

Notre revue des perceptions aurait été incomplète si nous ne nous étions pas également intéressés aux études

scientifiques, dont les auteurs et leurs commanditaires peuvent inférer un biais dans la façon dont les sujets d'étude - ici, le loup et l'ours - sont perçus. Il s'avère en effet que la majorité des études sur les grands carnivores en Europe et en Amérique du Nord depuis 1990 évalue deux fois plus souvent les impacts socio-économiques négatifs que positifs liés aux quatre grands carnivores présents sur ces continents, et notamment le loup et l'ours (Rode *et al.*, 2021). Les impacts positifs des grands carnivores tels qu'identifiés par les naturalistes et professionnels de la conservation sont proportionnellement peu étudiés (fig. 12).

En France, face à l'augmentation des interactions entre pastoralisme et loups, des chercheurs ont récemment lancé un appel pour permettre aux agriculteurs et éleveurs ainsi qu'aux chasseurs locaux (au lieu du personnel autorisé comme la Brigade mobile d'intervention de l'OFB) de gérer localement la question du loup par des éliminations « préventives » ayant lieu avant l'attaque potentielle des troupeaux par l'espèce (Meuret *et al.*, 2021).

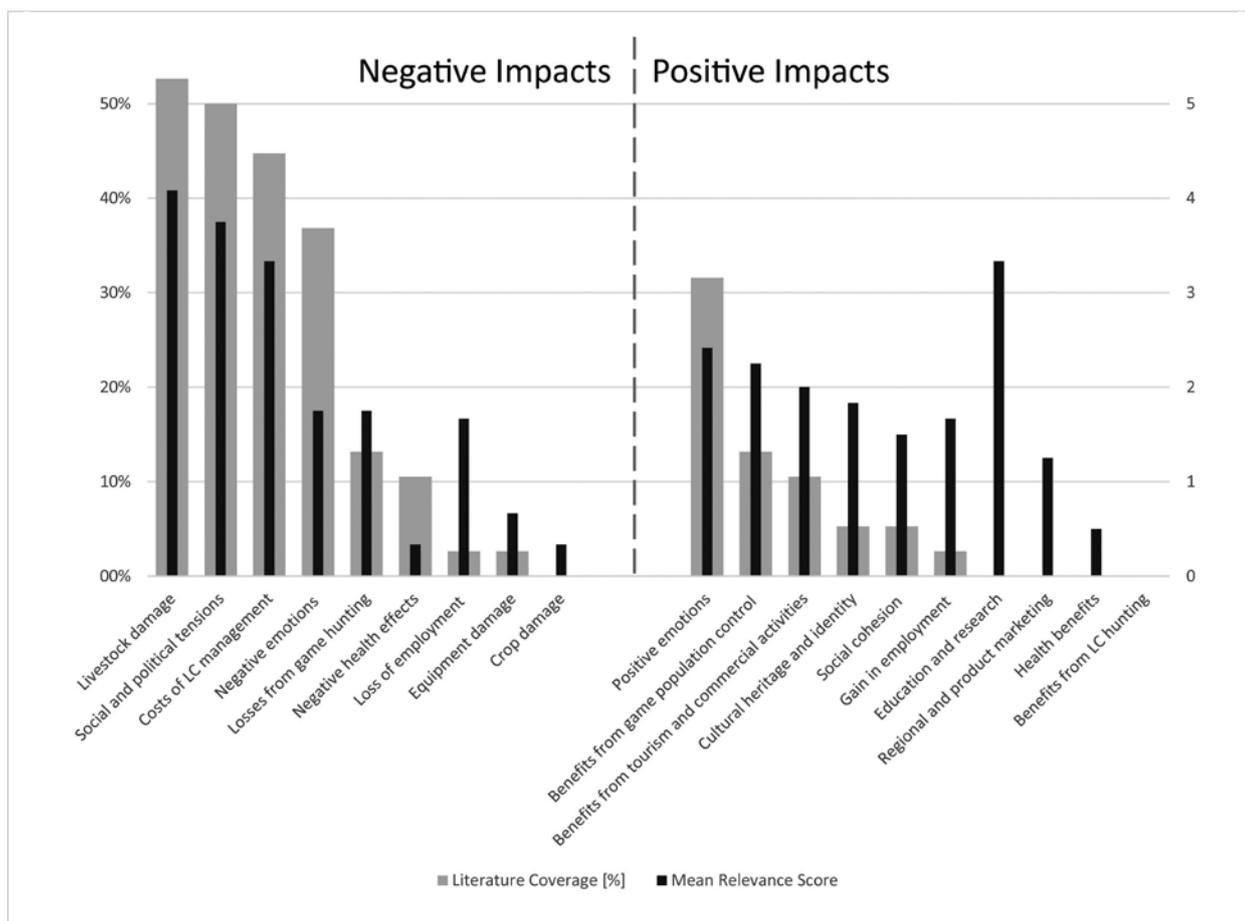


Figure 12. Comparaison entre la fréquence relative des types d'impact cités dans la littérature scientifique (barres grises) et les scores moyens de pertinence issus de l'enquête auprès des experts en conservation (barres noires), pour le loup. Extrait de la figure 2 de Rode *et al.* (2021).

⁹ La raison pour laquelle les ours avaient un ton général négatif est probablement liée au fait que les articles traitaient de l'impact du changement climatique sur les ours polaires (négatif) ou d'attaques spécifiques d'ours contre les humains en Amérique du Nord.

¹⁰ Organismes : FNSEA (Fédération nationale des syndicats d'exploitants agricoles), JA (Jeunes agriculteurs), FNO (Fédération nationale ovine), FNB (Fédération nationale bovine), FNEC (Fédération nationale des éleveurs de chèvres) et Chambres d'agriculture France.

3. Impact des activités pastorales sur le loup et l'ours en France

• Maladies infectieuses transmises par les animaux domestiques :

Bien que la surveillance des agents pathogènes chez les populations de loups et d'ours fasse l'objet d'une attention soutenue de la part des études scientifiques menées en Europe, le lien avec les maladies infectieuses transmises par les activités pastorales à la faune sauvage reste peu connu. Chez l'ours et le loup, de graves maladies infectieuses impliquant le parvovirus canin, le virus de la maladie de Carré, l'adénovirus canin, le virus para-influenza canin et le coronavirus entérique canin ont été détectées en France (Molnar *et al.*, 2014) et dans le reste de l'Europe (Di Francesco *et al.*, 2022 ; Gortázar *et al.*, 2007 ; Oleaga *et al.*, 2022 ; Sabatino *et al.*, 2014 ; Vitásková *et al.*, 2019).

Des études suggèrent le rôle des chiens domestiques en tant que réservoirs de plusieurs maladies infectieuses retrouvées chez le loup et l'ours, certaines détectant chez les carnivores sauvages des souches pathogènes normalement retrouvées uniquement chez les chiens domestiques (Sabatino *et al.*, 2014). D'autres études ont aussi montré la proximité des foyers d'épidémie touchant l'ours et le loup avec des paysages dominés par les activités humaines, où les chiens sont susceptibles de se trouver (Molnar *et al.*, 2014). Cela signifie que les chiens de berger peuvent représenter un risque pour les populations d'ours et de loups en France, en particulier dans le cas de populations de petite taille (ours) et de meutes ou d'individus isolés (loup).

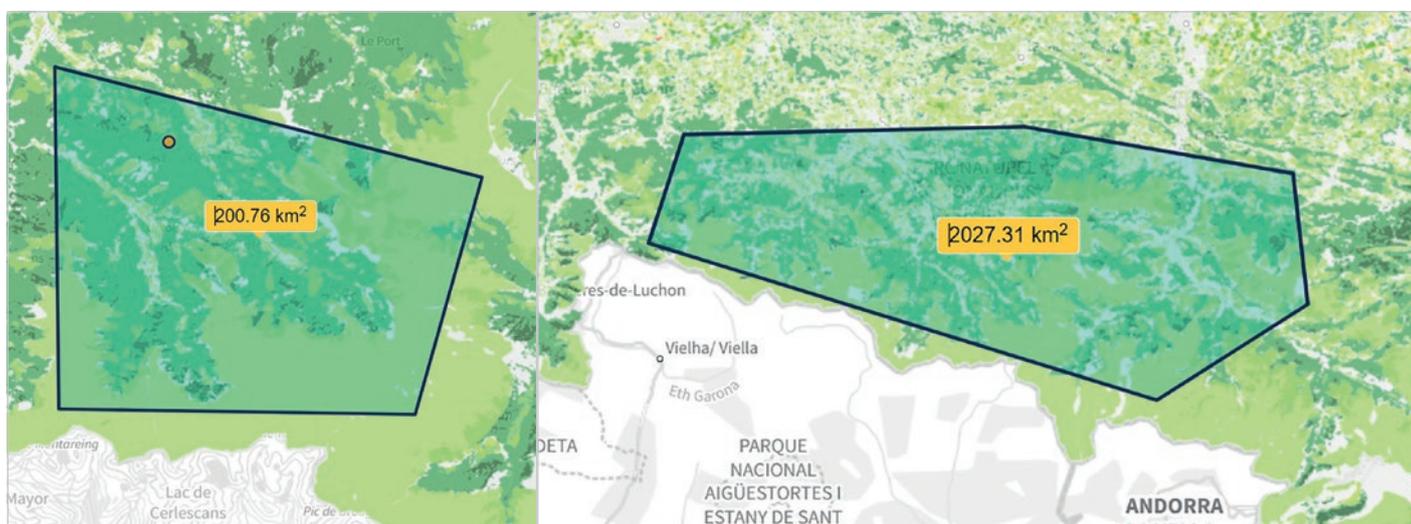
En Europe, il a été montré que la prévalence et la diversité des maladies potentiellement infectieuses pour la faune sauvage étaient significativement plus élevées chez les chiens de berger (patou) que chez les autres races de chien domestique, très probablement en raison de leur proximité avec le bétail (réservoirs potentiels), de l'absence de contrôles vétérinaires et de leur mode de vie charognard (Costanzi *et al.*, 2021 ; Hornok *et al.*, 2013). Des résultats similaires ont également été trouvés concernant les parasites et les vecteurs de maladies (par exemple, les helminthes ; Morandi *et al.*, 2020). Nous n'avons pas trouvé d'études mesurant les charges parasitaires et la prévalence des pathogènes chez les patous en France, ce qui au vu des résultats susmentionnés et de la susceptibilité d'interactions importantes de ces chiens avec les loups et les ours constitue un manque de connaissances urgent à combler.

Comme vu précédemment (chapitre III), les maladies transmises par le bétail aux ongulés sauvages peuvent aussi diminuer temporairement ou cycliquement l'accès aux populations des proies chassées par le loup (et l'ours dans une bien moindre mesure), susceptible à son tour d'entraîner l'augmentation des risques de prédation du bétail.

• Compétition spatiale avec le bétail :

Le loup et l'ours sont peu susceptibles d'entrer en compétition directe avec le bétail pour l'accès aux ressources, contrairement au cas des ongulés sauvages (chapitre III), bien que la disponibilité et l'utilisation des sources d'eau puissent induire de la compétition entre le bétail et les grands carnivores (à notre connaissance, il

Figure 13. Tailles de territoire pour une femelle (territoire maximal) et un mâle (territoire moyen) ours brun dans les Pyrénées (Source - CORINE géoportail - <https://www.geoportail.gouv.fr/>). Les polygones de répartition entourent Couserans, une région des Pyrénées connue pour ses conflits humains-ours (France Bleu). Les zones vert foncé représentent les habitats forestiers (en 2015) tandis que les zones vert clair représentent les habitats ouverts susceptibles d'accueillir les activités pastorales (prairies, estives et terres, fourrage ; données de 2022).



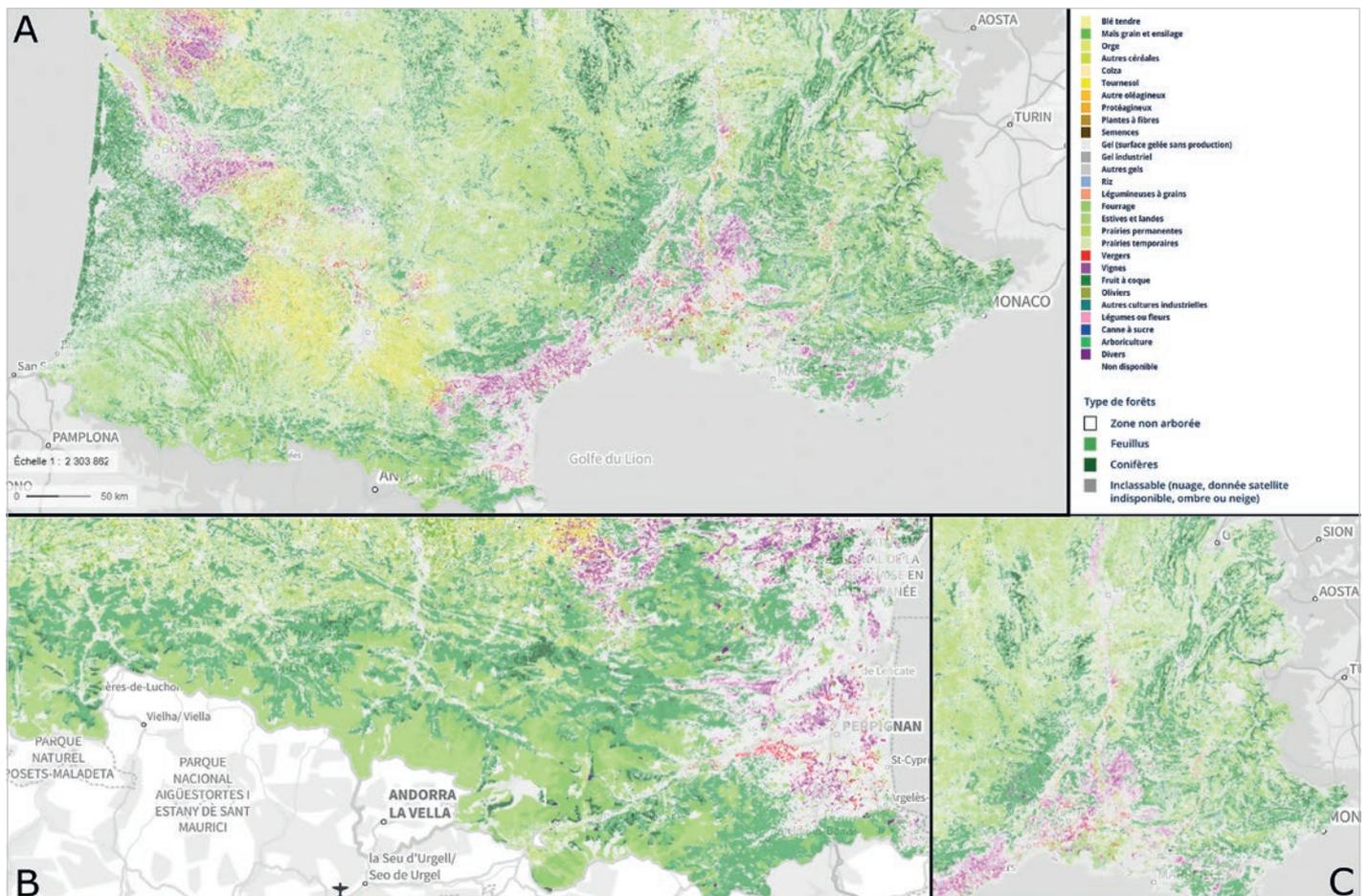
n'existe pas d'études à ce sujet en Europe). La compétition pour l'espace disponible constitue quant à elle un problème important, les habitats utilisés par le loup et l'ours étant principalement les habitats forestiers, mais aussi les habitats plus ouverts tels que les prairies de montagne. Le loup a de plus une aptitude à occuper des paysages dominés par les activités humaines, augmentant de fait le niveau de compétition spatiale de l'espèce avec les activités pastorales (OFB Réseau Loup-Lynx). Une étude basée sur des données européennes récoltées entre 1992 et 2015 a montré que l'expansion du loup et de l'ours était corrélée à l'augmentation de la couverture forestière, la réduction de la densité des populations humaines et à la présence d'une mosaïque de terres cultivées et de végétations naturelles (Cimatti *et al.*, 2021).

Le territoire d'un ours des Pyrénées couvre 100 à 200 km² s'il s'agit d'une femelle, et 1000 à 3000 km² s'il s'agit d'un

mâle (OFB Réseau Ours ; fig. 13). En France, une meute de loups occupe généralement un territoire d'environ 150 à 300 km² (OFB Réseau Loup-Lynx). Les territoires vitaux de ces deux espèces s'agrandissent lorsque les mâles sont en errance pour trouver de nouveaux partenaires ou de nouvelles meutes. Compte tenu de ces informations sur la biologie du loup et de l'ours, il apparaît fortement improbable, vu la constitution fragmentée du paysage français (occupation des sols), que ces grands prédateurs n'entrent jamais en contact avec des zones d'activités pastorales (fig. 13).

Même dans les bastions des ours (Pyrénées ; fig. 14B) et des loups (Alpes ; fig. 14C), les habitats forestiers naturels et les zones pastorales sont fortement imbriqués. La présence de pâturages au sein des territoires de ces deux carnivores est donc quasiment systématique, rendant la traversée de ces territoires ouverts – et donc la probabilité d'y rencontrer du bétail – inévitable. Ce constat est tout à fait visible à partir

Figure 14. Types d'utilisation des sols dans (A) la totalité du sud de la France, (B) les Pyrénées, et (C) les Alpes (Source - CORINE géoportail - <https://www.geoportail.gouv.fr/>). Les zones vert foncé représentent les habitats forestiers (en 2015) tandis que les zones vert clair représentent les habitats ouverts susceptibles d'accueillir les activités pastorales (prairies, estives et terres, fourrage ; données de 2022). Ces cartes montrent la distribution en mosaïque des habitats privilégiés du loup et de l'ours : habitats forestiers (vert foncé, où les deux espèces sont peu susceptibles d'entrer en compétition avec les activités pastorales) et terres agricoles et pastorales (vert clair, où des conflits peuvent survenir).



de la cartographie des territoires d'une femelle et d'un mâle ours dans la région du Couserans, dans les Pyrénées (fig. 13), où des ours ont été tués récemment (France Bleu).

Ainsi, il apparaît clairement qu'en France les zones disponibles pour les territoires nécessaires aux populations de loups et d'ours ne peuvent s'envisager sans induire des contacts réguliers avec les activités pastorales. De fait, les paysages où pâturages et parcelles de forêt sont fortement imbriqués (comme en France), sont les plus susceptibles d'entraîner des activités de prédation par les deux carnivores sur le bétail (Imbert *et al.*, 2016).

Chez les loups des Alpes franco-italiennes, les facteurs ayant le plus d'importance sur la baisse des activités de prédation du bétail sont la présence de meutes stables, l'abondance des chevreuils et la diversité de la communauté d'ongulés sauvages, le pourcentage de forêts à feuilles caduques et l'existence de mesures de prévention dans les pâturages (baisse de la prédation ; Imbert *et al.*, 2016). La concurrence directe par le bétail et la chasse autour des pâturages sur les ongulés sauvages (cf. chapitre III) peut donc augmenter les risques de prédation du bétail par le loup. En effet, il existe une corrélation positive et significative entre l'abondance des ongulés sauvages et le taux de prédation de ces mêmes ongulés par les loups (étude réalisée en Biélorussie ; Sidorovich *et al.*, 2003). Les années où l'abondance des ongulés sauvages était élevée, les loups se nourrissaient presque exclusivement de ces proies (80-88 % de la biomasse consommée), et très peu d'animaux domestiques (4-6 %) et de petit gibier (7-13 %). Les années où l'abondance des ongulés sauvages était la plus faible, le régime alimentaire des loups s'orientait fortement vers les animaux domestiques (38 %) et le gibier de petite taille (29 %), et moins vers les ongulés sauvages (32 %).

Une étude sur les ours des Pyrénées en France cartographiant les points chauds de prédation¹¹ sur le bétail entre 2010 et 2016 a montré que ceux-ci se situaient dans les zones de prairies (Gastineau *et al.*, 2019), ce qui suggère que les habitats ouverts et les zones de pâturage ont un impact direct sur les activités de chasse de l'ours. Une autre étude sur les ours en Roumanie a révélé que la proportion de zones agricoles et d'habitats ouverts augmentait le niveau de prédation de l'ours, respectivement de 39 % et 25 %, sur le bétail (Pop *et al.*, 2023).

Dans d'autres pays et sur d'autres continents, les études ont montré que ces grands carnivores ont besoin de zones naturelles ininterrompues (sans paysage fragmenté par les activités humaines) correspondant à la taille de leurs

territoires, ainsi que de corridors de végétation entre ces zones permettant leur dispersion et leurs mouvements tout en limitant fortement leurs interactions avec le bétail (Imbert *et al.*, 2016; Pop *et al.*, 2023). La cartographie des points chauds de conflit entre l'humain et ces deux espèces en France (comme celle de Gastineau *et al.*, 2019) pourrait aider à identifier les zones nécessitant une gestion urgente et à réduire la probabilité d'attaques sur le bétail, d'autant plus que ces points chauds ne semblent pas changer au fil du temps, du moins pour les ours en France. Dans une étude de synthèse basée sur des cartes de risques des conflits entre humains et faune sauvage à travers le monde, les mesures mises en œuvre dans les points chauds de conflit ont permis de réduire considérablement les activités de prédation, de plus de 90 % dans certains cas (Miller, 2015). En France, les aires protégées pourraient réellement jouer ce rôle de protection des grands carnivores si elles mettaient en place une politique d'ensauvagement de leurs paysages en limitant fortement l'accès aux activités pastorales.

• Mesures de contrôle et de prévention :

Par crainte que la prédation du bétail par le loup et l'ours n'ait un impact direct sur les moyens de subsistance des éleveurs (et les effets économiques qui en découlent), le gouvernement français a tout d'abord mis en place des mesures préventives pour anticiper les attaques ou contrôler (élimination directe) les populations de carnivores. Si ces mesures s'avèrent peu efficaces ou si elles sont considérées comme telles, il est à craindre qu'une partie de l'opinion publique s'oppose à la présence du loup et de l'ours sur le territoire (cf. chapitre IV-2), ce qui pourrait également entraîner une augmentation des abattages illégaux, phénomène déjà visible dans le paysage français¹².

Depuis 1992, le loup est passé d'un statut de protection totale à des abattages ciblés par du personnel autorisé vers 2004, puis à la possibilité pour les éleveurs de demander des tirs de défense vers 2013 (contrôle légal : uniquement si les mesures de protection n'ont pas fonctionné et que les attaques continuent à se produire). De nos jours, les abattages de défense peuvent atteindre un plafond de 19 % de la population de loups (environ 210 loups pourraient être abattus en 2023, suivant la récente estimation gouvernementale de 1104 individus), même si les quotas maximaux ne sont généralement pas atteints (Meuret *et al.*, 2021). Les abattages semblent avoir eu un impact limité sur la croissance de la population de loups en France (fig. 15). Entre 2019 (date à laquelle le premier plafond de tir a été introduit à 17 %) et l'hiver 2021, la population a eu un taux de croissance annuel moyen de 8 %, ce qui pouvait suggérer que la nouvelle loi de contrôle légal avait réduit le taux de croissance du prédateur. Cependant, entre 2021 et l'hiver 2023, la population de loups en France a eu un taux de croissance annuel moyen de 16 % (malgré une augmentation du plafond des tirs mortels à 19 % en 2022 ; OFB Réseau Loup-Lynx, Meuret *et al.*, 2021).

¹¹ Zones où se produisent la plupart des attaques.

¹² <https://observatoireduloup.fr/2022/02/11/faut-il-orienter-les-missions-de-la-louveterie-afin-de-contrer-le-braconnage-du-loup-en-france/>, <https://www.aspas-nature.org/un-ours-tue-cherchez-le-chasseur-2/>

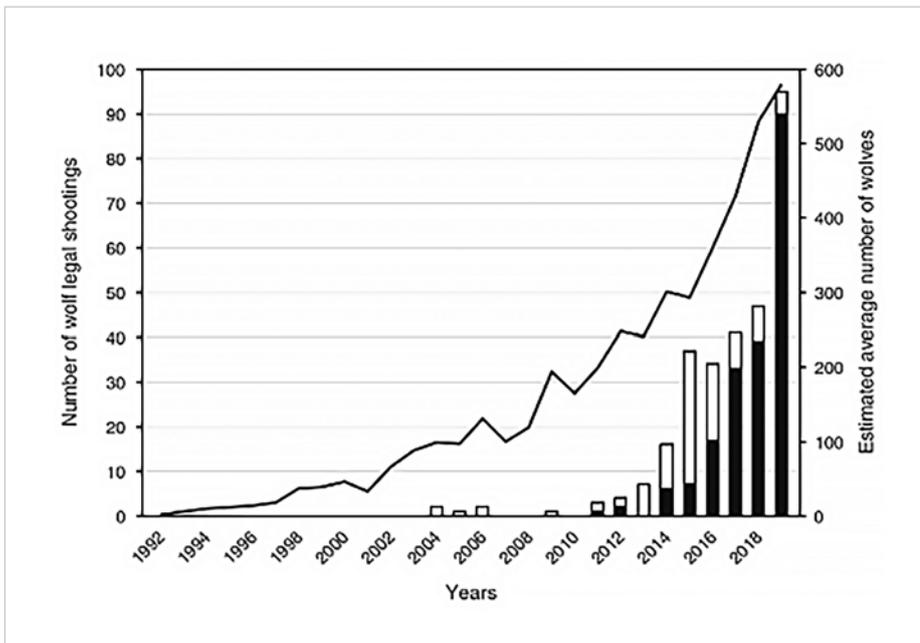


Figure 15. Comparaison entre les effectifs de loups en France (tracé noir) et le nombre de contrôles létaux demandés/autorisés annuellement (barres). Les barres noires font référence au contrôle létaux demandé par les éleveurs (suite à des attaques) et les barres blanches font référence au nombre total de contrôles létaux autorisés par le gouvernement. Sources OFB et ONCFS, via Meuret *et al.* (2016).

Bien que les mesures d'abattage ne semblent pas mettre en danger la population de loups en France, elles ont très probablement un impact sur sa dynamique populationnelle. Dans une étude menée en Lettonie après des campagnes d'abattage massif, les auteurs ont montré une augmentation des taux de reproduction (49 à 71 %), plusieurs cas de reproduction précoce (au bout de moins de deux années complètes) et des portées relativement grandes (environ six petits), impliquant – paradoxalement – un effet levier sur la croissance démographique des populations de loups (Šuba *et al.*, 2021). Des résultats similaires de changements dans la structure démographique des populations à la suite des abattages ont été observés chez les ours en Slovénie (Krofel *et al.*, 2012), tandis qu'une augmentation de la consanguinité a également été observée chez les loups en Bulgarie (Moura *et al.*, 2014). Si les plafonds sont trop élevés ou si les populations ne sont pas suivies et dénombrées correctement, les effectifs peuvent stagner (entraînant une absence de recolonisation des habitats) comme pour le loup en Espagne (Rutledge *et al.*, 2010), ou même décliner comme pour le glouton – un autre carnivore – en Norvège (Bischof *et al.*, 2020). Il n'existe aucune donnée scientifique pour la France.

En France, les conséquences du contrôle létaux du loup sur son activité de prédation du bétail ne sont pas étudiées. Une thèse de doctorat (la seule étude française trouvée sur le sujet) suggère que, malgré un échantillonnage des données parfois problématique, sur les neuf massifs étudiés dans les Alpes, le contrôle létaux des loups n'a eu aucun impact sur la prédation du bétail pour cinq massifs, a entraîné une diminution de la prédation pour trois massifs et une

augmentation de la prédation pour un massif (Grente, 2021). Les études scientifiques réalisées en Europe et dans le monde entier (Treves *et al.*, 2016) montrent toutefois que le contrôle létaux des prédateurs territoriaux, comme le loup et l'ours, peut entraîner une aggravation des niveaux de prédation du bétail. En effet, la diminution des populations ou la disparition de grands prédateurs peut entraîner une « relaxation des populations de mésoprédateurs » (à travers l'occupation, par différentes espèces de carnivores de taille moyenne, de la niche laissée vacante ; voir ci-dessous le cas du chacal doré), se traduisant par une progression démographique d'autres prédateurs qui peut avoir des effets importants sur les niveaux de prédation du bétail. Le contrôle létaux des grands prédateurs peut également entraîner une pullulation de leurs principales proies, ce qui aura un impact négatif sur l'agriculture et le pastoralisme (Prugh *et al.*, 2009).

Dans une étude menée à travers l'Europe (Krofel *et al.*, 2017), les chercheurs ont constaté qu'il existait une relation négative entre l'abondance du chacal doré (considéré comme un mésoprédateur) et celle du loup. Cette étude a clairement indiqué que lorsque les loups ont recolonisé les territoires occupés par le chacal doré, ce dernier a disparu ou s'est déplacé hors des territoires occupés par les meutes de loups. Or, il a été montré que le chacal doré était un prédateur plus coutumier du bétail, ce dernier constituant environ 30 % de son régime alimentaire dans les zones à activités humaines (Bulgarie ; Raichev *et al.*, 2013). Ainsi, avec l'arrivée récente du chacal doré en France, il existe un risque d'augmentation, dans quelques années, de la prédation du bétail par cette espèce de mésoprédateur en lien avec le contrôle létaux exercé sur les populations de loups, ce dernier ne permettant pas l'établissement d'un nombre suffisant de loups adultes¹³ (Andru *et al.*, 2018) pour contrôler l'expansion envisagée du chacal doré.

¹³ <https://www.ferus.fr/actualite/non-la-population-de-loups-en-france-ne-peut-toujours-pas-etre-consideree-comme-en-bon-etat-de-conservation>

L'augmentation des effectifs de chacals dorés en France pourrait également entraîner une surcompétition avec le lynx (cas de cleptoparasitisme), une espèce de Carnivore très menacée (Krofel *et al.*, 2022). Sans mentionner la possibilité que le chacal doré puisse introduire en France des maladies infectieuses susceptibles d'affecter la santé de la faune sauvage (notamment d'autres carnivores comme le loup et l'ours), des animaux domestiques (chiens) et même de l'humain (Gherman et Mihalca, 2017 ; Mitková *et al.*, 2017).

Le contrôle légal du loup et de l'ours, notamment d'adultes ayant des territoires établis, peut favoriser la prédation du bétail, à cause de la destruction de la structure sociale et de la redistribution des territoires que cela implique chez ces grands carnivores (dispersion de jeunes individus dans ce qui était autrefois le territoire des individus alpha, dispersion des jeunes individus à partir de ce qui était autrefois une meute stable, changement dans la taille et la répartition du territoire et changements démographiques). Ces animaux disperseurs – souvent de jeunes individus – sont généralement moins craintifs dans les paysages anthropisés, moins expérimentés, sont susceptibles de s'attaquer à des proies plus faciles d'accès (bétail) que des animaux sauvages et occupent de plus petits territoires, et sont donc plus densément répartis autour des zones d'activités pastorales (Cushman *et al.*, 2018 ; Fernández-Gil *et al.*, 2016 ; Peebles *et al.*, 2013 ; Treves *et al.*, 2016, 2010 ; Wielgus et Peebles, 2014). Une étude sur une période de vingt-cinq ans sur les loups en Espagne a trouvé une corrélation positive entre le contrôle légal et le changement

des structures sociales des meutes ainsi que l'augmentation de 4-6 % des activités de prédation du bétail (Wielgus and Peebles, 2014). Plus récemment, une étude en Lettonie a montré que le taux de prédation des troupeaux de moutons par le loup était encore plus élevé lorsque la proportion de loups abattus augmentait (Šuba *et al.*, 2023). Les moutons étaient également plus susceptibles d'être prédatés lorsque le ratio entre densités de cerfs rouges et de chevreuils – la proie favorite des loups – augmentait (c'est-à-dire que la proportion de cerfs rouges était plus importante), ce qui suggère que la diversité en ongulés sauvages – localement affectée par les politiques de chasse – peut aussi influencer sur les niveaux de prédation du bétail.

Le contrôle non légal et les mesures préventives contre les grands carnivores sont souvent perçus comme plus coûteux et moins efficaces que les contrôles létaux pour mettre fin à la prédation du bétail à court terme. Eklund *et al.* (2017) concluent, sur la base d'une revue de 562 publications scientifiques traitant des mesures préventives, que seules 21 investigations ont suivi un protocole expérimental permettant de réellement évaluer l'impact des stratégies d'atténuation. Cela suggère qu'il faut être prudent quant aux résultats issus de nombreuses études et que de meilleures données doivent être produites pour tester réellement cet impact. Ceci étant dit, les auteurs concluent que l'élimination directe des prédateurs n'a jamais permis de stopper totalement les attaques sur le bétail, tandis que les techniques de prévention (auditives et visuelles) ont presque toujours atteint cet objectif. Il est intéressant de noter que le gardiennage du bétail a permis dans certains cas de réduire les attaques à un chiffre nul, et que les enclos sont assez près d'atteindre un résultat similaire. En termes de mesures préventives contre les grands carnivores en Europe, plusieurs études de cas ont renvoyé comme résultat un effet probant du gardiennage – présence des bergers avec les troupeaux – en Grèce contre la prédation du loup sur le bétail (Iliopoulos *et al.*, 2009), ainsi que des parcs de nuit en Slovaquie (Rigg *et al.*, 2011) et des chiens de garde en Slovaquie et en France (Potet *et al.*, 2021 ; Rigg *et al.*, 2011), empêchant la prédation du loup et de l'ours.

Cependant, l'efficacité d'autres méthodes préventives, reposant sur la dissuasion visuelle, auditive et chimique, par « Turbo fladry », collier de choc, stérilisation, ou reposant sur une adaptation du cheptel aux grands prédateurs (suppression de la niche alimentaire ou des proies vulnérables), contre la prédation du bétail par le loup et l'ours en Europe n'a pas encore été réellement étudiée (Eklund *et al.*, 2017). En France, les mesures de protection des troupeaux soutenues par le gouvernement se cantonnent actuellement au contrôle légal, aux aides-bergers, aux chiens de protection et aux parcs de nuit (Meuret *et al.*, 2021 ; PNA loup 2018-2023). Ceci suggère que le champ des améliorations méthodologiques dans la prévention des attaques du bétail par le loup et l'ours reste largement ouvert.



OURS DES PYRÉNÉES © HAKOARI/ADOBESTOCK

SYNTHÈSE DE L'ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR L'IMPACT DU PASTORALISME SUR LE LOUP ET L'OURS EN FRANCE

En France, le loup et l'ours sont en général perçus comme ayant un impact négatif sur le pastoralisme (Benhammou & Coquet ; Meuret). Afin de recontextualiser les chiffres disponibles, il est bon de rappeler que les quelque 11 000 moutons et chèvres et 220 bovins tués par les loups en France en 2020 (Boitani *et al.*, 2022) représentaient seulement 0,13 % du cheptel ovin et caprin (soit environ 0,6 % du cheptel en zones pastorales ; LOUP FERUS), et 0,001 % du cheptel bovin. Pour l'ours, les quelque 590 animaux tués en 2022 en France au cours de 331 attaques (Ours Infos 2022 - OFB) représentaient seulement 0,002 % du cheptel ovin, caprin et bovin. À cette contextualisation, il est bon d'ajouter que les moutons meurent également - et surtout - d'autres causes, même si les statistiques à ce sujet en France sont difficiles à se procurer, avec au moins 3 à 7 % par an de brebis et 10 à 15 % d'agneaux mourant de diverses maladies (soit un millier de moutons par jour), de chutes, à cause de la foudre ou de l'attaque de chiens errants (LOUP FERUS). Enfin, au-delà des services écosystémiques classiquement rendus par les grands carnivores (contrôle des populations de gibier et des pullulations de ravageurs, mitigation des risques de propagation d'épidémies, dissémination des graines ; (Ripple *et al.*, 2014), la présence d'une population importante de loups en France peut s'envisager comme un garde-fou à une augmentation de la prédation du bétail par le chacal doré, un mésoprédateur récemment apparu sur le territoire français.

En guise de mise en abyme, nous résumons ci-dessous les principales connaissances scientifiques ayant trait à l'impact du pastoralisme sur le loup et l'ours en France :

- Les chiens domestiques, en particulier les chiens de protection de troupeaux (patou), peuvent transmettre des maladies infectieuses graves, ce qui représente un risque important pour les populations de petite taille (ours) et les meutes ou individus isolés (loup).
- Il existe une forte compétition avec le bétail pour l'accès aux habitats ouverts, limitant la recolonisation naturelle du loup et de l'ours.
- Au regard de la fragmentation du paysage rural français en une mosaïque d'habitats forestiers et d'espaces pastoraux, il est quasiment impossible que les territoires vitaux du loup et de l'ours ne recouvrent des zones d'activités pastorales, favorisant ainsi la prédation du bétail.
- La concurrence directe du bétail et l'impact de la chasse autour des zones d'activités pastorales sur les ongulés sauvages peuvent, en induisant une baisse de l'abondance des proies naturelles du loup, faire augmenter les risques de prédation du bétail.
- Le contrôle légal (surtout lorsqu'il est effectué sans réelle planification) et le braconnage du loup et de l'ours peuvent entraîner une baisse des effectifs, des changements dans les structures démographiques des populations, une augmentation des mouvements de dispersion, une perturbation de la répartition des territoires et la libération d'une niche pour d'autres (méso) prédateurs, avec pour conséquence un risque d'augmentation des niveaux de prédation du bétail.

Dans cette problématique, il nous semble utile de revenir sur les principaux manques de connaissances qui empêchent à l'heure actuelle de mieux appréhender les impacts négatifs (voire positifs) du pastoralisme sur le loup et l'ours en France :

- Absence d'études mesurant la charge parasitaire et la prévalence des pathogènes chez les patous.
- Peu d'études sur le potentiel de transmission des maladies infectieuses par le bétail aux ongulés sauvages et leur impact sur la disponibilité des populations de proies chassées par le loup.
- Absence d'études sur le niveau de compétition entre le bétail et les grands carnivores pour l'accès aux ressources.
- Absence d'études sur la répercussion des stratégies de contrôle légal du loup sur la dynamique de prédation du bétail.
- Absence d'études sur le déterminisme (spatial, écologique, démographique) des activités de prédation du bétail par le loup.
- Peu d'études sur l'efficacité des méthodes préventives de dissuasion du loup et de l'ours.

BIBLIOGRAPHIE

- Acevedo, P., Cassinello, J., Gortazar, C., 2008. The Iberian ibex is under an expansion trend but displaced to suboptimal habitats by the presence of extensive goat livestock in central Spain, in: Hawksworth, D.L., Bull, A.T. (Eds.), *Biodiversity and Conservation in Europe*, Topics in Biodiversity and Conservation. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 119–134. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6865-2_9
- Ambrožová, L., Čížek, L., Sládeček, F.X.J., Thorn, S., 2022. Understanding the drivers of β -diversity improves conservation prioritization for Central European dung beetles. *Biol. Conserv.* 273, 109682. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109682>
- Andru, J., Ranc, N., Guinot-Ghestem, M., 2018. Le chacal doré fait son chemin vers la France. *Faune Sauvage* 320, 21–27.
- Aubry, P., Anstett, L., Ferrand, Y., Reitz, F., Klein, F., Ruetter, S., Sarasa, M., Arnauduc, J.-P., Migot, P., 2019. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir – Saison 2013–2014, résultats nationaux.
- Bajard, M., 2017. Trajectoires d'évolution des sols et des agroécosystèmes de montagne de l'Holocène à l'Anthropocène Reconstitution des pédopaysages des Alpes du Nord occidentales à partir d'archives sédimentaires lacustres. (Thèse de doctorat en Doctorat Sciences Terre, Univers et Environnement). Université Grenoble Alpes.
- Bajard, M., Dorioz, J.-M., Sabatier, P., Arnaud, F., Giguet-Covex, C., Poulenard, J., 2019. Evolution plurimillénaire des espaces pastoraux dans les Alpes Nord occidentales – La Grande Histoire des Alppages. URL <https://grandehistoirealpages.fr/evolution-plurimillenaire-des-espaces-pastoraux-dans-les-alpes-nord-occidentales/> (visité le 12.7.23).
- Bajard, M., Poulenard, J., Sabatier, P., Bertrand, Y., Crouzet, C., Ficetola, G.F., Blanchet, C., Messenger, E., Giguet-Covex, C., Gielly, L., Rioux, D., Chen, W., Malet, E., Develle, A.-L., Arnaud, F., 2020. Pastoralism increased vulnerability of a subalpine catchment to flood hazard through changing soil properties. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 538, 109462. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2019.109462>
- Bajard, M., Poulenard, J., Sabatier, P., Etienne, D., Ficetola, F., Chen, W., Gielly, L., Taberlet, P., Develle, A.-L., Rey, P.-J., Moulin, B., de Beaulieu, J.-L., Arnaud, F., 2017. Long-term changes in alpine pedogenetic processes: Effect of millennial agro-pastoralism activities (French-Italian Alps). *Geoderma* 306, 217–236. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.07.005>
- Barboiron, A., Saint-Andrieux, C., Garel, M., Calenge, C., Guibert, B., 2018. Inventaire des populations françaises d'ongulés de montagne Mise à jour 2016 (n° 320), *Faune sauvage*. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage.
- Barbut, B., 2002. Impact environnemental des endectocides sur la pédofaune (other).
- Barnaud, C., Couix, N., 2020. The multifunctionality of mountain farming: Social constructions and local negotiations behind an apparent consensus. *J. Rural Stud.* 73, 34–45. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2019.11.012>
- Barrué-Pastor, M., Balent, G., 1986. Pratiques pastorales et stratégies foncières dans le processus de déprise de l'élevage montagnard en vallée d'Oô (Pyrénées centrales). *Rev. Géographique Pyrén. Sud-Ouest* 57, 403.
- Bele, B., Skrbinišek, T., Ambrogini, C., Berzins, R., Chioso, C., Faure, N., Gambini, I., Knauer, F., Kuralt, Ž., Majič Skrbinišek, A., Mavec, M., Minola, L., Potočnik, H., Rossi, E., Ruco, V., Simon, R., Trombin, J., Vettorazzo, E., Walter, T., 2022. Public attitudes toward wolves and wolf conservation in Austrian, French, Italian and Slovenian Alps, Technical report, Project LIFE 18 NAT/IT/000972. WOLFALPS EU.
- Benhammou, F., 2009. Protéger l'ours et le loup en France. *Géographie Cult.* 25–42. <https://doi.org/10.4000/gc.3544>
- Benhammou, F., Coquet, M., 2008. La restauration de l'ours brun (*Ursus arctos*) dans les Pyrénées françaises : entre politique environnementale et crise-mutation du monde agricole. *Norois* 208, 75–90. <https://doi.org/10.4000/norois.2224>
- Berriet-Sollicec, M., Lataste, F., Lépicié, D., Pigué, V., 2018. Environmentally and socially beneficial outcomes produced by agro-pastoral systems in the Cévennes National Park (France). *Land Use Policy* 78, 739–747. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.07.033>
- Bischof, R., Milleret, C., Dupont, P., Chipperfield, J., Tourani, M., Ordiz, A., de Valpine, P., Turek, D., Royle, J.A., Gimenez, O., Flagstad, Ø., Åkesson, M., Svensson, L., Brøseth, H., Kindberg, J., 2020. Estimating and forecasting spatial population dynamics of apex predators using transnational genetic monitoring. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 117, 30531–30538. <https://doi.org/10.1073/pnas.2011383117>
- Bjørnåvold, A., David, M., Bohan, D.A., Gibert, C., Rousselle, J.-M., Van Passel, S., 2022. Why does France not meet its pesticide reduction targets? Farmers' socio-economic trade-offs when adopting agro-ecological practices. *Ecol. Econ.* 198, 107440. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2022.107440>
- Boitani, L., Kaczensky, P., Alvares, F., Andrén, H., Balys, V., Blanco, J.C., Chapron, G., Chiriack, S., Cirovic, D., Drouet-Houguet, N., 2022. Assessment of the conservation status of the Wolf (*Canis lupus*) in Europe, in: Prepared for the Berne Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats and the Council of Europe.
- Bordessoule, E., 2003. Les transformations récentes de l'activité pastorale dans les montagnes françaises, Crises et mutations des agricultures de montagne. CERAMAC.
- Brivio, F., Ciuti, S., Pipia, A., Grignolio, S., Apollonio, M., 2022. Livestock displace European mouflon from optimal foraging sites. *Eur. J. Wildl. Res.* 68, 30. <https://doi.org/10.1007/s10344-022-01581-y>
- Byrnes, R.C., Eastburn, D.J., Tate, K.W., Roche, L.M., 2018. A Global Meta-Analysis of Grazing Impacts on Soil Health Indicators. *J. Environ. Qual.* 47, 758–765. <https://doi.org/10.2134/jeq2017.08.0313>

- Cardoso, T.F., Luigi-Sierra, M.G., Castelló, A., Cabrera, B., Noce, A., Mármol-Sánchez, E., García-González, R., Fernández-Arias, A., Alabart, J.L., López-Olvera, J.R., Mentaberre, G., Granados-Torres, J.E., Cardells-Peris, J., Molina, A., Sánchez, A., Clop, A., Amills, M., 2021. Assessing the levels of intraspecific admixture and interspecific hybridization in Iberian wild goats (*Capra pyrenaica*). *Evol. Appl.* 14, 2618–2634. <https://doi.org/10.1111/eva.13299>
- Carlson, B.Z., Corona, M.C., Dentant, C., Bonet, R., Thuiller, W., Choler, P., 2017. Observed long-term greening of alpine vegetation—a case study in the French Alps. *Environ. Res. Lett.* 12, 114006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa84bd>
- Cerdan, O., Govers, G., Le Bissonnais, Y., Van Oost, K., Poesen, J., Saby, N., Gobin, A., Vacca, A., Quinton, J., Auerswald, K., Klik, A., Kwaad, F.J.P.M., Raclot, D., Ionita, I., Rejman, J., Rousseva, S., Muxart, T., Roxo, M.J., Dostal, T., 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.06.011>
- Chambres d’agriculture France, 2021. Pastoralisme : une pratique économique et territoriale à part entière [WWW Document]. URL <https://chambres-agriculture.fr/actualites/toutes-les-actualites/detail-de-lactualite/actualites/pastoralisme-une-pratique-economique-et-territoriale-a-part-entiere/> (visité le 12.5.23).
- Chiffard, J., Bentaleb, I., Yoccoz, N.G., Fourel, F., Blanquet, E., Besnard, A., 2023. Grazing intensity drives a trophic shift in the diet of common alpine birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 348, 108418. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108418>
- Chirichella, R., Apollonio, M., Putman, R., 2014. Competition between domestic and wild ungulates. *Behav. Manag. Eur. Ungulates Caithness Whittles Publ.* 110–23.
- Cimatti, M., Ranc, N., Benítez-López, A., Maiorano, L., Boitani, L., Cagnacci, F., Čengić, M., Ciucci, P., Huijbregts, M.A.J., Krofel, M., López-Bao, J.V., Selva, N., Andren, H., Bautista, C., Čirović, D., Hemmingmoore, H., Reinhardt, I., Marenče, M., Mertzanis, Y., Pedrotti, L., Trbojević, I., Zetterberg, A., Zwiłajac-Kozica, T., Santini, L., 2021. Large carnivore expansion in Europe is associated with human population density and land cover changes. *Divers. Distrib.* 27, 602–617. <https://doi.org/10.1111/ddi.13219>
- Colebrook, E., Wall, R., 2004. Ectoparasites of livestock in Europe and the Mediterranean region. *Vet. Parasitol.* 120, 251–274. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2004.01.012>
- Costanzi, L., Brambilla, A., Di Blasio, A., Dondo, A., Gorla, M., Masoero, L., Gennero, M.S., Bassano, B., 2021. Beware of dogs! Domestic animals as a threat for wildlife conservation in Alpine protected areas. *Eur. J. Wildl. Res.* 67, 70. <https://doi.org/10.1007/s10344-021-01510-5>
- Cushman, S.A., Elliot, N.B., Bauer, D., Kesch, K., Bahaa-el-din, L., Bothwell, H., Flyman, M., Mtare, G., Macdonald, D.W., Loveridge, A.J., 2018. Prioritizing core areas, corridors and conflict hotspots for lion conservation in southern Africa. *PLOS ONE* 13, e0196213. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196213>
- Davasse, B., Galop, D., 1990. Impact des activités pastorales et métallurgiques sur les forêts d’altitude dans les Pyrénées ariégeoises (France), in: *Revue Valdaine d’histoire naturelle*. Presented at the Ecologie et biogéographie alpines, p. 151.
- de Beaufort, F., 1987. Le Loup en France : éléments d’écologie historique. *Encyclopédie des carnivores de France* 1. Société française pour l’Étude et la Protection des Mammifères.
- de Roince, C., Seegers, J., Hardelin, J., 2020. Le pastoralisme français à l’horizon 2035, analyse n° 159. CENTRE D’ÉTUDES ET DE PROSPECTIVE – Ministère de l’Agriculture et de l’Alimentation.
- Decaëns, T., Dutoit, T., Alard, D., Lavelle, P., 1998. Factors influencing soil macrofaunal communities in post-pastoral successions of western France. *Appl. Soil Ecol.* 9, 361–367. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(98\)00090-0](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00090-0)
- Delattre, L., Debolini, M., Paoli, J.C., Napoleone, C., Moulery, M., Leonelli, L., Santucci, P., 2020. Understanding the Relationships between Extensive Livestock Systems, Land-Cover Changes, and CAP Support in Less-Favored Mediterranean Areas. *Land* 9, 518. <https://doi.org/10.3390/land9120518>
- Deng, L., Shangguan, Z.-P., Wu, G.-L., Chang, X.-F., 2017. Effects of grazing exclusion on carbon sequestration in China’s grassland. *Earth-Sci. Rev.* 173, 84–95. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.08.008>
- Di Francesco, C.E., Smoglica, C., Di Pirro, V., Cafini, F., Gentile, L., Marsilio, F., 2022. Molecular Detection and Phylogenetic Analysis of Canine Distemper Virus in Marsican Brown Bear (*Ursus arctos marsicanus*). *Animals* 12, 1826. <https://doi.org/10.3390/ani12141826>
- DURABLE, M.D.L.E.D.D., 2005. Plan de restauration et de conservation de l’ours brun dans les Pyrénées françaises 2006–2009. MEDD.
- Eck, N. van, Waltman, L., 2009. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. *Scientometrics* 84, 523–538. <https://doi.org/10.1007/s11192-009-0146-3>
- Eklund, A., López-Bao, J.V., Tourani, M., Chapron, G., Frank, J., 2017. Limited evidence on the effectiveness of interventions to reduce livestock predation by large carnivores. *Sci. Rep.* 7, 2097. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-02323-w>
- Espunyes, J., Cabezón, O., Dias-Alves, A., Miralles, P., Ayats, T., Cerdà-Cuellar, M., 2021. Assessing the role of livestock and sympatric wild ruminants in spreading antimicrobial resistant *Campylobacter* and *Salmonella* in alpine ecosystems. *BMC Vet. Res.* 17, 79. <https://doi.org/10.1186/s12917-021-02784-2>
- Etienne, D., Destas, M., Lyautey, E., Marti, R., Ruffaldi, P., Georges-Leroy, M., Dambrine, E., Topp, E., 2015. Two thousand-year reconstruction of livestock production intensity in France using sediment-archived fecal Bacteroidales and source-specific mitochondrial markers. *The Holocene* 25, 1384–1393. <https://doi.org/10.1177/0959683615585836>
- Eychenne, C., 2019. L’association foncière pastorale : un outil de gestion collective du foncier en montagne à fort potentiel d’innovation. *Sud-Ouest Eur. Rev. Géographique Pyrén. Sud-Ouest* 129–143. <https://doi.org/10.4000/soe.5539>

- Eychenne, C., 2018a. Le pastoralisme entre mythes et réalités : une nécessaire objectivation – l'exemple des Pyrénées. *Géocarrefour* 92. <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.10987>
- Eychenne, C., 2018b. Le pastoralisme en France : situation et enjeux (report), Audition par le groupe de travail « pastoralisme ». LISST, Sénat – 25 juillet 2018.
- Eychenne, C., 2012. Quelles incursions du territoire dans l'évolution d'une politique sectorielle ? Discours et représentations autour de l'agriculture de montagne. *Sud-Ouest Eur. Rev. Géographique Pyrén. Sud-Ouest* 9–20. <https://doi.org/10.4000/soe.85>
- Fargeon, H., Pimont, F., Martin-StPaul, N., De Caceres, M., Ruffault, J., Barbero, R., Dupuy, J.-L., 2020. Projections of fire danger under climate change over France: where do the greatest uncertainties lie? *Clim. Change* 160, 479–493. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02629-w>
- Fernández-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>
- Fonderflick, J., Caplat, P., Lovaty, F., Thévenot, M., Prodon, R., 2010. Avifauna trends following changes in a Mediterranean upland pastoral system. *Agric. Ecosyst. Environ.* 137, 337–347. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.03.004>
- Galop, D., 1998. *La forêt, l'homme et le troupeau dans les Pyrénées. 6000 ans d'histoire de l'environnement entre Garonne et Méditerranée*. Geode-Université de Toulouse Le Mirail.
- Galop, D., Mazier, F., Lopez-Saez, J.A., Vannière, B., 2003. Palynologie et histoire des activités humaines en milieu montagnard. Bilan provisoire des recherches et nouvelles orientations méthodologiques sur le versant nord des Pyrénées. *Archéologie Midi Médiév.* 159.
- Gamelon, M., Besnard, A., Gaillard, J., Servanty, S., Baubet, E., Brandt, S., Gimenez, O., 2011. HIGH HUNTING PRESSURE SELECTS FOR EARLIER BIRTH DATE: WILD BOAR AS A CASE STUDY. *Evolution* 65, 3100–3112. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2011.01366.x>
- Ganteaume, A., Jappiot, M., 2013. What causes large fires in Southern France. *For. Ecol. Manag., The Mega-fire reality* 294, 76–85. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.055>
- Gartzia, M., Pérez-Cabello, F., Bueno, C.G., Alados, C.L., 2016. Physiognomic and physiologic changes in mountain grasslands in response to environmental and anthropogenic factors. *Appl. Geogr.* 66, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.11.007>
- Gastineau, A., Robert, A., Sarrazin, F., Mihoub, J.-B., Quenette, P.-Y., 2019. Spatiotemporal depredation hotspots of brown bears, *Ursus arctos*, on livestock in the Pyrenees, France. *Biol. Conserv.* 238, 108210. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108210>
- Gerbaux, F., 1994. *La montagne en politique* (coll. Logiques politiques. L'Harmattan, Paris.
- Gherman, C.M., Mihalca, A.D., 2017. A synoptic overview of golden jackal parasites reveals high diversity of species. *Parasit. Vectors* 10, 419. <https://doi.org/10.1186/s13071-017-2329-8>
- Giacona, F., Eckert, N., Martin, B., 2017. A 240-year history of avalanche risk in the Vosges Mountains based on non-conventional (re) sources. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 17, 887–904. <https://doi.org/10.5194/nhess-17-887-2017>
- Gil-Tena, A., De Cáceres, M., Ernoult, A., Butet, A., Brotons, L., Burel, F., 2015. Agricultural landscape composition as a driver of farmland bird diversity in Brittany (NW France). *Agric. Ecosyst. Environ.* 205, 79–89. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.013>
- Givaudan, N., Binet, F., Le Bot, B., Wiegand, C., 2014. Earthworm tolerance to residual agricultural pesticide contamination: Field and experimental assessment of detoxification capabilities. *Environ. Pollut.* 192, 9–18. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.001>
- Glawischnig, W., Khaschabi, D., Schöpf, K., Schönbauer, M., 2000. An outbreak of Salmonella Dublin in chamois (*Rupicapra rupicapra*). *Wien. Tierärztl. Monatsschrift* 87, 21–25.
- Gortázar, C., Ferroglio, E., Höfle, U., Frölich, K., Vicente, J., 2007. Diseases shared between wildlife and livestock: a European perspective. *Eur. J. Wildl. Res.* 53, 241–256. <https://doi.org/10.1007/s10344-007-0098-y>
- Grente, O., 2021. Understanding the depredation process in grey wolf (*Canis lupus*) and its interactions with lethal measures : focus on the French Alpine Arc (These de doctorat). Montpellier.
- Grison, J.-B., Ménadier, L., Ricard, D., Rieutort, L., 2015. Le pastoralisme dans les montagnes cantaliennes : entre enjeux fonciers et ressources territoriales : l'exemple de la haute vallée du Mars. *Hist. Sociétés Rural.* 44, 81–110. <https://doi.org/10.3917/hsr.044.0081>
- Gutiérrez, Á.G., Schnabel, S., Contador, F.L., 2009. Gully erosion, land use and topographical thresholds during the last 60 years in a small rangeland catchment in SW Spain. *Land Degrad. Dev.* 20, 535–550. <https://doi.org/10.1002/ldr.931>
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrn, T., Goulson, D., Kroon, H. de, 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>
- Hornok, S., Tánzos, B., Fernández de Mera, I.G., de la Fuente, J., Hofmann-Lehmann, R., Farkas, R., 2013. High prevalence of Hepatozoon-infection among shepherd dogs in a region considered to be free of *Rhipicephalus sanguineus*. *Vet. Parasitol.* 196, 189–193. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2013.02.009>
- Iliopoulos, Y., Sgardelis, S., Koutis, V., Savaris, D., 2009. Wolf depredation on livestock in central Greece. *Mammal Res.* 54, 11–22. <https://doi.org/10.1007/BF03193133>
- Imbert, C., Caniglia, R., Fabbri, E., Milanese, P., Randi, E., Serafini, M., Torretta, E., Meriggi, A., 2016. Why do wolves eat livestock?: Factors influencing wolf diet in northern Italy. *Biol. Conserv.* 195, 156–168. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.003>

- Krofel, M., Giannatos, G., Cirovic, D., Stoyanov, S., Newsome, T., 2017. Golden jackal expansion in Europe: a case of mesopredator release triggered by continent-wide wolf persecution? <https://doi.org/10.4404/hystrix-28.1-11819>]
- Krofel, M., Hočevár, L., Fležar, U., Topličanec, I., Oliveira, T., 2022. Golden jackal as a new kleptoparasite for Eurasian lynx in Europe. *Glob. Ecol. Conserv.* 36, e02116. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02116>
- Krofel, M., Jonozovič, M., Jerina, K., 2012. Demography and mortality patterns of removed brown bears in a heavily exploited population. *Ursus* 23, 91–103. <https://doi.org/10.2192/URSUS-D-10-00013.1>
- La Morgia, V., Bassano, B., 2009. Feeding habits, forage selection, and diet overlap in Alpine chamois (*Rupicapra rupicapra* L.) and domestic sheep. *Ecol. Res.* 24, 1043–1050. <https://doi.org/10.1007/s11284-008-0581-2>
- Landry, J.-M., 2013. Historique du loup en France, in: *Le Courrier de la Nature* n°278 Spécial Loup. Société Nationale de Protection de la Nature, pp. 13–19.
- Lazaro, L., 2015. Estives en partage. Une approche relationnelle des externalités du pastoralisme collectif pyrénéen (thèse de doctorat). Université Toulouse 2 Jean Jaurès.
- Leroy, G., Hoffmann, I., From, T., Hiemstra, S.J., Gandini, G., 2018. Perception of livestock ecosystem services in grazing areas. *animal* 12, 2627–2638. <https://doi.org/10.1017/S1751731118001027>
- Lescureux, N., Garde, L., Meuret, M., 2018. Considering wolves as active agents in understanding stakeholder perceptions and developing management strategies, in: *Large Carnivore Conservation and Management: Human Dimensions*, Routledge, London. Routledge, London.
- Lozano, J., Olszańska, A., Morales-Reyes, Z., Castro, A.A., Malo, A.F., Moleón, M., Sánchez-Zapata, J.A., Cortés-Avizanda, A., von Wehrden, H., Dorresteijn, I., Kansky, R., Fischer, J., Martín-López, B., 2019. Human-carnivore relations: A systematic review. *Biol. Conserv.* 237, 480–492. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.002>
- Luginbühl, Y., 2009. Quelle dimension paysagère pour l'agropastoralisme ? *Fr. Lerin Pastor. Méditerranéen Patrim. Cult. Paysager Dév. Actes Deux. La Réunion. Sur Pastor. Méditerranéen* 12–14.
- Maillard, D., Gaillard, J.-M., Hewison, M., Ballon, P., Duncan, P., Loison, A., Toïgo, C., Baubet, E., Bonenfant, C., Garel, M., 2010. Ungulates and their management in France. *Eur. Ungulates Their Manag. 21st Century* 441–474.
- Mainieri, R., Favillier, A., Lopez-Saez, J., Eckert, N., Zgheib, T., Morel, P., Saulnier, M., Peiry, J.-L., Stoffel, M., Corona, C., 2020. Impacts of land-cover changes on snow avalanche activity in the French Alps. *Anthropocene* 30, 100244. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2020.100244>
- Mayer, A.C., Stöckli, V., 2005. Long-Term Impact of Cattle Grazing on Subalpine Forest Development and Efficiency of Snow Avalanche Protection. *Arct. Antarct. Alp. Res.* 37, 521–526. [https://doi.org/10.1657/1523-0430\(2005\)037\[0521:LIOCGO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2005)037[0521:LIOCGO]2.0.CO;2)
- McClure, S.B., 2015. The Pastoral Effect. *Curr. Anthropol.* 56, 901–910. <https://doi.org/10.1086/684102>
- Métailié, J.-P., Faerber, J., 2004. Quinze années de gestion des feux pastoraux dans les Pyrénées: du blocage à la concertation. *Pastor. Environ.* 37.
- Meuret, M., Moulin, C.-H., Bonnet, O., Garde, L., Nozières-Petit, M.-O., Lescureux, N., 2021. Missing shots: has the possibility of shooting wolves been lacking for 20 years in France's livestock protection measures? *Rangel. J.* 42, 401–413. <https://doi.org/10.1071/RJ20046>
- 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>
- Minea, G., Mititelu-Ionuș, O., Gyasi-Agyei, Y., Ciobotaru, N., Rodrigo-Comino, J., 2022. Impacts of Grazing by Small Ruminants on Hillslope Hydrological Processes: A Review of European Current Understanding. *Water Resour. Res.* 58, e2021WR030716. <https://doi.org/10.1029/2021WR030716>
- Miras, Y., Guenet, P., Surmely, F., Michelin, Y., Tible, R., Walter-Simonnet, A.-V., Richard, H., 2003. Histoire de l'environnement et des dynamiques agro-pastorales dans le massif du Cantal: la Tourbière de Roussy (Saint-Projet-de-Salers, France). *Quaternaire* 14, 265–278. <https://doi.org/10.3406/quate.2003.1747>
- Mitková, B., Hrazdilová, K., D'Amico, G., Duscher, G.G., Suchentrunck, F., Forejtěk, P., Gherman, C.M., Matei, I.A., Ionică, A.M., Daskalaki, A.A., Mihalca, A.D., Votýpka, J., Hulva, P., Modrý, D., 2017. Eurasian golden jackal as host of canine vector-borne protists. *Parasit. Vectors* 10, 183. <https://doi.org/10.1186/s13071-017-2110-z>
- Moinardeau, C., Mesléard, F., Dutoit, T., 2016. Using Different Grazing Practices for Increasing Plant Biodiversity in the Dykes and Embankments Along the Rhône River (Southern France). *Environ. Manage.* 58, 984–997. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0744-9>
- Moinardeau, C., Mesléard, F., Ramone, H., Dutoit, T., 2019. Short-Term Effects on Diversity and Biomass on Grasslands from Artificial Dykes under Grazing and Mowing Treatments. *Environ. Conserv.* 46, 132–139. <https://doi.org/10.1017/S0376892918000346>
- Molinier, A., Molinier-Meyer, N., 1981. Environnement et histoire: Les loups et l'homme en France. *Rev. Hist. Mod. Contemp.* 1954–28, 225–245.
- Molnar, B., Duchamp, C., Möstl, K., Diehl, P.-A., Betschart, B., 2014. Comparative survey of canine parvovirus, canine distemper virus and canine enteric coronavirus infection in free-ranging wolves of central Italy and south-eastern France. *Eur. J. Wildl. Res.* 60, 613–624. <https://doi.org/10.1007/s10344-014-0825-0>
- Morandi, B., Mazzone, A., Gori, F., Alvarez Rojas, C.A., Galuppi, R., Deplazes, P., Poglayen, G., 2020. New Insights Into the Peculiar World of the Shepherd-Dog Parasites: An Overview From Maremma (Tuscany, Italy). *Front. Vet. Sci.* 7.
- Moroni, B., Brambilla, A., Rossi, L., Meneguz, P.G., Bassano, B., Tizzani, P., 2022. Hybridization between Alpine Ibex and Domestic Goat in

the Alps: A Sporadic and Localized Phenomenon? *Animals* 12, 751. <https://doi.org/10.3390/ani12060751>

Moura, A.E., Tsingarska, E., Dąbrowski, M.J., Czarnomska, S.D., Jędrzejewska, B., Pilot, M., 2014. Unregulated hunting and genetic recovery from a severe population decline: the cautionary case of Bulgarian wolves. *Conserv. Genet.* 15, 405–417. <https://doi.org/10.1007/s10592-013-0547-y>

Navarro-Gonzalez, N., Mentaberre, G., Porrero, C.M., Serrano, E., Mateos, A., López-Martín, J.M., Lavín, S., Domínguez, L., 2012. Effect of Cattle on Salmonella Carriage, Diversity and Antimicrobial Resistance in Free-Ranging Wild Boar (*Sus scrofa*) in Northeastern Spain. *PLOS ONE* 7, e51614. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051614>

Nilsen, E.B., Gaillard, J.-M., Andersen, R., Odden, J., Delorme, D., Van Laere, G., Linnell, J.D.C., 2009. A slow life in hell or a fast life in heaven: demographic analyses of contrasting roe deer populations. *J. Anim. Ecol.* 78, 585–594. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01523.x>

Oleaga, Á., Vázquez, C.B., Royo, L.J., Barral, T.D., Bonnaire, D., Armenteros, J.Á., Rabanal, B., Gortázar, C., Balseiro, A., 2022. Canine distemper virus in wildlife in south-western Europe. *Transbound. Emerg. Dis.* 69, e473–e485. <https://doi.org/10.1111/tbed.14323>

Pansu, J., Giguet-Covex, C., Ficetola, G.F., Gielly, L., Boyer, F., Zinger, L., Arnaud, F., Poulenard, J., Taberlet, P., Choler, P., 2015. Reconstructing long-term human impacts on plant communities: an ecological approach based on lake sediment DNA. *Mol. Ecol.* 24, 1485–1498. <https://doi.org/10.1111/mec.13136>

Peebles, K.A., Wielgus, R.B., Maletzke, B.T., Swanson, M.E., 2013. Effects of Remedial Sport Hunting on Cougar Complaints and Livestock Depredations. *PLOS ONE* 8, e79713. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079713>

Perevolotsky, A., Seligman, N.G., 1998. Role of Grazing in Mediterranean Rangeland Ecosystems. *BioScience* 48, 1007–1017. <https://doi.org/10.2307/1313457>

Piédalou, 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>

Ponge, J.-F., Salmon, S., Benoist, A., Geoffroy, J.-J., 2015. Soil Macrofaunal Communities are Heterogeneous in Heathlands with Different Grazing Intensity. *Pedosphere* 25, 524–533. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)30033-3](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)30033-3)

Pop, M.I., Dyck, M.A., Chiriac, S., Lajos, B., Szabó, S., Iojă, C.I., Popescu, V.D., 2023. Predictors of brown bear predation events on livestock in the Romanian Carpathians. *Conserv. Sci. Pract.* 5, e12884. <https://doi.org/10.1111/csp2.12884>

Potet, B., Moulin, C.-H., Meuret, M., 2021. Des chiens pour protéger contre les loups des brebis en parcs clôturés : une pratique nouvelle et encore problématique. *J. Alp. Res. Rev. Géographie Alp.* <https://doi.org/10.4000/rga.8789>

Prugh, L.R., Stoner, C.J., Epps, C.W., Bean, W.T., Ripple, W.J., Laliberte, A.S., Brashares, J.S., 2009. The Rise of the Mesopredator. *BioScience* 59, 779–791. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.9.9>

Raichev, E.G., Tsunoda, H., Newman, C., Masuda, R., Georgiev, D.M., Kaneko, Y., 2013. The Reliance of the Golden Jackal (*Canis aureus*) on Anthropogenic Foods in winter in Central Bulgaria. *Mammal Study* 38, 19–27. <https://doi.org/10.3106/041.038.0102>

Ramos, R.F., Diogo, J.A., Santana, J., Silva, J.P., Reino, L., Schindler, S., Beja, P., Lomba, A., Moreira, F., 2021. Impacts of sheep versus cattle livestock systems on birds of Mediterranean grasslands. *Sci. Rep.* 11, 10827. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-89975-x>

Rendu, C., Calastrenc, C., Le Couédic, M., Berdoy, A., 2016. *Estives d'Ossau, 7000 ans de pastoralisme dans les Pyrénées*. Le Pas d'Oiseau.

Ribeiro, I., Domingos, T., McCracken, D., Proença, V., 2023. The use of domestic herbivores for ecosystem management in Mediterranean landscapes. *Glob. Ecol. Conserv.* 46, e02577. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02577>

Rigg, R., Findo, S., Wechselberger, M., Gorman, M.L., Sillero-Zubiri, C., Macdonald, D.W., 2011. Mitigating carnivore–livestock conflict in Europe: lessons from Slovakia. *Oryx* 45, 272–280. <https://doi.org/10.1017/S0030605310000074>

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, 1241484. <https://doi.org/10.1126/science.1241484>

Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *J. Appl. Ecol.* 39, 157–176. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x>

Rode, J., Flinzberger, L., Karutz, R., Berghöfer, A., Schröter-Schlaack, C., 2021. Why so negative? Exploring the socio-economic impacts of large carnivores from a European perspective. *Biol. Conserv.* 255, 108918. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108918>

Rosa García, R., Fraser, M.D., Celaya, R., Ferreira, L.M.M., García, U., Osoro, K., 2013. Grazing land management and biodiversity in the Atlantic European heathlands: a review. *Agrofor. Syst.* 87, 19–43. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9519-3>

Rutledge, L.Y., Patterson, B.R., Mills, K.J., Loveless, K.M., Murray, D.L., White, B.N., 2010. Protection from harvesting restores the natural social structure of eastern wolf packs. *Biol. Conserv.* 143, 332–339. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.017>

Saatkamp, A., Henry, F., Dutoit, T., 2018. Vegetation and soil seed bank in a 23-year grazing exclusion chronosequence in a Mediterranean dry grassland. *Plant Biosyst. - Int. J. Deal. Asp. Plant Biol.* 152, 1020–1030. <https://doi.org/10.1080/11263504.2017.1407375>

Sabatino, D.D., Lorusso, A., Francesco, C.E.D., Gentile, L., Pirro, V.D., Bellacicco, A.L., Giovannini, A., Francesco, G.D., Marruchella, G., Marsilio, F., Savini, G., 2014. Arctic Lineage–Canine Distemper Virus as a Cause of Death in Apennine Wolves (*Canis lupus*) in Italy. *PLOS ONE* 9, e82356. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082356>

- Saint-Andrieux, C., Barboiron, A., Guibert, B., 2017. Trente ans de suivi du cerf en France (1985–2015) (n° 314), Faune sauvage. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage.
- Santos, X., Sillero, N., Poitevin, F., Cheylan, M., 2019. Realized niche modelling uncovers contrasting responses to fire according to species-specific biogeographical affinities of amphibian and reptile species. *Biol. J. Linn. Soc.* 126, 55–67. <https://doi.org/10.1093/biolinnean/bly173>
- Schieltz, J.M., Rubenstein, D.I., 2016. Evidence based review: positive versus negative effects of livestock grazing on wildlife. What do we really know? *Environ. Res. Lett.* 11, 113003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/11/113003>
- Sidorovich, V.E., Tikhomirova, L.L., Jędrzejewska, B., 2003. Wolf *Canis lupus* numbers, diet and damage to livestock in relation to hunting and ungulate abundance in northeastern Belarus during 1990–2000. *Wildl. Biol.* 9, 103–111. <https://doi.org/10.2981/wlb.2003.032>
- Soussana, J.-F., Lemaire, G., 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agric. Ecosyst. Environ., Integrated Crop-Livestock System Impacts on Environmental Processes* 190, 9–17. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>
- Soussana, J.-F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., Arrouays, D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use Manag.* 20, 219–230. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2004.tb00362.x>
- Steinwandter, M., Schlick-Steiner, B.C., Seeber, G.U.H., Steiner, F.M., Seeber, J., 2017. Effects of Alpine land-use changes: Soil macrofauna community revisited. *Ecol. Evol.* 7, 5389–5399. <https://doi.org/10.1002/ece3.3043>
- Šuba, J., Žunna, A., Bagrade, G., Done, G., Lūkins, M., Ornicāns, A., Pilāte, D., Stepanova, A., Ozoliņš, J., 2021. Closer to Carrying Capacity: Analysis of the Internal Demographic Structure Associated with the Management and Density Dependence of a Controlled Wolf Population in Latvia. *Sustainability* 13, 9783. <https://doi.org/10.3390/su13179783>
- Šuba, J., Žunna, A., Bagrade, G., Done, G., Ornicāns, A., Pilāte, D., Stepanova, A., Ozoliņš, J., 2023. Does Wolf Management in Latvia Decrease Livestock Depredation? An Analysis of Available Data. *Sustainability* 15, 8509. <https://doi.org/10.3390/su15118509>
- Temple, D., Manteca, X., 2020. Animal Welfare in Extensive Production Systems Is Still an Area of Concern. *Front. Sustain. Food Syst.* 4.
- Treves, A., Kapp, K.J., MacFarland, D.M., 2010. American black bear nuisance complaints and hunter take. *Ursus* 21, 30–42. <https://doi.org/10.2192/09GR012.1>
- 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., Naughton-Treves, L., Shelley, V., 2013. Longitudinal Analysis of Attitudes Toward Wolves. *Conserv. Biol.* 27, 315–323. <https://doi.org/10.1111/cobi.12009>
- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., Thies, C., 2002. Contribution of Small Habitat Fragments to Conservation of Insect Communities of Grassland-Cropland Landscapes. *Ecol. Appl.* 12, 354–363. <https://doi.org/10.2307/3060947>
- Vickery, J. a., Tallowin, J. r., Feber, R. e., Asteraki, E. j., Atkinson, P. w., Fuller, R. j., Brown, V. k., 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *J. Appl. Ecol.* 38, 647–664. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00626.x>
- Vitásková, E., Molnár, L., Holko, I., Supuka, P., Černíková, L., Bártová, E., Sedlák, K., 2019. Serologic Survey of Selected Viral Pathogens in Free-Ranging Eurasian Brown Bears (*Ursus arctos arctos*) from Slovakia. *J. Wildl. Dis.* 55, 499–503. <https://doi.org/10.7589/2017-11-290>
- Wagner, D.L., Grames, E.M., Forister, M.L., Berenbaum, M.R., Stopak, D., 2021. Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 118, e2023989118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023989118>
- Watts, S.H., Griffith, A., Mackinlay, L., 2019. Grazing exclusion and vegetation change in an upland grassland with patches of tall herbs. *Appl. Veg. Sci.* 22, 383–393. <https://doi.org/10.1111/avsc.12438>
- Wehn, S., Pedersen, B., Hanssen, S.K., 2011. A comparison of influences of cattle, goat, sheep and reindeer on vegetation changes in mountain cultural landscapes in Norway. *Landsc. Urban Plan.* 102, 177–187. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.04.003>
- Wielgus, R.B., Peebles, K.A., 2014. Effects of Wolf Mortality on Livestock Depredations. *PLOS ONE* 9, e113505. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113505>
- Wilhelm, B., Rapuc, W., Amann, B., Anselmetti, F.S., Arnaud, F., Blanchet, J., Brauer, A., Czymzik, M., Giguët-Covex, C., Gilli, A., Glur, L., Grosjean, M., Irmiler, R., Nicolle, M., Sabatier, P., Swierczynski, T., Wirth, S.B., 2022. Impact of warmer climate periods on flood hazard in the European Alps. *Nat. Geosci.* 15, 118–123. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00878-y>
- Wu, J., Gong, X., Yao, X., Casper, D.P., 2020. Plant communities responding to grazing pressure by sheep in an Alpine meadow. *Transl. Anim. Sci.* 4, 1174–1181. <https://doi.org/10.1093/tas/txaa075>
- Zhu, H., Wang, D., Wang, L., Bai, Y., Fang, J., Liu, J., 2012. The effects of large herbivore grazing on meadow steppe plant and insect diversity. *J. Appl. Ecol.* 49, 1075–1083. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02195.x>

ANNEXES

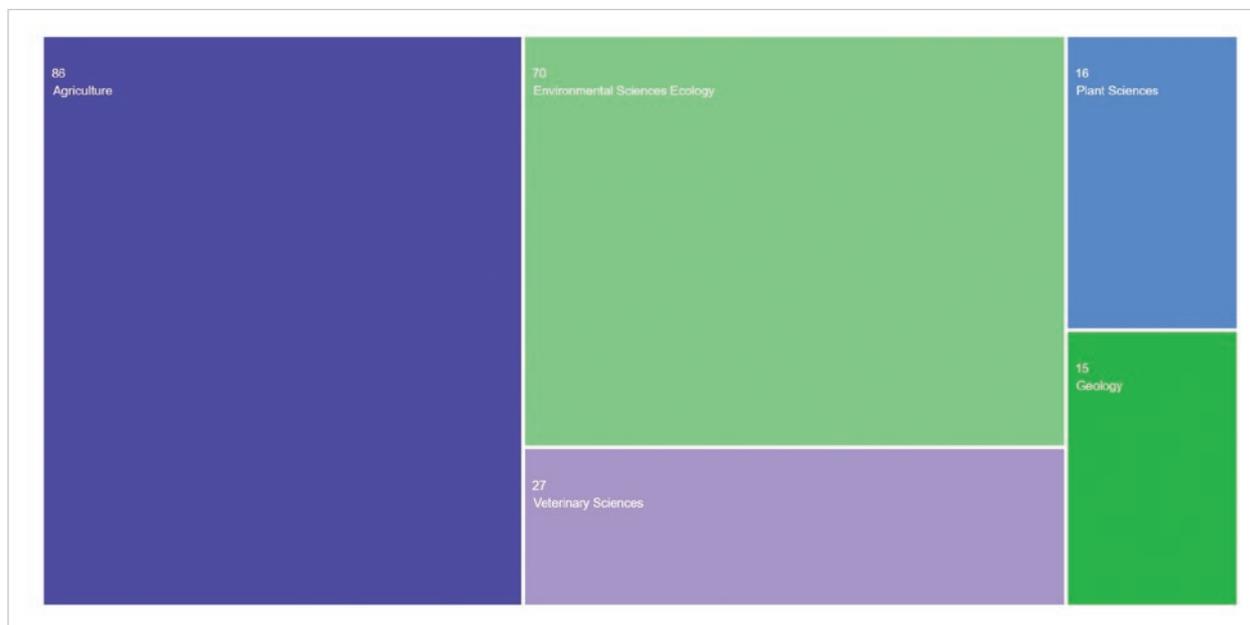


Figure S1. Les thématiques de recherche les plus fréquentes sur le pastoralisme en France. Source : Web of Science.



Figure S2. Les organismes scientifiques qui publient le plus sur le pastoralisme en France. Source : Web of Science.

**RETROUVEZ TOUS
NOS RAPPORTS D'ÉTUDES,
D'ENQUÊTES ET D'EXPERTISES
SCIENTIFIQUES SUR
WWW.ONE-VOICE.FR**

