



Approche intégrative de la gestion des conflits homme-nature : le cas de l'ours brun en France

Blaise Piédallu

► To cite this version:

Blaise Piédallu. Approche intégrative de la gestion des conflits homme-nature : le cas de l'ours brun en France. Environnement et Société. Université Montpellier, 2016. Français. NNT : 2016MONTT164 . tel-01686798

HAL Id: tel-01686798

<https://theses.hal.science/tel-01686798>

Submitted on 17 Jan 2018

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

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

THÈSE

Pour obtenir le grade de
Docteur

Délivré par l'Université de Montpellier

**Préparée au sein de l'école doctorale GAIA
Et de l'UMR 5175 – Centre d'Ecologie Fonctionnelle
et Evolutive**

**Spécialité :Ecologie, Evolution, Ressources
Génétiques, Paléobiologie (EERGP)**

Présentée par Blaise PIÉDALLU

**APPROCHE INTEGRATIVE DE LA GESTION DES
CONFLITS HOMME-NATURE :
LE CAS DE L'OURS BRUN EN FRANCE**

Soutenue le 12 décembre 2016 devant le jury composé de

M. Guillaume CHAPRON, Associate Professor, Swedish University of Agricultural Sciences	Rapporteur
M. Olivier GIMENEZ, Directeur de Recherche, CNRS	Directeur de thèse
M. David GREMILLET, Directeur de Recherche, CNRS	Examinateur
Mme Anja MOLINARI, Chargée de recherche, KORA	Examinatrice
Mme Coralie MOUNET, Chargée de recherche, CNRS	Invitée
M. Pierre-Yves QUENETTE, Chargé de Recherche, ONCFS	Co-directeur de thèse
M. François SARRAZIN, Professeur, Université Pierre et Marie Curie	Rapporteur



Remerciements

Je tenais tout d'abord à remercier l'Ecole Normale Supérieure de Cachan grâce à laquelle j'ai eu la possibilité matérielle de réaliser cette thèse, et en particulier Gérard Peyroche pour n'avoir jamais désespéré de mon cas. Un grand merci également à Jane Lecomte et au Master EBE de l'Université Paris-Sud, qui me permirent de découvrir le monde des sciences de l'environnement, ainsi bien sûr qu'au Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive pour son accueil durant ces trois années, et à l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage pour avoir offert l'opportunité d'une collaboration pour étudier ce sujet fascinant.

Un grand merci à tous les caféinomanes de dix heures – approximativement – pour toutes les conversations au cours de ces trois années : Aurélie, Sylvia, Francesco, Rémi, Simon, Stéphane, Malicia et tous ceux que j'oublie de citer. Merci aussi à Anna, Rachel, Arzhela, Julien, Jocelyn, Lorelei, Paméla, Marine et tous les collègues de l'équipe, avec une dédicace particulière pour les plieurs/euses de questionnaires et les colleurs/euses d'enveloppes. Merci à tous les co-bureaux qui m'auront supporté durant cette thèse : Julie, Iago, Charlotte, Justine, Coline, Gilles, ainsi que Guillaume dont j'ai hérité du matériel et de la voisine-du-rez-de-chaussée. Cette thèse fut l'occasion de rencontrer des personnalités venant de tous les horizons, alors « Gracias » à Ana, « Dank u » à Tamar, « Tak » à Rune, « Mulțumesc » à Raluca, « Grazie » à Nina et « Thank you » à Anne-Sophie. Quant à Fédé, je ne suis pas sûr du langage à utiliser – « Obrigado » peut-être ? Merci à Laeti et Cha pour avoir été des amies et des oreilles attentives – et merci à Nanuq pour avoir rendu notre bureau un million de fois plus mignon. Merci à Sarah pour m'avoir fait découvrir le forró, et à Rémi, Agnese, Dino, et tous les forrozeiros montpelliérains. Ma gratitude va également à l'Equipe Technique Ours au pied de la montagne : Jean-Jacques Camarra, Jérôme Sentilles et Etienne Dubarry pour l'étendue de leurs connaissances, ainsi que Nicolas et Adrienne pour leur aide technique. Merci aux géographes, à Nicolas, Coralie et Maylis, pour leurs apports inestimables pour un esprit façonné par les sciences dures comme le mien. Merci aux amis et amies qui me supportent depuis plus ou moins longtemps, à Sylvère, Célia, Sara, Claire, David, Steph, Suzie, Mathis, Margot, Charles et aux autres, et un grand « Tack » à Hanna. Et bien sûr, à la famille, maman, papa, mon bro, papi et Jocelyne, mamie, Patrick, Gaël, Annie et Jean-Mi, Jul', Mat', Delphine et Elsa, Chloé et Baptiste, Ingrid, David, Mimi, Amélie, Tony, bref, à tous ceux qui n'ont pas eu le loisir de choisir ma présence. Merci aussi à la famille officieuse, à Simone et Dédé ou à Bibi et Olivier. Et je remercie aussi le chat Django pour m'avoir tenu compagnie pendant la rédaction en n'essayant que très rarement d'écrire par lui-même.

Enfin, merci à mes directeurs de thèse. Merci à Pierre-Yves, à sa patience et à sa gentillesse. Et les mots me manquent pour exprimer ma gratitude à l'encontre d'Olivier, le Barry Allen de la relecture, sans lequel ma thèse ne serait allée nulle part.

Je dédie ce manuscrit à Coco. Tu me manques, cousin.

« Les ours se suivent et ne se ressemblent pas »

Pierre Perret, *Les ours heureux*

Index des Acronymes

ACP : Analyse du Composant Principal

AICc : Critère d'Information d'Akaike corrigé pour de petites tailles d'échantillon

AOP : Appellation d'Origine Protégée

APN : Association pour la Protection de la Nature

CIDO : Commission d'Indemnisation des Dégâts d'Ours

CJS : Cormack-Jolly-Seber

CMR : Capture-Marquage-Recapture

CNRS : Centre National de la Recherche Scientifique

CR : Capture-Recapture

DIREN : Direction Régionale de l'Environnement

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

EBM : *Ecosystem-Based Management* – Gestion Basée sur l'Ecosystème

EMD : Effectif Minimum Détecté

EMR : Effectif Minimum Retenu

ETO : Equipe Technique Ours

FDC : Fédération De Chasse

FIEP : Fonds d'Indemnisation Eco-Pastoral

FNE : France Nature Environnement

GSTOP : Groupe de Suivi Transfrontalier de l'Ours dans les Pyrénées

IPHB : Institution Patrimoniale du Haut-Béarn

LECA : Laboratoire d'Ecologie Alpine

ONCFS : Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage

PCI : *Potential for Conflict Index* – Indicateur de Potentiel de Conflit

PNP : Parc National des Pyrénées

ROB : Réseau Ours Brun

SESI : *Social Ecological Status Index*

UICN/IUCN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

UMR : Unité Mixte de Recherche

VHF : *Very High Frequency*

WWF : *World Wildlife Fund*

Table des matières

Remerciements.....	2
Index des Acronymes.....	4
Introduction.....	8
1. Controverse autour de la présence d'ours dans les Pyrénées	8
2. Conservation de la population d'ours des Pyrénées.....	11
3. Problématiques et objectifs de la thèse	14
Géographie des Pyrénées	15
Mieux connaître la population d'ours des Pyrénées : les apports des sciences de l'environnement.....	17
1. Qu'apporte l'étude de l'écologie d'une population animale ?	17
2. Le suivi de l'ours dans les Pyrénées	18
Ecologie de l'ours brun.....	21
3. Les données de suivi	22
4. Capture-recapture et dynamique de la population d'ours des Pyrénées.....	23
4.1. Utiliser de l'information connue a priori pour estimer les paramètres démographiques ?	24
Priors informatifs : Ce qu'a tout de même apporté l'utilisation de priors informatifs sur l'étude de la démographie des ours des Pyrénées.....	25
4.2. Le choix du robust design comme méthode d'estimation des effectifs	26
4.3. Résultats 1 : paramètres démographiques et effectifs de la population pyrénéenne.....	29
4.4. Résultats 2 : Les apports d'une véritable gestion transfrontalière	32
5. Etudier la distribution des ours dans les Pyrénées grâce à des modèles d'occupancy	33
5.1. L'intérêt de l'étude de la distribution des populations sauvages de grands carnivores.....	33
5.2. Méthodes de suivi et applications aux ours des Pyrénées	34
5.3. Les études antérieures de distribution des populations d'ours bruns, et les apports de l'occupancy dynamique pour les ours bruns des Pyrénées.....	36
5.4. Résultats 3 : Une diminution de l'aire de répartition des ours entre 2008 et 2014.....	39
6. Discussion : qu'ont apporté les modèles développés ?.....	41

Histoire résumée de l'ours brun en France	46
L'apport des sciences sociales pour la compréhension des attitudes des Pyrénéens vis-à-vis de l'ours.....	47
1. La place de l'ours dans la culture et les mythologies : depuis l'Europe aux Pyrénées	47
2. Le déclin progressif de la population d'ours en France	50
3. Un état des lieux du conflit	52
3.1. Le développement de la gestion de la population Pyrénéenne.....	52
3.2. Le développement du conflit autour de la présence de l'espèce	56
3.3. Les acteurs de la controverse autour de la présence de l'ours.....	60
4. Quelle approche sociologique choisir pour étudier l'attitude des Pyrénéens ?	64
4.1. L'intérêt des approches sociologiques en écologie et de l'étude des attitudes.....	64
4.2. Approches quantitatives, qualitatives et mixtes	65
4.3. Qui cibler pendant l'étude ?	67
4.4. La création du questionnaire	68
5. Résultats 1 : une variation spatiale des attitudes autour de la présence de l'ours.....	70
6. Résultats 2 : l'influence du lieu de naissance - comment l'interpréter ?	74
7. Résultats 3 : La non-identification du genre comme facteur influençant l'attitude	75
8. Discussion : repenser les approches d'étude et le conflit autour de la présence de l'ours	76
Combiner sociologie et écologie en conservation : application à l'ours des Pyrénées	78
1. Pourquoi combiner sociologie et écologie ?	78
1.1. Les apports de l'interdisciplinarité.....	78
1.2. Approches intégratives combinant sociologie et écologie	80
2. Application au conflit autour de l'ours des Pyrénées.....	83
2.1. Utiliser les résultats de l'enquête sociologique dans un cadre de modélisation.....	83
2.2. Combinaison des données dans un modèle multi-agents	87
2.3. Quelles sont les limites actuelles au développement de ce modèle ?.....	97
2.4. Vers le futur : les loups dans les Pyrénées	99
Perspective : Une gestion adaptative de l'ours en France ?	101

Bibliographie.....	102
Annexe 1 : Questionnaire relatif à la présence de l'ours dans les Pyrénées.....	116
Annexe 2 : Article "Better together: A transboundary approach to brown bear monitoring in the Pyrenees"...	122
Annexe 3 : Article "Shrinking of the endangered brown bear distribution in the French Pyrenees"	145
Annexe 4 : Article "Spatial variation in public attitudes toward brown bears in the French Pyrenees".....	174

Introduction

1. Controverse autour de la présence d'ours dans les Pyrénées

Dans la matinée du 1^{er} juillet 2016, entre 150 et 200 personnes étaient rassemblées devant la préfecture de Toulouse (A. 2016; Barraud 2016). Elles souhaitent faire entendre leur voix à l'occasion de la réunion du Comité de Massif des Pyrénées, à l'ordre du jour duquel se trouvait l'avis consultatif du comité sur la proposition de Volet Ours Brun pour la Stratégie Pyrénéenne de Valorisation de la Biodiversité (Midi-Pyrénées 2014), censé servir de guide pour la conservation de l'ours brun dans les Pyrénées. Les manifestants entendaient marquer leur opposition à tout plan incluant des réintroductions d'ours dans les Pyrénées, quelques semaines après le lâcher de l'ours Goiat en Catalogne espagnole (D. 2016). Devant choisir entre un soutien et une opposition à de nouveaux lâchers, les 31 votants présents à la réunion ne sont pas parvenus à trancher, partisans et opposants récoltant 15 votes chacun. Quatre jours plus tard, à Tarbes, des éleveurs manifestaient contre la présence de l'ours suite à la mort de 125 brebis dans un dérochement (Agence France Presse 2016).

Ces scènes récentes illustrent la pérennité du conflit autour de la présence des ours dans les Pyrénées, vingt ans après les premières réintroductions en provenance de Slovaquie (Benhammou 2007). Les conflits entre homme et grande faune ont été le sujet de nombreuses études en France – qu'elles portent sur les ours (Benhammou 2007) ou les loups (Mauz 2002; Mounet 2007). Divers sujets spécifiques y ont été abordés, de l'importance des discours (Benhammou 2007; Mounet 2007) à la place des animaux dans les identités locales (Mauz 2002) ou à la géopolitique (Benhammou 2007), tous mettant en évidence les problématiques et les difficultés de la cohabitation entre des populations sauvages de prédateurs et des communautés humaines dans lesquelles l'élevage ou la chasse jouent une part importante, et que la présence des grands carnivores tend à perturber, en attaquant le bétail ou en influant sur les populations d'ongulés sauvages (Mauz 2002; Mounet 2007). Ces études ont été réalisées à l'aide d'une approche qualitative, qui inclut entretiens semi-directifs et analyses de discours ciblant un nombre restreint de personnes sélectionnées non-aléatoirement pour leur relation avec le sujet d'étude. Les études qualitatives permettent de faire émerger les mécanismes ayant causé la mise en place d'une situation sociologique particulière (Creswell 2014) : dans le domaine des sciences de l'environnement, l'usage d'entretiens semi-directifs et des analyses de discours – qui relèvent des études qualitatives - permettent notamment un accès unique à des savoirs écologiques locaux inaccessibles autrement (Huntington 1998) qui sont à la fois distincts et difficiles à concilier avec les savoirs scientifiques familiers au milieu académique (Agrawal 1995).

Néanmoins, si ces études qualitatives permettent de faire émerger théories et hypothèses sur les causes à l'origine de la relation entre êtres humains et environnement, elles ne disposent pas de la capacité à valider

numériquement ces hypothèses du fait de la taille réduite de leurs échantillons (Creswell 2014). Ce rôle échoit aux études quantitatives, qui consistent à répéter une expérience de durée plus réduite un grand nombre de fois afin de pouvoir par la suite réaliser des analyses statistiques permettant de valider ou d'infirmer les hypothèses suggérées au début de l'étude (Creswell 2014). La majorité des études quantitatives dans le domaine de la conservation prennent la forme d'un questionnaire, adressé par voie téléphonique, par courrier ou en personne par un agent.

Ces études quantitatives sont régulièrement utilisées afin de tester des corrélations entre l'attitude de populations humaines vis-à-vis de grands prédateurs et diverses variables sociologiques (Williams *et al.* 2002; Kaczensky *et al.* 2004; Bath *et al.* 2008; Majić & Bath 2010; Majić *et al.* 2011). Elles ont permis de mettre en évidence de nombreux facteurs déterminants dans la compréhension des relations entre hommes et prédateurs, tels que l'âge (Majić & Bath 2010), le sexe (Bath *et al.* 2008), la pratique de la chasse (Ericsson & Heberlein 2003) ou la connaissance scientifique de l'écologie de l'animal (Bath *et al.* 2008; Glikman *et al.* 2012). Si ces études quantitatives, contrairement aux qualitatives, ne permettent pas de découvrir les mécanismes ayant conduit à l'élaboration de ces attitudes du fait de la quantité d'information limitée disponible dans le questionnaire, elles autorisent toutefois des prédictions plus fiables sur les attitudes dans l'ensemble de la population (Creswell 2014). Aucune de ces études n'a pour le moment été réalisée sur le territoire français sur le sujet de la relation entre hommes et grands prédateurs.

Malgré tout, dans la majorité des cas, études quantitatives comme qualitatives se limitent à l'aspect humain du conflit et n'abordent pas les problématiques liées à l'écologie de l'espèce – que ce soit sous l'angle de la démographie, de la génétique ou de la distribution – qui demeurent essentielles dans l'élaboration d'une stratégie de conservation ou d'une population d'animaux sauvages. Or ces problématiques environnementales demeurent des étapes essentielles dans l'optique d'une gestion d'un conflit homme-nature (Redpath *et al.* 2013).

L'ours est une espèce protégée au niveau européen, étant inscrit sur les annexes II (espèces animales et végétales d'intérêt communautaire dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation) et IV (espèces animales et végétales présentant un intérêt communautaire et nécessitant une protection stricte) de la Directive Habitats de l'Union Européenne (Union Européenne 1992) – tout en étant également considérée comme une « espèce non-prioritaire » au regard de la Convention de Berne (Berne 1979). Son statut au regard du droit Français, cependant, est plus flou (Landelle 2002). Alors qu'il était intégralement protégé sur l'ensemble du territoire depuis l'arrêté du 17 avril 1981 (Journal Officiel 1981), il est devenu partiellement protégé en 1993 (Journal Officiel 1993, 1996) rendant sa capture et sa destruction possibles par arrêté conjoint des Ministères chargés de l'agriculture et de la protection de la nature. Cependant, l'ours est également considéré depuis 1999 comme une espèce protégée menacée d'extinction (Journal Officiel 1999) et sa chasse n'est pas autorisée (Journal Officiel 1987). L'article L427-9 du Code de l'environnement autorise

également « tout propriétaire ou fermier » à « repousser ou détruire [...] les bêtes fauves qui porteraient dommages à ses propriétés » (Code de l'environnement 2000) – et seuls les sangliers et les grands gibiers faisant l'objet d'un plan de chasse (dont ne fait pas partie l'ours) sont explicitement exclus de cette loi. Cette diversité de statuts parfois contradictoires participe à la pérennité du conflit, puisqu'il est possible de justifier juridiquement des positions opposées sur la présence de l'ours (Landelle 2002).

Il n'existe pas de cadre légal pour la gestion des conflits autour de la présence des grands prédateurs, seulement des lignes directrices proposées dans des analyses cherchant à concilier conservation et intérêts des différentes parties du conflit (Linnell *et al.* 2008; Redpath *et al.* 2013). Néanmoins, en Europe, les populations de grands carnivores (ours, loups, lynx et gloutons), après avoir vu leurs effectifs fortement diminuer jusqu'à la seconde moitié du vingtième siècle, sont globalement en croissance (Chapron *et al.* 2014), rendant donc à la fois d'autant plus difficile et plus essentiel de définir clairement les modalités de partage des paysages (Chapron & Lopez-Bao 2016) car les conflits ont dans la majorité des cas des effets néfastes pour toutes les parties concernées (Treves & Karanth 2003). Si la dénomination la plus communément utilisée est celle de « conflit homme-nature » ou « conflit homme-faune », les interactions entre humains et animaux ne sont souvent qu'une partie du problème, celle entre les différents groupes humains (dont généralement au moins un groupe centré autour de la conservation d'une espèce ou d'un écosystème, et un groupe avec des objectifs différents) en étant une autre, et les deux ne peuvent être gérées avec les mêmes méthodes (Redpath *et al.* 2013). Par ailleurs, les interactions entre hommes et espèces sauvages, si elles sont à l'origine du conflit, en sont rarement la part la plus intense (Redpath *et al.* 2013). Certains travaux proposent d'ailleurs d'utiliser le terme de « coexistence homme-nature » ou « homme-faune » afin de faciliter la distinction entre ce qui relève des interactions entre homme et faune, et ce qui est causé par les désaccords entre groupes humains (Madden 2004; Peterson *et al.* 2010; Redpath *et al.* 2014). Si les éléments relevant des sciences de l'écologie et ceux relevant des sciences humaines sont donc conjointement essentiels à la compréhension et la résolution d'une controverse autour de la présence d'un grand prédateur, il est encore rare que des plans de gestion les combinant explicitement soient mis en place (Redpath *et al.* 2013). Les modèles multi-agents, qui intègrent à la fois données écologiques et sociologiques afin de discuter de possibles évolutions d'un système (Mathevet *et al.* 2003; Dupont 2011), peuvent être des outils utiles, mais l'intensité de certains conflits autour de la présence de grands prédateurs ne facilite pas l'usage d'analyses scientifiques, aussi précises et complètes soient-elles, comme point de référence autour duquel tout le monde acceptera automatiquement de discuter (Redpath *et al.* 2013), d'autant plus que les conflits homme-faune peuvent intégrer un très grand nombre de parties – écologues, éleveurs, chasseurs, responsables administratifs, hommes politiques, responsables du tourisme... - rendant rapidement le modèle extrêmement complexe (Redpath *et al.* 2013).

2. Conservation de la population d'ours des Pyrénées

La naissance des oursonnes Châtaigne et Gaia lors de l'année 2013, qui fut formellement identifiée en 2014, constitua un évènement au sein de la population d'ours Pyrénéens. Non pas du fait de la rareté des portées, car entre 2006, date de la réintroduction de cinq ours slovènes, et 2013, 12 portées distinctes en plus de celle de Châtaigne et Gaia ont été détectées (Camarra *et al.* 2016). Mais si l'on excepte la naissance de Bambou et Pollen en 2007 dont la mère, Hvala, avait été fécondée en Slovénie avant sa réintroduction, tous les oursons nés dans les Pyrénées depuis cette date avaient le même père, Pyros, ce qui pose d'évidents problèmes de consanguinité (Ralls *et al.* 1988; Mills & Smouse 1994) – or le géniteur de Châtaigne et Gaia s'avéra être un autre ours, Moonboots (Camarra *et al.* 2015). Toutefois, l'émergence d'un nouveau géniteur ne résout pas vraiment les problématiques de consanguinité, car Moonboots est un fils de Pyros, et sa mère, Caramellita, est elle-même fille et petite-fille de Pyros (Figure 1). La seule reproduction observée d'un mâle non apparenté à Pyros depuis 2006 est celle de l'ourson de Balou (réintroduit en 2006) et Plume en 2015, mais (a) Plume est, comme Caramellita, fille de Pyros et Caramelles (donc fille et petite-fille de Pyros) et (b) Balou a été retrouvé mort en 2014.

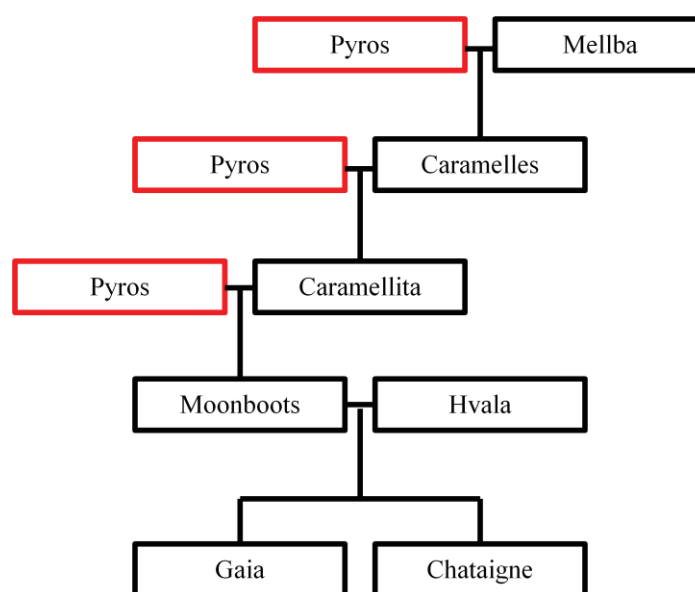


Figure 1: Arbre généalogique de Gaia et Châtaigne

L'importance de la consanguinité dans la population Pyrénéenne est liée à sa taille très réduite, qui est aujourd'hui estimée à quelques dizaines d'individus et qui était descendue à 5 dans les années 1990 (Camarra *et al.* 2016), à son isolement des autres populations qui rend tout influx de gènes impossible (Madsen *et al.* 1996; Chapron *et al.* 2009; Swenson *et al.* 2011), et donc au nombre disproportionné d'ours liés descendant de Pyros. Aussi, si l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) considère que l'ours brun *Ursus arctos* ne fait pas partie des espèces menacées à l'échelle mondiale ou même européenne, la population des

Pyrénées est elle considérée en danger critique d'extinction (IUCN 2012), notamment du fait de la faiblesse de sa viabilité à moyen-terme (Chapron *et al.* 2009). D'autres populations d'ours bruns à la fois isolées et de taille réduite se trouvent actuellement en Europe de l'Ouest, notamment en Espagne (Palomero *et al.* 2007b) et en Italie (Gervasi *et al.* 2012), mais même si certaines semblent avoir atteint des effectifs et une diversité génétique suffisants pour que la question de leur extinction à court-terme ne se pose plus (Gonzalez *et al.* 2016), la population Pyrénéenne demeure d'une taille résolument inférieure.

L'ours brun fait partie des grands prédateurs, parfois appelés grands carnivores, au même titre que le loup ou le lynx. Ces espèces au sommet de la chaîne alimentaire sont caractérisées par la taille de leurs domaines vitaux et leur faible densité de population (Gittleman & Harvey 1982) ce qui les rend difficiles à observer et rajoute de la difficulté à l'estimation de leurs effectifs (McDonald 2004). De fait, leur suivi repose généralement sur des observations indirectes grâce à la récupération d'ADN obtenu par exemple par le biais de fèces ou de touffes de poils (Bellemain *et al.* 2005; Boulanger *et al.* 2008). Ces analyses non-invasives et non-disruptives permettent un suivi de la diversité génétique de la population et d'identifier les liens de filiation entre individus, ce qui est d'autant plus important dans le cas de petites populations sujettes à la consanguinité comme celle des ours Pyrénéens (Taberlet *et al.* 1997).

La population d'ours bruns n'étant pas circonscrite au territoire français, plusieurs organismes gouvernementaux sont impliqués dans son suivi entre France, Espagne et Andorre, et sont rassemblés au sein du Groupe de Suivi Transfrontalier de l'Ours dans les Pyrénées (GSTOP, Tableau 1). L'analyse génétique des échantillons génétiques récupérés par ces différents organismes est ensuite partagée entre le Laboratoire d'Ecologie Alpine de Grenoble (France) et l'Université de Barcelone (Catalogne, Espagne), puis les résultats de suivi mis en commun afin de réaliser annuellement des estimations des effectifs minimaux présents (Camarra *et al.* 2016). Deux indicateurs sont utilisés pour décrire la taille de la population : l'Effectif Minimum Détecté (EMD) comptabilise le nombre d'individus distincts identifiés chaque année à l'aide des différents suivis, tandis que l'Effectif Minimum Retenu (EMR) réajuste chaque année les EMD obtenus les années précédentes à la lumière de nouvelles informations (Camarra *et al.* 2016) – par exemple, un ours identifié pour la première fois à l'âge de deux ans ou plus n'aura pas été comptabilisé dans l'EMD de son année de naissance, mais le sera dans l'EMR.

Tableau 1 : Liste des organismes gouvernementaux faisant partie du Groupe de Suivi Transfrontalier de l'Ours dans les Pyrénées (GSTOP) et chargés du suivi de la population d'ours dans les Pyrénées

Territoire	Nom	Acronyme
France	Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage	ONCFS
Catalogne	Servei de Biodiversitat i Protecció dels Animals (Service pour la Biodiversité et la Protection des Animaux)	SBPA
Aragon	Instituto Aragonés de Gestión Ambiental (Institut Aragonais de Gestion Environnementale)	IAGA
Navarre	Gestión Ambiental de Navarra (Gestion Environnementale de Navarre)	GAN
Andorre	Departamento de Agricultura y del Patrimonio Natural del Gobierno de Andorra (Département d'Agriculture et du Patrimoine Naturel du gouvernement d'Andorre)	DAPNGA

La population d'ours n'est toutefois pas répartie de façon homogène sur l'ensemble des Pyrénées. Deux noyaux de population distincts existent, et entre lesquels un seul cas de translocation d'individu a été observé depuis vingt ans (Camarra *et al.* 2016). Le noyau occidental regroupe les vallées d'Aspe d'Ossau et du Baretous dans les Pyrénées-Atlantiques, le pays Toy dans les Hautes-Pyrénées, ainsi que le Nord-Ouest de la province d'Aragon et le Nord-Est de la province de Navarre, tandis que le noyau central recouvre les vallées de Luchon et de St Bât en Haute-Garonne, le Sud de l'Ariège, les extrémités occidentales des Pyrénées-Orientales et de l'Aude, le Nord-Est de l'Aragon et le val d'Aranet le Pallars en Catalogne (voir encadré « Géographie des Pyrénées »). EMD et EMR sont estimés indépendamment pour ces deux noyaux. Cependant, même si les services de suivi ont une excellente connaissance de terrain de la population d'ours, les seuls modèles démographiques développés à ce jour afin de mieux comprendre la dynamique de la population et d'estimer des paramètres tels que la probabilité de survie ou de détection des ours (Chapron *et al.* 2003; Chapron *et al.* 2009), qui sont essentiels dans le but d'estimer rigoureusement le statut de conservation de la population (Lande 1988), ont été réalisés à l'aide de jeux de données de suivi obtenus dans le cadre de protocoles non standardisés. De façon similaire, si les indices de présence obtenus incluent date et coordonnées GPS, aucune analyse afin de mettre en évidence les variables influençant l'occupation de l'espace par les ours n'avait encore été réalisée

(MacKenzie *et al.* 2002), malgré la prépondérance des problématiques de partage du territoire entre hommes et prédateurs (Chapron & Lopez-Bao 2016)

3. Problématiques et objectifs de la thèse

L'objectif principal de cette thèse consistera à formaliser un modèle d'étude pour la population d'ours des Pyrénées et la controverse entourant sa présence, intégrant des analyses relevant des sciences humaines et des sciences écologiques, afin de ne pas tomber dans l'écueil consistant à traiter indépendamment ces deux aspects (Redpath *et al.* 2013). Cependant, avant de chercher à combiner données écologiques et données sociologiques, il convient d'obtenir ces données.

Il conviendra donc de réaliser des analyses rigoureuses de la démographie et de la distribution des ours des Pyrénées à partir des données obtenues par le GSTOP, et de développer des modèles à la fois pour la démographie et la distribution de la population. On ne partira pas ici à la recherche de résultats révolutionnaires ou étonnants, l'objectif étant de formaliser dans un cadre statistique les connaissances et les impressions des responsables du suivi qui disposent d'une expérience de terrain inestimable. Il faudra aussi essayer d'expliquer les résultats obtenus en discernant des variables environnementales ou anthropiques qui influent sur la conservation de la population.

Quantité d'études qualitatives sur les grands prédateurs, ours brun y compris, existent déjà (Mauz 2002; Benhammou 2007; Mounet 2007) mais les études qualitatives ne sont pas conçues pour être utilisées dans des approches de modélisation ou de statistiques. Il s'avérera donc nécessaire de développer une étude quantitative des attitudes des Pyrénéens vis-à-vis de l'ours, donnant accès à une base de données de résultats de taille suffisamment importante pour être intégrée dans un modèle statistique.

Enfin, une fois ces résultats « écologiques » et « sociologiques » obtenus, viendra la réflexion sur leur combinaison au sein d'un modèle qui s'avère informatif à la fois dans l'optique de la conservation de l'ours, et de la résolution, ou tout du moins l'atténuation, du conflit autour de sa présence.

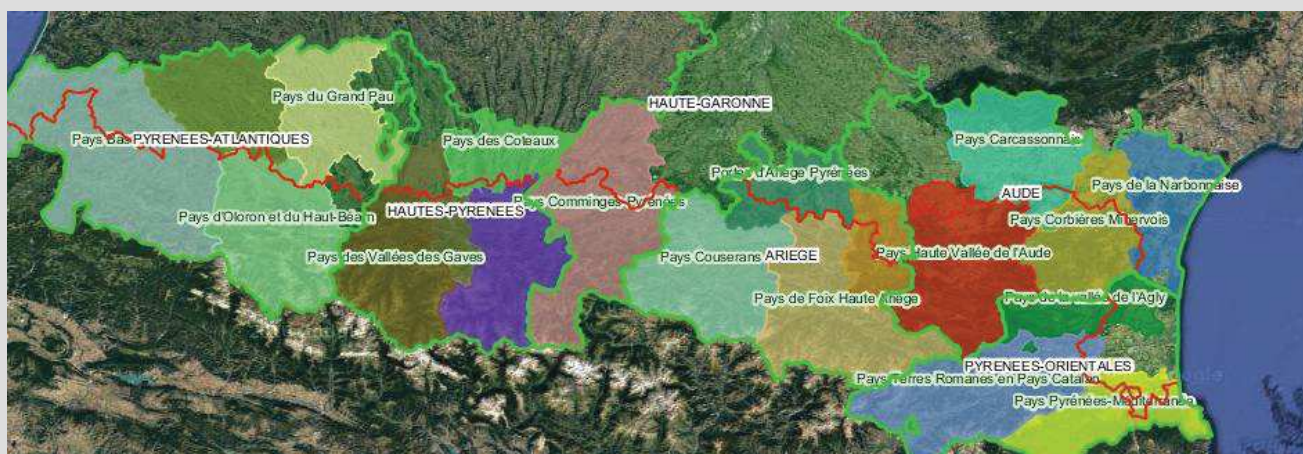
Géographie des Pyrénées

Les Pyrénées sont un massif montagneux s'étendant depuis la mer Méditerranée à l'Est jusqu'au Golfe de Gascogne dans l'Océan Atlantique à l'Ouest, et servant de frontière naturelle et administrative entre la France et l'Espagne.



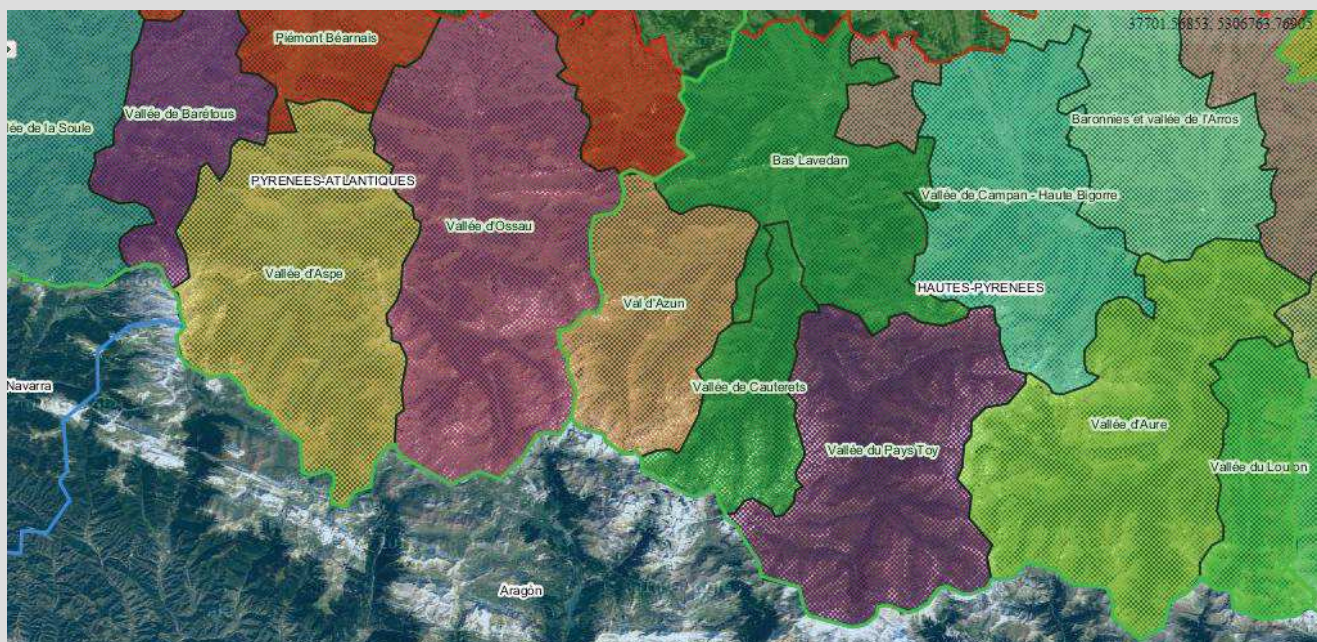
Principales entités administratives à la frontière franco-espagnole. Bleu : communautés autonomes espagnoles. Vert : départements français. © Google, Terrametrics & Centre de Ressources Numériques des Pyrénées

Côté français, les six départements faisaient jusqu'en 2015 partie de trois régions distinctes : Aquitaine pour le 64, Midi-Pyrénées pour le 65, 31 et 09 et Languedoc-Roussillon pour le 11 et 66. Le redécoupage des régions les place désormais dans deux régions distinctes : Nouvelle-Aquitaine pour le 64 et Occitanie pour les cinq autres.



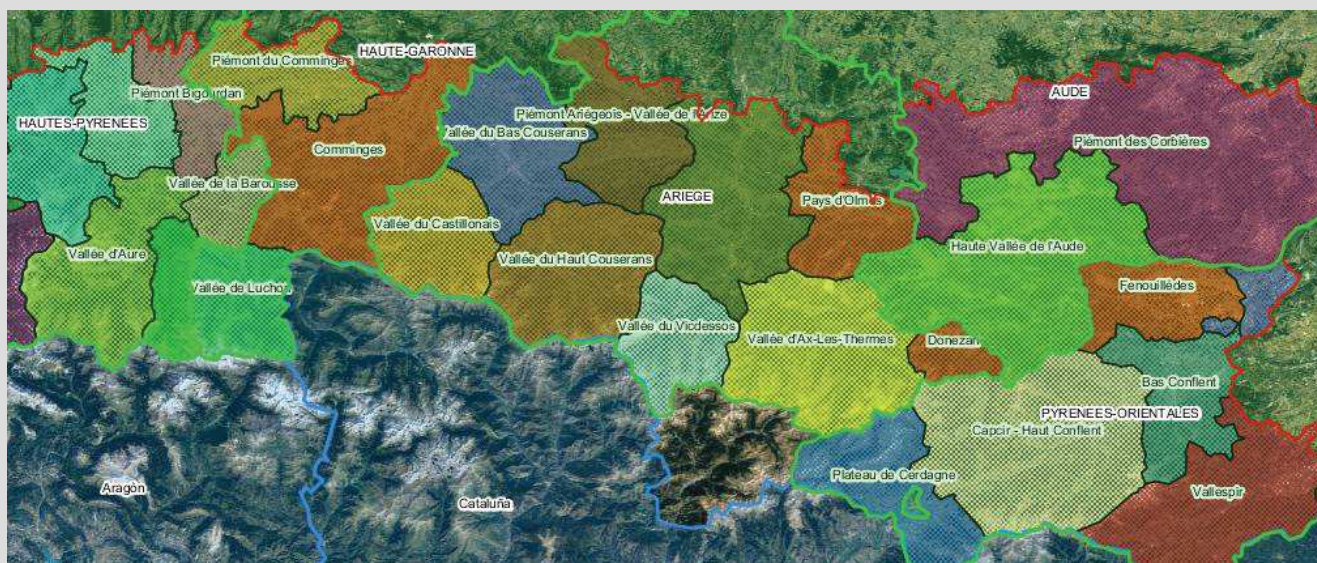
Pays des Pyrénées, côté français. © Google, Terrametrics & Centre de Ressources Numériques des Pyrénées

Le noyau occidental de la population d'ours actuelle se trouve à cheval sur le Pays d'Oloron et du Haut-Béarn dans les Pyrénées-Atlantiques et les Vallées des Gaves en Hautes-Pyrénées. Le noyau central quant à lui recoupe depuis 2011 le Comminges-Pyrénées en Haute-Garonne et le Couserans en Ariège, ainsi que le Val d'Aran et le Pallars qui les jouxtent côté espagnol. Jusqu'en 2011, on trouvait encore des ours en Haute-Ariège et en Pays Catalan, et occasionnellement dans la Haute-Vallée de l'Aude.



Vallées de l'Ouest des Pyrénées. © Google, Terrametrics & Centre de Ressources Numériques des Pyrénées

Dans l'Ouest des Pyrénées, les Vallées d'Aspe et d'Ossau et Barestous sont les seules dans lesquelles la présence d'ours est continue à travers l'histoire – il s'agissait du lieu de résidence de la population résiduelle en 1995 avant les premières réintroductions. Aujourd'hui, le noyau occidental, constitué de 2 individus, s'étend également sur le Val d'Azun et les Vallées de Cauterets et du Pays Toy.



Vallées du Centre et de l'Est des Pyrénées. © Google, Terrametrics & Centre de Ressources Numériques des Pyrénées

La présence ursine en Haute-Garonne se limite généralement au Comminges, dans lequel se trouvent les communes de Melles et d'Arbas, sur lesquelles ont eu lieu six des neuf lâchers d'ours lors des réintroductions. Une présence occasionnelle est toutefois observée dans la Vallée de Luchon. Depuis la disparition de Boutxy en 2010 et le retour de Balou en Couserans en 2011, le Haut-Couserans semble constituer la limite orientale de la population d'ours dont on retrouvait auparavant des traces jusqu'au Capcir et en Cerdagne. La très grande majorité des traces de présence d'ours du noyau central (qui constitue la majorité de la population actuelle) sont concentrées sur le Comminges, le Castillonais et le Haut-Couserans, ainsi que le Val d'Aran et le Pallars qui constituent leur pendant sur le versant catalan des Pyrénées.

Mieux connaître la population d'ours des Pyrénées : les apports des sciences de l'environnement

1. Qu'apporte l'étude de l'écologie d'une population animale ?

Lorsqu'il s'agit de définir l'état de conservation d'une population animale sauvage, les spécialistes mandatés par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) utilisent plusieurs critères qui peuvent être classés en deux grandes catégories : ceux relevant des effectifs de la population et que l'on peut considérer comme relevant de la dynamique, et ceux touchant à son habitat et à sa répartition que l'on peut qualifier comme relevant de la distribution (IUCN 2012).

Si le nombre d'individus dans la population apparaît comme l'outil le plus évident pour analyser la dynamique de la population, il n'est pas le seul à la disposition des scientifiques. Des indicateurs tels que le taux de croissance ou de déclin (McCallum *et al.* 2007), la probabilité d'extinction utilisée dans les analyses de viabilité (Boyce 1992) ou encore le nombre d'individus sexuellement matures dans la population – autrement appelé taille efficace de la population (MacKenzie *et al.* 2009) - permettent eux aussi de préciser son état de conservation en apportant des informations absentes d'un simple recensement. De la même manière, la surface occupée par la population ne peut pas seule permettre de statuer sur son état de conservation, et la zone d'occurrence (Rondinini *et al.* 2006) ou le degré de fragmentation (Fischer & Lindenmayer 2007) apportent des informations complémentaires sur la distribution réelle de la population.

Cependant, ces informations ne sont pas aisément accessibles lorsque l'on s'intéresse aux populations de grands carnivores, qui se caractérisent par leur faible densité, leurs vastes domaines vitaux et leur activité majoritairement nocturne (Gittleman & Harvey 1982; Ciucci *et al.* 1997; Woodroffe 2000), ce qui conduit parfois au qualificatif de « cryptique » pour les désigner. Il est également difficilement concevable de mettre en place des protocoles similaires au baguage des oiseaux afin de permettre un marquage de masse des individus, ainsi que leur identification visuelle à distance. Les observations directes demeurent relativement rares et difficiles, d'autant plus que les grands carnivores tendent à éviter autant que possible les zones d'activité humaine (Martin *et al.* 2010; Carter *et al.* 2012) et à y préférer les refuges naturels (Sunarto *et al.* 2012).

Afin de pouvoir analyser la dynamique de la population d'ours des Pyrénées, il a donc été nécessaire d'utiliser des protocoles de suivi non-invasifs, reposant sur l'obtention d'indices marquant la présence des animaux tels que des poils ou des fèces (Kendall *et al.* 1992; Taberlet *et al.* 1997; Boulanger *et al.* 2008), ou encore de photographies (Cutler & Swann 1999).

2. Le suivi de l'ours dans les Pyrénées

En 1983, le Ministère de l'Environnement délégua officiellement le suivi de l'ours brun sur le territoire français à l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS) – qui à l'époque se nommait encore Office National de la Chasse. A cette date, seule subsistait une population résiduelle dans les vallées d'Aspe et d'Ossau ainsi que quelques individus dans le Centre des Pyrénées (voir encadré « Géographie des Pyrénées »). A noter que, suivant la longue tradition consistant à donner des noms aux ours (tels que l'ours Dominique, tué par Jean Loustau en 1848 (Benhammou 2007) et dont la traque fit l'objet d'une chanson en béarnais (Cauhapé 2015)), et du fait du petit nombre d'individus, les ours Pyrénéens sont désignés par des noms¹, ce qui les distingue notamment des loups qui, en France, ne sont pas nommés, et sont désignés par des termes génériques tels que « individu » ou « meute » (Léonard *et al.* 2016). Ces noms seront utilisés dans la suite de cette dissertation (voir encadré « Les ours des Pyrénées – Individus historiquement ou écologiquement notables »).

Une des méthodes de suivi de grands prédateurs les plus communément utilisées est la télémétrie, qui repose sur l'utilisation de balises (collier GPS ou implant abdominal VHF²) permettant un suivi à distance de la position d'un individu équipé. Cependant, la télémétrie nécessite la capture de l'animal, ce qui dans le cas des ours en milieu montagneux est très improbable, et les émetteurs, en plus d'être coûteux, disposent d'une durée de vie très inférieure à l'espérance de vie d'un ours. Aussi, si tous les ours slovènes relâchés³ ont été équipés d'émetteurs, à partir de 1998, soit après les premiers lâchers ayant eu lieu en 1996 et 1997 (voir encadré « Histoire résumée de l'ours dans les Pyrénées »), des protocoles de suivi indirect de la présence des plantigrades à travers la recherche d'indices ont été mis en place dans le noyau central nouvellement recréé afin de pallier à l'extinction des colliers. Ces protocoles existaient déjà dans le noyau occidental, où la présence d'ours avait été continue, et dans lequel les animaux, tous natifs des Pyrénées, n'avaient donc pas été équipés d'émetteurs. De plus, le passage de certains ours du noyau central sur le versant espagnol des Pyrénées a conduit les différentes communautés autonomes ibériques concernées par sa présence (Catalogne et Aragon) ainsi que la principauté d'Andorre située entre France et Catalogne à également mettre en place des protocoles de suivi.

Même si les informations obtenues ont toujours été librement partagées entre les agents français et espagnols, l'harmonisation des protocoles a été progressive entre les différentes entités administratives, et même en leur sein – l'ONCFS considère ainsi que la coordination du protocole de suivi sur l'ensemble du versant français des

¹ La procédure visant à nommer les ours a évolué au cours du temps. Si à l'origine l'équipe française chargée du suivi des ours attribuait les noms – choisissant par exemple des prénoms épicènes tels que Claude et Camille pour les individus dont le genre était encore inconnu – à l'heure actuelle, le processus alterne chaque année entre France et Espagne. En France, l'association ADET Pays de l'Ours consulte les élèves des écoles dans lesquelles elle intervient pour établir une liste de noms, qui sont ensuite soumis à un vote en ligne.

² VHF : Très Haute Fréquence (*Very High Frequency*).

³ Ainsi que quelques ours natifs des Pyrénées et capturés de façon opportuniste, comme Boutxy.

Pyrénées n'a abouti qu'en 2011 (Camarra *et al.* 2012). Cependant, à partir de 2008, des itinéraires de prospection inspectés à intervalles de temps réguliers étaient en place en France, Andorre, Catalogne et Aragon, et l'effort de suivi entre ces différentes régions a ainsi pu être considéré comme suffisamment homogène afin de réaliser des analyses statistiques approfondies sur les jeux de données obtenus. Jusque là, les indicateurs de taille de population utilisés étaient l'Effectif Minimum Détecté (EMD), soit le nombre d'individus différents identifiés dans l'ensemble des Pyrénées durant l'année écoulée, et l'Effectif Minimum Retenu (EMR), qui ajuste l'EMD des années précédentes en y ajoutant rétroactivement des individus non identifiés durant une année mais dont on sait qu'ils étaient présents. Comme la population d'ours des Pyrénées est géographiquement isolée de toutes les autres populations sauvages d'ours d'Europe, si un ours est détecté pour la première fois au stade adulte (soit à l'âge de 3 ans au minimum), il est certain qu'il est né dans le massif, et qu'il y vivait donc les deux années précédentes – c'est ainsi que Moonboots, dont on estime qu'il est né en 2006, n'a été identifié la première fois que durant l'année 2008. L'harmonisation des efforts de capture a permis le développement dans cette thèse de modèles démographiques plus avancés que de simples comptages, comme la capture-recapture (Cormack 1964).

En France, l'ONCFS supervise le Réseau Ours Brun (ROB), qui regroupait, en 2012, 135 professionnels (membres de diverses agences– ONCFS, Office National des Forêts, Fédérations de Chasse...) et 228 amateurs, ayant tous reçu une formation dans la collecte d'empreintes et d'indices de présence d'ours. Le ROB est coordonné et supervisé par l'Equipe Technique Ours (ETO) composée d'agents de l'ONCFS, de l'ONF et de Fédérations de Chasse, qui se charge de l'animation du réseau et de la récupération des données et indices collectés. S'il est resté actif depuis sa création dans les Pyrénées Occidentales du fait de la présence continue d'ours, il fut progressivement développé dans les Pyrénées Centrales suite à la fin du fonctionnement des colliers émetteurs

On distingue deux grands types de suivi relatifs à la recherche de traces de présence d'ours dans les Pyrénées : le suivi systématique, et le suivi opportuniste (Camarra *et al.* 2016). Le suivi opportuniste repose sur des observations ou indices obtenus par des personnes se trouvant dans les zones de présence des ours, qui sont par la suite validées ou non par les membres de l'équipe ours. Le suivi systématique repose sur différents protocoles mis en place spécifiquement dans le but d'optimiser la recherche d'indices de présence. Ces protocoles sont :

- Le suivi systématique par itinéraires de prospection pédestre (SI) qui consiste à parcourir des itinéraires prédéfinis dans les différents sous-massifs Pyrénéens où des traces de présence d'ours sont susceptibles d'être trouvées. Le long de ces itinéraires se trouvent des pièges à poils constitués de brins de fils de fer barbelé fixés dans des troncs d'arbres, et couplés avec un produit attractif (la térébenthine) destiné à inciter l'ours à se frotter contre le support, ce qui permet de recueillir des touffes de poils.

- Le suivi systématique photographique (SP) repose sur l'usage d'appareils photo à déclenchement automatique placés le long de lieux de passage supposés d'ours dans les Pyrénées, et permettent l'obtention d'images ou de vidéos. Celles-ci peuvent parfois permettre une identification de l'ours capturé grâce à la reconnaissance de certaines marques physiques (couleur du pelage, boucles auriculaires, collier émetteur, cicatrices...) ou à des analyses morphométriques permettant de distinguer les différents individus.
- Le suivi systématique autre (SA) regroupe les opérations initiées en cours d'année qui ne rentrent pas dans une des catégories précédentes, comme la recherche de traces faisant suite à un témoignage ou à une attaque sur un troupeau, ou la recherche de tanières.

Ces différents suivis permettent d'obtenir différents indices de présence qui ne permettent pas tous d'identifier individuellement un ours. Seules les traces ADN, retrouvées principalement dans les poils et fèces, ainsi que les photographies de certains individus aisément reconnaissables de par leur taille ou une marque distinctive permettent une identification directe (Figure 2).



Figure 2 : L'ourse Hvala est aisément identifiable par la boucle auriculaire rouge accrochée à son oreille gauche depuis son lâcher en 2006 © ONCFS/Réseau Ours Brun

Ecologie de l'ours brun

Règne – *Animalia*

Embranchement – *Chordata*

Classe – *Mammalia*

Ordre – *Carnivora*

Famille – *Ursidae*



Ours lippu (Melursus ursinus)
©Wikimedia

Les huit espèces de la famille Ursidae

Panda géant

*Alluropoda
melanoleuca*

Ours lippu

Melursus ursinus

Ours noir

Ursus americanus

Ours brun

Ursus arctos

Ours malais

Helarctos malayanus

Ours à lunettes

Tremarctos ornatus

Ours blanc

Ursus maritimus

Ours noir d'Asie

Ursus thibetanus



Répartition spatiale de l'ours brun dans le monde. Le rouge indique les zones dans lesquelles l'espèce est localement éteinte
©Liste Rouge UICN

Le **grizzly** (*Ursus arctos horribilis*) et l'**ours kodiak** (*Ursus arctos middendorffi*) sont des sous-espèces de l'ours brun. Si l'ours kodiak peut mesurer plus de 3m de long et peser plus de 600kg, les ours bruns européens ont des dimensions plus modestes, avec des moyennes de **2m** de long (1-1,20m au garrot) et **200kg** pour les mâles, et d'**1,80m** de long (0.8-0.9m au garrot) et **100kg** pour les femelles. Néanmoins, ces valeurs varient significativement entre les sous-populations : les ours pyrénéens, marsicains (Abruzzes, Italie) ou cantabriques (Espagne) ont des dimensions moyennes nettement inférieures aux ours roumains ou russes (Mercier 2010).

L'ours brun est un animal **omnivore** dont l'alimentation variera suivant divers paramètres, dont la **latitude** : plus on se déplace vers le Nord, et plus la part animale du bol alimentaire augmentera (Vulla *et al.* 2009). L'alimentation de l'ours variera également **au cours d'une année** afin de s'adapter aux sources de nourriture disponibles (Lagalisie *et al.* 2003). L'ours **hivern**, mais **n'hivern pas** : sa température corporelle varie peu, et il lui arrive de se réveiller durant l'hiver. La durée de la période de repos varie suivant les climats, étant plus réduite lorsque le climat est doux (Mercier 2010).

Les ours bruns sont des animaux **solitaires**, les mâles et les femelles ne se retrouvant qu'au cours de la période de rut entre avril et juin (Mercier 2010). Les femelles élèvent seules les oursons, qui naissent au cours de l'hiver. La taille des portées peut varier de 1 à 4 nouveau-nés, même si la plupart sont comprises entre **2 et 3 oursons** (Frkovic *et al.* 2001). Les oursons restent en général avec leur mère pendant un an et demi, même si cette durée peut aller jusqu'à deux voire trois ans et demi dans des populations très septentrionales. Les femelles peuvent en général se reproduire dès l'âge de 4 ans, et la sénescence n'apparaît qu'à 28 ou 29 ans (Schwartz *et al.* 2003). L'espérance de vie des ours sauvages est de 25 ans, et il est possible pour certains individus d'atteindre 30 ou 35 ans (Macdonald 2006).

3. Les données de suivi

Du fait de la variété des indices et des méthodes de suivi, les jeux de données obtenus nécessitent un traitement avant d'être utilisables pour analyse. Le premier crible consiste à ne retenir que les indices validés par les agences comme marquant la présence d'ours, et exclure ceux pour lesquels existe un doute quant à leur validité, comme par exemple des griffades pouvant avoir été causées par un animal autre qu'un ours, ou un témoignage visuel sujet à caution. Une fois ce premier traitement réalisé, un certain nombre de paramètres sont attachés à chaque indice, dont voici les plus importants :

- Le type d'opération ayant abouti à l'obtention de l'indice : opportuniste ou systématique, et si systématique, le type de suivi. Cette information est complétée par le type d'indice trouvé : empreintes, poils, fourmilière retournée, attaque sur troupeau avec dégâts...
- Les coordonnées GPS auxquelles la présence d'ours a été relevée.
- La date d'obtention de l'indice par le témoin.
- La date de présence de l'ours. Du fait de la prépondérance d'indices de présence indirects (poils, empreintes, fèces...), il est impossible de dater avec exactitude la présence de l'ours. Néanmoins, il est possible d'obtenir une fourchette de précision en tenant compte de la pérennité des indices, des dates de visites successives des itinéraires, et des conditions météorologiques – par exemple, les empreintes sont effacées par de fortes précipitations, et il est donc impossible qu'elles soient plus anciennes que la dernière averse relevée sur les lieux ou des traces nettes observées dans la neige qui du fait de la température dans la journée disparaissent.
- Le marqueur de précision de l'indice permet donc d'extrapoler la fourchette de présence de l'ours à partir de la date de relevé de l'indice.
- L'identification de l'ours, lorsque cela est possible. Au-delà des traces ADN et des photographies d'individus reconnaissables, d'autres indices peuvent être attribués à un individu par des processus d'association (si une femelle est identifiée, alors ses oursons le seront également) ou d'exclusion – lorsqu'il ne peut s'agir d'aucun autre ours. Ce processus d'exclusion est principalement utilisé dans le noyau occidental où ne subsistent actuellement que deux ours dont les territoires et les mouvements commencent à être très bien connus. Dans certains cas, un ours sera incomplètement identifié par son sexe et/ou sa classe d'âge (ex : une femelle adulte et un ourson, un subadulte de 1 an et demi) – il s'agit d'informations que peuvent par exemple transmettre des empreintes de pattes.

Si les protocoles de suivi sont harmonisés entre France et Espagne depuis 2008, les modalités de création des bases de données ne le sont pas. La précision de la datation de la présence des ours est ainsi représentée par un indice de précision en France, par une fourchette en Aragon, et ignorée au profit de la date d'obtention de l'indice en Catalogne. Du fait de la variété des sources et des natures des indices, tous les champs ne sont par

ailleurs pas systématiquement renseignés. Un traitement préalable est donc nécessaire avant d'obtenir des données exploitables dans une optique de modélisation.

4. Capture-recapture et dynamique de la population d'ours des Pyrénées

Les résultats présentés dans la section 4 peuvent être retrouvés dans l'article « Better together : a transboundary approach to brown bear monitoring in the Pyrenees » (Piédallu *et al.* 2016b), écrit en collaboration par le CNRS (Blaise Piédallu et Olivier Gimenez), l'ONCFS (Pierre-Yves Quenette, Nicolas Bombillon et Adrienne Gastineau), le Laboratoire d'Ecologie Alpine (Christian Miquel) et les responsables du suivi de l'ours pyrénéen dans les différentes administrations d'Espagne et d'Andorre : Santiago Palazón pour la Catalogne, Ramón Jato pour le Conseil Général du Val d'Aran, Jordi Solà de la Torre pour l'Andorre, Ivan Afonso Jordana pour l'Aragon et Pablo Muñoz pour la Navarre. L'article est actuellement en cours d'évaluation par les reviewers de la revue *Biodiversity and Conservation*.

La capture-recapture (CR) est une méthode d'inférence statistique utilisée afin d'estimer la taille d'une population animale ainsi qu'un certain nombre de ses paramètres démographiques tels que le taux de survie ou de reproduction des individus (Cormack 1964, 1968). On parle également de capture-marquage-recapture (CMR) car nombre de protocoles incluent une étape littérale de capture des animaux qui peuvent donc être marqués - comme par exemple le baguage des oiseaux (Marion & Shamis 1977). Cependant, dans le cas de la plupart des grands carnivores et donc les ours des Pyrénées, le terme de « capture » sera utilisé pour désigner la découverte de traces d'un individu, sans qu'une rencontre physique ne soit nécessaire. En répétant ces captures au cours du temps, chaque individu identifié se verra attribuer une histoire de vie (Cormack 1964) consistant en une série de 0 et de 1 – un 1 désignant une capture, et un 0 une absence de capture. Pour disposer d'une histoire de vie, un individu doit donc être rencontré au moins une fois.

La CR peut concerner des populations dites fermées, dans lesquelles n'ont lieu ni immigrations/naissances, ni émigrations/morts auquel cas les principaux paramètres estimés seront la taille de la population ainsi que la probabilité de capture ou de détection. Néanmoins, les données les plus anciennes pour étudier la population d'ours des Pyrénées remontent à l'année 1989 avec des histoires de vie à pas de temps annuel (Chapron *et al.* 2003; Chapron *et al.* 2009), et compte-tenu de l'espérance de vie des ours (Voir encadré « Ecologie de l'ours brun ») et de l'existence des diverses réintroductions (Voir encadré « Histoire résumée de l'ours brun en France »), il est nécessaire de considérer la population comme ouverte. Les paramètres à considérer afin de créer un modèle d'étude seront donc :

- La probabilité de détection des ours, qui donne accès à la taille totale de la population
- Le taux de survie annuel des ours

- Le taux de recrutement, qui combinera à la fois les individus arrivés dans la population par réintroduction et les nouvelles naissances.

La population des Pyrénées étant géographiquement isolée des autres populations ursines sauvages, on ne considèrera ni immigration ni émigration naturelles.

4.1. Utiliser de l'information connue a priori pour estimer les paramètres démographiques ?

Une présentation des résultats obtenus à l'aide de cette méthode a été réalisée le 8 octobre 2014 lors de l'International Conference on Bear Research & Management, à Thessalonique.

La population d'ours des Pyrénées est de très petite taille, ce qui peut poser problème en termes de modélisation, notamment du fait de l'importance de la stochasticité démographique dans les cas de très petites populations (Legendre *et al.* 1999). Dans un premier temps, l'approche que nous avons choisie afin de circonvenir à ces problèmes fut d'utiliser une approche bayésienne. Là où les statistiques classiques extrapolent les paramètres d'une population à partir d'un de ses échantillons avec une probabilité que les résultats obtenus soient exacts, l'approche bayésienne consiste à donner à chaque paramètre une distribution *a priori* (ou prior), puis à combiner cette information *a priori* aux données récoltées sur le terrain afin de mettre à jour l'*a priori* pour finalement obtenir une distribution *a posteriori* de la réalité biologique.

Dans cet esprit, une étude sur une autre population animale issue d'une réintroduction (Gedir *et al.* 2013) a montré que cette approche améliorerait considérablement les modèles de dynamique de population lorsqu'on incluait dans la distribution *a priori* des résultats sur la survie obtenus dans des populations comparables – on parle de « priors informatifs ». Dans notre cas, la population d'ours résidant dans le Trentin, en Italie, dont l'EMD pour l'année 2012 était de 43 ours (Groff *et al.* 2013), soit un ordre de grandeur similaire à celui des Pyrénées pourrait être utilisée. De plus, les ours du Trentin sont génétiquement très proches des ours slovènes qui constituent désormais la majorité de la population pyrénéenne, à l'inverse des ours résidant en Russie ou au Nord de la Scandinavie (Taberlet & Bouvet 1994)). Cependant, l'exercice ne s'est pas avéré concluant dans notre cas, car du fait de notre connaissance avancée de la population et de la durée de notre jeu de données, les informations *a priori* ne permettaient pas d'améliorer nos estimations (voir encadré « Priors informatifs »). Nous avons alors décidé de nous tourner vers une approche utilisant le robust design tel que décrit par Pollock (Kendall *et al.* 1997).

Priors informatifs :

Ce qu'a tout de même apporté l'utilisation de priors informatifs sur l'étude de la démographie des ours des Pyrénées

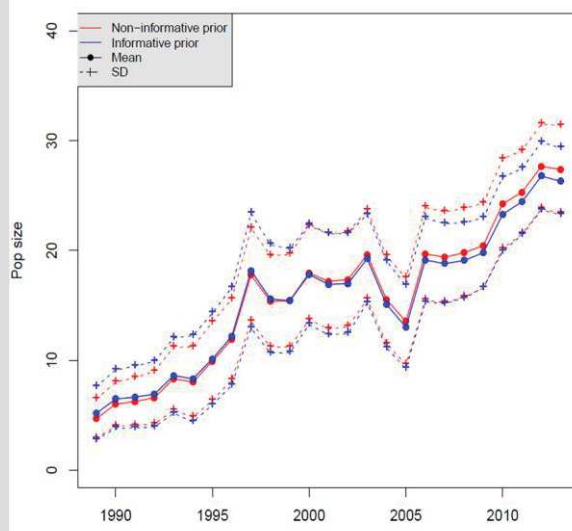
Dans une première approche, nous avons adopté une approche bayésienne afin d'étudier la démographie de la population d'ours des Pyrénées, afin de circonvenir au problème des faibles effectifs. L'objectif consistait à montrer que l'estimation des paramètres d'une population de petite taille pouvait être significativement améliorée en utilisant de priors dits « informatifs », qui incluent des données écologiques obtenues sur des populations animales comparables (Gedir *et al.* 2013).

La population d'ours « comparable à celle des Pyrénées » que nous avons choisi d'utiliser est celle du Trentin, dont la taille en 2012 était estimée entre 40 et 50 individus, et pour laquelle des probabilités de survie annuelles des ours avaient déjà été estimées (Groff *et al.* 2013).

Le modèle que nous avons développé est un modèle à espace d'états (Gimenez *et al.* 2007; Kéry & Schaub 2012), incluant à la fois les processus démographiques (l'individu est-il vivant l'année n ?) et les processus d'observation (si l'individu est vivant l'année n , est-il détecté ?). Les deux paramètres essentiels du modèle étaient donc la survie s des individus, et la probabilité p pour un individu présent d'être détecté.

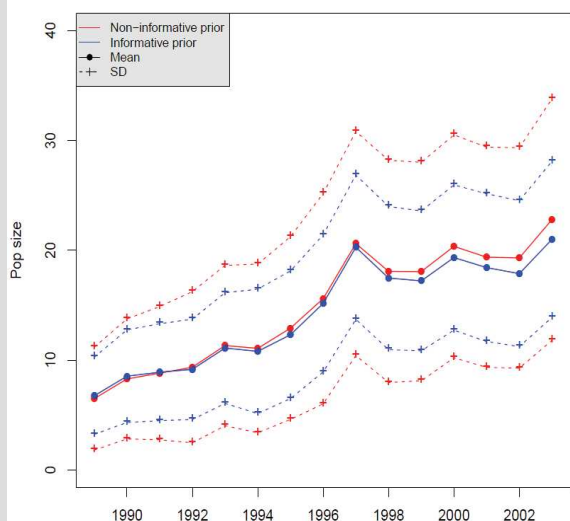
Un prior « non-informatif » pour la probabilité de survie consistait donc à utiliser une simple loi uniforme $\mathcal{U}(0,1)$, tandis qu'un prior « informatif » utilisait les résultats obtenus sur la population du Trentin dans une loi Beta $\mathcal{B}$ (MacKay 2003) dont les valeurs étaient choisies afin que sa moyenne soit de 0.9 et son écart-type de 0.025 (Groff *et al.* 2013). Dans le cadre de cette analyse, le jeu de données utilisé pour la population d'ours des Pyrénées fut celui de Chapron *et al.* (2010), qui incluait des informations de capture remontant à 1989 mais qui n'avaient pas obtenu dans le cadre de protocoles fixes et homogénéisés entre France et Espagne.

Effect of an informative prior on population size estimation



A- Effet de l'utilisation d'un prior informatif sur l'estimation de la taille de la population

Effect of an informative prior on population size estimation (1st core)



B- Effet de l'utilisation d'un prior informatif sur l'estimation de la taille de la population – années 1989-2003 uniquement

Cependant, les premières analyses ne montrèrent aucun apport significatif de l'utilisation d'un prior informatif (voir Figure A ci-dessus) ni dans l'estimation des effectifs, ni dans les intervalles de confiance, ce qui indiquait que le jeu de données était lui-même assez informatif pour rendre redondante l'utilisation de ces priors.

Pour tenter d'identifier l'origine de cette absence de différences, des découpages du jeu de données ont été réalisés, afin de répéter l'expérience sur certaines parties seulement des données et de découvrir où était contenue l'information. Aucun résultat ne fut obtenu en découplant la population entre ses noyaux occidental et central. Les priors informatifs n'apportèrent finalement des résultats que lorsqu'un découpage temporel du jeu de données fut réalisé ; en séparant le jeu données entre les années 1989-2003 et 2004-2013, dans ce cas, les priors informatifs, s'ils ne modifiaient pas l'estimation des effectifs, amélioraient sensiblement la précision des estimations en diminuant l'écart-type (voir Figure B ci-contre). Cela nous a permis de déduire que l'absence initiale de résultats était due à la quantité d'information contenue dans la durée de l'étude – 25 ans au total (voir aussi McCarthy et Masters (2005) pour un résultat similaire sur une population de passereaux). De fait, les priors informatifs auraient peut-être pu s'avérer utile dans le cadres des analyses de robust design, mais l'implémentation des méthodes bayésiennes dans ce cadre de travail (Rankin *et al.* 2016) était trop récente pour ce doctorat.

4.2. Le choix du robust design comme méthode d'estimation des effectifs

La référence des modèles de capture-recapture dits en population ouverte, c'est-à-dire considérant des populations dans lesquels des processus d'entrée (immigration ou naissance) ou de sortie (émigration ou mort) peuvent toucher les individus, est le modèle de Cormack-Jolly-Seber, ou CJS (Cormack 1964; Jolly 1965; Seber 1965). Ce modèle différencie les processus démographiques et les processus d'observation, en sachant qu'un individu vivant dans la population n'est pas certain d'être détecté, et que son histoire de vie peut ainsi apparaître similaire à celle d'un individu mort ou ayant émigré (Figure 3).

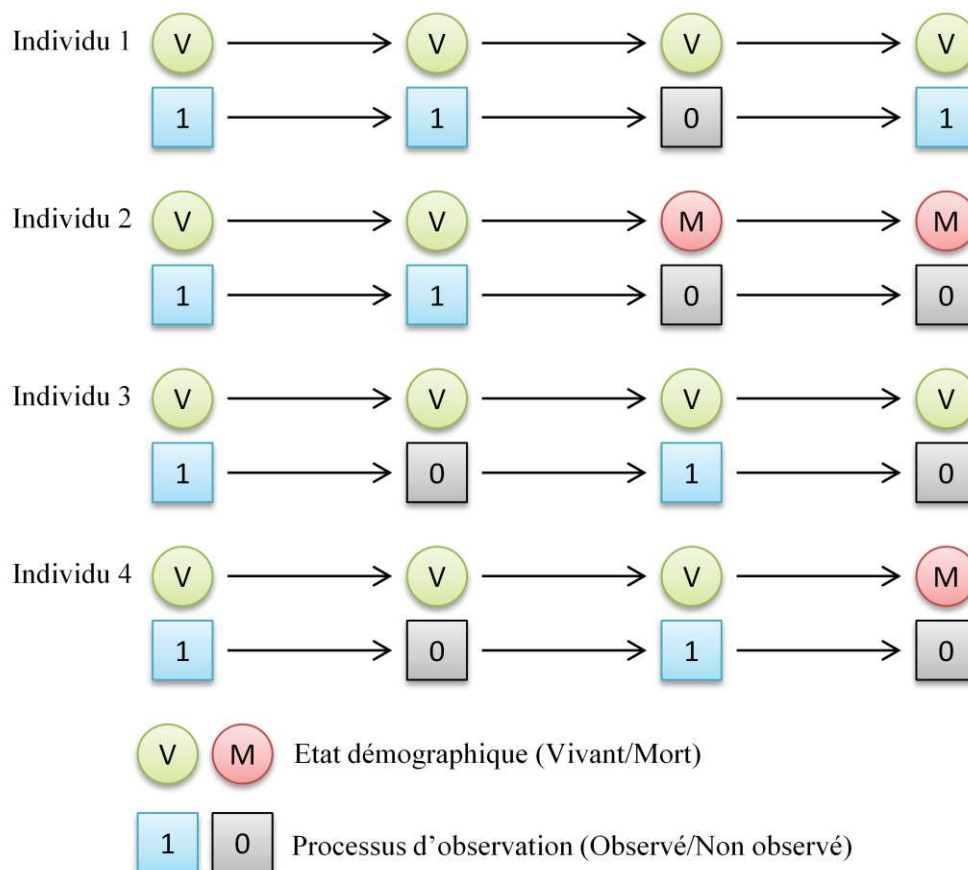


Figure 3: Exemples d'histoires de vie réelles et observées pour quelques individus dans une population suivie par capture-recapture

La détection des espèces élusives n'étant pas garantie, certains individus vivant dans la population ne seront pas observés durant des périodes d'observations, et il peut devenir dans ce cas impossible de distinguer un individu non-détecté d'un individu ayant quitté la population (voir les individus 3 et 4 dans la Figure 3, qui ont tous deux une histoire de vie 1010). Le modèle CJS permet d'estimer à la fois la probabilité de survie, soit la probabilité pour un individu vivant dans la population au temps t d'y être toujours vivant au temps $t+1$ et la probabilité de détection, soit la probabilité pour un individu vivant dans la population au temps t d'y être effectivement

observé. Ces deux paramètres donnent ensuite naturellement accès à la taille totale de la population à chaque pas de temps.

Cependant, la limite de ce modèle CJS est que les processus d'émigration – qu'ils concernent un déplacement géographique hors des limites de la population, ou une mort – sont considérés comme définitifs, et qu'il n'existe pas de processus d'émigration « temporaires » qui pourraient rendre un individu temporairement inaccessible à la détection pour une quelconque raison sans qu'il ne sorte définitivement de la population. Dans le cas des ours pyrénéens, cela pourrait par exemple concerner des individus se déplaçant pour quelques temps dans des sous-massifs dans lesquels aucun itinéraire de prospection n'est installé. Ignorer cette émigration temporaire peut mener à des biais dans les estimations de la taille de la population, du recrutement (les individus nouveau-nés entrant dans la population) ou de la probabilité de survie (Pollock *et al.* 1990; Seber 2002).

L'une des solutions pour distinguer émigration temporaire et émigration définitive est d'utiliser le robust design théorisé par Pollock (Kendall *et al.* 1997). Là où un modèle de capture-recapture classique utilise des phases d'observation répétées à intervalles de temps réguliers et entre lesquels les processus démographiques (immigrations/naissances et émigrations/morts) ont lieu, une analyse en robust design utilisera des occasions de capture primaires qui seront-elles-mêmes découpées en plusieurs occasions de captures secondaires rapprochées dans le temps (Figure 4) :

- Les processus démographiques auront lieu entre deux occasions primaires consécutives
- La population est considérée comme démographiquement fermée entre les différentes occasions secondaires appartenant à la même occasion primaire – on parle d'hypothèse de fermeture. Ceci permet d'estimer efficacement la probabilité de détection des individus du fait de la performance des modèles de capture-recapture en population fermée, ce qui donne ainsi accès aux effectifs.

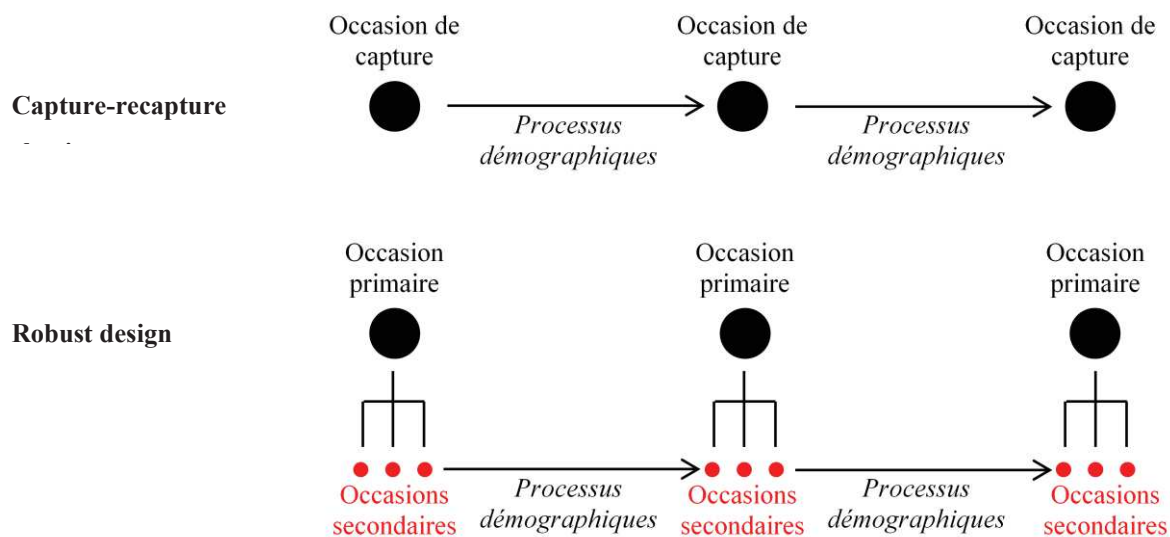


Figure 4: Différence de procédés entre un modèle de capture-recapture classique et le robust design

Le choix d'un modèle utilisant le robust design pour analyser les données de présence des ours des Pyrénées eut lieu pour deux raisons :

- La période de l'année lors de laquelle le suivi des ours est en place (entre avril et novembre) est distincte de celle où ont lieu les naissances (au milieu de l'hiver). Quelles que soient les occasions de capture secondaires choisies à l'intérieur de la période de suivi, il est possible de garantir qu'aucun recrutement n'aura lieu.
- Le jeu de données d'indices de présence des ours contient des observations réalisées en continu tout au long de l'année, même si les indices hivernaux sont nettement plus rares que les estivaux. Cependant, le nombre d'indices de présence demeure suffisamment conséquent pour sélectionner *a posteriori* des occasions de capture secondaires contenant suffisamment d'indices de présence pour être utilisables une fois exclus ceux pour lesquels il existe un doute sur la précision de leur datation – une touffe de poils peut par exemple avoir été laissée par l'ours plusieurs semaines auparavant.

Les années 2008 à 2014 furent choisies comme occasions primaires dans notre étude, et les mois de mai à septembre comme occasions secondaires, ce qui permettait de garantir l'hypothèse de fermeture quant à l'absence de recrutement entre deux occasions secondaires consécutives – d'autant qu'aucune translocation d'ours slovènes n'eut lieu durant ces sept années. Les naissances d'ours ayant lieu en janvier, les 60 premiers jours de vie durant lesquels leur taux de mortalité est très élevé (LeCount 1987) étaient extérieurs aux occasions secondaires, diminuant à leur tour les chances de violation de l'hypothèse de fermeture.

4.3. *Résultats 1 : paramètres démographiques et effectifs de la population pyrénéenne*

En utilisant le jeu de données franco-espagnol comme base pour notre étude, le processus de sélection de modèle à l'aide du critère d'information d'Akaike corrigé pour de petites tailles d'échantillons (AICc, Burnham et Anderson (2002)) a retenu un effet du sexe, mais pas d'effet de la classe d'âge sur la survie des individus, ce qui a permis d'obtenir des valeurs de survie ($s_F = 0.88 \pm 0.05$, $s_M = 0.93 \pm 0.04$) proches de ce qui avait été observé dans la population similaire du Trentin (Groff *et al.* 2013). Le taux de survie légèrement inférieur des femelles paraît contredire des études précédentes qui identifiaient une mortalité supérieure chez les mâles (Bunnell & Tait 1985; Wielgus & Bunnell 1994; McLellan *et al.* 1999), mais peut-être expliqué par l'interdiction de la chasse aux ours dans les Pyrénées, alors qu'elle est considérée comme le facteur de mortalité majeur dans les populations Nord-Américaines (Bunnell & Tait 1985).

Une hétérogénéité de la probabilité de détection a également été retenue, avec une distinction nette entre individus à forte probabilité de détection ($p_F = 0.73 \pm 0.13$, $p_M = 0.81 \pm 0.05$) et individus à faible probabilité de détection ($p_F = 0.32 \pm 0.05$, $p_M = 0.41 \pm 0.06$), et dans les deux cas une probabilité de détection légèrement supérieure pour les individus mâles. L'hétérogénéité individuelle de détection (IDH) avait déjà été documentée dans le cas du loup *Canis lupus* (Cubaynes *et al.* 2010), mais pas encore formellement pour l'ours brun, même si l'hétérogénéité individuelle dans la taille des domaines vitaux, que l'on peut relier à la probabilité de détection, a déjà largement été analysée, et plusieurs facteurs causatifs tels que le poids ou l'habitat ont été identifiés (Dahle & Swenson 2003; Dahle *et al.* 2006a). De même, la probabilité de détection supérieure des ours mâles peut être reliée à leurs domaines vitaux plus vastes et à leurs mouvements plus fréquents (Blanchard & Knight 1991).

L'estimation des effectifs (Figure 5) donne une taille de population comprise entre 11 et 18 individus entre 2008 et 2014, avec une augmentation sensible au cours de l'étude. Ces valeurs sont nettement inférieures aux valeurs d'EMR et d'EMD obtenues annuellement par l'ONCFS (Camarra *et al.* 2016), qui sont censées représenter un effectif minimum d'ours dans les Pyrénées. Plusieurs raisons expliquent la taille de population inférieure estimée avec le robust design :

- Les jeux de données utilisés pour le robust design ne concernent que les indices identifiant formellement un individu. Certains individus (les oursons accompagnant leur mère notamment) n'ont pas encore été génotypés, et par conséquent apparaissent dans la base de données non traitée en tant qu'individu indéterminé, les excluant de facto du modèle. De même, une trace d'ADN peut être de qualité suffisante pour déterminer qu'il s'agit d'un génotype non encore identifié, mais pas assez pour permettre d'identifier proprement la filiation de l'individu – étant donné l'isolement géographique de la

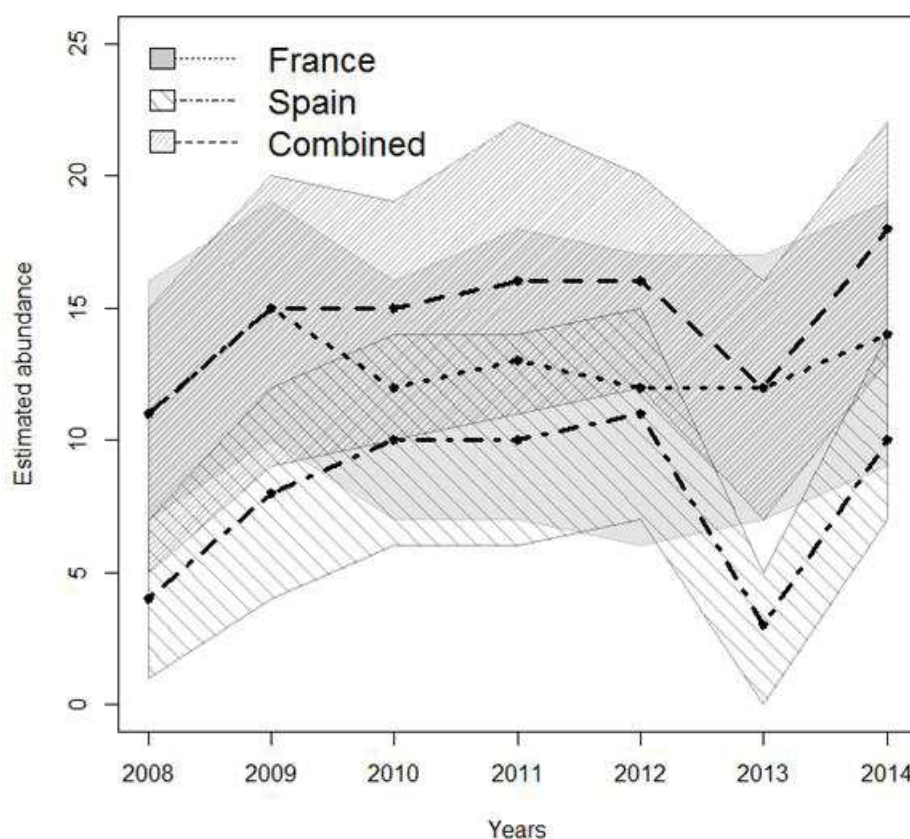


Figure 5: Estimation des effectifs de la population d'ours dans les Pyrénées réalisée en utilisant le jeu de données complet (Combined), le jeu de données côté français uniquement (France) et le jeu de données espagnol (Spain)

population, les naissances constituent les seuls processus d'immigration possibles. Cependant, l'ONCFS comptabilise dans son EMD les individus non identifiés mais pour lesquels il est possible de garantir qu'il ne s'agit pas d'un membre déjà connu de la population, en les qualifiant d'« indéterminés » (Camarra *et al.* 2015). De plus, les pistes et empreintes, qui constituaient 13.4% des indices trouvés en France en 2014 (Camarra *et al.* 2015) ne permettent que rarement d'identifier formellement un individu, à moins d'être associés à d'autres indices trouvés simultanément (crottes, poils ou photographies) ou bien de concerner des individus aux dimensions remarquables (comme Pyros ou Moonboots, dont les empreintes sont nettement plus grandes que celles des autres ours du massif).

- La nécessité de ne retenir que les indices pour lesquels il n'existe aucun doute quant à l'occasion secondaire à laquelle ils appartiennent a conduit à en rejeter un certain nombre, dont certains identifiant des individus rarement détectés. Il est difficile de déterminer avec précision la date de présence de l'ours pour certains types d'indices, tels que les échantillons de poils, qui en 2014 constituaient pourtant 46.8% des indices trouvés sur le versant français des Pyrénées (Camarra *et al.* 2015), et ces indices ont par conséquent eu une chance accrue d'être exclus du jeu de données final du fait du risque de les attribuer au mauvais mois. Le protocole de collecte d'indice en Catalogne inclut également uniquement

la date de découverte de l'indice ainsi que sa nature, sans estimation de la date de présence de l'ours, ce qui nous a conduit à utiliser un crible plus strict que pour le versant français afin d'éviter les attributions erronées d'un indice à une occasion secondaire.

- Les occasions secondaires choisies pour le modèle concernaient les mois de mai à septembre, durant lesquels l'effort de capture est relativement homogène, et peut donc être considéré comme n'influant pas la probabilité de détection des individus. Des individus parmi les plus difficiles à détecter peuvent n'apparaître qu'en dehors de ces cinq mois, et ainsi demeurer invisible aux yeux du modèle. L'oursonne Auberta (voir encadré « Les ours des Pyrénées ») a ainsi été capturée en Avril de l'année 2014, soit avant le début de la première occasion secondaire, lorsqu'elle a été séparée de sa mère. Demeurant en enclos fermé en vue de sa réintroduction à la fin de l'année, elle n'a pas été incluse dans les suivis systématique ou opportuniste entre mai et novembre, date à laquelle son décès est enregistré dans la base de données. Elle est donc absente du jeu de données de capture-recapture utilisé dans le modèle, alors que l'ONCFS l'a comptabilisée dans son EMD pour l'année 2014. D'une manière générale, l'EMD d'une année calendaire inclut tous les individus détectés au cours de l'année même si ceux-ci ont été retrouvés morts au cours de cette année, comme ce fut le cas pour Balou en 2014.

7517 indices de présence ont été collectés au total entre France, Espagne et Andorre entre 2008 et 2014. Une fois les trois cribles – identification, précision, occasions secondaires – en place, seuls 1666, soit 22.16%, demeuraient utilisables.

La sous-estimation des effectifs de la population par le modèle est un aspect à ne pas négliger, car cela pourrait apparaître aux yeux d'opposants à la présence de l'ours comme une tentative de minimisation des effectifs validée par des scientifiques, ce qui peut à son tour contribuer à aggraver la défiance entre les parties prenantes du conflit, et rendre tout effort de conciliation et de médiation d'autant plus difficile (Redpath *et al.* 2013). Cependant, les résultats obtenus confirment la croissance de la population d'ours au cours des années 2008 à 2014, valorisent l'effort de suivi réalisé par les agences gouvernementales de France, d'Espagne et d'Andorre, et permettent de poser la question de l'outil à utiliser pour décrire les effectifs d'une population de très petite taille comme celle des Pyrénées. Plutôt que d'utiliser uniquement l'effectif total, peut-être conviendrait-il de l'amender en y ajoutant le nombre de femelles adultes dans la population, ou bien le nombre de groupes familiaux (femelles suitées) dans la population, ce qui a déjà été utilisé tant pour l'ours brun (Knight *et al.* 1995) que pour d'autres grands prédateurs comme le lynx *Lynx lynx* (Andren *et al.* 2002). Si l'utilisation de cette méthode peut relever de considérations pratiques liées au suivi – pour le lynx en Suède, il est majoritairement réalisé en recherchant des empreintes laissées dans la neige, celles des femelles avec chatons étant aisément identifiables – qui ne s'appliquent pas à la population Pyrénéenne, elle est cohérente avec l'usage des effectifs totaux pour évaluer la dynamique de la population (Knight *et al.* 1995). Elle permettrait également de préciser la capacité de reproduction de la population : les ourses ne se reproduisant pas chaque année, un faible nombre de

femelles adultes limiterait le nombre potentiel d'oursons à naître – d'autant plus que, la population pyrénéenne souffrant de consanguinité (Chapron *et al.* 2009) du fait de sa taille réduite et de la dominance d'un seul individu pendant plus d'une décennie, le taux de reproduction des individus pourrait se voir affecté, notamment via une réduction de la taille des portées (Laikre *et al.* 1996). Le nombre de femelles adultes pourrait informer sur le sex-ratio effectif, qui lui-même peut influencer la viabilité d'une population animale (Steifetten & Dale 2006).

4.4. Résultats 2 : Les apports d'une véritable gestion transfrontalière

Nous insistons sur l'importance d'une bonne coopération entre entités administratives dans le cas du suivi des populations de carnivores, dont les vastes domaines vitaux peuvent empiéter sur le territoire de plusieurs pays ou régions dont les modalités de gestion diffèrent -c'est par exemple le cas pour la population de lynx entre Suède et Norvège, pour laquelle une dynamique source-puits s'est mise en place du fait de la différence dans le nombre d'individus prélevés de part et d'autres de la frontière (Swenson & Andrén 2005). Un partage efficace des informations de suivi permet d'éviter qu'un individu mobile ne soit comptabilisé deux fois dans deux lieux différents, et que s'ensuive une surestimation des effectifs totaux (Bischof *et al.* 2016). Ainsi, même si le message paraît évident, il n'en est pas moins utile de le rappeler à l'heure où les populations de grands carnivores d'Europe semblent augmenter. Enfin, même si la coopération entre France, Andorre et Espagne sur le suivi de l'ours est de qualité, deux points subsistent :

- Des différences de méthode dans le traitement des informations recueillies rendent perfectible l'exploitation des bases de données, notamment pour ce qui est de la désignation des types d'indices, et pour l'estimation de la date de présence de l'ours.
- Les décisions de gestion de la population ne sont pas prises conjointement entre France et Espagne. S'il existe une coopération entre les différents partenaires lors des processus de translocation, les pays demeurent souverains dans l'application de la directive habitats (Union Européenne 1992), et les processus ont toujours été impulsés d'un seul côté des Pyrénées et non par un effort commun - ainsi, les translocations de 1996-97 et 2006 ont été le fait de la France, tandis que celle de 2016 a eu lieu en Espagne. Si les organismes chargés de la gestion parviennent à travailler harmonieusement, cette distinction peut donner l'impression aux autres acteurs concernés par la présence de l'ours de part et d'autre de la chaîne de montagnes d'une gestion réalisée indépendamment de leur volonté et de leur avis, ce qui peut influencer le conflit dans les Pyrénées. Redpath *et al.* (2013) insiste sur l'importance du développement de solutions partagées dans la gestion de conflits autour de la présence de grands prédateurs, et sur l'efficacité de ces processus dans l'amélioration des relations et de la confiance entre les acteurs, ce qui réduit l'intensité des controverses (Ansell & Gash 2008; Jones-Walters & Çil 2011). Si la cartographie du conflit – à laquelle participent l'étude de la dynamique ou de la distribution (voir

1.5) de la population de prédateurs, ou encore l'analyse des attitudes vis-à-vis des animaux (voir 2.) – est une étape majeure de sa compréhension, elle ne parviendra pas à elle seule à apaiser ou à résoudre le conflit. Le rejet des sentiments de mise à l'écart de certains acteurs peut donc contribuer à une aggravation de la situation (Redpath *et al.* 2013).

5. Etudier la distribution des ours dans les Pyrénées grâce à des modèles d'occupancy

Les résultats présentés dans cette section 5 peuvent être retrouvés dans l'article « Shrinking of the endangered brown bear *Ursus arctos* distribution in the French Pyrenees revealed by dynamic occupancy modeling » (Piédallu *et al.* 2016a), actuellement en cours d'évaluation auprès du journal *Oryx*. L'article a été rédigé en collaboration par le CNRS (Blaise Piédallu et Olivier Gimenez), l'ONCFS (Pierre-Yves Quenette, Nicolas Bombillon et Adrienne Gastineau) et le LECA (Christian Miquel).

5.1.L'intérêt de l'étude de la distribution des populations sauvages de grands carnivores

Si l'on voulait simplifier à l'extrême les questions les plus fréquemment posées en biologie de la conservation au sujet d'une population animale sauvage, elles pourraient se résumer à trois éléments (Gese 2001) :

- Combien d'animaux y'a-t-il ?
- Où se trouvent-ils ?
- Comment les deux paramètres précédents tendent-ils à évoluer ?

De fait, l'UICN utilise tout autant la dynamique d'une population que sa distribution afin d'estimer son état de conservation (IUCN 2012). Deux paramètres sont particulièrement étudiés en vue d'estimer la relation entre une population de grands carnivores tels que les ours, loups ou lynx, et son état de conservation :

- L'aire de répartition de l'espèce, soit la surface totale que l'on peut considérer comme appartenant au territoire d'un animal.
- Le degré de fragmentation de l'habitat de la population. Le terme désigne un phénomène de morcellement de l'habitat, rendant difficile pour un individu la navigation à l'intérieur même du territoire de la population. La fragmentation est causée par l'établissement de barrières au déplacement des animaux, qui peuvent être matérielles, comme par exemple des clôtures, une route très passante ou une zone de déforestation, ou immatérielles, comme la présence de nuisances sonores ou d'autres dérangements pour les animaux. La fragmentation de l'habitat d'une population peut mener à un isolement de différents groupes les uns des autres, et par conséquent à un appauvrissement des échanges

génétiques (Clevenger *et al.* 1987; Dixon *et al.* 2007), du fait de l'absence de renouvellement du pool de gènes par des apports venus de l'extérieur.

Mais l'étude de la distribution d'une population de grands carnivores n'a pas qu'un intérêt écologique, elle s'inscrit également dans une démarche d'analyse de l'utilisation par les animaux de territoires qui sont également occupés par des activités humaines, telles que des activités d'élevage ou de foresterie. Le risque de perturbation de ces activités a mené au développement de deux grandes lignes directrices dans le domaine de la conservation de la biodiversité : le « land sharing », où un seul espace intégrerait à la fois populations animales et activités agricoles, et le « land sparing », où l'exploitation intensive de certains espaces par les activités humaines serait combinée à la protection d'autres zones dans lesquelles les habitats naturels seraient strictement protégés, et qu'il serait impossible de convertir en terres agricoles (Phalan *et al.* 2011). La supériorité d'une stratégie sur l'autre est souvent discutée, et semble dépendre notamment de l'espace naturel concerné. Ainsi, le « land sparing » et la séparation physique des réserves naturelles apparaît comme significativement plus efficace en Afrique subsaharienne, à la fois en termes de rentabilité économique et en termes d'objectifs de conservation (Packer *et al.* 2013), tandis que la tendance récente au recouvrement des populations de grands carnivores en Europe, un continent moins vaste et plus densément peuplé que l'Afrique, tend à montrer que le « land sharing » y serait efficace (Chapron *et al.* 2014). Ainsi les Pyrénées hébergent-elles un Parc National (le Parc National des Pyrénées, situé à cheval sur les départements des Pyrénées-Atlantiques et des Hautes-Pyrénées) et deux Parcs Naturels Régionaux : des Pyrénées Ariégeoises, en Ariège, et des Pyrénées Catalanes, dans les Pyrénées-Orientales. Ces Parcs ont pour vocation de faire connaître et de préserver à la fois la faune, la flore et le paysage, mais aussi le patrimoine culturel de leurs régions respectives, ce qui s'inscrit donc dans une démarche de « land sharing ».

5.2. Méthodes de suivi et applications aux ours des Pyrénées

Parmi les méthodes utilisées pour suivre la distribution de populations de grands carnivores, on peut distinguer les méthodes non-invasives, qui permettront une détection de l'animal sans causer de dérangement, et les méthodes invasives, lors desquelles une capture initiale de l'individu est requise. Parmi les méthodes non-invasives, on peut citer la recherche de signes de présence – soit obtenus de façon naturelle, soit par l'usage de mécanismes destinés à augmenter la probabilité pour les animaux de laisser des traces de leur passage, tels que les pièges à poils (Mowat & Strobeck 2000; Pauli *et al.* 2008), ou encore l'usage de plaques ou de secteurs de terre meuble sur lesquels les animaux seraient susceptibles de laisser des empreintes nettes (Wolf *et al.* 2003) – l'usage de pièges photographiques (Jones & Raphael 1993; Mace *et al.* 1994), ou la collection d'information auprès de différents acteurs présents sur le terrain, tels que des chasseurs, des gardes forestiers, des guides ou des touristes (Basile 1982; Kolenosky & Strathearn 1987; Gese 2001). Les méthodes invasives reposeront sur l'usage d'outils de télémétrie qui permettront, suite à la capture, de suivre à distance les déplacements de

l'individu marqué (Schwartz & Arthur 1999), ce qui peut se faire par l'usage de colliers GPS (Obbard *et al.* 1995; Born *et al.* 1997) ou d'implants sous-cutanés requérant une opération sur l'animal (Mulcahy & Garner 1999; Koehler *et al.* 2001; Echols *et al.* 2004). Toutes ces méthodes ont des avantages et des inconvénients, en plus d'avoir des coûts d'utilisation très différents, et les protocoles de suivi doivent donc être adaptés à la gestion de chaque population sauvage.

Dans le cas de la population des Pyrénées, le suivi par télémétrie utilisant des colliers avec émetteurs VHF et GPS a ainsi été utilisé pour tous les individus réintroduits depuis la Slovénie, qui avaient donc logiquement été préalablement capturés, mais les colliers ayant une durée de vie limitée, cette méthode n'a pas ou très peu⁴ eu d'influence sur la création du jeu de données utilisée lors de notre étude et qui couvrait la période de 2008 à 2014 – les réintroductions précédentes avaient eu lieu en 2006. La pose d'un implant VHF intra-abdominal fut décidé dans le cas de l'oursonne Auberta, capturée en 2014 après avoir été séparée de sa mère, mais il s'est avéré lors de son autopsie que celle-ci décéda des suites de complications liées à l'opération, sa cicatrice s'étant rouverte (Camarra *et al.* 2015). Cela rend hautement improbable la réutilisation de cette méthode dans le futur, d'autant qu'il existe de nombreux débats tant sur l'éthique d'usage que sur l'efficacité réelle de ces implants (Echols *et al.* 2004; Arnemo *et al.* 2006).

Les données de suivi recueillies pour suivre la population des Pyrénées intègrent à la fois des données de suivi systématique recueillies par les agents du Réseau Ours Brun et des données opportunistes (voir section 2). Pour étudier la distribution des ours, le choix a été fait d'utiliser exclusivement les données issues du suivi systématique par itinéraires pour plusieurs raisons. Tout d'abord, le suivi par itinéraires est organisé afin que chaque itinéraire se trouve dans un sous-massif différent, et que chaque sous-massif dispose d'un itinéraire ; de plus, les itinéraires sont inspectés avec régularité une à deux fois par mois suivant la période de l'année : cela garantit à la fois une homogénéité de l'effort de capture et un maillage de la zone d'étude, évitant d'alterner zones « sur-étudiées » et zones ignorées. Le suivi photographique, par exemple, ne répond pas à ces critères du fait de la tendance des appareils à « disparaître » de certaines zones – et de la tendance de certains particuliers d'installer des appareils dans des zones où la présence d'ours est fréquente, afin d'augmenter les chances d'obtenir des clichés. De même, les données du suivi « systématique autre », obtenues par exemple dans le cadre de l'utilisation d'un chien pour détecter les fèces, ciblent en priorité les zones de présence d'alimentation ou de dégâts (Camarra *et al.* 2016) dans lesquelles la découverte d'indices est plus probable.

⁴ Le dysfonctionnement du collier de Balou qui ne s'est jamais détaché après avoir cessé de fonctionner a rendu cet ours très aisé à identifier par des observations visuelles ou photographiques.

5.3. Les études antérieures de distribution des populations d'ours bruns, et les apports de l'occupancy dynamique pour les ours bruns des Pyrénées

Etudier la distribution d'une population d'ours bruns ne constitue en rien une innovation en termes de recherche, tant le sujet a déjà été abordé par le passé dans de nombreuses populations distinctes : en Norvège (Kolstad *et al.* 1986), dans le Trentin (Osti 1987), dans les monts Cantabriques d'Espagne (Clevenger *et al.* 1987; Clevenger *et al.* 1997), en Suède (Swenson *et al.* 1994), en Roumanie (Kalabr *et al.* 1994) ou encore en Iran (Gutleb & Ziaie 1999), ces exemples ne constituant qu'une poignée des travaux réalisés au cours des années. Nombre de ces études consistaient d'ailleurs à coupler estimation de la taille de la population et de sa distribution afin de pouvoir informer directement sur son statut de conservation. Une approche fréquente consiste à étudier la distribution des ours sous l'angle de la sélection de son habitat, en utilisant le concept de niche écologique (Leibold 1995) pour déterminer les lieux les plus favorables à l'implantation des individus, du fait de la conjugaison de paramètres multiples pouvant être tant physico-chimiques ou biologiques qu'anthropiques. Ainsi, un habitat favorable théorique pour un grand prédateur conjuguerait accès aux ressources (eau et alimentation) avec des refuges naturels (pouvant notamment être utilisés pour la mise bas) et une distance des perturbations (zones de chasse, d'activité humaine...).

La particularité des grands prédateurs et notamment de l'ours brun dans le cas des études de distribution réside dans la conjugaison de faibles densités de population avec de vastes domaines vitaux (Gittleman & Harvey 1982). Aussi est-il important de distinguer la distribution de la population, que l'on peut définir comme la superposition des domaines vitaux de l'ensemble des individus, avec l'occupation de sites (MacKenzie *et al.* 2002), qui cherchera à déterminer la probabilité pour un site d'être occupé par un ou plusieurs individus. Du fait des mouvements des animaux, il est possible pour un site appartenant au domaine vital d'un individu de se trouver inoccupé pendant une durée plus ou moins longue.

La population d'ours bruns des Pyrénées demeurerait parmi celles dont la distribution n'avait jamais été modélisée à ce jour. Si le Réseau Ours Brun procède annuellement à une analyse cartographique des indices de présence trouvés (Camarra *et al.* 2016), il ne s'agit pas d'une modélisation de l'occupation des sous-massifs – qui seront utilisés comme unités géographiques dans notre étude. De même, si Martin *et al.* (2012) ont réalisé une étude de qualité d'habitat pour les ours bruns dans les Pyrénées, il s'agissait d'un transfert de résultats obtenus sur la population d'ours des monts Cantabriques, et non de l'exploitation directe de données de présence-absence des ours pyrénéens. Cela constitue donc une étude des niches écologiques théoriques, et non des niches écologiques réalisées, qui peuvent être distinctes du fait de divers facteurs tels que des barrières naturelles, ou une difficulté d'accès aux sites de grande qualité (Araújo & Guisan 2006) – à cause par exemple de la capacité limitée de dispersion des populations de très petite taille, comme celle des Pyrénées. Le modèle

d'occupation présenté dans cette thèse constitue donc la première exploitation des données de suivi des ours bruns des Pyrénées dans le but d'étudier leur distribution.

La majorité des études de distribution de population de grands carnivores sont réalisées sur de courtes périodes de temps. Les modèles d'occupation de sites (Carroll *et al.* 2003; Bayne *et al.* 2008; Hines *et al.* 2010) sont ainsi généralement qualifiés de « statiques », car ils permettent d'accéder à un « instantané » de la distribution, soit l'ensemble des probabilités de présence des prédateurs dans les différents sites à un moment donné, sans considérer les processus de colonisation ou d'extinction au sein même de la population qui peuvent amener la distribution d'une population à évoluer au cours du temps. Les modèles d'occupation « dynamique » (MacKenzie *et al.* 2003) demeurent à ce jour rarement utilisés sur les grands carnivores (Molinari-Jobin *et al.* 2012; Miller *et al.* 2013; Louvrier *et al.* 2016), du fait de la nécessité de répéter le suivi sur de longs intervalles de temps. Or, il s'avère que le jeu de données de suivi de l'ours brun, du fait de sa longueur (2008-2014), permet le développement d'un tel modèle d'occupation dynamique, permettant donc non seulement d'étudier la distribution des ours des Pyrénées, mais également d'analyser l'évolution de cette distribution au cours du temps.

Il est à noter que les modèles d'occupancy dynamique partagent des similitudes méthodologiques avec le robust design utilisé dans la partie précédente (Tableau 2). Dans les deux cas, il s'agit d'une extension d'une forme de modèle de présence-absence ajoutant au format initial une répétition des occasions de capture – à l'exception près que, là où un modèle démographique considèrera les individus et déterminera leur probabilité de survie, le modèle d'occupation s'intéressera aux sous-massifs, les « sites », et déterminera leur probabilité d'être occupés par au moins un individu.

Tableau 2: Comparaison des principes des analyses de robust design et de l'occupancy dynamique

	Robust design	Occupancy dynamique
Objets étudiés	Individus (ours)	Sites (Sous-massifs)
Paramètres estimés	survie ϕ immigration temporaire γ' émigration temporaire γ'' détection des individus p	occupation initiale ψ colonisation γ extinction ϵ détection de l'espèce p
Objectif final	Estimer la taille de la population	Estimer la distribution de la population
Occasions de capture primaires	Années	Années
Occasions de capture secondaires	Mois (Mai à Septembre)	Mois (Juillet à Novembre)
Hypothèse de fermeture	Pas de processus démographiques (entrée ou sortie) entre deux occasions secondaires consécutives	Pas de changement de statut (occupé/inoccupé) d'un site entre deux occasions secondaires consécutives
Zone d'étude	France, Espagne et Andorre	France

Par conséquent, si le même jeu de données est utilisé dans les deux études, les indices conservés dans l'étude d'occupation dynamique ne seront pas les mêmes :

- Les critères de précision afin d'exclure les indices trop peu précisément datés (et donc d'éviter l'attribution d'un indice de présence à la mauvaise occasion secondaire) ont été conservés.
- Seuls les indices relevés par le biais du suivi systématique par itinéraires ont été gardés, pour des raisons expliquées précédemment (partie 5.2).
- Une contrainte supplémentaire pour les indices utilisés dans le modèle d'occupation est la nécessité qu'y soient indiquées ses coordonnées GPS, afin que l'indice puisse être assigné au sous-massif adéquat.
- Par contre, l'identification de l'individu, qui était un critère essentiel pour le robust design, n'est pas nécessaire pour un modèle d'occupation, car celui-ci ne s'intéresse qu'à la présence d'ours, pas à la

présence de certains ours en particulier. Par conséquent, les indices « individu indéterminé » ont été conservés tant qu'ils respectaient les critères précédents.

Le choix de mois différents pour les occasions de capture secondaires entre le robust design et l'occupation dynamique est dû aux problématiques d'étude différentes :

- Dans le cas du robust design, les mois de mai à septembre avaient été choisis du fait de la relative homogénéité du nombre d'indices collectés lors de chaque mois, nombre qui chute entre octobre et décembre pour des raisons variées – fin de la transhumance, présence humaine moindre en montagne entre les vacances estivales et hivernales, déplacements moindres des ours pendant l'hyperphagie - ce qui évitait d'introduire un biais lié à une variation de l'effort de capture au sein d'une occasion primaire.
- Dans le cas de l'occupation dynamique, la limitation aux indices obtenus par les itinéraires de suivi assure l'homogénéité de l'effort de capture. Les mois sont donc choisis afin d'exclure les périodes de rut lors desquelles les ours (mâles en particulier) sont plus mobiles qu'à l'accoutumée du fait de la recherche de partenaires (Clevenger *et al.* 1990), et donc de respecter au mieux l'hypothèse de fermeture.

5.4. Résultats 3 : Une diminution de l'aire de répartition des ours entre 2008 et 2014

Notre étude présentait deux objectifs distincts : identifier les covariables environnementales ou anthropogéniques influençant l'occupation des sous-massifs par les ours dans les Pyrénées, et, grâce au modèle dynamique d'occupation des sites, d'analyser l'évolution de la distribution de la population d'ours entre 2008 et 2014. Le choix des covariables à inclure dans l'étude fut réalisé en nous appuyant sur plusieurs études antérieures (Martin *et al.* 2010; Mertzanis *et al.* 2011; Martin *et al.* 2012) qui identifiaient de possibles effets influençant le choix de l'habitat par les ours. L'effet le plus significatif mis en évidence par notre modèle fut la corrélation négative entre la densité humaine et l'occupation initiale des sites par les ours, un résultat déjà mis en évidence dans d'autres populations d'ours bruns (Long *et al.* 2010; Martin *et al.* 2010). Il est intéressant de noter que cet effet pouvait intuitivement être déduit d'une analyse de l'évolution de la répartition de l'ours en France à travers l'histoire (Parde & Camarra 1992), qui, avant d'être circonscrite aux Pyrénées, s'est d'abord limitée aux refuges naturels peu densément peuplés – à savoir les massifs montagneux des Pyrénées, des Alpes, du Jura et des Vosges. Par ailleurs, cela est également cohérent avec notre observation d'une influence positive de la rugosité de l'habitat, soit la différence d'altitude entre le point le plus élevé et le moins élevé d'un sous-massif, sur la colonisation par les ours.

Cependant, notre constatation la plus significative fut celle de la contraction de l'aire de répartition de la population d'ours dans les Pyrénées (Figure 6). Cette diminution est particulièrement marquée dans l'Est du noyau central, ainsi que dans le noyau occidental dans son ensemble. La dernière détection d'ours sur le territoire des Pyrénées-Orientales remonte à l'année 2010 (il s'agissait de Boutxy), et la dernière détection en Aude ou en Haute-Ariège remonte, elle, à 2011 (avec le retour de Balou vers le Couserans et la Haute-Garonne). Le noyau occidental est lui passé de 3 à 2 individus avec la disparition d'Aspe-Ouest (détecté pour la dernière fois en 2010), ce qui pourrait expliquer la diminution de l'occupation des sites au cours du temps. En parallèle de ces extinctions locales ou de cette baisse d'occupation des sites, aucune nouvelle zone des Pyrénées ne semble avoir été colonisée entre 2008 et 2014.

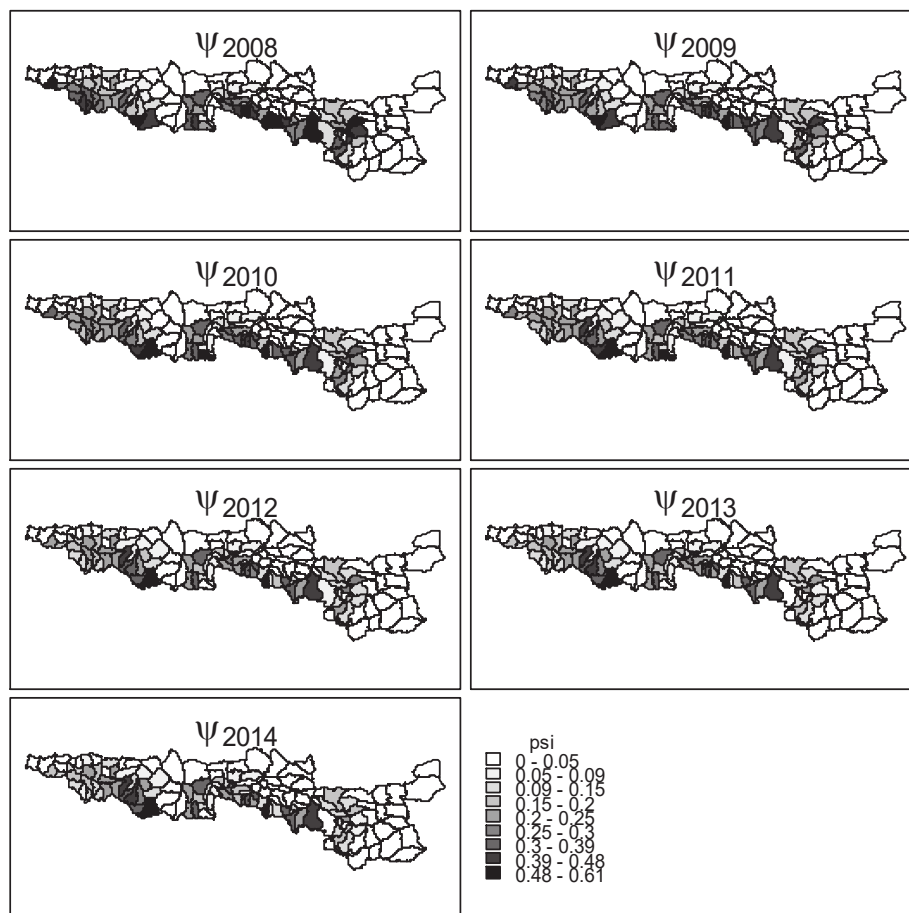


Figure 6 : Evolution de l'occupancy annuelle entre 2008 et 2014 dans les différents sous-massifs des Pyrénées estimée par le meilleur modèle obtenu ψ (densité humaine), γ (rugosité), ε (diffusion humaine), p (rugosité+couverture forestière)

6. Discussion : qu'ont apporté les modèles développés ?

Ces deux modèles démographique et d'occupation constituent la première valorisation scientifique des données de suivi obtenues par le biais de la coopération entre les agences de France, d'Andorre et d'Espagne chargées de la gestion de la population d'ours dans les Pyrénées par leurs gouvernement respectifs. Avant nos études, des bilans du suivi ont été réalisés annuellement par l'ONCFS côté français (Camarra *et al.* 2012; Camarra *et al.* 2013, 2014, 2015; Camarra *et al.* 2016) et analysent en détail les indices de présence ainsi que l'évolution de la population, et des analyses antérieures (Chapron *et al.* 2009; Chapron *et al.* 2010) ont utilisé des données plus anciennes et majoritairement obtenues par le biais du suivi réalisé côté français. Cependant, ces études reposent sur des données non homogènes, qui ont été obtenues dans le cadre de suivis non uniformisés, et nos travaux constituent donc la première tentative d'exploiter le suivi standardisé mis en place entre les différentes administrations. Ils permettent de mettre en valeur les efforts de coopération opérés entre les pays ou principautés, et démontrent l'intérêt de considérer la gestion à l'échelle écologique, et non à l'échelle humaine. La taille des domaines vitaux des grands prédateurs rend fréquent l'empiètement d'une population sur le territoire de plusieurs pays – les populations d'ours, de lynx ou de loups dans les Carpates sont ainsi au carrefour de la Pologne, de la Slovaquie, de l'Ukraine et de la Roumanie (Salvatori *et al.* 2002) – et l'existence de modes de gestion ou de législations différentes d'un pays à l'autre peut influencer sur la conservation de la population. Un exemple de ces conséquences de différences d'approches sur la conservation des grands prédateurs est la frontière entre Suède et Norvège, où une dynamique « source-puits » s'est mise en place dans les populations de lynx (Swenson & Andrén 2005) et de loups (Bull *et al.* 2009) du fait du taux de prélèvement significativement supérieur en Norvège comparé à celui en vigueur en Suède. Une dynamique « source-puits » peut négativement influencer sur la démographie si les pertes liées à l'effet « puits » ne sont pas compensées par le taux de recrutement d'individus dans la population (Gundersen *et al.* 2001), et l'effet négatif des puits peut se retrouver aggravé dans le cas de populations de petite taille soumises aux effets de la stochasticité (Dias 1996). Les protocoles de suivi de la population d'ours vivant sur cette même frontière sont également distincts entre les deux pays, tout comme les objectifs en termes de gestion, la Norvège cherchant par exemple à atteindre un nombre de reproductions non pas dans la population, mais sur son propre territoire uniquement (Bischof & Swenson 2012). La population d'ours résidant sur les territoires slovène et croate est quant à elle soumise à d'importants prélèvements visant à maintenir le nombre d'individus proche des objectifs de conservation, mais il apparaît que le prélèvement est différent entre les deux pays, étant plus biaisé en faveur des mâles en Slovénie qu'il ne l'est en Croatie (Krofel *et al.* 2012) ce qui entraîne des mouvements d'individus à l'intérieur de la population et influe sur la dispersion. Si les populations slovéno-croate et suédo-norvégienne sont difficilement comparables à celle des Pyrénées en termes de taille, de gestion et de statut de conservation – le prélèvement étant strictement interdit dans les Pyrénées – il est intéressant de souligner la qualité du travail commun des autorités françaises, espagnoles et andorranes.

En mettant en commun les résultats obtenus par le biais du modèle démographique et ceux obtenus dans le modèle de distribution, on observe que des messages contradictoires en terme de conservation de la population ont été envoyés si l'on se réfère aux critères de l'UICN (IUCN 2012) : certes, les effectifs ont augmenté entre 2008 et 2014, mais en parallèle l'aire de répartition de la population s'est réduite. Toutefois, il convient de discuter l'impact négatif d'une réduction de l'aire de présence totale dans le cas d'une population de taille très réduite. Une large partie de l'occupation est ainsi réalisée par un noyau de population (le noyau occidental) fonctionnellement éteint, car la dernière détection de reproduction y remonte à 2004 et la mort de Cannelle. Par conséquent, une extension du domaine vital des deux ours composant ce noyau (Néré et Cannellino) n'aurait strictement aucun impact positif sur le futur de la population en termes de génétique, à moins que cette extension ne permette une connexion naturelle avec le noyau central, un phénomène de déplacement qui n'a été observé qu'à une seule reprise, et dans le sens inverse (Néré en 2000-2001) et demeure donc peu probable, d'autant que la distance entre les deux noyaux est de plusieurs dizaines de kilomètres, ce qui rend difficile le développement de mesures destinées à favoriser leur connectivité (Cushman *et al.* 2006; Mateo-Sánchez *et al.* 2014). Dans les monts Cantabriques, une connexion entre deux noyaux après une longue période d'isolement génétique a été observée (Prez *et al.* 2010), mais sur une distance moindre (Mateo-Sánchez *et al.* 2014).

Un autre aspect à considérer est que l'augmentation du nombre d'individus conjuguée à la réduction du territoire occupé par la population conduit naturellement à une augmentation de la densité de la population. Cela pourrait permettre de profiter de l'effet Allee (Courchamp *et al.* 1999; Stephens & Sutherland 1999), qui consiste chez les petites populations en une augmentation du taux de croissance lorsque la densité de la population augmente, ceci du fait de la faible compétition entre individus qui explique la corrélation normalement négative entre taux de croissance et densité. Même si l'effet Allee n'a pas été strictement mis en évidence chez l'ours brun, il est probable qu'il puisse s'appliquer (Kramer *et al.* 2009) et que compte tenu de la très petite taille de la population, la diminution de sa distribution n'ait pas nécessairement des conséquences négatives sur sa conservation.

Cependant, il convient de rappeler que la dynamique des populations d'ours bruns est affectée par les cas d'infanticides – le fait pour un ours mâle de s'attaquer aux oursons afin de pouvoir féconder une femelle (McLellan 2005; Bellemain *et al.* 2006), certains s'attaquant même à des jeunes âgés de plus d'un an (Swenson *et al.* 2001a). Ces prédatons intra-spécifiques ont également été observés dans des populations de taille réduite considérées comme menacées (Palomero *et al.* 2007a), et une augmentation de la densité de la population pourrait en augmenter les risques dans les Pyrénées. Un compromis entre la taille des portées et celle des oursons a toutefois été observé (Gonzalez *et al.* 2012), avec une augmentation de près de 30% du poids des oursons « uniques » par opposition aux oursons appartenant aux portées de 2 à 4 individus, sachant qu'un poids supérieur augmente la probabilité de survie des jeunes ours (Dahle *et al.* 2006b). Il est donc difficile de prévoir si le risque d'infanticide prévaudra sur l'amélioration de la valeur sélective individuelle des oursons survivants.

Les ours les plus prédateurs à l'encontre des oursons semblent être les ours ayant nouvellement migré dans une zone (Swenson *et al.* 2001b), des phénomènes qui ont par exemple pu être observés dans des populations chassées (McLellan 2005) dont les individus dominants étaient prélevés, ce qui conduisait à une réorganisation des territoires des mâles. Si la chasse y est rigoureusement interdite, la population pyrénéenne a longtemps été caractérisée par la prédominance absolue d'un mâle, Pyros, le seul mâle à s'être reproduit dans le noyau central entre 1997 et 2013. La disparition probable de Pyros dans les prochaines années du fait de son âge avancé (estimé actuellement à 28 ans) pourrait conduire à une modification des territoires des mâles survivants, et potentiellement augmenter le risque d'infanticide le tant qu'une nouvelle hiérarchie se mette en place.

Une étude récente a mis en évidence chez des ourses une forme d'utilisation de « boucliers humains » pour se protéger des prédateurs intra-spécifiques (Steyaert *et al.* 2016), où des femelles vont volontairement se rapprocher des zones d'activité humaine, où les chances de croiser un mâle sont moins importantes. La préférence des ours pour les zones à faible densité humaine ayant clairement été mis en évidence dans notre étude d'occupation des sites, on peut supposer que de tels comportements pourraient être également observés dans les Pyrénées chez des femelles cherchant à protéger leurs oursons.

La combinaison des résultats du modèle démographique et de celui d'occupation ont donc mis en évidence des changements au sein de la population d'ours pyrénéens entre 2008 et 2014, tant en terme d'effectifs que de distribution. Si son statut de conservation ne semble pas avoir évolué, elle reste extrêmement menacée, notamment par la faible diversité génétique liée à la dominance de Pyros durant de très longues années. Une étude de viabilité réalisée en 2009 (Chapron *et al.* 2009) estimait à 13 le nombre d'ours devant être relâchés dans le noyau occidental afin d'en assurer la viabilité, et le noyau demeure à ce jour fonctionnellement éteint tant qu'aucune femelle ne l'aura rejoint. La translocation de Goiat dans le noyau central en 2016 montre que les réintroductions continuent à être envisagées comme méthodes de renforcement de la population pyrénéenne. Mais ces translocations, en particulier celles de 2006, ont un bilan comptable mitigé. Sur les quatre femelles, deux sont mortes lors de leur première année dans les Pyrénées, une ne s'est jamais reproduite, et une seule a effectivement eu plusieurs portées. Le mâle, dont on espérait qu'il remplace Pyros en tant que dominant, ne s'est reproduit qu'une fois avant de décéder en 2014.

D'autres facteurs incitent à la prudence quant au futur de la population d'ours pyrénéenne. D'une part, le taux de consanguinité demeure élevé à cause d'une part du petit nombre d'individus ayant effectivement participé à l'établissement de la population actuelle. L'intégralité du patrimoine génétique détecté en 2015 dans les Pyrénées peut en effet être retracé jusqu'à huit individus seulement, dont certains sont parents les uns des autres, ou actuellement isolés et dans l'incapacité de se reproduire (Tableau 3). De plus, trois de ces individus (Pyros, Hvala et Caramelles – Caramelles étant la fille de Pyros) ont un nombre disproportionné de descendants comparé aux autres membres de la liste, réduisant d'autant plus la diversité génétique au sein de la population,

et augmentant les risques liés à la dépression de consanguinité, tels qu'une baisse de la fertilité ou l'apparition de pathologies liée à l'homozygotie (Laikre *et al.* 1996), qui pourraient augmenter le risque d'extinction de la population (Bijlsma *et al.* 2000). Enfin, les populations de petite taille demeurent menacées par la stochasticité démographique, et par la survenue d'événements catastrophiques en particulier (Dennis *et al.* 1991), comme par exemple l'émergence d'un pathogène (Kohlmann *et al.* 2005), dont l'effet pourrait d'ailleurs être amplifié par le degré de consanguinité (O'Brien & Evermann 1988).

Surtout, les réintroductions demeurent un sujet sensible dans les Pyrénées, en particulier chez les opposants à la présence de l'ours, et sont à même d'aggraver le conflit entre partisans et opposants à la présence du plantigrade. L'impossibilité d'ignorer l'aspect sociologique de la question de l'ours dans les Pyrénées – clairement visible à travers les nombreux messages pro- et anti- ours parsemant les routes de montagne – nous a conduit à ne pas nous limiter à l'écologie de l'ours, et à chercher à mieux comprendre quelle était l'attitude des résidents des Pyrénées vis-à-vis de sa présence.

Tableau 3 : Individus détectés en 2015 qui, combinés, regroupent l'intégralité du patrimoine génétique identifié dans les Pyrénées. Le nombre de descendants détectés lors du suivi a été calculé à partir de Camarra et al. (2016). 1: Individus nés en Slovénie et déplacés dans les Pyrénées. 2: Individus faisant en 2015 partie de noyaux fonctionnellement éteints (absence d'au moins un individu de chaque sexe au sein du noyau). 3 : Individu ayant des traces du génome pyrénéen. 4 : Pyros et ses descendants. 5 : Hvala et ses descendants. † : Individu décédé ou considéré comme disparu en 2015.

Nom	Sexe	Naissance	Parents	Nombre de descendants détectés lors du suivi 2015
Néré ²	M	1997	♂ Mâle slovène inconnu ♀ Ziva ^{1†}	1
Cannellito ^{2,3}	M	2004	♂ Néré ♀ Cannelle ^{3†}	0
Pyros ^{1,4}	M	~1988	♂ Mâle slovène inconnu ♀ Femelle slovène inconnue	24
Caramelles ⁴	F	1997	♂ Pyros ♀ Mellba ^{1†}	13
Hvala ^{1,5}	F	~1999	♂ Mâle slovène inconnu ♀ Femelle slovène inconnue	10
Bambou ⁵	F	2007	♂ Mâle slovène inconnu ♀ Hvala	1
S26SLO2 ⁴	M	2015	♂ Balou† ♀ Plume ⁴	0
Sarousse ^{1,2}	F	~1999	♂ Mâle slovène inconnu ♀ Femelle slovène inconnue	0

Nom	Sexe	Naissance	Parents	Nombre de descendants détectés lors du suivi 2015
Néré ²	M	1997	♂ Mâle slovène inconnu ♀ Ziva ¹ †	1
Cannellito ^{2,3}	M	2004	♂ Néré ♀ Cannelle ³ †	0
Pyros ^{1,4}	M	~1988	♂ Mâle slovène inconnu ♀ Femelle slovène inconnue	24
Caramelles ⁴	F	1997	♂ Pyros ♀ Mellba ¹ †	13
Hvala ^{1,5}	F	~1999	♂ Mâle slovène inconnu ♀ Femelle slovène inconnue	10
Bambou ⁵	F	2007	♂ Mâle slovène inconnu ♀ Hvala	1
S26SLO2 ⁴	M	2015	♂ Balou† ♀ Plume ⁴	0
Sarousse ^{1,2}	F	~1999	♂ Mâle slovène inconnu ♀ Femelle slovène inconnue	0

Histoire résumée de l'ours brun en France

« L'ours est assez commune bête, aussi n'y a-t-il pas lieu de le décrire, car il y a peu de gens qui n'en aient vu »

Gaston Phébus, Livre de Chasse

Depuis 1938 et la dernière observation d'un individu dans les Alpes, les Pyrénées sont le seul lieu de résidence des ours bruns sur le territoire français. Auparavant, la chasse et la déforestation avaient conduit les populations à subsister uniquement dans les régions montagneuses (Alpes, Pyrénées, Jura et Vosges) à partir du Moyen-âge. Malgré l'interdiction de sa chasse en 1957, étendue en 1970 pour inclure les battues, la population estimée au début des années 70 à 30-40 individus continue de décroître.

Le déclin constant se poursuivait jusqu'à ce qu'en 1995 ne subsistent, après l'extinction du noyau central situé entre l'Ariège et la Haute-Garonne, que 5 individus répartis entre les vallées d'Aspe et d'Ossau dans les Pyrénées-Atlantiques, avec parmi eux une seule femelle adulte – l'ourse Cannelle.



De l'ours et de toute sa nature, Enluminure, Livre de chasse, Gaston Phébus, France, XVe siècle

Chronologie récente

1996 : Réintroduction de deux ourses femelles slovènes gestantes, **Ziva** et **Mellba**, sur la commune de Melles (31). Les deux ourses mettent bas après leur lâcher.

1997 : Réintroduction de l'ours mâle slovène **Pyros** sur la commune de Melles. Mort de Mellba, tuée par un chasseur à Bézins-Garraux (31).

2000 : Mouvement de **Néré**, fils de Pyros et Ziva, depuis le noyau central (09-31) vers le noyau occidental (64-65). Il s'agit du seul mouvement d'un noyau vers l'autre observé dans les Pyrénées depuis la mise en place du suivi de l'ours.

2004 : Mort de Papillon, dernier mâle de souche Pyrénéenne, de vieillesse. Mort de Cannelle, dernière femelle de souche pyrénéenne, tuée par un chasseur à Urdos (64).

2006 : Réintroduction de 5 ours slovènes dans les Pyrénées. 3 femelles (**Hvala**, **Palouma**, **Sarousse**) et un mâle (**Balou**) sont relâchés sur les communes d'Arbas et Burgalays (31). Une femelle (**Francka**) est relâchée à Bagnères-de-Bigorre (65). Palouma meurt d'une chute près de quatre mois après son lâcher.

2007 : Mort de Francka, écrasée par une voiture à Vigère (65).

2010 : Disparition de l'ours **Boutxy**, fils de Mellba, en Haute-Ariège.

2011 : Retour de Balou dans le Couserans. Il est le dernier ours observé en Haute-Ariège à ce jour.

2014 : Mort de Balou. L'oursonne **Auberta** est recueillie en avril dans le val d'Aran après avoir été séparée de sa mère, mais meurt en novembre des suites de l'opération pour lui poser une balise GPS sous-cutanée.

2016 : Réintroduction de l'ours mâle slovène **Goiat** dans le val d'Aran, en Catalogne.

L'apport des sciences sociales pour la compréhension des attitudes des Pyrénéens vis-à-vis de l'ours

1. La place de l'ours dans la culture et les mythologies : depuis l'Europe aux Pyrénées

La place de l'ours dans la culture pyrénéenne est encore visible de nos jours au-delà de la controverse autour de sa présence. Si la principale fête des ours antérieure au christianisme avait lieu en novembre pour marquer l'entrée de l'animal en hibernation et est progressivement devenue la Saint-Martin (Pastoureau 2007), de nombreux exemples de fêtes mettant l'animal à l'honneur à la Chandeleur pour marquer le renouveau du printemps persistent à ce jour (Alford 1937), dans les Pyrénées-Orientales notamment (en Vallespir ou à Arles-sur-Tech). En Béarnais, les expressions « eth pedescaus » (le va-nu-pieds) ou « lou Mossu » (le Maître) étaient ainsi communément utilisées pour désigner les ours (De Marliave 2008). Aussi, avant de nous intéresser aux relations actuelles entre les résidents humains et plantigrades des Pyrénées, il est important d'évoquer brièvement la place qu'occupe l'ours dans l'imaginaire collectif, en évoquant l'évolution de sa perception par les sociétés humaines, depuis les plus anciennes évocations jusqu'à sa place dans la France médiévale, en passant par les mythologies européennes (voir également l'encadré « Histoire résumée de l'ours brun en France »).

La figure de l'ours est déjà présente dans l'art préhistorique, même si elle ne représente que 2% des animaux figurés (Sauvet 1988), le cheval et le bison étant les animaux les plus fréquemment peints ou gravés (Pastoureau 2007). L'ours brun *Ursus arctos* et l'ours des cavernes *Ursus spelaeus*, disparu il y a environ 24 000 ans, furent tous deux contemporains des sociétés du Paléolithique supérieur (à partir des années -35000), et ce sont ces deux espèces qui furent donc croquées par les artistes préhistoriques vivant sur ce qui constitue l'actuel territoire français (Man-Estier 2009). Les plus anciennes images pariétales d'ours retrouvées à ce jour se trouvent dans la grotte Chauvet, en Ardèche, ayant été datées entre -32000 et -30000 ans (Rouzaud 2002).

Il existe un débat intense parmi les préhistoriens afin de savoir si un culte préhistorique de l'animal a pu exister, mais aucun quant à la multiplicité des peuples et sociétés ayant vénéré la figure de l'ours aux époques historiques anciennes – on peut citer les Aïnous au Japon et en Russie, les Lapons en Scandinavie ou les Inuits au Canada (Pastoureau 2007). En Europe, l'ours est présent à travers le mythe de Callisto, fille du roi Lycaon d'Arcadie (signifiant, étymologiquement, « terre des ours ») et compagne d'Artémis, déesse de la chasse et des bêtes sauvages, qui fut transformée en ourse pour avoir été séduite par Zeus – par Artémis elle-même (Figure 7) ou par Héra, épouse de Zeus, selon les versions du mythe. Son fils Arcas, devenu adulte, manqua tuer sa mère

en chassant dans la forêt d'Erymanthe, et fut lui aussi changé en ourson par Zeus, qui commanda aux vents d'emmener mère et fille au ciel où ils devinrent les constellations de la Grande et la Petite Ourse (Hamilton 1996). Si dans *Iphigénie à Aulis*, Euripide choisit de voir Artémis changer le personnage éponyme en biche, il semble que la version la plus fréquente du mythe voie Iphigénie transformée elle aussi en ourse par la déesse de la chasse (Bevan 1987). Le nom d'Artémis est d'ailleurs construit sur la racine Art-, issue du grec *arktos* signifiant « ours » - ce qui fait du nom scientifique de l'ours brun, *Ursus arctos*, un pléonisme. Des ourses auraient également, telles la louve de Rémus et Romulus, recueilli, nourri et élevé les personnages de Pâris, fils cadet du roi de Troie, Priam, et responsable par l'enlèvement d'Hélène de la guerre du même nom, et d'Atalante, seule femme faisant partie des Argonautes menés par Jason pour chercher la Toison d'Or – certaines versions du mythe la voyant même être elle-même transformée en ourse par Artémis après avoir été vaincue à la course par Hippoménès (Apollodore 1921). Enfin, malgré la chasteté de sa déesse de référence, la figure de l'ours séducteur et le mythe des unions entre l'homme et l'animal sont déjà présents dans la mythologie grecque à travers les personnages de Polyphonté et de Céphale, ce dernier étant notamment un ancêtre d'Odysseus, plus connu sous le nom d'Ulysse (Pastoureau 2007). Cette promiscuité supposée se retrouvera notamment dans le plus célèbre conte représentant l'animal, Jean de l'Ours. Des figures similaires à celles d'Artémis se retrouvent dans les mythologies celtiques, telles que les déesses Arduin, dans les Ardennes auxquelles elle donna son nom, Anderta, dans les Alpes, et Artio en Suisse et dans le Sud de l'Allemagne (Pastoureau 2007).



Figure 7: "Diane et Callisto", huile sur canevas de Pierre-Paul Rubens (~1635)

En Europe, jusqu'au Haut Moyen-Âge, l'ours fut incontestablement, de par sa taille et sa puissance, considéré comme le roi des animaux et l'attribut des chefs et des grands guerriers, tels les *Berserkir* scandinaves, soldats d'Odin, qui se battaient en portant la dépouille d'un ours qu'ils avaient eux-mêmes vaincu et dont ils avaient mangé la viande et bu le sang (Pastoureau 2007). On raconte que Skioldius, qui devint le quatrième roi du Danemark, se rendit célèbre en parvenant à vaincre un ours à mains nues (Saxo Grammaticus 1995). De nombreux autres héros médiévaux, réels, comme Godefroi de Bouillon (Pastoureau 2007), ou fictifs, comme Roland, Tristan ou Lancelot (Walter 2002), se distinguèrent par leur bravoure en affrontant et vainquant un ours. La racine du nom du roi Arthur est ainsi la même que celle des mots celtiques (irlandais, gallois, gaulois ou breton) signifiant « ours », même si cette symbolique animale disparut des textes médiévaux, majoritairement chrétiens (Pastoureau 2007).

L'ours perdit progressivement en France son statut de roi des animaux alors que le pays se christianisait, les missionnaires cherchant à faire disparaître les rites païens dans lesquels l'animal occupait souvent une place importante. Le lion remplaça l'ours sur le trône, ayant l'avantage, pour les prélats, d'être un animal absent des forêts européennes, et donc moins à même d'être l'objet d'un culte relevant de l'idolâtrie (Pastoureau 2007). Toutefois, c'est dans l'Histoire naturelle écrite par l'historien Pline l'ancien (23-79) que l'on retrouve les premières traces de l'ours balourd et amateur de miel – un texte qui aura une influence considérable sur les érudits médiévaux. L'ours devient alors, dans le meilleur des cas, un compagnon ou serviteur dominé par un saint – il est présent dans les mythes de Saint Antoine, Saint Blaise, Saint Colomban et Saint Gall – et dans le pire des cas comme une bête diabolique. L'ours et le lion sont ainsi associés dans l'Ancien Testament pour voler les brebis du jeune David. L'ours est quasiment absent de l'héraldique en Europe (à l'exception de certains pays nordiques comme la Suède ou le Danemark), qui est très largement dominée par le lion – le plus ancien blason représentant un ours est d'ailleurs identifié sur une miniature anglaise, porté par un des assassins de Saint Thomas Becket, dans la cathédrale de Canterbury (Pastoureau 2007). Divers péchés furent associés à la figure de l'ours, tels que la luxure, la goinfrerie, la colère ou la paresse, certains de ces traits pouvant notamment être retrouvés dans le personnage de Brun l'ours dans le Roman de Renart. Jean de La Fontaine dans ses Fables insiste à la fois sur la bêtise de l'ours et sur sa force dans « L'Ours et les deux Compagnons » (Livre V, 20) - dont la morale « Il [...] ne faut jamais/Vendre la peau de l'ours qu'on ne l'ait mis par terre » est entrée dans le langage courant – et « L'Ours et l'Amateur des Jardins » (Livre VIII, 10). Dans la première fable, l'Ours est trompé par un des compagnons feignant d'être mort (« Seigneur Ours, comme un sot, donna dans ce panneau »). Dans la seconde, un Ours solitaire se lie avec un vieil homme aimant jardiner, et finit par le tuer par inadvertance en tentant d'écraser une mouche (« Aussitôt fait que dit : le fidèle émoucheur/Vous empoigne un pavé, le lance avec roideur/Casse la tête à l'homme en écrasant la mouche »). Dans « Les Animaux malades de la peste » (Livre VII, 1), l'ours fait partie, au même titre que le tigre, des « autres puissances » dont « On n'osa trop approfondir [...] / Les moins pardonnables offenses ». Une ourse est utilisée comme voix de la raison dans « La Lionne et l'Ourse » (Livre X, 12), mais il est important de noter que cette fable dénonce l'hypocrisie de

l'attitude des puissants qui préfèrent se plaindre de leur sort plutôt que de reconnaître leurs responsabilités dans leurs malheurs et ignorent les drames qui ne les affectent pas directement (« Je n'entends résonner que des plaintes frivoles/Quiconque en pareil cas se croît haï des Cieux/Qu'il considère Hécubé⁵, il rendra grâce aux Dieux »). A ce titre, l'utilisation d'une ourse dans un rapport subalterne à la lionne, « la Reine des bois », confirme le déclin de la position de l'ours dans la hiérarchie animale.

La luxure supposée de l'ours, et en particulier son goût pour les femmes jeunes ou les vierges, est un des éléments fondateurs du conte de Jean de l'Ours, l'un des plus importants de la mythologie pyrénéenne. On y retrouve un ours enlevant un jeune femme, qui mettra au monde le personnage éponyme à la force herculéenne (Pastoureau 2007). La diabolisation de l'ours semble n'avoir pas eu la même influence dans les Pyrénées que dans le reste de la France, et l'animal a continué à y occuper une place centrale dans les cultes et les traditions, à travers les fêtes de l'ours prenant place à la Chandeleur (Alford 1937).

2. Le déclin progressif de la population d'ours en France

Si tous les éléments évoqués jusqu'à ce point insistent sur l'évolution de la place de l'ours dans la culture au cours de l'histoire, ils ne peuvent à eux seuls expliquer le déclin de la population sur le territoire français, dont les causes sont à chercher dans l'évolution des techniques de chasse et de la connaissance de son écologie.

Au XIV^e siècle, Gaston III de Foix-Béarn, dit Gaston Fébus, comte de Foix, prince de Béarn et grand chasseur, fait rédiger le Livre de Chasse, un ouvrage de vénerie richement enluminé qui fera encore référence jusqu'au XIX^e siècle – le naturaliste Buffon l'utilisera notamment comme référence pour certains chapitres de son Histoire Naturelle, générale et particulière, avec la description du Cabinet du Roi. Le Livre de Chasse comporte un chapitre sur les ours, dont Fébus insiste sur la puissance (« merveilleusement forts »), la reproduction (« dès que les ourses ont conçu et se sentent grosses, elles se mettent dans les cavernes de roche et y demeurent jusqu'à ce qu'elles aient faonné »), l'hivernation (« les ours mâles demeurent aussi dans les cavernes quarante jours sans manger et sans boire ») ou le régime alimentaire (« ils vivent d'herbes, de fruits, de miel, de chair crue et cuite, quant ils peuvent en avoir, de lait, de gland, de faine, de fourmis et de toute vermine et charogne »), indiquant notamment qu'ils s'attaquent parfois aux animaux domestiques, « pourceaux, brebis, chèvres et semblable menu bétail », mais que les prédatons sur des vaches ou des bœufs demeurent exceptionnelles (« quand tout leur manque, par grand hiver ou par grande famine [...] toutefois, il en est peu qui le fassent »). Mais l'auteur donne également des indications sur la façon de chasser les ours (« la tête qu'ils ont si faible que, s'ils y sont frappés, ils restent tout étourdis ; et s'ils y sont fortement frappés, ils meurent »), et rappelle le danger à l'affronter (« j'en ai vu frapper un homme du genou jusqu'à la poitrine, le fendre et le jeter mort d'un seul coup »). Les

⁵ Epouse de Priam et reine de Troie, qui vit périr son époux et un grand nombre de ses enfants dont Hector et Pâris lors du siège de la ville.

pièges à mâchoires visant à éliminer ours, loups et lynx sont également déjà décrits dans son œuvre. Il est à noter que, pour Gaston Fébus, il est inutile de décrire l'ours car « l'ours est assez commune bête ; aussi n'y a-t-il pas lieu de le décrire car il y a peu de gens qui n'en aient vu ».

La chasse des grands fauves demeura longtemps en théorie un privilège des seigneurs et nobles, mais le nombre de prédateurs mena à l'apparition de dérogations, comme la Coutume de Seix au XIII^e siècle accordant la liberté de chasser les « bêtes rousses » – ours, renards et cervidés – sous réserve d'offrir une part du gibier aux seigneurs locaux (De Marliave 2008). En Navarre, des dérogations furent mises en place aux XVI^e et XVII^e siècles autorisant les bergers, roturiers, à porter des armes pour défendre leurs troupeaux contre les voleurs et les bêtes sauvages (De Marliave 2008). Le privilège disparut en 1789 avec la Révolution française, et participa au déclin rapide de la population d'ours tout au long du XIX^e siècle, conjugué avec la multiplication et la modernisation des armes à feu qui rendirent la chasse de l'animal bien moins périlleuse.

Au-delà de la chasse, la tradition des montreurs d'ours, ou *orsalhers* (Figure 8), existant depuis le Moyen-Âge, s'est considérablement développée en Ariège au cours du XIX^e siècle. S'il est difficile de pointer l'origine exacte des montreurs d'ours Ariégeois, les communes d'Ustou, d'Ercé et d'Oust, dans les vallées du Garbet et de l'Alet du Couserans, constituèrent le cœur de cette pratique, le village d'Ercé à lui seul rassemblant cinquante dresseurs et montreurs dans les années 1880 (De Marliave 2008). Aux heures de gloire de l'activité, à partir de 1870, des *orsalhers* ariégeois voyagèrent jusqu'en Amérique ou en Australie. Mais la pratique nécessitait la capture d'ours en vue d'être dressés, et la pression imposée sur la population d'ours fut telle qu'à partir des années 1860, certains *orsalhers* furent contraints d'acheter des oursons originaires de Russie ou d'Ukraine afin de pouvoir poursuivre leur activité (De Marliave 2008).



Figure 8 : Montreurs d'ours dans les Hautes-Pyrénées ©A. Villatte

3. Un état des lieux du conflit

3.1. Le développement de la gestion de la population Pyrénéenne

En 1983, le Réseau Ours Brun (ROB) voit le jour sous l'égide de l'organisme alors nommé Office National de la Chasse, créé en 1972, et qui deviendra Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS) par la loi du 26 juillet 2000. A cette date, l'ours est intégralement protégé sur l'ensemble du territoire français – sa chasse est interdite depuis 1962, et sa destruction dans le cadre de battues administratives depuis la loi du 10 juillet 1976 sur la protection de la nature (Landelle 2002; Benhammou 2007). La mission du Réseau Ours Brun est de créer un réseau de correspondants – des volontaires et partenaires chargés de recueillir des indices sur l'ensemble de la zone de présence - afin de permettre de suivre et d'étudier la population sauvage d'ours pyrénéens, dont les effectifs ne cessent de diminuer. Au milieu des années 50, on considérait en effet qu'il restait 70 ours dans les Pyrénées (Couturier 1954; Camarra *et al.* 2007a), un nombre qui ne cessera de décroître en même temps que sa distribution tandis que des ours continuent à être tués lors de battues malgré le statut protégé de l'espèce, comme une ourse et son ourson en 1982 en Béarn (Benhammou 2007). En 1980, on compte entre 12 et 18 ours dans le massif, un nombre qui descendra à 7 à 9 en 1988 (Camarra *et al.* 2007a). 1988 constitue d'ailleurs la dernière observation d'un ours en Pyrénées centrales. Après la mort de Claude, tuée par un chasseur en 1994, cinq génotypes distincts sont détectés dans la chaîne par les premières études de suivi génétique menées : 4 mâles et une seule femelle reproductrice, Cannelle (Taberlet *et al.* 1997).

Si la composition du ROB a varié au cours du temps, les origines de ses correspondants ont toujours été variées (Camarra *et al.* 2007a). Parmi les sources :

- Des services publics :
 - L'ONCFS
 - Office National des Forêts (ONF)
 - Parc National des Pyrénées (PNP)
 - Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF)
 - Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL, anciennement Direction Régionale de l'Environnement – DIREN)
- Des Fédérations De Chasse (FDC) des six départements pyrénéens : FDC09, FDC11, FDC31, FDC64, FDC65, FDC66.
- Des Associations de Protection de la Nature (APN)
 - Pays de l'Ours ADET, fondée en 1991
 - Fonds d'Indemnisation Eco-Pastoral (FIEP), fondé en 1975
 - France Nature Environnement (FNE) Midi-Pyrénées

- Fédération des Sociétés pour l'Étude, la Protection et l'Aménagement de la Nature dans le Sud-Ouest (SEPANSO), qui représente notamment France Nature Environnement (FNE) en région Aquitaine
- Confédération des Réserves Catalanes (CRC)
- Association Nature Comminges (ANC)
- L'Institution Patrimoniale du Haut-Béarn (IPHB), un syndicat mixte fondé en 1994
- Des particuliers non affiliés mais intéressés par le suivi de l'ours dans les Pyrénées

La variété des organisations et de leur localisation géographique permet ainsi au réseau de couvrir l'ensemble de la chaîne pyrénéenne, en incluant à la fois agents de l'administration et civils - à l'heure actuelle, on recense 135 membres amateurs et 228 membres professionnels du ROB. En 1996, l'ONCFS et la DIREN créent l'Equipe Technique Ours (ETO) dont le rôle est d'assurer coordination scientifique et technique et animation du réseau et, lors des réintroductions, de suivre le déplacement des ours relâchés. Deux animateurs sont mis en place, l'un pour les Pyrénées occidentales (64 et 65), l'autre pour les Pyrénées centro-orientales (31, 09, 11, 66).

Au-delà du cadre législatif et de la création d'une structure spécifiquement chargée du suivi de l'ours, la première mesure effective de conservation de l'ours allant au-delà de son statut juridique est la création le 5 septembre 1990 des réserves ministérielles de chasse dites « réserves Lalonde » du nom du secrétaire d'état chargé de l'environnement de l'époque, soit des zones couvrant un total de 6500 hectares dans les Pyrénées-Atlantiques et dont l'objectif était la protection des ours en période de chasse. Cette mesure sera abrogée en 1993 par le ministre de l'environnement du gouvernement suivant le 9 décembre 1993. Il est à noter que la femelle Claude, tuée en 1994 par un chasseur, le fut sur le site d'une ancienne réserve Lalonde (Benhammou 2007).

Les mesures de conservation de la population d'ours les plus emblématiques à ce jour demeurent les translocations d'individus provenant de Slovaquie (Benhammou 2007; De Marliave 2008). Le terme le plus couramment utilisé pour les décrire est celui de « réintroduction », toutefois, ce terme ne s'applique *stricto sensu* qu'à la première vague de réintroductions en 1996 et 1997. Celle-ci eut en effet lieu pour recréer le noyau de population des Pyrénées Centrales qui était alors éteint ; si un noyau de population préexiste au moment du lâcher, on parlera plutôt de repeuplement (Souty-Grosset & Grandjean 2009), comme ce fut le cas pour les événements de 2006 et 2016. Par souci de simplicité, le terme de « translocation » - qui englobe introductions, réintroductions et repeuplements – sera utilisé dans la suite de ce manuscrit. Trois épisodes de translocation ont eu lieu : en 1996-1997, en 2006, et en 2016 (Tableau 4). Au total, 9 ours – 3 mâles et 6 femelles, dont 3 avaient été fécondés en Slovaquie – ont été lâchés.

Tableau 4: Liste des ours slovènes relâchés dans les Pyrénées

Nom	Sexe	Date du lâcher	Lieu du lâcher	Statut actuel
Ziva	F	16 mai 1996	Melles (31)	Disparue (2008)
Mellba	F	6 juin 1996	Melles	Décédée (1997)
Pyros	M	2 mai 1997	Melles	Vivant
Palouma	F	25 avril 2006	Burgalays (31)	Décédée (2006)
Francka	F	28 avril 2006	Bagnères-de-Bigorre (65)	Décédée (2007)
Hvala	F	17 mai 2006	Arbas (31)	Vivante
Sarousse	F	22 août 2006	Arbas	Vivante
Balou	M	2 juin 2006	Arbas	Décédé (2014)
Goiat	M	6 juin 2016	Isil (Catalogne)	Vivant

En contrepartie des mesures visant à protéger les ours, un système d'indemnisation des dégâts infligés par les plantigrades s'est mis en place afin de rembourser les agriculteurs ayant subi des dommages – animaux morts ou ruches détruites. Le premier engagement en ce sens est l'œuvre de l'Association des Chasseurs de Montagne, en 1958, qui souhaite accompagner l'interdiction de la chasse d'un animal de plus en plus en danger sur le territoire Pyrénéen, mais c'est le FIEP qui en 1979 formalisera le premier système de compensation, financé par le WWF, qui sera accompagné d'avantages pour les bergers travaillant sur le territoire des ours. Cette responsabilité sera progressivement transférée à des instances relevant du Ministère de l'Environnement : à la Direction des Territoires du département concerné ou, lorsque les dégâts ont eu lieu sur son territoire, au Parc National des Pyrénées.

La procédure d'indemnisation repose sur les étapes suivantes:

- Une étape d'expertise, qui doit être sollicitée par l'éleveur en cas de soupçon d'attaque d'ours sur le troupeau. Les experts appartiennent à l'ONCFS ou, sur son territoire, au Parc National des Pyrénées, et rendent un avis non-conclusif. Un agent de la direction technique ou du PNP va ensuite, aidé de ces conclusions, déterminer si l'animal ou les animaux a/ont subi une prédation, et, le cas échéant, si la responsabilité de l'ours peut être écartée. Cela permet de classer le dossier en « Imputable » (prédation pour laquelle la responsabilité de l'ours ne peut être écartée), « Non-imputable » (pas une prédation, ou responsabilité de l'ours écartée) ou « Indéterminé » (impossible de définir la cause de la mort). Les dossiers « Imputables » sont rapidement remboursés suivant le barème établi par la préfecture avec l'accord des éleveurs (Préfet de la région Midi-Pyrénées 2015).

- Si l'éleveur le souhaite, il peut porter un dossier « Non-imputable » ou « Indéterminé » devant une Commission d'Indemnisation des Dégâts d'Ours (CIDO), constituée sous l'autorité du sous-préfet au niveau départemental comportant des représentants des administrations, des associations et des éleveurs – à l'exception encore une fois du PNP qui dispose d'une CIDO propre. La commission peut décider d'indemniser tout dossier pour lequel un doute raisonnable existe, suivant le principe du bénéfice du doute.
- L'étape d'indemnisation, plus rapide donc dans le cas des dossiers « Imputables », inclura un remboursement de l'éleveur en fonction :
 - De la valeur des bêtes définie par le barème.
 - Du manque à gagner, afin de compenser la perte d'un petit et/ou du lait suite à la mort de la bête.
 - D'une prime de dérangement.
 - Et d'une procédure spéciale dans le cas des gros dommages suite à un dérochement – le terme utilisé pour désigner la chute de bêtes dans un ravin.

D'autres mesures visant à favoriser la cohabitation de l'ours et des activités ont été créées en offrant des aides financières aux éleveurs afin qu'ils puissent mettre en place des mesures de protection face aux ours. Ces mesures peuvent être classées en trois catégories :

- Les parcs, qui consistent pour les bergers à déployer autour des bêtes rassemblées une clôture (parfois électrifiée) empêchant le prédateur d'attaquer le troupeau. Il peut s'agir de parcs de regroupement de nuit, ou de parcs de pâturage utilisés en journée.
- Les chiens de protection, généralement de la race Montagne des Pyrénées, ou « Patou », dont le rôle sera de vivre au sein du troupeau et de dissuader toutes les menaces approchant.
- Les bergers d'appui qui interviennent ponctuellement sur des estives à la demande des éleveurs en cas d'urgence ou dans un but de prévention.

Dans les Pyrénées, les chiens de protection et les bergers d'appui sont gérés par La Pastorale Pyrénéenne, une association dépendant de la Direction Régionale de l'Environnement et de l'Aménagement et du Logement (DREAL) Midi-Pyrénées. Celle-ci met notamment en place un plan de placement et de suivi de jeunes patous auprès des bergers et des éleveurs afin de s'assurer de la qualité des chiens et, le cas échéant, de retirer ou remplacer des animaux au comportement problématique. Les services offerts par La Pastorale Pyrénéenne sont entièrement à la charge de la DREAL, et les parcs sont eux aussi financés par l'administration si l'éleveur en fait la demande.

3.2. Le développement du conflit autour de la présence de l'espèce

Il serait difficile de faire un inventaire exhaustif de l'ensemble des personnes et éléments ayant participé à la naissance et au maintien du conflit autour de la présence de l'ours des Pyrénées, ce qui n'est pas, du reste, le sujet de ce manuscrit. Benhammou (2007) et Mermet et Benhammou (2005) ont notamment décrit dans le détail les controverses ayant entouré les translocations de 1996 et 1997, ainsi que le débat autour de la gestion de l'ours dans le noyau occidental, et le premier liste à 1983 – date de la création du ROB – les premières controverses. Ici, nous nous contenterons de lister les points de contention autour des différentes mesures de gestion évoquées dans la partie précédente (3.1), qui ne reposeront donc pas sur des éléments de littérature publiées, mais sur des points de conversation récurrents apparus lors de discussions avec des acteurs de terrain durant le premier semestre 2014. Les arguments recueillis l'ont été sans protocole spécifique d'échantillonnage, si ce n'est une volonté de rechercher des personnes concernées directement par la présence de l'ours, que ce soit par leur activité professionnelle, associative, ou leurs loisirs. L'objectif ici est donc uniquement de donner une idée des thématiques autour desquelles portent la plupart des débats et des disputes et de dresser un panorama rapide des opinions recensées auprès de divers acteurs, et non de convaincre le lecteur de la justesse de l'une ou l'autre des parties - pas plus qu'il ne s'agira d'en déduire un *argumentum ad temperantiam*.

Ce positionnement repose sur la constatation de l'asymétrie de la représentation des différents arguments entendus dans le conflit dans la littérature scientifique. Un grand nombre des revues scientifiques dans le domaine de l'écologie sont en effet orientées vers la conservation des espèces, et il est donc relativement aisé de trouver des études validant les arguments avancés par les personnes soutenant la présence de grands prédateurs, tandis que les travaux concluant sur un effet négatif de la présence d'espèces animales sont excessivement rares. Si les arguments d'opposants à des mesures de conservation sont parfois cités dans les articles, ils sont fréquemment battus en brèche par les conclusions. Cette distinction peut se retrouver dans celle souvent faite entre savoirs scientifiques et savoirs locaux (Agrawal 1995; Raymond *et al.* 2010), auxquels des personnes aux positionnements opposés dans le conflit autour de la présence de l'ours accorderont des importances relatives très différentes. Aussi, appuyer la partie suivante sur des références bibliographiques créerait un biais dans une présentation des arguments qui se veut uniquement descriptive et aussi neutre que possible. Du fait du statut informel des entretiens, qui n'ont pas été enregistrés et ont simplement fait l'objet de prises de notes, il n'y aura pas de citations *verbatim* dans cette section.

- Définitions du conflit

Dans le reste de cette section, les termes de « conflit » ou de « controverse » seront utilisés pour désigner les polémiques et débats liés à la présence des ours dans la population des Pyrénées. Comme évoqué en introduction de ce manuscrit, le terme le plus communément utilisé est celui de « conflit homme-nature » (ou

« conflit homme-faune » dans le cas spécifique où le bien naturel concerné est une ou plusieurs espèce(s) animale(s)). Dans la langue française, la juxtaposition de deux noms séparés par un tiret pour désigner un conflit désigne généralement les deux acteurs principaux s'opposant - comme le conflit israélo-palestinien, ou les conflits syndicats-patronat. Cependant, dans le cas du « conflit homme-nature », les oppositions ne se font pas réellement entre « homme » et « nature », mais entre « homme » et « homme », la « nature » n'étant pas *actrice* mais *cause*. Redpath *et al.* (2013) définissent les conflits de conservation comme « les situations survenant lorsque deux parties ou plus aux opinions fermement établies s'opposent sur des objectifs de conservation, et lorsqu'existe la perception que l'une des parties affirme ses intérêts aux dépens d'une autre ». Cette définition indique donc clairement que le cœur de l'opposition se fait entre groupes humains. Plusieurs autres termes ont été proposés pour se rapprocher plus de la réalité des faits, comme celui de « coexistence homme-faune » (Peterson *et al.* 2010; Redpath *et al.* 2014), néanmoins, cette expression paraît inadéquate dans le cas de dissensions fortes comme celles autour de l'ours des Pyrénées : parler de coexistence alors que certains opposants à la présence de l'ours la rejettent pourrait être perçu comme une manière d'ignorer préalablement les intérêts des parties prenantes. C'est pour cette raison que ce manuscrit utilise, au choix, les expressions « conflit » ou « controverse autour de la présence de l'ours » pour le qualifier.

- L'ours et le pastoralisme : compatible ou non ?

L'élément central de la controverse, autour duquel gravite l'intégralité des opinions favorables ou défavorables sur l'ours, est la capacité de conjuguer pastoralisme et présence de l'ours sur le territoire pyrénéen. Les partisans de la présence de l'ours insistent sur la possibilité de la cohabitation, et sur le fait que les dégâts causés par les ours sur les troupeaux sont très limités, tandis que les opposants à sa présence indiquent que cette cohabitation est impossible et que les dommages supplémentaires ne sont pas supportables par les éleveurs, à la fois sur le plan matériel et sur le plan psychologique. La crise économique que subit l'élevage de montagne est un fait plus ou moins reconnu par tous, partisans et opposants, mais ceux-ci ne s'accordent pas sur les causes de ces difficultés, et sur les solutions à apporter afin d'y remédier.

- Les réserves Lalonde et les dissensions au sein du monde de la chasse

Comme pour les autres parties prenantes du conflit, il est impossible de parler « des chasseurs » afin de désigner une opinion commune. Quoiqu'il en soit, le débat autour des réserves ministérielles « Lalonde » (voir 3.1) semble avoir été perçu par les chasseurs comme une première tentative de limiter arbitrairement l'activité cynégétique en restreignant les zones sur lesquelles la chasse était possible, ce qui a entraîné une résistance à leur implantation, voire des appels à la désobéissance (Benhammou 2007), même si les territoires des réserves semblent progressivement avoir été respectés. Cette intervention de l'état dans l'activité des chasseurs est un argument fréquent chez les chasseurs opposés à la présence de l'ours. Certains chasseurs rencontrés évoquent

également un effet négatif de la présence des plantigrades sur celle du gibier, la présence de l'ours faisant fuir les cibles des chasseurs, et rendant donc leur activité plus difficile. A l'heure actuelle, les FDC 31 et 64 délèguent un technicien auprès du pôle suivi de l'Equipe Technique Ours, contrairement aux FDC 09 et 65, illustrant des différences d'opinion et de positionnement entre les différentes fédérations vis-à-vis de la présence des ours.

- Les translocations d'ours depuis la Slovénie

Les translocations d'ours sont assez logiquement soutenues par les partisans de la présence de l'ours et dénoncées par ses opposants. Les partisans, néanmoins, s'appuient sur des études de viabilité de la population (Chapron *et al.* 2009) pour demander des lâchers plus fréquents et d'un nombre plus important d'individus, arguant de la frilosité des pouvoirs publics – la dernière translocation sur le versant français des Pyrénées ayant eu lieu en 2006. De plus, l'absence de lâchers dans le noyau occidental, actuellement fonctionnellement éteint puisque uniquement composé de deux mâles, est régulièrement mentionnée : Cannellito, le seul ours possédant encore des traces de la lignée Pyrénéenne, résidant dans ce noyau, les partisans de la présence de l'ours insistent sur l'importance de nouvelles translocations dans les Pyrénées-Atlantiques ou dans les Hautes-Pyrénées afin de permettre la survie du noyau occidental et du patrimoine génétique pyrénéen.

Les opposants, quant à eux, s'indignent de décisions de translocations prises sans leur accord et sans se soucier de l'avenir de la filière pastorale de montagne, actuellement en grande difficulté économique. Les ours slovènes sont parfois présentés comme plus prédateurs et plus agressifs que ne l'étaient les ours des Pyrénées, comportement régulièrement associé avec le dérangement causé par la translocation qui déplace les ours dans des environnements qui ne leur sont pas familiers. L'argument de la cruauté pour l'animal de la translocation est d'ailleurs régulièrement évoqué.

- L'indemnisation des dégâts

Les deux arguments présents le plus fréquemment dans le discours des partisans de la présence de l'ours sont ceux de la valeur excessive des compensations qui incite les éleveurs à préférer la perte des bêtes aux mesures de protection, et celui de l'abus par des éleveurs de la générosité des commissions d'indemnisation, qui selon eux relèverait d'une forme de fraude. Les opposants considèrent eux que la compensation financière est insuffisante car ne tenant pas compte des traumatismes et des avortements causés par la présence de l'ours, et ignorant les bêtes portées disparues. De plus, ils estiment que les éleveurs font leur métier pour vendre le fruit de leur travail, pas pour que leurs bêtes soient dévorées par des animaux sauvages. De plus, l'indemnisation ne tiendrait pas en compte du travail de sélection des animaux opéré sur plusieurs générations par les éleveurs.

- Les mesures de protection des troupeaux

La critique générale contre les mesures de protection que l'on retrouve dans les discours opposés à l'ours est celle d'une forme de chantage utilisée pour forcer les habitants des Pyrénées à accepter la cohabitation avec les animaux. Un certain nombre d'opposants déplore également leur perception par les partisans comme de « solutions miracles » à même de régler tous les problèmes. Cependant, il faut noter que qu'aucune dénonciation spécifique du service de bergers d'appui (voir 3.1) n'a été entendue, et que les travaux de La Pastorale Pyrénéenne sont à ce jour généralement considérés comme bénéfiques et acceptés y compris par les opposants aux ours – une éleveuse rencontrée sur une estive et qui utilisait des Patous grâce aux aides proposées par l'Etat indiquait ainsi que, si elle doutait de l'efficacité réelle des chiens face aux ours, ils permettraient de réduire considérablement la menace des chiens errants sur les troupeaux. Les soutiens de la présence des ours considèrent eux souvent que ces mesures de protection devraient être obligatoires, et certains estiment qu'elles devraient conditionner le droit à recevoir des indemnisations en cas de dégâts de prédation.

- Clôtures et parcs

Les clôtures et parcs sont vus par les opposants comme une contrainte de temps supplémentaire pour éleveurs et bergers qui s'ajoute à leurs conditions de travail déjà difficiles. De plus, cette mesure n'est pas considérée comme applicable en toutes conditions, le relief de certaines estives rendant leur pose difficile ou exclusive à certaines zones – ce qui peut à terme causer un surpâturage local et menacer la santé des brebis. Les parcs nocturnes sont également parfois décrits comme allant à l'encontre des habitudes alimentaires des animaux d'estive, qui se reposent en journée et se nourrissent la nuit.

- Chiens de protection

Même si ce sentiment n'est pas aussi fort que dans le cas de la prédation par le loup, les opposants tendent à douter de l'efficacité réelle des Patous dans la protection contre les ours. Tout comme les clôtures, même si le financement des chiens est pris en charge par l'état, leur usage et la logistique l'entourant (suivi vétérinaire, nourriture – au point de nécessiter le recours à un hélicoptère pour livrer du matériel sur certaines estives) sont vus comme des activités chronophages pour les éleveurs et les bergers. Les Patous sont également perçus comme potentiellement dangereux pour les randonneurs ou touristes qui passeraient sur les estives sans être préparés à leur présence, et pourraient eux aussi être considérés comme une menace pour le troupeau, poussant le chien à adopter un comportement agressif.

- Ours et tourisme

Même si le sujet paraît moins fréquemment abordé que ceux relatifs à la chasse et au pastoralisme, partisans et opposants à l'ours ont des positions divergentes sur l'influence des ours sur le tourisme. Les premiers le considèrent comme un élément susceptible d'attirer des visiteurs désireux de pouvoir observer la nature sauvage de par son statut d'animal emblématique de la culture Pyrénéenne, tandis que les second le voient au contraire comme un élément dont la dangerosité pourrait effrayer les touristes ou randonneurs potentiels

3.3. Les acteurs de la controverse autour de la présence de l'ours

Comme dans la section précédente (3.2), l'objectif ici ne sera pas de dresser une liste exhaustive, mais de donner un aperçu des types d'acteurs concernés par le conflit, et qui par conséquent sont susceptibles de prendre part aux débats. Une partie de ces acteurs a d'ailleurs déjà été listée dans la section 3.1, dans l'index des affiliations des membres du ROB.

- Eleveurs et agriculteurs

La possibilité de prédateurs des ours sur les troupeaux implique nécessairement les éleveurs de montagne dans le conflit. Les plus concernés sont assez nettement les éleveurs d'ovins, plus nombreux, et plus susceptibles aux dégâts causés par les ours (Zimmermann *et al.* 2003), mais on retrouve également des élevages bovins, caprins et chevalins. La majorité de ces éleveurs pratique la transhumance, les troupeaux étant amenés sur les estives pendant l'été, mais des dégâts sont également parfois constatés sur des troupeaux pâturent sur des flancs de montagne, hors des zones d'estive. De par l'implication des éleveurs, les syndicats agricoles (FNSEA⁶ et CP⁷) et les chambres d'agriculture des différents départements pyrénéens font également partie des acteurs concernés, ainsi que des associations telles que l'Association Interprofessionnelle du Mouton Barèges-Gavarnie, qui rassemble les éleveurs ovins regroupés sous l'AOP⁸ Barèges-Gavarnie dans le pays Toy, autour de la ville de Luz-Saint-Sauveur. Enfin les apiculteurs sont également concernés par la présence des ours du fait de la possibilité pour les plantigrades de détruire des ruches.

- Chasseurs

Le droit français requiert pour les chasseurs, en plus de la possession d'un permis, sa validation annuelle dans une fédération départementale, aussi tous les chasseurs pyrénéens sont-ils affiliés à l'une des six FDC. Chacune de ces fédérations suit un schéma départemental de gestion cynégétique distinct, découpant son territoire en Unités de gestion ou Pays cynégétiques avec des administrateurs dédiés à des secteurs particuliers. Certains

⁶ Fédération Nationale des Syndicats d'Exploitants Agricoles, ce qui inclut leurs délégations départementales, les FDSEA

⁷ Confédération Paysanne

⁸ Appellation d'Origine Protégée

chasseurs sont également regroupés au sein d'associations spécialisées – telles que l'Amicale des Chasseurs de Montagne ou le Club National des Bécassiers.

- Associations

Cette catégorie regroupera toutes les Associations loi de 1901 s'intéressant à la question de l'ours dans les Pyrénées. Il est très difficile de les lister sans citer leur position dans le conflit, même si encore une fois il est impossible de les considérer comme un bloc uniforme aux revendications toutes identiques, et que leur degré d'engagement dans les débats variera. On retrouvera donc – liste non-exhaustive - des associations étiquetées « pro-ours » telles que l'ADET-Pays de l'Ours, FERUS, le FIEP⁹ ou les diverses sections de FNE¹⁰, et d'autres « anti-ours » comme l'ASPAP¹¹ ou l'ASPP65¹². L'IPHB¹³ est également impliqué dans les débats autour de la présence de l'ours dans les Pyrénées-Atlantiques, mais sa position est moins tranchée.

- Tourisme

Les acteurs du tourisme en Pyrénées sont à la fois les Offices de Tourisme locaux chargés de la promotion du tourisme sur le territoire, et toutes les personnes dont l'activité professionnelle repose sur le tourisme : hôtellerie, propriétaires de gîtes ou guides.

- Politiciens

Du fait de la faible densité de population dans les Pyrénées et du nombre de communes de taille réduite – sur les 387 communes sur lesquelles ont été relevées des traces de présence d'ours entre 2008 et 2013, seules 12 comptaient plus de 2000 habitants – cette catégorie n'inclura pas que des professionnels de la politique, mais aussi tous les maires et conseillers des villes et villages situés sur ou à proximité des territoires des ours. Parmi les figures notables impliquées dans le débat peut-on citer Jean Lassalle, député-maire de Lourdios-Ichère (64) et président de l'IPHB, Augustin Bonrepaux, ancien député et ancien maire d'Aix-Les-Thermes (09), qui tenta notamment en 2000 de faire adopter un amendement décrétant la capture des ours réintroduits depuis la Slovaquie lors des débats sur la Loi Chasse (Benhammou 2007), et François Arcangeli, conseiller régional Occitanie et maire d'Arbas (31), et président du bureau de l'association ADET-Pays de l'Ours.

⁹ Fonds d'Indemnisation Eco-Pastoral

¹⁰ France Nature Environnement

¹¹ Association de Sauvegarde du Patrimoine d'Ariège-Pyrénées

¹² Association de Sauvegarde du Patrimoine Pyrénéen

¹³ Institution Patrimoniale du Haut-Béarn

Les ours des Pyrénées – Individus historiquement ou écologiquement notables

Les femelles

Mellba

Mellba fut la seconde ourse relâchée dans les Pyrénées, le 6 juin 1996 sur la commune de Melles (Haute-Garonne). Elle a été tuée par un chasseur le 27 septembre 1997. Deux de ses trois oursons de l'année, Boutxy et Caramelles, lui survécurent.

Cannelle

Dernière femelle de souche Pyrénéenne, Cannelle fut abattue en 2004 à Urdos, dans la vallée d'Aspe, lors d'une battue au sanglier. Son ourson de l'année, Cannellito, lui survécut. L'auteur du tir fatal a été condamné en 2009 à des dommages et intérêts pour destruction d'espèce protégée.

Caramelles

Fille de Pyros et de Mellba née en 1997 après une fécondation en Slovinie, Caramelles est à ce jour la femelle la plus âgée à être née dans les Pyrénées. Sept de ses portées ont été détectées entre 2001 et 2014, et sept de ses oursons sont encore vivants à ce jour, dont deux femelles (Caramellita et Plume) se sont elles-mêmes reproduites.

Francka

Francka fut une des quatre femelles slovènes relâchées en 2006, et est à ce jour la seule ourse à avoir été relâchée dans le noyau occidental, à Bagnères-de-Bigorre dans les Hautes-Pyrénées. Elle s'avéra très prédatrice, causant de très lourds dommages sur les troupeaux de la vallée de Luz, avant de mourir percutée par une voiture le 9 juin 2007.

Hvala

Hvala, dont le nom signifie « Merci » en Slovène, fut une autre des quatre femelles slovènes relâchées en 2006, et est à ce jour la seule à s'être reproduite. Elle est, avec Sarousse et sa fille Bambou, l'une des trois femelles vivantes à n'avoir aucun lien génétique avec Pyros. Neuf de ses oursons nés entre 2007 et 2015 sont considérés comme étant actuellement en vie dans les Pyrénées, faisant d'elle la principale reproductrice de la population. Elle est également la première femelle à s'être reproduite dans le noyau central avec un ours autre que Pyros - Moonboots.

Palouma

Relâchée le 26 avril 2006, Palouma était la plus jeune des quatre ourses slovènes, étant âgée de trois ans. Elle mourut d'une chute moins de quatre mois après son lâcher.

Sarousse

Sarousse est la quatrième ourse relâchée en 2006, et avec Hvala la seule à être vivante à ce jour. Mais contrairement à Hvala qui s'est reproduite régulièrement et avec succès, Sarousse n'a jamais eu la moindre portée détectée, s'étant installée en Aragon dans une zone isolée de tous les mâles, constituant ce qui est parfois considéré comme un noyau de population à elle seule du fait de la distance du reste des ours.

Auberta

Auberta fut trouvée âgée de quelques mois à Aubert dans le Val d'Aran en avril 2014 après avoir été séparée de sa mère Fadeta. Elle fut placée dans un enclos isolé en vue d'être relâchée ultérieurement dans la population, mais mourut en novembre de la même année des suites de l'opération visant à lui poser une balise GPS sous-cutanée.



Cannelle naturalisée au muséum de Toulouse ©Fred Scheiber/20 Minutes



*Francka le jour de son lâcher le 28/04/2006
©AFP/Ministère de l'écologie*



*Hvala et ses oursons Gaïa et Châtaigne, le 27/08/2013
©Conseil Général d'Aran*

Les mâles

Papillon

Né au milieu des années 1970, Papillon fut un des derniers mâles pyrénéens « purs ». Il résida dans les vallées d'Aspe et d'Ossau jusqu'à l'arrivée de Néré en 2001, qui le poussa à migrer vers les Hautes-Pyrénées où il causa un certain nombre de dommages sur les troupeaux. Il mourut de vieillesse en 2004. Son seul descendant vivant, Aspe-Ouest (disparu en 2010), fut le dernier ours pyrénéen pur.

Pyros

Pyros fut le troisième ours slovène, et le premier mâle, à être relâché dans les Pyrénées, le 2 mai 1997, alors qu'il était âgé d'un peu moins de 10 ans. Il fut le mâle dominant incontesté entre 1997 et 2013 dans le noyau central, au point d'y empêcher toute reproduction d'autres ours mâles. Des analyses génétiques montrèrent que Pyros était également le père de trois des quatre oursons¹⁴ (Kouki, Boutxy et Caramelles) des premières portées nées des ourses réintroduites en 1996, Ziva et Mellba, alors même qu'elles avaient été fécondées en Slovénie – ce qui indique que Pyros était déjà un mâle dominant dans une population beaucoup plus densément peuplée. Son poids était de 235kgs lors de sa capture, faisant de lui le plus grand ours vivant actuellement dans les Pyrénées.

Néré

Néré est le fils de Ziva et d'un ours slovène. Il est le seul des quatre oursons nés en 1997 de fécondations ayant eu lieu en Slovénie à ne pas avoir Pyros pour père¹. Néré est le seul cas de migration depuis le noyau central jusqu'au noyau occidental, entre 2000 et 2001. Il est aujourd'hui l'un des deux ours composant le noyau occidental, et occupe principalement les vallées d'Aspe et d'Ossau.

Cannellito

Cannellito est le fils de Néré et, comme son nom l'indique, de Cannelle, qui fut abattue alors qu'il était âgé de moins d'un an. Il est le second ours composant le noyau occidental, et réside principalement dans les Hautes-Pyrénées. Il est également le dernier ours vivant partiellement issu de la souche pyrénéenne, tous les autres descendant intégralement des individus slovènes réintroduits.

Boutxy

Boutxy est le fils de Mellba, la seconde ourse slovène réintroduite dans les Pyrénées en 1996, et de Pyros - la fécondation ayant eu lieu en Slovénie. Il survécut avec sa sœur Caramelles à la mort de Mellba, tuée par un chasseur en 1997, et s'installa principalement en Haute-Ariège, où il s'avéra particulièrement peu farouche et causa des dégâts conséquents sur les troupeaux. Sa disparition en 2010 est très probablement liée à un acte de braconnage.

Balou

Balou était le seul mâle faisant partie de la seconde série de translocations d'ours depuis la Slovénie en 2006. Il eut la particularité de ne pas perdre son collier émetteur après la fin de son fonctionnement, et était donc aisément reconnaissable sur les photographies. Il se distingua par ses grands déplacements – il fut recapturé peu après son lâcher, à 30 km de Toulouse - et son incapacité à supplanter le mâle dominant Pyros avant de mourir d'une chute en 2014, alors même que son lâcher avait pour but de diversifier la génétique de la population. Sa seule descendance est un ourson né en 2015.

Moonboots

Fils de Pyros et Caramellita qui fut repéré pour la première fois à l'âge de trois ans, en 2009. Il fut le premier ours mâle autre que Pyros à se reproduire dans le noyau central, en 2013. Il fut par ailleurs le dernier ours à être nommé par l'équipe ours française, en référence à la taille de ses empreintes de pattes.



Pyros à Alt Aneu, dans le Pallars, le 04/05/2012 ©Conselh Generau d'Aran

¹⁴ Les ourses femelles peuvent mettre bas des portées dont les oursons sont issus de fécondations par différents mâles, ce qui fut le cas pour la première portée de Ziva dont les deux oursons, Néré et Kouki, avaient des pères différents.

4. Quelle approche sociologique choisir pour étudier l'attitude des Pyrénéens ?

Les résultats de notre enquête sociologique peuvent être retrouvés dans l'article « Spatial variation in public attitudes towards brown bears in the Pyrenees » (Piédallu *et al.* 2016c), publié dans Biological Conservation, et écrit grâce à une collaboration entre notre équipe au CNRS, l'Equipe Technique Ours de l'ONCFS, et l'UMR Pacte.

4.1.L'intérêt des approches sociologiques en écologie et de l'étude des attitudes

Si le terme de « conflit homme-faune » (*human-wildlife conflict*, ou HWC, en anglais) semble avoir été utilisé pour la première fois dans la communauté scientifique à la fin des années 1970 (Ream 1979), la recherche de moyens de les atténuer ou de les résoudre s'est particulièrement répandue depuis l'an 2000, et de nombreuses études sur la gestion de ce type de conflits ont depuis été publiées (Redpath *et al.* 2004; Distefano 2005; Messmer 2009; Mateo-Tomás *et al.* 2012), en plus de nombreuses analyses de conflits au cas par cas. Cependant, l'expression « conflit homme-faune » a récemment été remise en question car donnant de fausses indications sur la nature même du conflit (Peterson *et al.* 2010) : s'il repose au choix sur des activités humaines ayant des effets néfastes sur des populations animales, des populations animales ayant des effets néfastes sur des activités humaines, ou des activités humaines et des populations animales ayant des effets néfastes les uns sur les autres (Conover 2002), le véritable conflit s'articule non pas entre l'homme et l'animal, mais entre deux groupes humains ayant une position opposée sur les mesures à adopter vis-à-vis de la conservation de la population animale (Peterson *et al.* 2010; Redpath *et al.* 2013). L'usage des termes « homme-faune » ou « homme-nature » pour qualifier le conflit peut ainsi jouer un rôle dans son intensification, et rendre les solutions plus difficiles à atteindre (Redpath *et al.* 2014) en définissant les animaux comme des « antagonistes conscients » (Peterson *et al.* 2010). Par conséquent, au-delà de plusieurs propositions sémantiques pour qualifier les controverses autour de la présence de populations animales, plusieurs recherches suggèrent l'importance de distinguer deux éléments dans le conflit : les « impacts homme-faune », et les « conflits homme-homme ». Les premiers désignent les effets de la faune sur les activités humaines (et/ou réciproquement), tandis que les seconds désignent les conflits sous-jacents entre les personnes défendant la faune sauvage concernée, et celles défendant d'autres intérêts ou opinions (Young *et al.* 2010; Redpath *et al.* 2014). Les sciences sociales apparaissent donc comme un outil essentiel afin de mieux comprendre l'élément « conflit homme-homme », en permettant d'en identifier les parties prenantes, d'analyser leurs attitudes, leurs valeurs ou leurs objectifs, de renseigner sur l'aspect légal et juridique, et enfin potentiellement d'identifier les processus adaptés à une résolution du conflit et de les tester (Redpath *et al.* 2013).

Nous avons décidé de concentrer notre étude sur les attitudes des résidents des Pyrénées. L'attitude est un terme complexe à définir, le sociologue Gordon Allport la décrivant comme « un état mental et nerveux de préparation, organisé à partir de l'expérience, exerçant une influence directive ou dynamique sur les réponses de

l'individu à tous les objets ou situations auxquels il est confronté » (Allport 1935). La principale différence entre la notion d'attitude, et celles de perception, de valeur ou de croyance, est que l'attitude implique une notion de réponse comportementale de l'individu – une définition simplifiée est « l'association de croyances et de comportements envers un certain objet » (McGuire *et al.* 1985). Cette influence sur le comportement est fondamentale dans le cas des conflits, car ce seront ces comportements qui dicteront les rapports entre les différentes parties prenantes et leur façon de communiquer – ou de refuser de communiquer.

4.2. *Approches quantitatives, qualitatives et mixtes*

Il existe trois approches possibles lors de la conception des études en sciences humaines : l'approche quantitative, l'approche qualitative, et l'approche mixte combinant qualitatif et quantitatif. D'une manière générale, les études qualitatives poseront des questions ouvertes qui feront l'objet d'analyses de discours, tandis que les études quantitatives poseront des questions fermées, qui feront l'objet d'analyses statistiques (Tableau 5). Les approches mixtes, quant à elles, collecteront des données quantitatives et qualitatives, et intégreront les deux formes de données, en considérant qu'une approche mixte permet une meilleure compréhension d'une problématique de recherche que des approches quantitatives ou qualitatives prises séparément (Creswell 2014).

Tableau 5: Comparaison entre les propriétés des approches qualitatives et quantitatives en sociologie

Type d'approche	Approche qualitative	Approche quantitative
Outils de recherche	Entretiens, Observations	Questionnaires
Type de questions	Questions ouvertes	Questions fermées
Nombre de répondants	Faible	Elevé
Temps passé avec chaque répondant	Elevé	Faible
Exploitation des réponses	Analyse de discours	Analyse statistique

En tant que chercheurs ayant reçu des formations en sciences de l'environnement et non en sciences humaines, l'approche quantitative offrait au moins l'avantage de connaître les outils statistiques nécessaires à l'exploitation de données quantitatives : en clair, si une initiation aux sciences humaines était nécessaire tant pour la création

d'un questionnaire (quantitatif) que pour apprendre à mener un entretien semi-directif (qualitatif), l'approche qualitative aurait également nécessité d'apprendre l'analyse de discours. De plus, dans l'optique qui sera décrite dans la troisième partie de combiner écologie et sociologie, des données statistiques paraissaient plus aisées à combiner à des résultats obtenus en sciences de l'environnement. Pour cette raison, nous avons choisi une approche quantitative reposant sur la création d'un questionnaire qui serait diffusé à un large échantillon de personnes.

Cependant, l'objectif fondamental de la recherche quantitative est de tester des théories en examinant la relation entre différentes variables – ce qui implique donc de suffisamment connaître le sujet de recherche pour avoir préalablement identifié les théories intéressantes à tester. L'approche idéale aurait donc consisté à mener dans un premier temps une petite série d'entretiens (relevant donc de la recherche qualitative) qui aurait permis de faire émerger les thématiques prépondérantes de la controverse, et de tester ensuite les hypothèses identifiées lors de l'analyse de ces entretiens à travers un questionnaire. Il serait tentant, en tant que chercheur – ce qui sous-entend généralement un haut niveau d'études qui, en France, est souvent associé aux notions de réussite scolaire et de compétence (Place & Vincent 2009) – de se considérer comme capable de prendre suffisamment de recul sur le conflit pour construire soi-même un questionnaire valide. C'est néanmoins courir le risque que ce questionnaire soit, consciemment ou non, bâti puis interprété en favorisant la confirmation d'hypothèses non-neutres sur le conflit, généralement en faveur de la conservation (Treves *et al.* 2006). Ce support de positions pro-conservation, conjugué à une possible méfiance de certaines personnes prenant part au conflit vis-à-vis de la recherche scientifique (Whitehouse 2011), peut à son tour faire apparaître les scientifiques comme biaisés et saper l'effort de conciliation (Sarewitz 2004). Il ne s'agirait pas de recherche mixte au sens de Creswell (2014), car les données quantitatives et qualitatives ne seraient pas utilisées conjointement, mais séquentiellement. Le calendrier du doctorat et les contraintes temporelles liées à l'organisation de recherches en sciences humaines ne nous ont pas permis de mettre en place cette approche, même si nous avons requis les conseils de personnes familières de la problématique des ours des Pyrénées ainsi que de géographes lors de la construction de notre questionnaire.

Aucune étude quantitative des attitudes vis-à-vis des ours n'avait encore été réalisée en France. Farid Benhammou et Laurent Mermet sont les auteurs de la majorité des études de sociologie autour de la controverse, mais leur approche est qualitative et leur principal sujet d'étude est la géopolitique autour de l'animal dans les Pyrénées. Benhammou (2007) inscrit ainsi le conflit dans la problématique des mutations du monde agricole, qui utiliserait le conflit autour des espèces emblématiques telles que l'ours ou le loup à des fins stratégiques, tels que l'acquisition de fonds ou le renforcement de leur influence locale, une thèse qui est également présente dans Mermet et Benhammou (2005), qui considèrent que le monde agricole entretient artificiellement conflit et incertitude dans un but stratégique. Il est également à noter, et ce, sans vouloir leur faire injure, que leur positionnement dans la controverse est très explicitement favorable à la conservation de l'ours, et que leurs

travaux n'ont pas été réalisés avec un objectif de neutralité tels que celui évoqué précédemment dans la description du conflit.

4.3. Qui cibler pendant l'étude ?

Plusieurs options s'offraient à nous lors de la conception de l'étude sur la population à viser. Contrairement au loup qui en France est détecté dans plusieurs massifs montagneux – Alpes, Pyrénées, Massif Central, Vosges (Louvrier *et al.* 2016) – la population d'ours est circonscrite aux Pyrénées, et c'est dans la culture pyrénéenne qu'il semble occuper la place la plus importante (voir section 1), aussi savions-nous que notre étude se limiterait aux six départements des Pyrénées. De l'échantillon le plus large au plus restreint, nous pouvions cibler :

- L'ensemble des résidents des six départements
- L'ensemble des résidents des « zones de présence¹⁵ » des ours dans les Pyrénées entre 2009 et 2013
- L'ensemble des résidents des « zones de présence régulière » des ours dans les Pyrénées entre 2009 et 2013

La première option aurait notamment inclus dans l'étude les agglomérations de Toulouse (31) - qui compte à elle seule six fois plus d'habitants que l'Ariège dans son ensemble – de Perpignan (66) ou de Pau (64), qui sont trois grandes villes situées à distance respectable du piémont pyrénéen et des zones de présence des ours, et dont les habitants ont donc peu de chances d'être concernés par le conflit. La troisième option aurait exclu les départements de l'Aude et des Pyrénées-Orientales de l'étude – les dernières traces de présence y ayant été détectées en 2011 et 2010 respectivement. Nous avons donc choisi comme zone d'étude les municipalités sur lesquelles des traces de présence d'ours avaient été détectées en France entre 2009 et 2013. Cependant, les enquêtes par voie postale en France passent – logiquement – par des services offerts par La Poste, et ceux-ci ne permettent pas de cibler directement des municipalités, mais uniquement des codes postaux : une étape supplémentaire a donc consisté à sélectionner 36 codes postaux offrant un recouvrement maximal avec les zones de présence, et dans lesquels seraient tirées les adresses des répondants de notre enquête. Le code postal de la ville de Lourdes (65100) a été ensuite ajouté à cette liste bien que n'incluant aucune commune sur laquelle ont été détectées des traces de présence, ceci afin d'obtenir des échantillons similaires entre Pyrénées-Atlantiques et Hautes-Pyrénées. En effet, les codes postaux sélectionnés pour le 64 incluaient ceux d'une des communes des vallées d'Aspe, d'Ossau et du Barétous, ainsi que celui d'Oloron-Sainte-Marie, une ville importante située à l'entrée des vallées, tandis que les codes postaux des Hautes-Pyrénées incluaient uniquement ceux des

¹⁵ Les « zones de présence » des ours dans les Pyrénées incluent, selon la définition de l'ONCFS, les communes dans lesquelles les ours ont été détectés lors des 5 dernières années. On distingue la « présence occasionnelle » - détection 1 ou 2 ans – et la « présence régulière » - détection 3 années ou plus.

communes des vallées du pays Toy – l’ajout de Lourdes permettait donc une relative symétrie entre les populations ciblées dans les deux départements.

Nous avons choisi de ne pas réaliser d’échantillonnage supplémentaire dans les 3000 adresses sélectionnées pour l’enquête par courrier. Cependant, s’il était raisonnable d’espérer obtenir un nombre significatif de randonneurs ou de chasseurs par le simple fait de réaliser une enquête dans les zones de montagne des Pyrénées, la faible part des éleveurs dans la population totale laissait craindre un échantillon trop faible pour pouvoir ensuite étudier des différences possibles d’attitudes entre éleveurs et non-éleveurs. Décision a donc été prise de combiner l’enquête par courrier à une enquête « manuelle » réalisée en ciblant en priorité les éleveurs de montagne, même si le questionnaire était également proposé aux personnes montrant un intérêt pour le sujet. Cette étude « de terrain » fut réalisée au cours du mois de juin 2014, avec des étapes dans différentes villes des Pyrénées¹⁶ afin de pouvoir couvrir l’ensemble de la zone d’étude.

4.4. La création du questionnaire

La création du questionnaire (voir l’annexe « Questionnaire relatif à la présence de l’ours dans les Pyrénées ») peut être dissociée en deux étapes : construire le questionnaire à proprement parler afin d’estimer l’attitude des répondants, et sélectionner les paramètres sociologiques d’intérêt permettant d’expliquer ces attitudes. Nous avons utilisé des échelles de Likert (Likert 1932), qui consistent en un nombre impair de choix de réponse (ou degrés) parmi lesquels le répondant choisit celui qui exprimer le mieux son degré d’accord avec une proposition ou une question. Nous nous sommes inspirés du questionnaire utilisé par Majić et Bath (2010) pour étudier l’attitude vis-à-vis de la présence des loups en Croatie, qui a été traduit et adapté à la situation de l’ours des Pyrénées avec l’aide de membres expérimentés de l’Equipe Technique Ours. Nous avons choisi d’aborder plusieurs thématiques : l’opinion sur la présence de l’ours dans les Pyrénées (4 questions), la conservation et la gestion de l’ours (15 propositions), ainsi que son influence sur la chasse (6 propositions), le pastoralisme (7 propositions) et le tourisme (4 propositions). Les paramètres sociologiques ont été pour certains sélectionnés du fait des résultats présents dans de précédentes études qui indiquaient une influence sur l’attitude vis-à-vis des grands prédateurs : le genre (Bath *et al.* 2008; Majić & Bath 2010; Gore & Kahler 2012), l’âge (Williams *et al.* 2002; Thornton & Quinn 2009), la connaissance scientifique de leur écologie (Williams *et al.* 2002; Glikman *et al.* 2012), la pratique de l’élevage (Williams *et al.* 2002; Bath *et al.* 2008), la pratique de la chasse (Ericsson & Heberlein 2003; Bath *et al.* 2008; Majić *et al.* 2011), ou encore le fait de résider en milieu rural ou urbain (Lindberg 2008; Gangaas *et al.* 2013). Nous avons choisi d’estimer la connaissance scientifique de l’écologie l’ours par les répondants à travers un petit quiz en cinq questions portant sur la taille des ours des Pyrénées, le

¹⁶Canohès (66) pour couvrir l’Aude et les Pyrénées-Orientales, Tarascon-sur-Ariège (09) pour la Haute-Ariège, Seix (09) pour le Couserans, Salles-et-Pratviel (31) pour la Haute-Garonne, Sassis (65) pour les Hautes-Pyrénées et Laruns (64) pour les Pyrénées-Atlantiques

nombre d'ours dans une portée, le temps passé par un ourson avec sa mère, le nombre approximatif d'ours dans les Pyrénées en 2013, et savoir si les ours préféraient vivre de façon diurne ou nocturne. Chaque question avait une ou des réponses considérées comme exactes et offrant 2 points, une ou des réponses légèrement inexactes offrant 1 point, et une ou des réponses totalement inexactes offrant 0 points, ce qui était donc traduit en une note entre 0 et 10.

Nous avons également souhaité tester la possible influence de paramètres absents de la littérature : le lieu de naissance, le lieu de résidence, ainsi que le statut de résidence – primaire ou secondaire – dans les Pyrénées. Dans le cas du lieu de naissance, l'immense diversité des réponses nous a amenés à les discriminer en deux grandes catégories : « Nés dans un département Pyrénéen » - l'un des six – ou « Nés hors des Pyrénées » - pour toutes les autres réponses (à noter que personne n'était né en Andorre ou sur le versant espagnol des Pyrénées dans notre étude). Le lieu de résidence a lui été modélisé à l'échelle du département, car l'échantillon de répondants n'était pas de taille suffisante pour arriver à une résolution plus fine.

Enfin, il est à noter que, rétrospectivement, plusieurs paramètres n'ont pas été définis correctement et sont donc devenus inexploitable. Les propositions de catégories socioprofessionnelles listées n'étaient pas claires pour nombre de répondants – les enseignants n'appartenaient ainsi à aucune de ces catégories – et n'incluait pas de catégorie pour les personnes retraitées, tandis que l'énoncé ne leur précisait pas d'indiquer leur situation actuelle ou lorsqu'ils étaient en activité. De même, l'énoncé des « activités de plein air » était trop vague, et y appartenaient donc à la fois bergers, pratiquants réguliers de sports de montagne, et personnes ayant déjà effectué une randonnée dans les Pyrénées.

5. Résultats 1 : une variation spatiale des attitudes autour de la présence de l'ours

L'hétérogénéité spatiale dans l'attitude vis-à-vis des grands prédateurs a rarement été mise en évidence dans la littérature. Bath et Majic (2000) est une des rares études à avoir considéré les différences d'attitudes entre résidents de plusieurs régions de Croatie sur le sujet de la présence des loups, mais leur zone d'étude était à la fois plus vaste et plus hétérogène sur le plan des paysages ou de la population humaine, là où les zones de présence des ours dans les Pyrénées considérées dans nos travaux ne s'étendent pas au-delà du Piémont. De manière générale, les populations rurales sont fréquemment considérées comme homogènes lors des études sociologiques liées à la conservation de la faune (Sponarski *et al.* 2013). Cependant, les résultats mis en évidence par nos travaux, qui identifient les Pyrénées-Atlantiques et la Haute-Garonne comme des zones dans lesquelles les résidents ont des attitudes positives, et l'Ariège et les Hautes-Pyrénées comme des zones dans lesquelles les résidents ont des attitudes négatives (Figure 9), ne sont pas surprenantes du fait de la diversité des territoires et de leurs histoires avec l'ours, des causes de conflit, et des acteurs locaux, dont l'influence variera grandement entre un point et l'autre du massif. Benhammou (2007) divise ainsi dans les faits son analyse entre la situation dans l'Ouest (Pyrénées-Atlantiques et Hautes-Pyrénées) et le Centre (Ariège et Haute-Garonne) des Pyrénées, analysant notamment les différences de contexte avant les premières réintroductions de 1996 – ce qui est compréhensible, puisque le noyau central était éteint avant ces événements, tandis que le noyau occidental

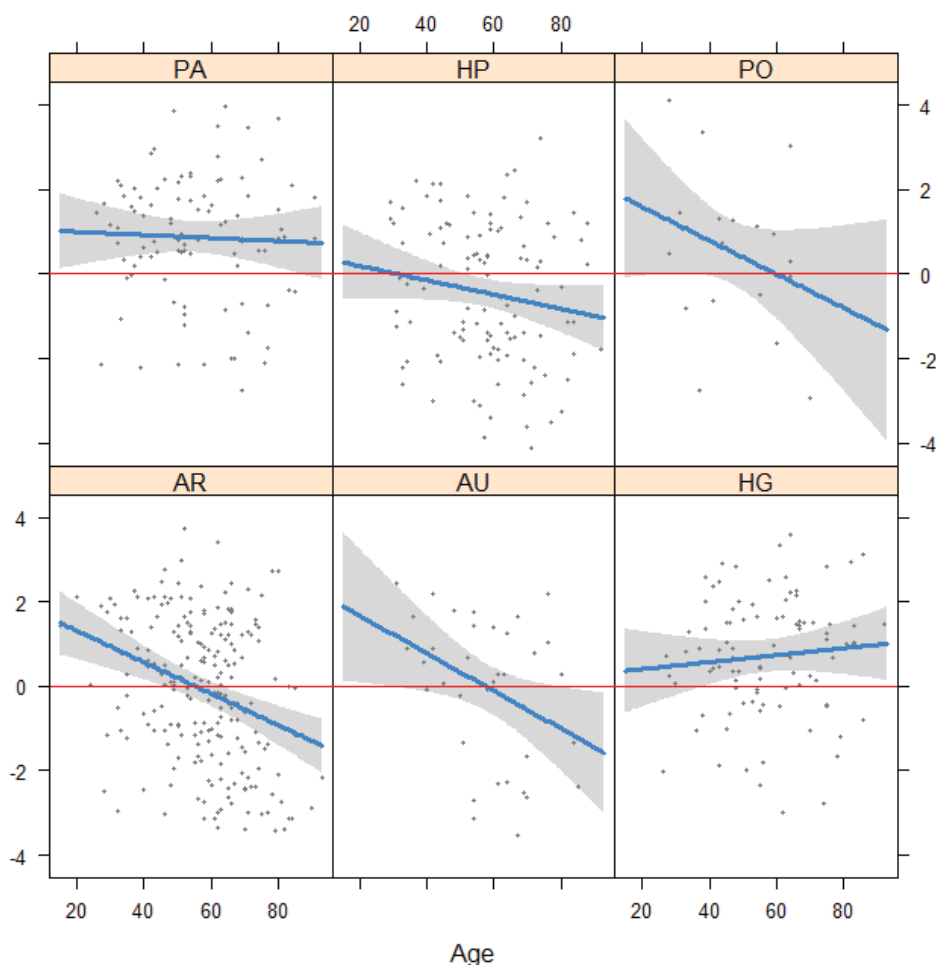


Figure 9: Influence de l'âge et du département de résidence des répondants sur leur opinion sur la présence de l'ours. PA: Pyrénées-Atlantiques, HP: Hautes-Pyrénées, PO: Pyrénées-Orientales, AR: Ariège, AU: Aude, HG: Haute-Garonne. Les valeurs d'ordonnée les plus élevées indiquent des attitudes plus positives vis-à-vis de la présence des ours. Les lignes rouges indiquent une attitude neutre.

était alors actif.

Sur le conseil d'un des referees de l'article sur lequel s'appuie cette partie, nous avons d'ailleurs testé l'influence d'une variable « histoire de présence d'ours » sur la sélection de modèle afin d'explorer l'influence de l'histoire de présence des ours sur les attitudes dans les différents départements. La variable était construite de la façon suivante :

- Présence continue d'ours – correspond au département des Pyrénées-Atlantiques
- Retour (suite à une translocation) – correspond aux Hautes-Pyrénées, à l'Ariège et à la Haute-Garonne
- Présence transitoire (retour suivi d'une extinction) – Aude et Pyrénées-Orientales

Nous avons ensuite réalisé une analyse de déviance (Grosbois *et al.* 2008) afin d'estimer l'importance de la variation d'attitude entre départements expliquée par cette nouvelle variable en comparant modèle nul, modèle avec la variable « département de résidence » et modèle avec la variable « histoire de présence d'ours » (Tableau 6) pour chacune des ACP de l'étude.

Tableau 6: Part de la déviance liée à l'hétérogénéité spatiale dans les attitudes vis à vis de l'ours expliquée par l'histoire de présence de l'ours

Intitulé de l'ACP	Opinion sur la présence de l'ours	Conservation et gestion del'ours	Ours et chasse	Ours et pastoralisme	Ours et tourisme
Déviance expliquée par « histoire ours »	38.7%	26.3%	20.2%	9.6%	39.5%
P-value	0.47	0.35	0.63	NA	0.22

La variation introduite par la différence d'histoire de présence n'était donc pas suffisante pour expliquer l'hétérogénéité spatiale observée, même si elle joue probablement un rôle lorsque conjuguée à d'autres facteurs. Ainsi, il est intéressant de noter que 7 des 8 translocations ont eu lieu dans des communes du département de la Haute-Garonne, et que la 8^e a eu lieu en Hautes-Pyrénées, ce qui crée donc une différence entre les trois départements d'Ariège, de Haute-Garonne et des Hautes-Pyrénées qui étaient considérés comme appartenant à

la même catégorie dans la variable d'histoire de présence. De plus, la seule ourse lâchée dans les Hautes-Pyrénées, Francka, s'avéra avoir un comportement extrêmement prédateur (Camarra *et al.* 2007b) au point de mener à la consultation d'experts internationaux quant à l'exceptionnalité des dommages causés (Quenette *et al.* 2007). L'image laissée par Francka dans les Hautes-Pyrénées a donc pu participer à l'attitude négative de ses résidents vis-à-vis de la population d'ours (Lescureux *et al.* 2011), tout comme celle de Cannelle, « dernière ourse pyrénéenne », a pu susciter un élan de sympathie dans les Pyrénées-Atlantiques voisines après sa mort le 1^{er} novembre 2004 (Lescureux *et al.* 2011). Si de nombreuses différences de personnalité ont déjà été observées chez les ours bruns (Fagen & Fagen 1996), la propension des sociétés humaines à anthropomorphiser les ours plus que les autres animaux (Pastoureau 2007) peut expliquer l'influence de ce phénomène sur l'attitude des résidents des Pyrénées.

De nombreux autres facteurs ont été suggérés comme ayant pu causer ces variations d'attitude au niveau local. Ainsi, la différence d'attitude entre Pyrénées-Atlantiques et Hautes-Pyrénées pourrait également être liée à la place plus importante de l'élevage laitier dans le premier département (la vallée d'Ossau, une des zones de présence continue de l'ours en France, a donné son nom au fromage Ossau-Iraty), l'élevage laitier étant associé à un gardiennage plus intensif des troupeaux du fait des contraintes de la traite – à l'opposé des élevages à viande dans lequel les brebis peuvent être laissées libres pendant de plus longues périodes de temps, qui est largement majoritaire dans la zone de présence des ours en Hautes-Pyrénées, avec notamment l'AOP Barèges-Gavarnie située autour de Luz-Saint-Sauveur. Toutefois, vérifier la validité de cette hypothèse aurait nécessité de discriminer éleveurs laitiers et non-laitiers dans le questionnaire, ce que nous ne sommes pas parvenus à faire avec notre échantillon de répondants du fait d'un manque de spécificité dans la caractérisation du type d'élevage pratiqué, et de disposer d'un échantillon d'éleveurs de taille suffisante pour pouvoir tirer des conclusions sur les sous-ensembles de cette catégorie.

Un autre facteur qui serait lui spécifique à la population ariégeoise a été évoqué lors d'une discussion avec le conteur Olivier Derobert. Celui-ci a évoqué les particularités de la démographie de l'Ariège et de son évolution au XX^e siècle, lorsqu'hériter de la ferme familiale – un privilège réservé aux fils aînés – est devenu une situation financièrement et socialement moins avantageuse que celle des cadets ayant quitté le foyer, ce qui aurait mené à un ressentiment des Ariégeois « aînés » restés vivre en montagne envers les Ariégeois « cadets » qui revenaient s'installer en plaine après avoir trouvé, par exemple, un poste dans la fonction publique. L'opposition à la présence de l'ours en Ariège trouverait ses racines dans ce ressentiment, et serait une manière de défendre la « véritable » identité ariégeoise. Mais si j'ai effectivement pu entendre l'expression « devenir Ariégeois » lors d'entretiens avec certains éleveurs locaux, valider ou infirmer une telle hypothèse nécessiterait une analyse très approfondie des particularités de l'histoire démographique du département de l'Ariège. Cette anecdote illustre néanmoins la complexité des rapports entre habitants des Pyrénées, et l'importance de ne pas considérer les

diverses parties du conflit comme des blocs uniformes, l'histoire des territoires pouvant apporter un éclairage à la fois passionnant et utile en vue d'une meilleure compréhension de la controverse (Redpath *et al.* 2013).

Un dernier aspect important de ces variations spatiales est celui d'importance de l'échelle d'étude. Dans notre cas, le nombre de répondants était insuffisant pour passer à une échelle plus fine que celle du département – il nous était par exemple impossible de comparer les attitudes entre les différentes vallées d'Ariège, ou entre les vallées d'Aspe et d'Ossau dans les Pyrénées-Atlantiques. Aussi les attitudes obtenues dans chaque département sont-elles la moyenne d'attitudes locales potentiellement différentes les unes des autres. Toutefois, la taille importante du nombre de répondants en Ariège nous a permis de réaliser un découpage supplémentaire entre le Couserans et la Haute-Ariège.

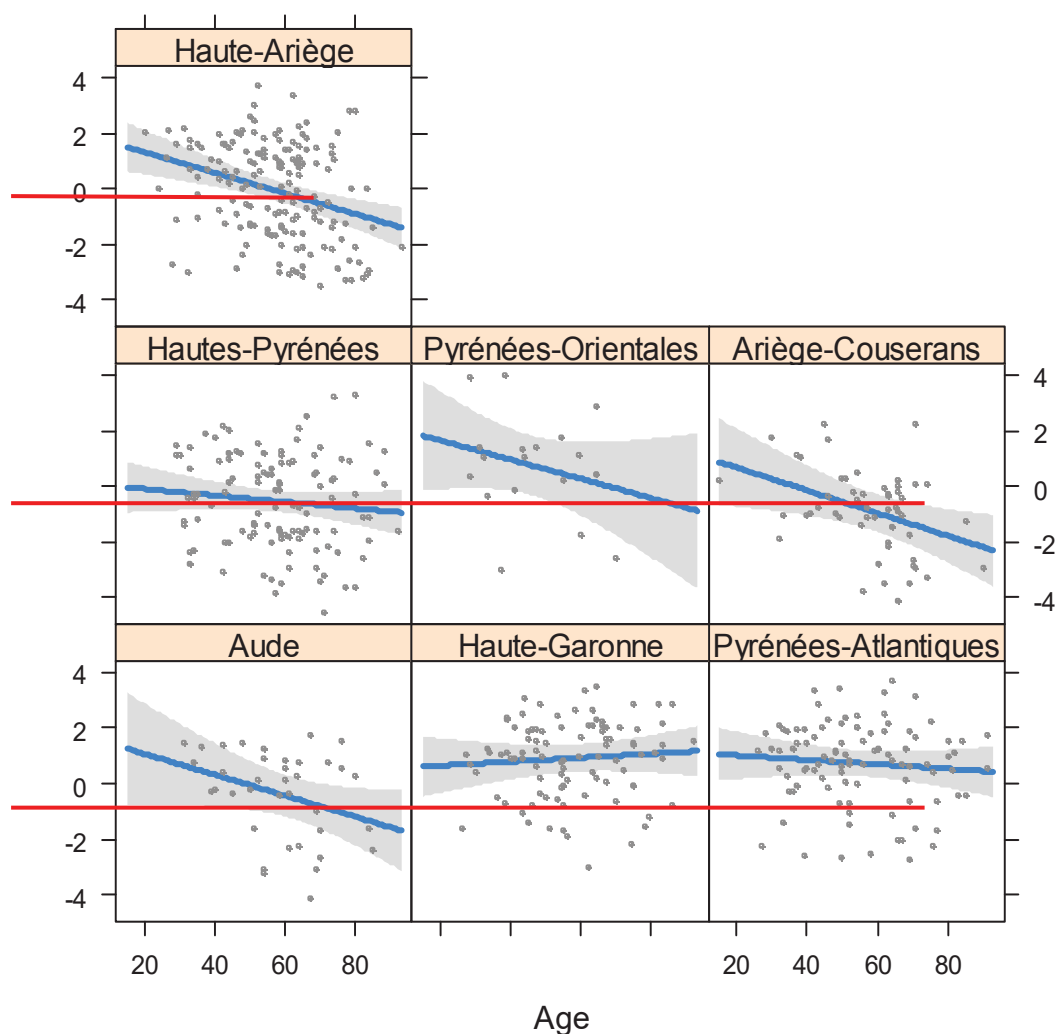


Figure 10: Influence de l'âge et du département de résidence des répondants sur leur opinion sur la présence de l'ours - Analyse faite en séparant Couserans et Haute-Ariège dans le département de l'Ariège

On observe alors (Figure 10) qu'il existe une différence notable entre Haute-Ariège, où l'attitude est moyenne et comparable aux valeurs observées dans l'Aude, et le Couserans, où l'attitude est plus négative et comparable à celle dans les Hautes-Pyrénées – avec dans les deux cas un effet marqué de l'âge sur l'attitude. Ceci est à mettre en relation avec l'absence d'ours en Haute-Ariège depuis 2011, tandis que le Couserans concentre la majorité de la population du noyau central. Réaliser des études sociologiques à des échelles spatiales plus fines pourrait donc potentiellement dans le futur permettre d'identifier de nouveaux facteurs affectant l'attitude vis-à-vis des prédateurs.

6. Résultats 2 : l'influence du lieu de naissance - comment l'interpréter ?

Le deuxième résultat original de notre étude fut la mise en évidence d'un effet significatif du lieu de naissance sur l'attitude vis-à-vis de l'ours, avec une attitude plus positive chez les personnes nées ailleurs que dans un des six départements des Pyrénées. Il convient de douter que lieu de naissance *stricto sensu* puisse significativement influencer la position d'une personne vis-à-vis de la présence d'une espèce animale sauvage, mais cette observation ne peut non plus être défaussée comme une simple corrélation sans sens particulier. En émettant l'hypothèse qu'une personne née dans un des six départements des Pyrénées et y résidant actuellement a plus de chances d'avoir grandi dans un de ces départements qu'une personne née ailleurs, ce résultat pourrait mettre en évidence une influence de l'environnement dans lequel grandit une personne sur sa relation avec l'environnement. Ceci s'accorderait avec les travaux de constructivisme social, qui considèrent la réalité et les phénomènes sociaux comme des produits construits par les interactions entre les individus (Berger & Luckmann 1966). L'hypothèse serait ici qu'une exposition précoce et prolongée aux problématiques liées à l'ours dans les Pyrénées a pu influencer l'attitude des répondants. Cette hypothèse serait à comparer aux différences de perception des problématiques environnementales entre ruraux et urbains (Huddart-Kennedy *et al.* 2009). Cependant, la conception de notre étude ne permettait pas d'approfondir cette analyse : s'il nous était possible de tester l'interaction entre les paramètres « âge » et « lieu de naissance », qui montrent une influence de l'âge légèrement supérieure chez les personnes nées hors des Pyrénées (Figure 11), l'absence d'information sur le temps passé effectivement dans les Pyrénées par les répondants ainsi que notre absence d'échantillonnage - qui a entraîné une sous-représentativité des personnes de moins de 30 ans, notamment - empêchent de tirer des conclusions sur les relations réelles entre l'exposition à la problématique de l'ours et la construction d'une attitude. Cette construction par ailleurs résulterait de l'influence d'un très grand nombre de facteurs et de leurs interactions qu'une enquête quantitative n'est pas faite pour identifier. Un recours à une étude qualitative concentrée spécifiquement sur les expériences personnelles des participants et l'influence de ces expériences sur l'établissement de leur attitude vis-à-vis des ours serait nécessaire. De plus, il est difficile de comparer de précédentes analyses longitudinales sur l'attitude vis-à-vis des ours (Majić *et al.* 2011) ou des loups (Majić & Bath 2010; Treves *et al.* 2013) avec la situation pyrénéenne du fait de sa spécificité : les translocations, l'extinction temporaire du noyau central et la présence d'une population actuelle descendant presque

intégralement d'ours slovènes et non des Pyrénées sont autant d'évènements dont on peut supposer qu'ils ont eu une influence majeure sur les positionnements, qu'il est difficile de prédire sans en étudier spécifiquement les effets grâce à une étude sociologique qualitative.

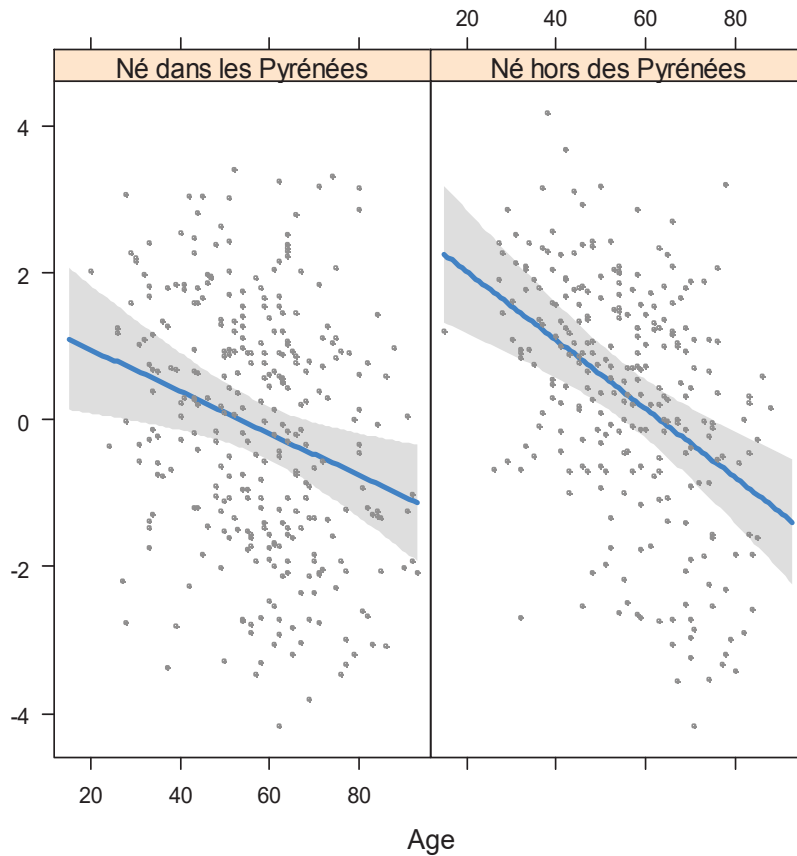


Figure 11: Influence du lieu de naissance et de l'âge sur l'attitude vis à vis de l'ours dans les Pyrénées

7. Résultats 3 : La non-identification du genre comme facteur influençant l'attitude

Un certain nombre des variables sociologiques utilisées dans notre enquête n'avaient pas pour but d'être la cible d'analyses détaillées, mais plutôt de valider notre étude en permettant de retrouver des effets déjà identifiés dans la littérature scientifique. C'était par exemple le cas de l'âge (Kleiven *et al.* 2004), de la connaissance scientifique de l'écologie de l'animal (Glikman *et al.* 2012), ou encore du fait de pratiquer une activité d'élevage (Williams *et al.* 2002). Cependant, parmi ces variables de contrôle, le genre, qui est régulièrement cité dans la littérature comme une variable affectant la perception des carnivores, n'est pas ressorti significativement de notre étude – n'étant gardé que dans les modèles linéaires pour 2 des 5 parties du questionnaire, « ours et chasse » et « ours et tourisme », avec un poids limité comparé à d'autres variables. Cette absence est apparue comme une surprise, car plusieurs études (Kaczensky *et al.* 2004; Kleiven *et al.* 2004; Gore & Kahler 2012) identifiaient le genre des répondants comme un facteur affectant leur attitude vis-à-vis des prédateurs.

Cependant, cela peut être expliqué par le fait que la peur des prédateurs semble être le principal vecteur de différences d'attitude entre hommes et femmes (Bath *et al.* 2008), or la peur des ours n'était que marginalement évoquée dans notre questionnaire. Il est d'ailleurs intéressant de noter que les propositions suivantes pouvaient être considérées comme liées, au moins indirectement, à la problématique de la peur des ours :

- Dans les régions où les ours vivent à proximité des humains, les attaques d'ours sur des personnes sont fréquentes (B22)
- La présence d'ours fait fuir les randonneurs dans les Pyrénées (B30)
- La présence d'ours fait fuir les touristes dans les Pyrénées (B32)

Or, ces trois propositions appartenaient aux deux sections du questionnaire pour lesquelles le genre a été conservé parmi les variables explicatives des attitudes dans le meilleur modèle, ce qui confirmerait donc que son absence des autres sections serait liée au manque de propositions évoquant la peur des ours. Dans ce sens, les apports des études de psychologie, plus que sociologie, pourraient s'avérer précieux afin de comprendre dans le détail les facteurs ayant abouti à la construction de l'attitude chez les répondants (Bruskotter & Wilson 2014), en permettant par exemple d'identifier des effets contradictoires de certaines variables qui pourraient être « brouillés » dans le signal final – comme dans le cas de cette étude montrant que les femmes étaient à la fois plus effrayées et plus protectrices des cougars sauvages (Thornton & Quinn 2009). Cependant, ces subtilités peuvent s'avérer trop complexes pour des études quantitatives, et un recours à des méthodes mixtes ou qualitatives pourrait s'avérer adéquat pour approfondir la compréhension des attitudes des Pyrénéens vis-à-vis des ours.

8. Discussion : repenser les approches d'étude et le conflit autour de la présence de l'ours

Les deux derniers paragraphes ont permis d'illustrer à la fois les atouts et les limites liées à l'usage de méthodes de sociologie quantitative, qui sont capables, grâce à leur échelle, d'identifier des phénomènes significatifs au sein de l'échantillon-cible, mais pas nécessairement de les expliquer ou d'en comprendre les mécanismes. C'est pour cette raison que, tant pour le lieu de naissance que pour le genre, nous avons conclu que des études relevant de la sociologie qualitative seraient nécessaires pour pouvoir passer de l'étude du « Qu'est-ce qui... ? » à l'étude du « Pourquoi ? ». Ces études quantitatives ont notamment la possibilité de se concentrer sur des problématiques de recherche très précises, qui à leur tour amèneront à une meilleure compréhension du contexte de l'étude (Drury *et al.* 2011), en étudiant les mécanismes amenant au développement d'une attitude ou encore les relations entre acteurs de la controverse. Plus qu'une compétition entre études quantitatives et qualitatives, ce sont les bénéfices possibles de leur combinaison qui nous paraissent être les plus intéressants pour l'étude des conflits autour de la présence de populations animales.

Le calendrier du doctorat, ainsi que son approche pluridisciplinaire, ne permettaient pas l'alternance entre qualitatif et quantitatif déjà évoquée lors de la conception du questionnaire. Celle-ci aurait en effet requis une formation préalable aux entretiens, leur réalisation devant s'accorder avec les emplois du temps des personnes interrogées, et enfin leur analyse. Cependant, une enquête qualitative menée par Maylis Borelli-Massines (2015) lors de son stage de Master a été mise en place en tenant compte des résultats préliminaires obtenus lors de l'enquête par courrier, en particulier la différence d'attitudes observée entre les départements voisins de l'Ariège et de Haute-Garonne sur lesquels réside actuellement le noyau central de la population. Celle-ci a permis de mettre en évidence les différences de perception des animaux entre les mondes agricole, de la chasse, et les associations favorables à la présence de l'ours, notamment à travers le discours employé qui indique une vision distincte de la place de l'ours dans l'écosystème pyrénéen. De plus, les problématiques de comportement des ours, qui n'étaient pas ou très peu évoquées dans le questionnaire, semblent occuper une place centrale dans les préoccupations des éleveurs. Ainsi, plus que « l'origine étrangère » des ours qui était originalement évoquée comme une cause majeure de leur rejet, il semble que c'est surtout les difficultés de leur acclimatation après la translocation qui inquiètent les éleveurs. De même, l'attitude négative des chasseurs lors de l'enquête quantitative semble être très largement liée à des problèmes de communication avec les associations de protection de la nature, et non à la présence des ours. D'une manière générale, cette étude a permis de mettre en évidence la complexité des relations entre acteurs, ce que le questionnaire, dédié aux relations entre le répondant et la population d'ours, n'abordait absolument pas.

L'usage de la sociologie permet donc de repenser les conflits autour de la présence de populations animales, qui sont souvent grossièrement résumés en une simple opposition de deux camps, dont les positions et les intérêts sont volontiers caricaturés. Les sciences humaines permettent de mieux comprendre les subtilités des opinions de chacun, même si une compréhension totale requiert un effort conséquent du fait de la multiplicité des opinions, et de la nécessité d'intégrer des données à la fois présentes et passées aux études. L'hétérogénéité spatiale que nous avons mise en évidence est ainsi la preuve de l'impossibilité de considérer les résidents des Pyrénées, quels que soient leurs activités professionnelles ou leurs loisirs, comme un bloc homogène qu'il est aisé de ranger dans une ou l'autre des cases du conflit. Une meilleure compréhension du contexte social du conflit est nécessaire en vue de tout effort de résolution (Redpath *et al.* 2013), afin de permettre de trouver un angle d'attaque par lequel inciter les différentes parties prenantes de la controverse à discuter, puis éventuellement à négocier. Une enquête relativement simple comme la nôtre, qui n'a offert qu'un instantané des attitudes en 2014 dont on peut supposer qu'elles ont depuis évolué – notamment avec la réintroduction de Goiat en juin 2016 – a malgré tout permis de mettre un jour un certain nombre de variables explicatives dont la connaissance pourra s'avérer précieuse dans une optique future de gestion de la situation.

Combiner sociologie et écologie en conservation : application à l'ours des Pyrénées

1. Pourquoi combiner sociologie et écologie ?

1.1. Les apports de l'interdisciplinarité

La définition utilisée dans la partie précédente insistait sur la prépondérance des désaccords entre groupes humains dans les conflits de conservation communément – et abusivement – nommés « conflits homme-nature » ou dans le cas des espèces animales « conflits homme-faune ». Cependant, on peut systématiquement y distinguer les impacts de l'homme sur la faune et/ou réciproquement des conflits entre parties prenantes aux intérêts distincts (Peterson *et al.* 2010). S'il existe évidemment des litiges humains dans lesquels les animaux sauvages ne jouent aucun rôle, la particularité de ces conflits autour de la faune repose sur la dualité des aspects relevant des sciences humaines et des sciences de l'environnement. Seule leur combinaison peut permettre une compréhension complète des mécanismes sous-jacents aux dissensions entre les parties prenantes et de l'influence que celles-ci ont sur les populations animales (Redpath *et al.* 2013).

Nos analyses de la dynamique de la population d'ours et des attitudes vis-à-vis de leur présence parmi les habitants des Pyrénées ont à ce stade été réalisées de façon indépendante l'une de l'autre¹⁷. Si des éléments relevant de l'écologie ursine ont été utilisés afin de tenter de mieux comprendre l'hétérogénéité des attitudes, comme par exemple le comportement prédateur de l'ourse Francka lors de sa réintroduction dans les Hautes-Pyrénées, les conclusions tirées s'avèrent restreintes à leur champ disciplinaire d'origine. La suite logique de notre démarche consiste donc à réfléchir à une façon de combiner les résultats obtenus dans une approche qui engloberait sociologie et écologie offrant une vision d'ensemble du conflit. Ce modèle théorique ne sera pas développé et testé dans cette partie, mais y sera discuté de façon détaillée, en évoquant notamment le choix d'une approche à utiliser, l'étude des données disponibles et de leur exploitation, les perspectives offertes par le développement d'un tel modèle, ainsi que ses limites et l'effort de recherche à effectuer pour y remédier afin de le compléter ou de l'améliorer.

La *pluridisciplinarité* n'est pas à proprement parler une nouveauté dans le champ de la conservation de la biodiversité. On la définit comme la juxtaposition de points de vue ou de contributions offerts par des

¹⁷ A l'exception mineure de la présence d'une question sur le nombre approximatif d'ours dans les Pyrénées incluse dans le questionnaire afin d'estimer la connaissance scientifique de l'écologie de l'ours du répondant

disciplines distinctes (Calence 2002) – ce qui correspond parfaitement au travail effectué à ce stade, qui a consisté en des études indépendantes relevant des sciences humaines ou des sciences de l'environnement sur la question de la présence d'ours dans les Pyrénées. Les études de sociologie qui analysent des situations conflictuelles entre groupes humains liées à des questions de conservation de la faune sont dans leur très grande majorité réalisées sur le sujet de populations animales faisant également l'objet d'un suivi relevant uniquement des sciences de l'environnement. Cependant, l'objectif ici est de passer de la *pluridisciplinarité* à l'*interdisciplinarité stricto sensu*, qui nécessite un échange ou une confrontation entre plusieurs disciplines et non une simple juxtaposition (Calence 2002), comme le ferait un possible modèle combinant sociologie et écologie. Si l'interdisciplinarité tend à devenir un objectif de plus en plus commun dans le milieu de la recherche au cours des dernières décennies, cela a fait suite à une évolution vers une spécialisation et une compartimentalisation croissantes des disciplines scientifiques au cours des XIX^e et XX^e siècles (Vinck 2000). Le développement des savoirs et des connaissances dans de nombreux champs scientifiques s'est accompagné de celui d'une logique de maîtrise de son domaine récompensant non plus les polymathes¹⁸ de l'Antiquité ou de la Renaissance, mais des chercheurs excellant dans une discipline spécifique. Ce phénomène explique ainsi, entre autres, l'explosion du nombre de revues scientifiques s'adressant à un public de plus en plus spécialisé, et peut être tracé jusqu'aux prix Nobel, les plus hautes distinctions dans le monde scientifique, qui sont décernées aux *avancées* dans le domaine de la science, et non à la diversité des talents d'un individu. Cette évolution s'inscrit dans celle liée aux travaux de Frederick Taylor sur la recherche d'efficacité – le taylorisme – qui prône une délimitation stricte des tâches afin qu'elles soient accomplies de la « meilleure façon » (dit ''The One Best Way'') et qui eut une grande influence sur l'évolution des sociétés au début du XX^e siècle (Kanigel 1997). Toutefois, le taylorisme n'est plus considéré comme le paradigme de référence dans le monde de travail, et tend à être remplacé par de nouvelles approches restreignant la division horizontale du travail (Suzaki 1987; Vinck 2000).

L'intérêt de l'interdisciplinarité entre sociologie et écologie dans le cas de l'ours des Pyrénées serait, idéalement, de dépasser le simple diagnostic des problématiques de conservation. Si Redpath *et al.* (2013) propose un guide détaillant les nombreuses étapes à entreprendre afin de parvenir à l'atténuation d'un conflit autour de la présence de la faune, celles-ci peuvent être résumées en trois grands thèmes pouvant tous être abordés sous l'angle des sciences humaines et des sciences de l'environnement (Atwood & Breck 2012) :

- Identifier les conditions sociales et écologiques causant les interactions entre hommes et faune.
- Comprendre les interactions qui participent ou peuvent potentiellement participer à l'établissement d'un conflit.

¹⁸ Une personne aux connaissances variées et approfondies, utilisé à la fois dans le domaine des arts et celui de la science

- Développer des mesures de gestion visant à atténuer le conflit existant ou à minimiser les risques de conflits futurs.

Et si les deux premiers thèmes sont désormais bien maîtrisés par le monde de la recherche, il est beaucoup plus rare que ceux-ci débouchent sur la résolution, la prévention ou même l'atténuation des conflits. La confrontation des données relevant des sciences humaines et des sciences de l'environnement a généralement lieu a posteriori, une fois que la controverse a été identifiée et s'est installée. L'usage de modèles combinant des mécanismes relevant de la sociologie et écologie pourrait donc en théorie permettre d'anticiper certaines des problématiques avant qu'elles ne soient constatées par les acteurs de terrain.

1.2.Approches intégratives combinant sociologie et écologie

Les premières tentatives d'étudier les problématiques de conservation de la nature sous l'angle conjoint des sciences humaines et de l'environnement découlent des travaux d'Elinor Ostrom, prix Nobel d'économie en 2009, sur la gestion des biens communs. Les biens communs, en économie, sont des ressources pouvant être matérielles ou immatérielles, et se caractérisent comme étant :

- Rivaux, car leur utilisation par un consommateur empêche l'utilisation par un autre consommateur
- Non-exclusifs, car il est impossible d'empêcher leur accès aux personnes souhaitant en profiter

Les biens à la fois non-rivaux et non-exclusifs sont les biens publics, tandis que les biens rivaux et exclusifs sont les biens privés. Il est à noter que les ressources naturelles peuvent à première vue apparaître comme non-rivales, ce qui ferait d'elles des biens publics, et non des biens communs. Cependant, Hardin (1968) a noté dans « Tragedy of the Commons » que le traitement d'un bien commun comme un bien privé conduit à sa destruction. En prenant comme exemple une pâture ouverte à tous, dans laquelle chaque éleveur retirerait un bénéfice dépendant de la taille de son cheptel, mais où le surpâturage pourrait le cas échéant entraîner dommages et pertes, Hardin note qu'un éleveur retirera personnellement tous les bénéfices liés à la taille de son troupeau – y compris si celle-ci augmente – mais que les dommages causés à la pâture seront à l'inverse partagés entre tous les utilisateurs. Ostrom (1990) note ainsi que l'exploitation des biens communs est comparable à la situation proposée dans le dilemme du prisonnier (Tucker 1983) : la coopération offre le meilleur bénéfice global, mais la possibilité de trahir cette coopération pour obtenir un bénéfice personnel pousse les acteurs à choisir cette option, ce qui conduit à terme à la dégradation du bien. Ceci avait d'ailleurs déjà été noté par dans ses travaux sur la logique de l'action collective – il notait que même en présence d'un intérêt collectif clair pour tous, les acteurs préféraient prendre leurs décisions en fonction de leur intérêt individuel, et que plus le système incluait d'acteurs, plus il était probable que l'intérêt individuel prime dans les prises de décisions. Néanmoins, l'approche d'Ostrom a consisté à étudier des cas d'action collective ayant

abouti à des exploitations raisonnées et concertées de ressources naturelles, afin d'identifier les mécanismes de ces succès. Huit principes sont cités comme étant à la base d'une exploitation stable d'un bien commun :

- Des limites clairement définies des appropriateurs impliqués ainsi que du bien concerné.
- Des règles d'appropriation et de fourniture des ressources adaptées à la situation locale.
- Des arrangements collectifs permettant à la plupart des appropriateurs de participer aux processus de prise de décision.
- Un mécanisme de surveillance interne par des surveillants devant rendre des comptes aux appropriateurs ou étant eux-mêmes appropriateurs.
- Des sanctions graduelles en cas de violation des règles par des appropriateurs.
- Des mécanismes rapides et bon marché de résolution des conflits.
- Une reconnaissance étatique de la légitimité de la communauté.
- Pour les systèmes de grande taille, une organisation des différentes activités suivant plusieurs niveaux d'entreprise imbriqués.

Ces idées, que l'on peut d'ailleurs largement retrouver dans les principes de gestion des conflits homme-faune proposés par Redpath *et al.* (2013), ont mené à l'étude des Systèmes couplés homme-nature¹⁹ faisant à la fois intervenir des problématiques d'action collective et de conservation de la nature (Liu *et al.* 2007b), et qui considèrent l'objet formé par le résultat des interactions entre les communautés humaines et les ressources naturelles. Ces travaux ont permis de mettre en lumière la complexité des systèmes formés, ainsi que le poids considérable des spécificités locales dans leur caractérisation, et donc la difficulté de transposer des résultats d'un système à un autre (Liu *et al.* 2007a). Un indicateur permettant de comparer l'état de différents systèmes socio-écologiques, le SESI²⁰, a été proposé par Estoque et Murayama (2014), reposant sur une évaluation des pressions exercées – les perturbations et les dérangements, qui peuvent affecter à la fois la partie écologique (pression bio-physique) ou la partie sociale (pression socio-économique) du système (Anderies *et al.* 2004) – et de leur résilience – la capacité d'un système à absorber les perturbations et à se réorganiser pour revenir à sa fonction, sa structure, son identité et ses règles (Walker *et al.* 2004). Cet indicateur agit comme une synthèse d'autres indicateurs créés pour évaluer la qualité des systèmes mais qui tendaient à se focaliser majoritairement sur les problématiques environnementales ou sociales, tels que l'ESVI²¹ (Estoque & Murayama 2013) ou l'HDI²². Cependant, le SESI repose sur des estimateurs généraux, et non sur une analyse approfondie des mécanismes du système, ce qui limite son utilisation dans une optique d'interprétation de scénarios, et le rend

¹⁹CHANS : Coupled Human And Nature Systems

²⁰SESI : Social-Ecological Status Index

²¹ESVI : Ecosystem Service Value Index

²² HDI : Human Development Index (Indice de développement humain)

plus approprié pour des plans de gestion à une échelle beaucoup plus large que celle requise dans le cas de l'ours des Pyrénées.

Une des approches de gestion intégrée les plus communes est la Gestion Basée sur l'Ecosystème (EBM), qui considère l'homme comme étant un des éléments de l'écosystème. Son objectif est de maintenir un écosystème stable, productif et résilient afin que celui-ci puisse répondre aux besoins humains (Long *et al.* 2015), et son développement eut lieu dans le but d'assurer la pérennité des ressources marines face à la pression exercée par les activités de pêche (Pikitch *et al.* 2004). L'EBM repose donc sur trois critères généraux (Arkema *et al.* 2006) :

- La durabilité de l'écosystème, insistant sur l'aspect renouvelable des ressources.
- La santé de l'écosystème, avec pour but de respecter son intégrité.
- La présence de l'homme comme un élément de l'écosystème, ce qui signifie que son bien-être et son éducation font partie des objectifs de gestion.

Mais au-delà de ceux-ci, les systèmes incluent également des critères propres à l'écologie (variations spatiales et temporelles de l'écosystème, interactions biotiques), aux sciences humaines (valorisation économique ou non des biens écosystémiques, identification des parties prenantes, de leurs relations et de leur place dans la gestion), et à la gestion à proprement parler (suivi, implémentation des décisions, règles, adaptation aux changements), qui changeront suivant l'écosystème considéré (Arkema *et al.* 2006). Des propositions existent également pour intégrer l'EBM aux actions collectives locales lorsque celles-ci font partie de la gestion coutumière des ressources (Aswani 2011), ce qui peut permettre d'atténuer les problèmes nés lors d'interventions perçues comme extérieures par les parties prenantes du système. L'EBM est notamment mise en avant par les Nations Unies afin d'améliorer la gestion des ressources halieutiques dans le monde (United Nations Environment Program 2011). Dans un modèle de pêche, l'homme occupera une place de super-prédateur prélevant une partie des ressources chaque année, l'objectif de l'EBM étant d'assurer que ces « prédateurs » ne menacent pas les effectifs de populations « proies » sur le long-terme. Mais cette approche est beaucoup plus difficile à appliquer dans le cas de l'ours des Pyrénées : celui-ci n'est pas une ressource vivrière, et la taille de sa population rend improbable la perspective de l'autorisation de sa chasse à des fins récréatives à moyen terme. Et s'il est possible d'estimer le poids économique des prédateurs causés par l'ours dans les Pyrénées, les arguments explicités dans la seconde partie de ce manuscrit indiquent que la valeur des animaux tués n'est pas le seul et unique élément considéré par les éleveurs.

D'autres approches intégrant sciences humaines et sociales et sciences de l'environnement se concentrent sur le risque de dommages causés par la faune – et donc de conflit - dans un cadre spatialement explicite, et pourraient par conséquent s'avérer plus indiquées pour le cas des ours Pyrénéens. Parmi les exemples choisis, on retrouve

d'ailleurs les prédateurs sur le bétail des ours noirs aux Etats-Unis (Atwood & Breck 2012) mais aussi les dégâts causés par les éléphants sur les cultures au Zimbabwe (Guerbois *et al.* 2012). L'approche d'Atwood et Breck (2012) repose sur la notion de « paysage de conflit », dans lequel les animaux interagissent à la fois avec un paysage écologique – ce qui s'approche d'un modèle d'occupation de l'habitat – et avec un paysage sociologique constitué par les attitudes des résidents de la région. La qualité de l'habitat estimée dans ce paysage intègrera donc les attitudes des résidents vis-à-vis de la présence des animaux, ce qui permet d'identifier des points chauds potentiels combinant une forte probabilité de présence des animaux et l'hostilité des résidents. La corrélation spatiale entre la distribution de populations sauvages de prédateurs et celle des troupeaux a déjà été plusieurs fois utilisée dans une optique de prévention des risques liés aux grands prédateurs, en identifiant les sites d'attaque les plus probables et en encourageant la mise en place de mesures de prévention, mais ces démarches étaient rarement intégrées dans un processus de mitigation des conflits (Miller 2015). De plus, il est impossible de corréler directement les dommages subis avec la perception des prédateurs par les populations humaines (Suryawanshi *et al.* 2013), une constatation cohérente avec nos résultats d'hétérogénéité spatiale observés dans les Pyrénées. De fait, si ces modèles spatialement explicites pourraient s'avérer un outil utile dans une optique d'implémentation de mesures de protection, ils ne permettent pas de modéliser les interactions entre les différents agents (humains ou non) au sein du système, et par exemple d'interpréter comment pourrait évoluer le système suite à une décision de gestion particulière.

Dans cette optique, la méthode qui nous paraît être la plus adaptée à nos objectifs pyrénéens semble être l'usage d'un système multi-agents appliqué aux problématiques locales liées à la conservation des ours. Les modèles multi-agents reposent sur la simulation des interactions entre un certain nombre d'éléments (« agents ») présents dans un environnement, et ont été à l'origine conçus afin d'étudier des problématiques liées aux intelligences artificielles distribuées (Ferber 1995), avant d'être adaptés dans d'autres domaines, y compris les sciences de l'environnement. Au-delà de leur usage dans le domaine de leur éthologie (Dumont & Hill 2001; Pratt *et al.* 2005), c'est l'application de ces modèles dans l'étude des relations entre des pratiques humaines et des populations animales (Mathevet *et al.* 2003; Dupont *et al.* 2011) qui servira de base à notre réflexion. Les propriétés des systèmes multi-agents seront détaillées dans la section 2.2 dans laquelle sera explicitée la discussion sur leur application à la controverse autour de la présence d'ours dans les Pyrénées.

2. Application au conflit autour de l'ours des Pyrénées

2.1. Utiliser les résultats de l'enquête sociologique dans un cadre de modélisation

Les résultats de l'enquête par questionnaire que nous avons présentés jusqu'à ce point du manuscrit ont tous été obtenus suivant le même protocole : une ACP sur les résultats à un groupe de questions portant sur un thème, puis une régression linéaire multiple sur l'axe principal de cette ACP – qui dans les cinq groupes de questions

expliquait une large part de la variance, allant de 55 à 87%- afin d'identifier l'influence des variables sociologiques en sélectionnant le meilleur modèle. Du fait des contraintes de longueur inhérentes à la rédaction d'un article scientifique, l'accent a été mis sur la première ACP, réalisée sur la première partie du questionnaire (4 items au total) et qui portait sur l'opinion du répondant vis-à-vis de la présence des ours – sans aborder des thématiques telles que la conservation, la gestion ou la relation entre ours et pastoralisme. Ceci a été rendu possible par la cohérence des résultats obtenus dans les cinq ACP (l'axe principal évoqué plus haut informait toujours sur l'attitude générale du répondant vis-à-vis des ours) et la similarité des variables sociologiques explicatives dans les modèles linéaires sélectionnés pour chacune des ACP.

Dans l'optique de la réalisation d'un modèle intégré spatialement explicite, les données à notre disposition correspondraient donc à l'attitude moyenne des résidents des différents départements des Pyrénées vis-à-vis des ours, avec des valeurs différentes suivant la thématique abordée (présence, conservation, gestion, chasse, pastoralisme, tourisme). En termes statistiques, cela revient à refléter la tendance centrale dans chacun des départements, qui n'est qu'une des trois caractéristiques permettant de décrire un jeu de données - les deux autres étant la dispersion, accessible au travers de la variance ou de l'écart-type, et la forme, qui regroupe la symétrie ou la modalité de la distribution (Loether & McTavish 1976). En terme de sociologie, cela signifie que chacun des six territoires – ou sept, puisque nos données permettaient le découpage de l'Ariège en deux²³ – se retrouve représenté par une personne à l'attitude intermédiaire entre celle des personnes les plus favorables à la présence des ours, et celle des personnes les plus opposées. Or cela revient à ignorer la force des attitudes des habitants d'un territoire, et l'effet que celle-ci peut avoir sur le conflit (Petty & Krosnick 1995). Les attitudes les plus extrêmes ont en effet plus de chance d'influer sur le comportement des répondants, et donc d'avoir un impact direct sur le conflit (Manfredo 2008). Pour prendre un exemple reposant sur une échelle de Likert à 7 grades allant de « Extrêmement défavorable » (1) à « Extrêmement favorable » (7), alors les groupes de 10 personnes suivants :

- 3 « Extrêmement défavorable » (1), 4 « Extrêmement favorable » (7), 3 « Plutôt favorable » (5)
- 2 « Défavorable » (2), 4 « Ni favorable, ni défavorable » (4), 4 « Plutôt favorable » (5)

...auront les mêmes attitudes moyennes (4,3), et ce même si l'intensité du conflit est probablement nettement supérieure dans le premier groupe où coexistent des personnes aux opinions opposées. On peut raisonnablement imaginer qu'un processus de dialogue ou de coopération sera plus aisé à mettre en place dans le second groupe qu'il ne le sera dans le premier, car les antagonismes préexistants jouent un rôle important dans la mise en place de collaboration entre les parties prenantes d'un conflit (Ansell & Gash 2007).

²³Ce découpage avait été réalisé à la fois grâce à son sens géographique – entre le Couserans sur lequel réside une grande partie du noyau central et la Haute-Ariège qui n'a plus d'ours depuis 2011 – et parce que l'échantillon de l'enquête le permettait. La question de l'échelle géographique de l'étude sociologique est discutée dans la partie 2.3.

Pour mettre en évidence les différences dans l'état des controverses d'un territoire à un autre, une possibilité est d'utiliser l'indicateur de potentiel de conflit (Manfredo *et al.* 2003). Celui-ci peut se calculer à l'aide de la formule suivante pour chacun des items du questionnaire :

$$PCI = \left[1 - \left| \frac{\sum_1^{n_f} |X_f|}{X_t} - \frac{\sum_1^{n_d} |X_d|}{X_t} \right| \right] \times \frac{X_t}{Z}$$

Avec :

- *PCI* : Indicateur de Potentiel de Conflit (*Potential for Conflict Index*)
- n_f : le nombre d'individus ayant répondu **favorablement** à la question/proposition
- X_f : « score de faveur » d'un individu - +1, +2 ou le cas échéant +3 au-dessus de la valeur médiane
- n_d : le nombre d'individus ayant répondu **défavorablement** à la question/proposition
- X_d : le « score de défaveur » d'un individu - +1, +2 ou le cas échéant +3 au-dessus de la valeur médiane
- X_t : poids total des scores, calculé de la façon suivante :

$$X_t = \sum_1^{n_f} |X_f| + \sum_1^{n_d} |X_d|$$

- Z : la somme maximale possible de tous les scores :

$$Z = n_t \times k$$

Où n_t est le nombre total de répondants (ce qui inclut également les personnes ayant répondu de façon neutre à la question) et k le score « extrême » - donc 2 pour une échelle de Likert à 5 grades, ou 3 pour une échelle de Likert à 7 grades.

Ainsi, en reprenant les deux groupes de 10 personnes décrites précédemment, les PCI de chacun seront :

- Pour le groupe 1 (réponses : 1, 1, 1, 5, 5, 5, 7, 7, 7, 7)
 - $n_f = 7, n_d = 3$
 - somme des scores de faveur : 15
 - somme des scores de défaveur : 9
 - poids total des scores X_t : 24
 - somme maximale possible Z : 30
 - *PCI* =

0.6

- Pour le groupe 2 (réponses : 2, 2, 4, 4, 4, 4, 5, 5, 5, 5)
 - $n_f = 4$, $n_d = 2$
 - somme des scores de faveur : 4
 - somme des scores de défaveur : 4
 - poids total des scores X_t : 8
 - somme maximale possible Z : 30
 - **PCI = 0.27**

Le PCI permet donc de discriminer entre un groupe dans lequel prévalent des attitudes extrêmes sur une question, et un groupe dans lequel prévalent des attitudes modérées. Sa combinaison avec l'attitude moyenne pourrait donc permettre d'informer de façon plus utile sur les attitudes d'un groupe de répondants – donc, dans le cadre d'un modèle spatialement explicite, dans un département des Pyrénées.

La Figure 13 présente ainsi la moyenne des choix des répondants pour les propositions B11 et B12 du questionnaire, qui avaient les intitulés suivants – en sachant que la réponse 1 équivaut à « Absolument pas d'accord » tandis que 7 correspondait à « Tout à fait d'accord » :

- B11 : « Il doit exister la possibilité de déplacer un ours ailleurs dans les Pyrénées lorsque son comportement pose problème »
- B12 : « Il doit exister la possibilité de tuer un ours lorsque son comportement pose problème »

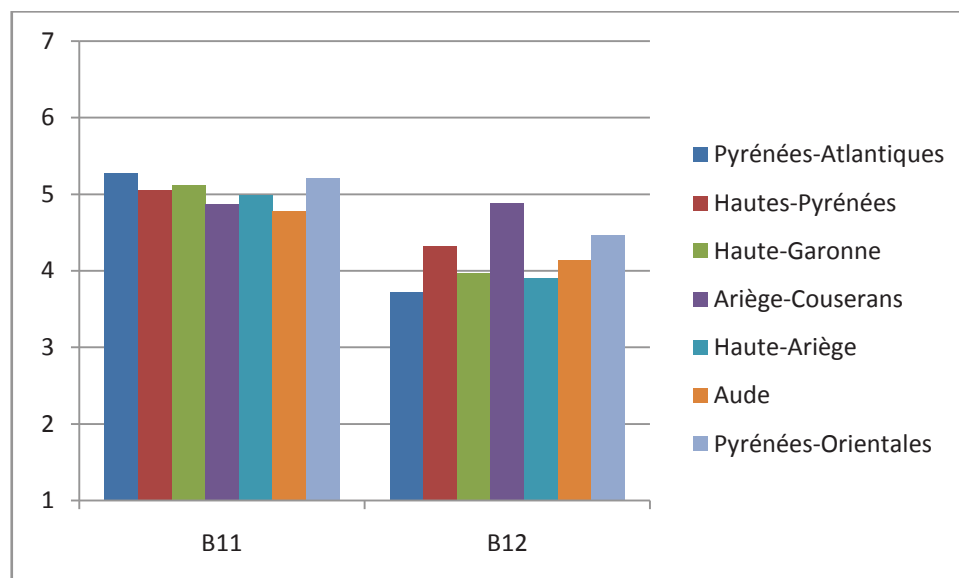


Figure 12 : Moyenne des réponses données aux propositions B11 et B12 du questionnaire, dans chaque département (avec séparation en deux de l'Ariège)

On observe ainsi des moyennes qui sont relativement homogènes pour la proposition B11, à laquelle les personnes semblent globalement favorables. Les moyennes des réponses à la question B12 sont plus proches de 4 (soit ni favorable, ni défavorable), avec le Couserans et les Pyrénées-Orientales semblant légèrement favorables tandis que les Pyrénées-Atlantiques apparaissent légèrement défavorables. Dans les deux cas, la moyenne des réponses semble proche de la neutralité.

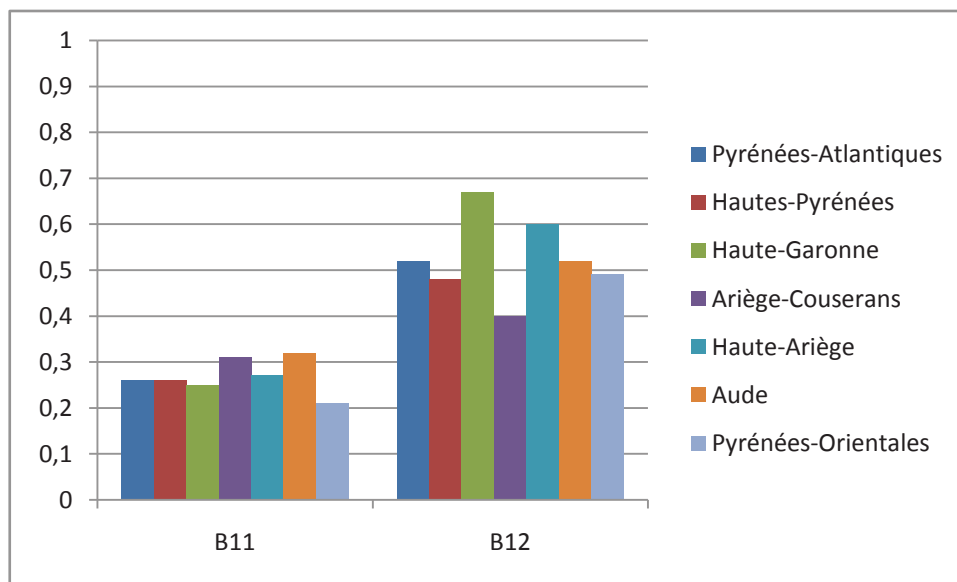


Figure 13 :PCI pour les propositions B11 et B12 du questionnaire, dans chaque département (avec séparation en deux de l'Ariège)

Cependant, le calcul du PCI (Figure 13) indique que malgré des moyennes relativement comparables, la distribution des réponses aux deux propositions diffère largement, avec des choix beaucoup plus proches des extrêmes pour la proposition B12 que pour la proposition B11. Il conviendrait donc d'utiliser ces deux outils dans le cadre de l'exploitation des résultats de l'enquête sociologique dans une approche intégrée, afin de prendre en compte les nuances des distributions des attitudes, et non uniquement leur moyenne.

2.2. Combinaison des données dans un modèle multi-agents

La présentation des idées proposées pour la réalisation d'un modèle multi-agents sur la présence de l'ours dans les Pyrénées suivra le protocole ODD (Overview, Design concepts and Details) conceptualisé par Grimm *et al.* (2006) et mis à jour dans Grimm *et al.* (2010). Ce cadre a été conçu pour homogénéiser la présentation des modèles basés sur des agents ou des individus, pour permettre de les comprendre et de répliquer leurs résultats, ce qui peut s'avérer difficile en cas de flou sur ses éléments ou ses processus (Hales *et al.* 2003).

2.2.1. Objectifs de la modélisation

Le but de cette démarche est de dessiner les contours d'un modèle permettant de simuler la coexistence entre les activités humaines et la présence des ours dans les montagnes des Pyrénées, et d'observer comment le système pourrait évoluer en réponse à divers événements pouvant potentiellement le perturber. Une des perturbations les plus évidentes consisterait par exemple en une translocation d'ours extérieurs aux Pyrénées afin de renforcer la population – mais il pourrait également s'agir d'un événement de mort d'ours médiatisé. Les résultats obtenus par le biais des différents scénarios n'auraient aucune valeur prédictive, mais pourraient servir de base de réflexion au moment d'implémenter des mesures de conservation ou de gestion de la population. L'utilisation de chaque élément du modèle sera discutée, avec le cas échéant les avantages et les inconvénients des différentes options.

2.2.2. Variables d'état et échelles

- Modéliser la population d'ours à l'aide d'un modèle individu-centré

La première problématique est celle de la façon de considérer la population d'ours des Pyrénées. Il existe plusieurs options, de plus en plus complexes, pour considérer l'agent ou les agents représentant les ours dans le modèle. Il serait par exemple possible de traiter les ours comme une population structurée dans laquelle les individus appartiendraient à différentes cohortes en fonction de leur âge et de leur sexe, une approche déjà utilisée par Chapron *et al.* (2009). Néanmoins, dans le cadre de cette réflexion, c'est un modèle individu-centré qui sera considéré, dans lequel chaque ours sera un agent individuel caractérisé par un certain nombre de variables. Les travaux de Wiegand *et al.* (2004) qui ont créé un modèle de population individu-centré spatialement explicite pour étudier la colonisation de l'Est des Alpes par les ours seront utilisés comme base de réflexion afin de discuter des caractéristiques des agent « ours » dans notre modèle.

- Sexe et âge

Sexe et âge sont les deux caractéristiques les plus élémentaires de tout modèle démographique visant à représenter des populations de grands prédateurs. Dans le cas des ours, leur combinaison permet notamment d'identifier les femelles en âge de se reproduire – soit âgées de 4 ans, âge de la maturité sexuelle, à 28 ans, âge auquel apparaissent des signes de sénescence (Schwartz *et al.* 2003). Le sexe influence également la taille des domaines vitaux, qui sont plus grands pour les mâles que pour les femelles (Dahle & Swenson 2003; Dahle *et al.* 2006a).

- Statut reproducteur

Ce paramètre permettrait de distinguer les femelles adultes, qui pourraient être « immatures », « suitées » ou « disponibles », ce qui influence également la taille de leur domaine vital et donc leurs déplacements (Dahle & Swenson 2003; Martin *et al.* 2008). Les femelles suitées et leurs oursons de l'année auront, pour les besoins du modèle, des déplacements identiques. La survie de Cannelito après la mort de Cannelle en 2004 indique que le décès d'une ourse ne cause pas nécessairement celui de sa portée. La survie des oursons isolés dépend du moment de l'année où a lieu la séparation d'avec la mère, les orphelins ayant une chance de survie nettement supérieure si la séparation a lieu après juillet (Swenson *et al.* 1998a). Pour modéliser ces effets, les oursons de l'année pourraient se voir attribuer par défaut l'état « accompagné », avec la possibilité de passer dans l'état « isolé » qui affecterait leur espérance de survie pour le reste de l'année, plus particulièrement si ce passage dans l'état « isolé » a lieu dans la première moitié de l'année.

- Mobilité

Des analyses non publiées réalisées sur la population des Pyrénées montraient de fortes disparités dans la mobilité des ours, mâles en particulier. Balou et Pyros se déplaçaient ainsi beaucoup plus que les autres mâles adultes du noyau central. La mobilité pourrait donc être un facteur affectant la propension d'un individu à passer d'un sous-massif à un autre. Un indicateur de territoire préférentiel pourrait être utilisé afin de représenter les sous-massifs dans lesquels se trouve préférentiellement l'individu, au-delà des considérations de qualité d'habitat.

- Régime alimentaire

Celui-ci est de mieux en mieux connu au sein de la population grâce à l'utilisation d'un chien détecteur de fèces. Ceci ouvre la voie à la réalisation d'analyses permettant de trouver d'éventuels liens entre régime alimentaire d'un ours et probabilité de dommages sur les troupeaux, qui pourraient être utilisés dans ce modèle afin de faire varier la propension d'un individu à se nourrir sur le bétail – car la part animale de leur alimentation ne sera pas nécessairement corrélée avec la probabilité d'attaques.

- Les populations humaines

Malgré la densité humaine relativement faible dans les Pyrénées, un modèle individu-centré dans les Pyrénées demeure peu pertinent. Les agents humains qui ont la plus forte probabilité d'interaction avec les ours demeurent les éleveurs, même s'il existe sans doute des moyens d'intégrer également les chasseurs dans certains modèles sous une forme différente, et c'est sur eux qu'il convient donc d'axer le raisonnement. Deux approches semblent possibles pour modéliser l'élevage pyrénéen de façon spatialement explicite :

- L'élevage : approche éleveur-centrée

Comme les ours, les éleveurs des Pyrénées peuvent être considérés comme des agents individuels dans le modèle, et devront dans ce cas être caractérisés par un certain nombre de variables :

- Le sous-massif de résidence, et plus précisément le sous-massif sur lequel se trouve l'estive dont ils font usage.
- Les types d'élevage pratiqués : ovin, bovin, caprin ou équin
- Le nombre de têtes de chaque type de bétail
- Le cas échéant, les mesures de protection utilisées : berger, chiens de protection, parcs
 - o L'élevage : approche sous-massif centrée

En combinant les agents présents à l'intérieur de chaque sous-massif, il serait également possible d'obtenir un cheptel total par sous-massif, avec lequel interagiraient les éventuels ours présents. Le cheptel lui-même peut-être traité de plusieurs façons différentes dans un modèle :

- De façon globale. Les effectifs des différents types de bétail se verront adjoindre des coefficients marquant la probabilité qu'ils soient gardés par des chiens, surveillés par des bergers, ou parqués.
- Par catégorie, avec une classification combinant le type de bétail et le degré de protection. En recoupant les effectifs et les mesures de protection mises en place par chaque agent éleveur dans un sous-massif, il devient possible d'accéder au nombre de bêtes non gardées, gardées uniquement par un chien, gardées uniquement par un berger, gardées à la fois par un chien à un berger, uniquement parquées, etc.

A noter que l'accès à ces données requerrait très certainement une coopération avec les chambres d'agriculture des différents départements des Pyrénées, et que cette collaboration pourrait conditionner la forme à donner au modèle.

- o Modéliser la chasse

Les effets de la présence des ours sur les activités cynégétiques sont très difficiles à modéliser, car il n'existe pas de consensus sur leur nature : certains chasseurs considèrent que les ours font fuir le gibier, d'autres qu'ils n'ont que peu ou pas d'influence. Il existe des effets indirects liés à la législation en cas de découverte de traces de femelles suitées²⁴, mais ceux-ci agissent dans des délais trop courts pour être intégrables dans le modèle. Cependant, dans le cadre d'un modèle intégratif associant sociologie et écologie, la chasse peut être représentée

²⁴ Des arrêtés préfectoraux fixent qu'en cas de découverte de traces de femelles avec oursons, les battues sont suspendues dans tout le secteur concerné pendant 48h. Un secteur peut également se voir interdire de tout type de chasse pour une saison entière en cas de découverte d'une tanière active, mais les échelles géographiques ne correspondent pas à celles utilisées dans notre modèle.

sous la forme d'évènements de type « catastrophe » - évènement à probabilité d'occurrence extrêmement faible, pouvant affecter une cible aléatoire - qui seraient à rapprocher des morts des ourses Mellba en 1997 et Cannelle en 2004. Si la probabilité qu'un tel évènement soit documenté demeure très faible, son influence sur les esprits serait du même ordre de grandeur qu'une décision de translocation.

- Les attitudes dans la population

Au-delà des agents directement concernés par la présence de l'ours, l'intégration des enquêtes sociologiques et des études de démographie au cœur du modèle se fera par l'ajout des résidents des Pyrénées. La partie 2.1 arguait de l'importance de qualifier les attitudes à la fois par une valeur centrale et par une valeur de dispersion, mais au-delà de ces deux paramètres, il existe encore une fois plusieurs façons de représenter la population dans chacun des départements des Pyrénées – qui constituent l'échelle la plus fine à laquelle il était possible d'avoir accès du fait de l'échantillon de répondants. Deux possibilités semblent exister pour représenter ce « grand public » :

- La méthode la plus simple consiste à donner à chaque section géographique (les six départements, en coupant l'Ariège en deux) une valeur d'attitude, ainsi qu'un indicateur de potentiel de conflit. Pour complexifier le modèle, il serait possible de scinder cette valeur d'attitude « générale » en plusieurs opinions sur des sujets divers qui étaient identifiés au sein du questionnaire : importance de l'élevage, importance de la chasse, conservation de l'ours, opinion sur les translocations
- Une méthode plus avancée consisterait, à partir des valeurs centrales et des PCI obtenues dans chaque département, à simuler un nombre fixe d'agents individuels composant la population. Ces agents individuels seraient caractérisés par des variables qui seraient à déterminer. Parmi les possibilités...
 - Leur attitude générale vis-à-vis de la présence des ours
 - Leur intérêt pour le conflit autour de la présence des ours
 - La force de leur lien avec le monde de l'élevage
 - La force de leur lien avec le monde de l'écologie
 - La pratique ou non de la chasse

Ces variables permettraient donc de simuler la réponse comportementale d'un agent vis-à-vis d'un évènement significatif relatif à la présence de l'ours : mort médiatisée d'ours, dérochement d'un nombre important de bêtes, translocation, etc. Cependant, si certaines pourraient être déduites des réponses obtenues à certaines propositions du questionnaire, ce ne serait pas le cas de toutes, l'enquête n'ayant pas été originalement conçue dans l'optique de la création d'un modèle multi-agents. La variable « attitude vis-à-vis de la présence des ours » (qui peut être extrapolée de la réponse aux questions A1 à A3 ainsi que B1 à B9) serait utilisée comme la variable « réponse » dont l'évolution serait utilisée comme marqueur pour visualiser l'effet des différents scénarios. Les autres variables, elles,

influenceraient la variable « réponse » par leurs variations. Parmi les autres variables qui pourraient être extraites de nos données, on retrouverait :

- L'attitude vis-à-vis de translocations (question A4) – il existait des cas de personnes favorables à la présence des ours, mais qui ne souhaitaient pas de réintroductions
- L'attitude vis-à-vis de la mort des ours, qui pourrait être extrapolée des positions sur la gestion de la population d'ours (propositions B10 à B15)
- L'attitude vis-à-vis des prédateurs d'ours, qui pourrait être estimée à partir des réponses aux propositions sur les dégâts causés par les ours, et sur les importances relatives des ours et de l'élevage (questions B22-23 et B26-28)

Le nombre de chasseurs dans chaque département pourrait quant à lui être utilisé pour générer la probabilité pour chacun des agents d'être chasseur.

- Les processus du modèle
 - Le pas de temps

Le pas de temps mensuel semble le plus adapté dans le modèle pour permettre d'y inclure un certain nombre de phénomènes saisonniers.

- L'hivernation de décembre à mars, dans laquelle l'activité des ours serait considérée comme nulle
- La naissance des oursons, au mois de janvier
- La période de rut, d'avril à juillet, durant laquelle les mâles adultes se déplacent plus loin et plus fréquemment, d'autant plus en cas de faible densité en femelles (Krofel *et al.* 2010)
- La montée des troupeaux sur les estives, entre juin et septembre
- La période d'hypoerphagie en octobre et novembre, particulièrement importante chez les femelles gestantes

- Le cadre spatial

La plus petite échelle à notre disposition est celle des différents sous-massifs des Pyrénées utilisés pour l'étude de distribution de la population, et nous ne disposons pas pour le moment de données suffisantes pour augmenter sa résolution. Ces sous-massifs sont uniquement disponibles sur le versant français des Pyrénées, alors que les ours sont également présents en Espagne et en Andorre – mais nos données de sociologie étant restreintes à la population française, il serait impossible d'inclure l'ensemble du massif dans l'étude. Toutefois,

les ours sont capables de passer d'un côté à l'autre de la frontière, et certains peuvent même le faire régulièrement si leur territoire est à proximité de ou sur cette limite.

En attendant une harmonisation complète, un découpage temporaire du territoire espagnol pourrait être utilisé afin de modéliser les déplacements des ours en dehors du territoire français – en sachant que sur ce versant, le modèle se limiterait à la dynamique de la population d'ours et n'aborderait pas l'attitude des résidents²⁵.

Les déplacements des ours seraient générés à chaque pas de temps, et dépendraient de plusieurs paramètres :

- Leur mobilité, évoquée précédemment, qui influencerait sur la probabilité que l'individu change de sous-massif
- Les habitudes, qui font qu'un individu préférera se déplacer dans certains sous-massifs, plutôt que dans d'autres
- La mobilité des ours mâles en particulier pourrait se voir affectée par les occupants des sous-massifs environnants, en particulier en période de rut où les mâles se déplacent activement pour rechercher les femelles non suitées
- La densité de la population pourrait affecter les mouvements des ours si elle se rapprochait de la capacité de charge maximale du milieu (Swenson *et al.* 1998b). Celle-ci a été estimée à au moins 110 individus sur l'ensemble des Pyrénées (Martin *et al.* 2012). Il serait donc possible de déduire de cette analyse une densité à partir de laquelle les ours du noyau central auraient plus de chances de se déplacer dans des sous-massifs actuellement inoccupés.
- Une conséquence d'une augmentation de la densité de la population serait l'inclusion dans les phénomènes de cas de prédation intraspécifique, et en particulier les cas d'infanticide causés par les ours mâles (Hrady 1979), qui peuvent parfois également affecter des individus subadultes (Swenson *et al.* 2001a). Le modèle pourrait donc inclure un seuil de densité au-delà duquel les ours mâles se trouvant dans le même sous-massif qu'une femelle suitée durant la période du rut auraient une chance de causer la mort d'un ou plusieurs de ses oursons.

- La modélisation des dommages causés par les ours

La simulation de dommages par les ours serait à la fois influencée par le nombre d'animaux présents près des zones occupées par les ours durant la période de montée en estive (qui a lieu entre juin et septembre), par le degré de protection du bétail dans un sous-massif, et par la tendance des ours présents à commettre des

²⁵ Les données de dommages causés par les ours sont également disponibles sur le versant espagnol, et on peut imaginer que des collaborations avec l'équivalent ibérique des chambres d'agricultures pourrait donner accès au nombre de têtes de bétail dans les Pyrénées espagnoles.

prédations sur les troupeaux. Le taux de prédation par les ours pourra être calibré grâce aux données disponibles annuellement sur le nombre d'attaques et sur le nombre d'animaux tués (Camarra *et al.* 2016), en sachant qu'il serait également possible d'inclure une « estimation haute » des dommages causés par les ours en y ajoutant les dossiers indéterminés, dans lesquels la responsabilité de l'ours n'a pas été établie (Préfet de la Région Languedoc-Roussillon-Midi-Pyrénées 2016). Le processus séparerait la survenue d'une attaque, et le nombre d'animaux tués. Afin de calculer le nombre de bêtes tuées, le modèle devrait dans un premier temps déterminer s'il s'agit d'une simple attaque (avec un nombre limité de bêtes tuées) ou s'il s'agit d'une attaque avec dérochement, qui causera un nombre aléatoire de morts en plus des dégâts de prédation. Le cas de Francka (Quenette *et al.* 2007) montre également que la surprédation est possible, bien que rare, chez les ours. L'ajout de cette variable dans la caractérisation des agents « ours » pourrait permettre de tester les conséquences de l'apparition d'un autre individu au comportement problématique dans la population – en termes de modélisation, un tel individu causerait la mort d'un nombre plus important de bêtes à chaque attaque.

- Les scénarios à tester

L'un des intérêts du développement d'un modèle multi-agents pour l'ours pyrénéen est de pouvoir étudier les conséquences possibles d'événements affectant la population d'ours et la controverse l'entourant. Ces événements sont de nature très différente, et seront énoncés à la suite en indiquant les possibles variantes pouvant être appliquées.

- Translocations d'ours

Les translocations d'ours seraient modélisées par l'ajout d'agents de sexe et d'âge déterminés dans certains sous-massifs des Pyrénées. Leur mobilité serait supérieure durant les premiers mois suivant le lâcher, ce qui correspondrait aux déplacements supérieurs observés chez les individus relâchés dans les Pyrénées ou en Italie (Quenette *et al.* 2007). Le versant du massif (Français ou Espagnol) ainsi que le noyau de population dans lequel a lieu le lâcher devraient également être informés en vue de générer les conséquences de l'événement sur les attitudes : l'influence de l'événement sera plus importante sur les résidents français si la translocation a lieu en France, et celle-ci affectera différemment les résidents du noyau dans lequel a lieu le lâcher, et ceux du noyau non directement concerné.

- Mort d'ours médiatique

La mort de Cannelle (2004, chasse), et dans une moindre mesure celles de Mellba (1997, chasse) et de Francka (2007, percutée par une voiture) ont amené le sujet de l'ours à la première page des médias. La survenue du décès médiatique d'un ours de la population – que ce soit du fait d'une erreur de chasse, d'un braconnage, ou d'un autre accident – aurait le potentiel d'avoir un effet similaire. Cependant, il est impossible de prédire

l'ampleur d'une réaction médiatique, qui dépendrait à la fois de l'identité de l'ours et des circonstances de l'évènement. Ces morts pourraient être modélisées sous la forme d'un évènement de type « catastrophe » causant la disparition d'un agent ours, auquel serait attribué une intensité – le sous-massif dans lequel se trouvait l'ours au moment de l'évènement servant à spatialiser l'influence sur les attitudes. La nature de la perception de l'évènement par le public – accidentel ou volontaire – pourrait éventuellement s'ajouter aux paramètres.

- Attaque d'ours

Un autre évènement de type « catastrophe » serait une attaque d'ours sur humain. Celle-ci affecterait les attitudes des résidents, et pourrait ou non être associée au retrait de l'ours de la population, si la décision de sa capture ou de son abattage était prise par les autorités. Dans ce cas, comme dans celui de la mort d'ours évoquée au-dessus, l'évènement pourrait se voir associer un point d'influence qui déterminerait comment varient les attitudes suite à sa survenue, en définissant trois zones :

- Une « zone de tolérance extrême », dans laquelle n'importe quel évènement ne pourrait avoir qu'un effet neutre ou renforcer le soutien aux ours
- Une « zone d'intolérance extrême », similaire à la précédente, où les évènements ne pourraient avoir qu'un effet neutre ou renforcer l'opposition aux ours
- Une « zone de bascule », dans laquelle les attitudes pourront évoluer dans les deux sens, en sachant que la mort d'un ours aurait mécaniquement plus de chances de rendre les attitudes plus favorables, tandis qu'une attaque sur un humain aurait mécaniquement plus de chance de rendre les attitudes plus hostiles.

Les effets précis, cependant, sont impossibles à estimer à partir de notre enquête, qui ne propose qu'un instantané des attitudes, et n'a donc aucune valeur en termes de dynamique. S'il nous est possible d'émettre des hypothèses sur les conséquences d'un évènement sur les attitudes, elles ne peuvent être confirmées que par des études ciblant ces problématiques.

- Prise de position ministérielle

La prise de position ministérielle – ou, pourquoi pas, présidentielle, comme le fit François Mitterrand en 1988 au Muséum d'Histoire Naturelle pour l'inauguration d'une exposition consacrée à l'ours, ou comme Jacques Chirac lors du conseil des ministres ayant suivi la mort de Cannelle – amènerait à une médiatisation de la controverse autour de la présence de l'ours. Le contenu de la prise de position – perçue comme favorable ou défavorable aux ours – déterminerait l'influence sur les attitudes, même si comme précisé précédemment il est impossible de déduire la nature des réactions du contenu de notre enquête, d'autant plus que les réactions aux discours politiques peuvent être influencées par des considérations indépendantes de l'attitude vis-à-vis des ours.

- Autres possibilités

Marley *et al.* (2017) ont mis en évidence l'importance de l'éducation des populations sur les comportements à adopter vis-à-vis des ours dans la réduction de l'intensité des conflits liés à leur présence. Cependant, le modèle créé est destiné à cibler des populations civiles dans lesquelles le taux de rencontre d'ours est significatif – ce qui n'est pas le cas dans les Pyrénées, où seuls les éleveurs peuvent être considérés comme étant en interaction régulière avec la population d'ours. Aussi l'inclusion de cet effet paraît prématurée, même si elle pourrait s'avérer utile dans des scénarios destinés à modéliser un hypothétique futur très favorable pour les ours des Pyrénées.

- Les conséquences sur l'attitude des agents humains

Les différents effets inclus dans les scénarios à tester devront être caractérisés par la façon dont ils influenceront les attitudes des résidents, représentés par des agents simulés pour correspondre à un panel aussi représentatif que possible de la population totale des départements des Pyrénées. Chaque effet influencera une ou plusieurs des variables, en sachant qu'un certain nombre de ces influences dépendront de la valeur d'origine de la variable.

En prenant l'exemple d'une translocation, on pourrait imaginer que celle-ci aurait pour conséquence de rendre encore plus extrêmes les attitudes très marquées en faveur ou non des ours, et d'avoir un effet plus aléatoire sur les personnes aux attitudes plus modérées, qui dépendrait à la fois de l'attitude de départ, de la position sur le sujet des réintroductions – une personne qui y serait opposée tout en étant favorable à la présence des ours pourrait ainsi voir son attitude devenir moins positive.

Cependant, la modélisation de l'influence des événements marquants constitue le principal obstacle à la réalisation d'un tel modèle en l'état actuel des recherches. Le suivi écologique de la population est en effet remarquablement complet, et les quelques informations nécessaires aux modèles qu'il ne couvrirait pas pourraient certainement être obtenues par le biais d'études préalablement réalisées sur d'autres populations d'ours bruns. Mais notre enquête sociologique constitue le seul outil quantitatif à partir duquel il est possible d'extrapoler les variables du modèle : il est impossible de prédire les informations manquantes en utilisant les résultats d'études réalisées hors des Pyrénées, car cela reviendrait à ignorer le contexte social et économique local, essentiel dans la construction des attitudes vis-à-vis du conflit autour de la présence de l'ours. De la même façon qu'il serait impossible d'utiliser ce modèle « ours » et de le transposer à la problématique des loups en France en considérant que les comportements humains au regard de la controverse seraient identiques.

De plus, notre étude n'a pas été réalisée de façon longitudinale, ce qui signifie qu'il est impossible d'en déduire des tendances. De fait, il est impossible de prédire quelle serait l'évolution des attitudes en l'absence de tout

événement de conservation significatif, faute d'un second point à comparer au premier que nous avons obtenu. Si la plupart des conservationnistes s'accordent pour dire que les conflits ne se résolvent pas d'eux-mêmes (Redpath *et al.* 2013), il est impossible de dire si, en l'absence de toute mesure de gestion, un conflit aura tendance à graduellement s'aggraver, à s'atténuer pour atteindre un niveau basal, ou à varier aléatoirement – il est même probable que cela soit différent d'un conflit à l'autre.

Si notre enquête a permis d'apporter un éclairage sur les attitudes des résidents des Pyrénées, la réflexion sur la création d'un modèle intégré confirme l'importance de l'étape de conception des enquêtes sociologiques (Reynolds *et al.* 2011). Afin de pouvoir réaliser un modèle intégrant sociologie et écologie s'appuyant sur un maximum de données statistiques plutôt que des hypothèses non validées, une étude de sociologie dédiée semble nécessaire. Il n'y aurait pas de contrainte sur la forme : si l'étude quantitative permet d'accéder à des informations statistiques, des approches qualitatives pourraient mettre les mécanismes de variation d'attitudes en évidence sur un plus petit échantillon de répondants bien ciblés.

2.3. Quelles sont les limites actuelles au développement de ce modèle ?

Comme précisé ci-dessus, la principale limite au développement de ce modèle est que seul le suivi écologique est réalisé de façon longitudinale, et que plusieurs répétitions d'enquêtes sociologiques ou la mise en place d'études pour identifier les mécanismes d'évolution des attitudes seraient nécessaires pour implémenter des effets de dynamique des variables sociologiques qui y sont incluses. Cependant, il ne s'agit pas du seul et unique obstacle, et d'autres ont été mis en évidence durant la réflexion sur l'approche intégrée.

- Résolution et territoire de l'enquête

Nous avons réalisé l'enquête uniquement sur des communes sur le territoire desquelles les ours avaient été détectés entre 2009 et 2013²⁶. La zone d'occupation des ours s'étant contractée depuis 2009, nous avons donc à la fois des zones de présence actuelle et des zones de présence passée dans notre échantillon. Mais les zones de possible colonisation n'ont pas du tout été étudiées, et si l'état actuel du noyau occidental rend improbable le déplacement de ses membres, des individus dispersant en direction de l'Ouest à partir du noyau central pourraient atteindre les vallées d'Aure et de Campan (voir « Géographie des Pyrénées »), qui étaient exclues de l'enquête actuelle. De même, une translocation dans le noyau occidental ouvrirait la possibilité d'un retour de l'ours dans le pays Basque, dont il a disparu depuis 1961. L'inclusion de ces régions potentielles dans l'étude pourrait potentiellement affecter les résultats d'attitude obtenus dans les départements correspondants, et influencer les variables des agents humains du modèle.

²⁶ En plus de la commune de Lourdes dont l'ajout a été discuté dans le second chapitre.

L'autre problème est celui du décalage entre la résolution écologique et la résolution sociale. L'enquête par courrier ayant été réalisée en collaboration avec La Poste, nous avons été contraints d'utiliser les codes postaux, et non les communes en elles-mêmes. En combinant cela avec la population très faible de certaines régions rurales des Pyrénées, il nous était impossible de descendre en dessous d'une résolution départementale (Ariège exceptée), faute d'un nombre suffisant de répondants. Un travail d'échantillonnage pourrait permettre de passer à une échelle plus fine et plus cohérente avec les sous-massifs utilisés dans l'étude – même si la résolution « sous-massif » s'avérerait inaccessible, passer des départements des Pyrénées aux pays serait déjà un progrès significatif.

- Translation au versant espagnol

Une des extensions logiques de nos travaux de sociologie consisterait en leur réplique sur le versant espagnol des Pyrénées ainsi qu'en Andorre, afin d'y mesurer également les attitudes vis-à-vis de la présence des ours. Au-delà de la traduction et des moyens, la réflexion devra s'articuler autour des particularités de la géographie et de l'histoire locale qui influenceraient la conception de l'enquête. Le découpage en pays évoqué précédemment pourrait ainsi ne pas avoir de véritable équivalent, et la recherche d'une résolution intermédiaire entre la Catalogne et les unités de gestion des ours pourrait s'avérer nécessaire.

- Finir l'homogénéisation du suivi entre les différentes entités

Quelques aspects du suivi demeurent différents entre la France, l'Andorre et les principautés espagnoles, et leur homogénéisation simplifierait la conception du modèle intégré. Le principal est le découpage géographique du territoire des Pyrénées, afin qu'un équivalent aux sous-massifs français existe également en Espagne pour que les unités spatiales utilisées dans le modèle soient cohérentes par-delà la frontière administrative.

- Une évolution comportementale ?

Dans le modèle proposé, les agents humains sont soit passifs et uniquement représentés à travers leurs attitudes, soit présents indirectement à travers leurs troupeaux pour les éleveurs. Or la problématique des réponses comportementales des utilisateurs d'un bien naturel face à la mise en place de mesures de conservation demeure difficile à étudier, de par la nécessité d'une approche intégrant sociologie et écologie (Milner-Gulland 2012). Une des pistes d'évolution du modèle consisterait en effet en l'ajout d'agents humains « actifs » - éleveurs ou chasseurs en particulier – suivant le principe de partage de l'espace naturel entre populations humaines et animales, ou « land sharing » (Phalan *et al.* 2011). Dans ce système, les variations de pratiques humaines pourraient avoir un impact sur la population d'ours. Ceci nécessiterait encore une fois une adaptation du suivi sociologique pour que les variations de comportement en réponse à un événement puissent être étudiées à partir de cas réels, et non simplement prédites par des hypothèses.

- Etoffer le modèle en ajoutant les considérations économiques ?

Plusieurs approches intégrées utilisent déjà des modèles multi-agents couplant sociologie et écologie, en y ajoutant un aspect économique (Levontin *et al.* 2011; Chion *et al.* 2013), qui n'a pas été abordé dans nos travaux. Si le coût financier de la présence de l'ours ne serait probablement pas extrêmement complexe à mesurer – il combinerait l'indemnisation des dommages, le coût des mesures de prévention des attaques et le financement de la gestion et de la conservation de la population - c'est le volet des bénéfices liés à sa présence qui consisterait le principal obstacle à l'implémentation de mécanismes économiques dans le modèle multi-agents. Les deux exemples cités ci-dessus présentent en effet des modèles dans lesquels l'espèce animale est au centre de l'économie, que ce soit par le biais de sa pêche (Levontin *et al.* 2011) ou de l'existence d'une activité touristique entièrement liée à sa présence (Chion *et al.* 2013). Par contraste, le poids économique de l'ours – ce qui inclut à la fois coûts et bénéfices - dans les Pyrénées est plus difficile à évaluer, notamment car la taille réduite de sa population rend les observations directes très rares. Cependant, l'image de l'ours des Pyrénées est utilisée à des fins commerciales dans divers endroits du massif, et il existerait donc des bénéfices théoriques à la présence de l'ours dont la mesure pourrait ensuite être intégrée dans le modèle proposé.

Une autre approche qui pourrait s'avérer plus adaptée à la méthode multi-agents serait l'utilisation du prix d'acceptabilité (willingness-to-pay) comme un indicateur économique de la population d'ours – celui-ci désignant le prix que les résidents sont prêts à payer pour permettre la présence d'ours dans les montagnes. L'avantage de cette méthode, déjà utilisée sur les gloutons en Suède (Ericsson *et al.* 2007), est qu'elle s'intégrerait harmonieusement au modèle, s'ajoutant à la liste des variables caractérisant les agents humains.

2.4. Vers le futur : les loups dans les Pyrénées

Un des intérêts du développement d'un modèle multi-agent fiable et fonctionnel est la possibilité de l'étoffer ultérieurement en y ajoutant des éléments nouveaux. Le modèle discuté étant centré autour du conflit autour de la présence de l'ours dans les Pyrénées, l'éventualité de la recolonisation du massif par un autre grand prédateur constituerait un évènement difficile à ignorer comme étant extérieur au système étudié. Si le loup est revenu en France par les Alpes au début des années 1990, et si la majorité de sa population actuelle se trouve dans le quart Sud-Est de la France, sa présence a été détectée dans l'Est des Pyrénées depuis le début des années 2000 (Louvrier *et al.* 2016). Son inclusion dans un modèle futur offrirait des perspectives intéressantes, pour plusieurs raisons :

- La pression supérieure exercée par les loups, carnivores stricts, sur le bétail et le gibier par rapport aux ours, omnivores, qui complexifierait la gestion des dommages causés sur le bétail

- La capacité de dispersion des loups (Boyd & Pletscher 1999) nécessiterait l'inclusion de mécanismes distincts pour ces agents, avec éventuellement la possibilité de se déplacer entre deux sous-massifs non-contigus
- Enfin, l'effet des différents scénarios sur les attitudes devrait être réévalué, les ours et les loups ayant des influences très différentes dans les esprits humains (Dingwall 2001; Lescureux & Linnell 2010)

Le possible retour d'un second prédateur dans les Pyrénées rend d'autant plus importante la gestion du conflit autour de la présence de l'ours, afin que la complexification du système ne s'accompagne pas d'une détérioration des relations entre les parties prenantes, qui seraient préjudiciables tant pour l'homme que pour l'animal.

Perspective : Une gestion adaptative de l'ours en France ?

La combinaison des sciences de l'environnement et des sciences humaines et sociales ouvre des possibilités d'évolution dans la gestion du conflit autour de la présence des ours dans le massif des Pyrénées. Le développement d'un modèle multi-agents intégré, s'il requerrait un approfondissement du volet sociologie esquissé dans cette étude, est tout à fait réalisable compte tenu des outils à la disposition des chercheurs et gestionnaires. Il faut toutefois noter que les scénarios proposés dans le chapitre 3 et que ce modèle aurait vocation à tester n'abordaient pas d'hypothèses de gestion autres que la translocation de nouveaux individus dans la population. Aucun scénario ne suggérait d'effets sur les agents « ours » causés par une décision de gestion interne aux Pyrénées – ce qui peut inclure des captures, des déplacements d'individus, voire éventuellement la mise en place de prélèvements visant à contrôler les effectifs.

L'absence actuelle de la considération de ces mesures est logique compte tenu de la taille très réduite de la population et de son mauvais statut de conservation qui rendent périlleuse la gestion des conséquences du retrait volontaire d'un unique individu. Cependant, une croissance démographique constante pourrait amener à une réévaluation de la viabilité de la population, et donc de son statut. L'on pourrait d'ores et déjà réfléchir à la mise en place d'une gestion adaptative de la population, qui repose sur le principe « d'apprendre en essayant » (Walters & Holling 1990) et pour laquelle existent déjà des cadres de modélisation combinant conservation et gestion (Marescot *et al.* 2013). Ces approches pourraient notamment s'avérer précieuses dans le cadre d'expériences de gestion vouées à contrôler la diversité génétique au sein d'une population au fort taux de consanguinité. Si les modèles proposés pour la gestion adaptative tendent à se focaliser sur les sciences de l'environnement, l'usage de modèles multi-agents rend leur insertion dans un cadre socio-écologique théoriquement possible, et pourrait offrir aux gestionnaires un outil capable d'appréhender efficacement la conservation de populations animales dont la présence est sujette à controverse.

Bibliographie

- A., V. (2016). Toulouse : 200 militants anti-ours manifestent devant la préfecture. In: *France 3 Midi-Pyrénées*.
- Agence France Presse (2016). Manifestation contre les ours après la mort de 125 brebis. Available at: <http://www.tvanouvelles.ca/2016/07/05/manifestation-contre-les-ours-apres-la-mort-de-125-brebis> Last accessed 26/07/2016.
- Agrawal, A. (1995). Dismantling the Divide Between Indigenous and Scientific Knowledge. *Development and Change*, 26, 413-439.
- Alford, V. (1937). *Pyrenean Festivals*. Chatto and Windus, Londres.
- Allport, G.W. (1935). Attitudes. In: *A Handbook of Social Psychology*. Clark University Press Worcester, MA, US, pp. 798-844.
- Anderies, J.M., Janssen, M.A. & Ostrom, E. (2004). A framework to analyze the robustness of social-ecological systems from an institutional perspective. In: *Ecology and Society*, p. 18.
- Andren, H., Linnell, J.D., Liberg, O., Ahlqvist, P., Andersen, R., Danell, A. *et al.* (2002). Estimating total lynx Lynx lynx population size from censuses of family groups. *Wildlife Biology*, 8, 299-306.
- Ansell, C. & Gash, A. (2007). Collaborative Governance in Theory and Practice. *Journal of Public Administration Research and Theory*, 18, 543-571.
- Ansell, C. & Gash, A. (2008). Collaborative Governance in Theory and Practice. *Journal of Public Administration Research and Theory*, 18, 543-571.
- Apollodore (1921). *Bibliothèque*. G. Frazer, Londres.
- Araújo, M.B. & Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33, 1677-1688.
- Arkema, K.K., Abramson, S.C. & Dewsbury, B.M. (2006). Marine ecosystem-based management: from characterization to implementation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4, 525-532.
- Arnemo, J.M., Ahlqvist, P., Andersen, R., Berntsen, F., Ericsson, G., Odden, J. *et al.* (2006). Risk of capture-related mortality in large free-ranging mammals: Experiences from Scandinavia. *Wildlife Biology*, 12, 109-113.
- Aswani, S. (2011). Socioecological Approaches for Combining Ecosystem-Based and Customary Management in Oceania. *Journal of Marine Biology*, 2011, 13p.
- Atwood, T.C. & Breck, S. (2012). Carnivores, Conflict and Conservation: Defining the Landscape of Conflict. In: *Carnivore: Species, Conservation and Management* (eds. Alvares, FI & Mata, GE). Nova Publishers New York, pp. 99-118.
- Barraud, J. (2016). Manifestation contre la réintroduction d'ours à la préfecture. In: *La Dépêche du Midi*.
- Basile, J.V. (1982). Grizzly bear distribution in the Yellowstone area, 1973-79 (*Ursus arctos horribilis*). In: *Research Note INT-321* (ed. United States Department of Agriculture, FS).
- Bath, A. & Majic, A. (2000). Human Dimensions in Wolf Management in Croatia. Large Carnivore Initiative for Europe Zagreb.
- Bath, A., Olszanska, A. & Okarma, H. (2008). From a Human Dimensions Perspective, the Unknown Large Carnivore: Public Attitudes Toward Eurasian Lynx in Poland. *Human Dimensions of Wildlife*, 13, 31-46.
- Bayne, E.M., Boutin, S. & Moses, R.A. (2008). Ecological factors influencing the spatial pattern of Canada lynx relative to its southern range edge in Alberta, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 86, 1189-1197.

- Bellemain, E., Swenson, J.E. & Taberlet, P. (2006). Mating strategies in relation to sexually selected infanticide in a non-social carnivore: The brown bear. *Ethology*, 112, 238-246.
- Bellemain, E., Swenson, J.E., Tallmon, D., Brunberg, S. & Taberlet, P. (2005). Estimating Population Size of Elusive Animals with DNA from Hunter-Collected Feces: Four Methods for Brown Bears. *Conservation Biology*, 19, 150-161.
- Benhammou, F. (2007). Crier au loup pour avoir la peau de l'ours : Une géopolitique locale de l'environnement à travers la gestion et la conservation des grands prédateurs en France. Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts, Paris.
- Berger, P.L. & Luckmann, T. (1966). *The Social Construction of Reality: A Treatise in the Sociology of Knowledge*. Doubleday, New York.
- Berne (1979). Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe. (ed. Signataires, UEP) Berne.
- Bevan, E. (1987). The Goddess Artemis, and the Dedication of Bears in Sanctuaries. *The Annual of the British School at Athens*, 82, 17-21.
- Bijlsma, R., Bundgaard, J. & Boerema, A.C. (2000). Does inbreeding affect the extinction risk of small populations?: predictions from Drosophila. *Journal of Evolutionary Biology*, 13, 502-514.
- Bischof, R., Brøseth, H. & Gimenez, O. (2016). Wildlife in a Politically Divided World: Insularism Inflates Estimates of Brown Bear Abundance. *Conservation Letters*, 9, 122-130.
- Bischof, R. & Swenson, J.E. (2012). Linking noninvasive genetic sampling and traditional monitoring to aid management of a trans-border carnivore population. *Ecological Applications*, 22, 361-373.
- Blanchard, B.M. & Knight, R.R. (1991). Movements of yellowstone grizzly bears. *Biological Conservation*, 58, 41-67.
- Borelli-Massines, M. (2015). Des hommes et des ours : jeux d'acteurs et controverses, Le cas des Pyrénées Centrales côté français. Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Born, E.W., Wiig, O. & Thomassen, J. (1997). Seasonal and annual movements of radio-collared polar bears (*Ursus maritimus*) in northeast Greenland. *Journal of Marine Systems*, 10, 67-77.
- Boulanger, J., Kendall, K.C., Stetz, J.B., Roon, D.A., Waits, L.P. & Paetkau, D. (2008). Multiple Data Sources Improve DNA-Based Mark-Recapture Population Estimates Of Grizzly Bears. *Ecological Applications*, 18, 577-589.
- Boyce, M.S. (1992). Population Viability Analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23, 481-497.
- Boyd, D.K. & Pletscher, D.H. (1999). Characteristics of dispersal in a colonizing wolf population in the Central Rocky Mountains. *Journal of Wildlife Management*, 63, 1094-1108.
- Bruskotter, J.T. & Wilson, R.S. (2014). Determining Where the Wild Things will be: Using Psychological Theory to Find Tolerance for Large Carnivores. *Conservation Letters*, 7, 158-165.
- Bull, J., Nilsen, E.B., Myrsetrud, A. & Milner-Gulland, E.J. (2009). Survival on the border: A population model to evaluate management options for Norway's wolves *Canis lupus*. *Wildlife Biology*, 15, 412-424.
- Bunnell, F.L. & Tait, D.E.N. (1985). Mortality Rates of North American Bears. *Arctic*, 38, 316-323.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach, 2nd Edition*. Springer-Verlag, New York.
- Calence, B. (2002). A la recherche de l'interdisciplinarité. *Bulletin des Bibliothèques de France*, 4, 5-13.
- Camarra, J.J., Coreau, D. & Touchet, P. (2007a). Le statut de l'ours brun dans les Pyrénées françaises: Historique, évolution, perspectives. *Faune sauvage*, 277, 18-29.

- Camarra, J.J., Decaluwe, F., Quenette, P.Y. & Touchet, P. (2007b). Rapport sur le suivi de l'ours Francka. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, p. 39p.
- Camarra, J.J., Sentilles, J., Bombillon, N., Gastineau, A. & Quenette, P.Y. (2016). Suivi de l'ours brun dans les Pyrénées françaises (Sous-populations occidentale et centrale) - Rapport annuel, Année 2015. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage.
- Camarra, J.J., Sentilles, J., Bombillon, N. & Quenette, P.Y. (2013). Suivi de l'ours brun dans les Pyrénées Françaises - Rapport annuel, Année 2012. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage.
- Camarra, J.J., Sentilles, J., Bombillon, N. & Quenette, P.Y. (2014). Suivi de l'ours brun dans les Pyrénées Françaises - Rapport annuel, Année 2013. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage.
- Camarra, J.J., Sentilles, J., Bombillon, N. & Quenette, P.Y. (2015). Suivi de l'ours brun dans les Pyrénées Françaises - Rapport annuel, Année 2014. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage.
- Camarra, J.J., Sentilles, J., Quenette, P.Y. & Decaluwe, F. (2012). Suivi de l'ours brun dans les Pyrénées Françaises - Rapport annuel, Année 2011. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage.
- Carroll, C., Phillips, M.K., Schumaker, N.H. & Smith, D.W. (2003). Impacts of Landscape Change on Wolf Restoration Success: Planning a Reintroduction Program Based on Static and Dynamic Spatial Models. *Conservation Biology*, 17, 536-548.
- Carter, N.H., Shrestha, B.K., Karki, J.B., Pradhan, N.M. & Liu, J. (2012). Coexistence between wildlife and humans at fine spatial scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 109, 15360-15365.
- Cauhapé, B. (2015). L'Ours Dominique - Dédiade au cassadou Loustau. Available at: http://cauhape.bernard.free.fr/chants_bearnais/L_ours_Dominique1.htm Last accessed 23/08 2016.
- Chapron, G., Gimenez, O. & Quenette, P.Y. (2010). Demographic parameters and viability of the Pyrenean brown bear population.
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J.D.C., von Arx, M., Huber, D., Andren, H. *et al.* (2014). Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346, 1517-1519.
- Chapron, G. & Lopez-Bao, J.V. (2016). Coexistence with Large Carnivores Informed by Community Ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 31, 578-580.
- Chapron, G., Quenette, P.Y., Legendre, S. & Clobert, J. (2003). Which future for the French Pyrenean brown bear (*Ursus arctos*) population? An approach using stage-structured deterministic and stochastic models. *Comptes Rendus Biologies*, 326, 174-182.
- Chapron, G., Wielgus, R., Quenette, P.Y. & Camarra, J.J. (2009). Diagnosing mechanisms of decline and planning for recovery of an endangered brown bear (*Ursus arctos*) population. *PLoS One*, 4, e7568.
- Chion, C., Cantin, G., Dionne, S., Dubeau, B., Lamontagne, P., Landry, J.A. *et al.* (2013). Spatiotemporal modelling for policy analysis: Application to sustainable management of whale-watching activities. *Marine Policy*, 38, 151-162.
- Ciucci, P., Boitani, L., Francisci, F. & Andreoli, G. (1997). Home range, activity and movements of a wolf pack in central Italy. *Journal of Zoology*, 243, 803-819.
- Clevenger, A.P., Purroy, F.J. & Campos, M.A. (1997). Habitat assessment of a relict brown bear *Ursus arctos* population in northern Spain. *Biological Conservation*, 80, 17-22.
- Clevenger, A.P., Purroy, F.J. & De Buruaga, M.S. (1987). Status of the brown bear in the Cantabrian Mountains, Spain. *International Conference on Bear Research and Management*, 7, 1-8.
- Clevenger, A.P., Purroy, F.J. & Pelton, M.R. (1990). Movement and Activity Patterns of a European Brown Bear in the Cantabrian Mountains, Spain. *Bears: Their Biology and Management*, 8, 205-211.

- Code de l'environnement (2000). Article L427-9 modifié par Loi n°2005-157 du 23 février 2005 - art. 168 JORF 24 février 2005. République Française.
- Conover, M.R. (2002). *Resolving human-wildlife conflicts : the science of wildlife damage management*. Lewis Publishers, Boca Raton, Fla.
- Cormack, R.M. (1964). Estimates of Survival from the Sighting of Marked Animals. *Biometrika*, 51, 429-438.
- Cormack, R.M. (1968). The statistics of capture-recapture methods. *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review*, 6, 455-506.
- Courchamp, F., Clutton-Brock, T. & Grenfell, B. (1999). Inverse density dependence and the Allee effect. *Trends in Ecology and Evolution*, 14, 405-410.
- Couturier, M. (1954). *L'Ours Brun*. Artaud, Grenoble.
- Creswell, J.W. (2014). *Research Design: Qualitative, Quantitative and Mixed Methods Approaches (4th ed)*. SAGE Publications, Thousand Oaks, California.
- Cubaynes, S., Pradel, R., Choquet, R., Duchamp, C., Gaillard, J.M., Lebreton, J.D. *et al.* (2010). Importance of accounting for detection heterogeneity when estimating abundance: the case of French wolves. *Conservation Biology*, 24, 621-626.
- Cushman, S.A., McKelvey, K.S., Hayden, J. & Schwartz, M.K. (2006). Gene flow in complex landscapes: Testing multiple hypotheses with causal modeling. *American Naturalist*, 168, 486-499.
- Cutler, T.L. & Swann, D.E. (1999). Using Remote Photography in Wildlife Ecology: A Review. *Wildlife Society Bulletin*, 27, 571-581.
- D., D. (2016). L'ours Goiat, 10 ans, 205 kilos, vient d'arriver en Catalogne. In: *La Dépêche du Midi*.
- Dahle, B., Stoen, O.G. & Swenson, J.E. (2006a). Factors Influencing Home-Range Size In Subadult Brown Bears. *Journal of Mammalogy*, 87, 859-865.
- Dahle, B. & Swenson, J.E. (2003). Home ranges in adult Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*): effect of mass, sex, reproductive category, population density and habitat type. *Journal of Zoology*, 260, 329-335.
- Dahle, B., Zedrosser, A. & Swenson, J.E. (2006b). Correlates with body size and mass in yearling brown bears (*Ursus arctos*). *Journal of Zoology*, 269, 273-283.
- De Marliave, O. (2008). *Histoire de l'ours dans les Pyrénées : De la préhistoire à la réintroduction*. Sud-Ouest, Bordeaux.
- Dennis, B., Munholland, P.L. & Scott, J.M. (1991). Estimation of growth and extinction parameters for endangered species. *Ecological Monographs*, 61, 115-143.
- Dias, P.C. (1996). Sources and sinks in population biology. *Trends Ecol Evol*, 11, 326-330.
- Dingwall, S. (2001). Ravenous wolves and cuddly bears: predators in everyday language. *Forest Snow and Landscape Research*, 76, 107-120.
- Distefano, E. (2005). Human-Wildlife Conflict worldwide: collection of case studies, analysis of management strategies and good practices.
- Dixon, J.D., Oli, M.K., Wooten, M.C., Eason, T.H., McCown, J.W. & Cunningham, M.W. (2007). Genetic consequences of habitat fragmentation and loss: The case of the Florida black bear (*Ursus americanus floridanus*). *Conservation Genetics*, 8, 455-464.
- Drury, R., Homewood, K. & Randall, S. (2011). Less is more: the potential of qualitative approaches in conservation research. *Animal Conservation*, 14, 18-24.
- Dumont, B. & Hill, D.R.C. (2001). Multi-agent simulation of group foraging in sheep: effects of spatial memory, conspecific attraction and plot size. *Ecological Modelling*, 141, 201-215.

- Dupont, H. (2011). Modelisation Multi-Agents D'un Service Ecosystemique: Scenarios De Systemes D'equarrissage Par Des Rapaces Necrophages. Ecole Normale Supérieure, Paris.
- Dupont, H., Mihoub, J.B., Becu, N. & Sarrazin, F. (2011). Modelling interactions between scavenger behaviour and farming practices: Impacts on scavenger population and ecosystem service efficiency. *Ecological Modelling*, 222, 982-992.
- Echols, K.N., Vaughan, M.R. & Moll, H.D. (2004). Evaluation of subcutaneous implants for monitoring American black bear cub survival. *Ursus*, 15, 172-180.
- Ericsson, G. & Heberlein, T.A. (2003). Attitudes of hunters, locals, and the general public in Sweden now that the wolves are back. *Biological Conservation*, 111, 149-159.
- Ericsson, G., Kindberg, J. & Bostedt, G. (2007). Willingness to pay (WTP) for wolverine *Gulo gulo* conservation. *Wildlife Biology*, 13, 2-12.
- Estoque, R.C. & Murayama, Y. (2013). Landscape pattern and ecosystem service value changes: Implications for environmental sustainability planning for the rapidly urbanizing summer capital of the Philippines. *Landscape and Urban Planning*, 116, 60-72.
- Estoque, R.C. & Murayama, Y. (2014). Social-ecological status index: A preliminary study of its structural composition and application. *Ecological Indicators*, 43, 183-194.
- Fagen, R. & Fagen, J.M. (1996). Individual Distinctiveness in Brown Bears, *Ursus arctos* L. *Ethology*, 102, 212-226.
- Ferber, J. (1995). *Les systèmes multi-agents: vers un intelligence collective*. InterEditions, Paris.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 265-280.
- Frkovic, A., Huber, D. & Kusak, J. (2001). Brown Bear Litter Sizes in Croatia. *Ursus*, 12, 103-105.
- Gangaas, K.E., Kaltenborn, B.P. & Andreassen, H.P. (2013). Geo-spatial Aspects of Acceptance of Illegal Hunting of Large Carnivores in Scandinavia. *PLoS One*, 8, e68849.
- Gedir, J.V., Thorne, J.M., Brider, K. & Armstrong, D.P. (2013). Using prior data to improve models for reintroduced populations: A case study with North Island Saddlebacks. *Journal of Wildlife Management*, 77, 1114-1123.
- Gervasi, V., Ciucci, P., Boulanger, J., Randi, E. & Boitani, L. (2012). A multiple data source approach to improve abundance estimates of small populations: The brown bear in the Apennines, Italy. *Biological Conservation*, 152, 10-20.
- Gese, E.M. (2001). Monitoring of terrestrial carnivore populations. In: *Carnivore Conservation* (eds. Gittleman, J.L., Funk, S.M., Macdonald, D.W. & Wayne, R.K.). Cambridge University Press & The Zoological Society of London Cambridge, pp. 372-396.
- Gimenez, O., Rossi, V., Choquet, R., Dehais, C., Doris, B., Varella, H. *et al.* (2007). State-space modelling of data on marked individuals. *Ecological Modelling*, 206, 431-438.
- Gittleman, J.L. & Harvey, P.H. (1982). Carnivore Home-Range Size, Metabolic Needs and Ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 10, 57-63.
- Glikman, J.A., Vaske, J.J., Bath, A.J., Ciucci, P. & Boitani, L. (2012). Residents' support for wolf and bear conservation: the moderating influence of knowledge. *European Journal of Wildlife Research*, 58, 295-302.
- Gonzalez, E.G., Blanco, J.C., Ballesteros, F., Alcaraz, L., Palomero, G. & Doadrio, I. (2016). Genetic and demographic recovery of an isolated population of brown bear *Ursus arctos* L., 1758. *PeerJ*, 4, e1928.

- Gonzalez, O., Zedrosser, A., Pelletier, F., Swenson, J.E. & Festa-Bianchet, M. (2012). Litter reductions reveal a trade-off between offspring size and number in brown bears. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 66, 1025-1032.
- Gore, M.L. & Kahler, J.S. (2012). Gendered risk perceptions associated with human-wildlife conflict: implications for participatory conservation. *PLoS One*, 7, e32901.
- Grimm, V., Berger, U., Bastiansen, F., Eliassen, S., Ginot, V., Giske, J. *et al.* (2006). A standard protocol for describing individual-based and agent-based models. *Ecological Modelling*, 198, 115-126.
- Grimm, V., Berger, U., DeAngelis, D.L., Polhill, J.G., Giske, J. & Railsback, S.F. (2010). The ODD protocol: A review and first update. *Ecological Modelling*, 221, 2760-2768.
- Groff, C., Bragalanti, N., Rizzoli, R. & Zanghellini, P. (2013). Bear Report 2012 with Appendices on the Lynx and the Wolf. (eds. Groff, C, Bragalanti, N, Rizzoli, R & Zanghellini, P). Forestry and Wildlife Department of the Autonomous Province of Trento.
- Grosbois, V., Gimenez, O., Gaillard, J.M., Pradel, R., Barbraud, C., Clobert, J. *et al.* (2008). Assessing the impact of climate variation on survival in vertebrate populations. *Biol Rev Camb Philos Soc*, 83, 357-399.
- Guerbois, C., Chapanda, E., Fritz, H. & du Toit, J. (2012). Combining multi-scale socio-ecological approaches to understand the susceptibility of subsistence farmers to elephant crop raiding on the edge of a protected area. *Journal of Applied Ecology*, 49, 1149-1158.
- Gundersen, G., Johannesen, E., Andreassen, H.P. & Ims, R.A. (2001). Source-sink dynamics: how sinks affect demography of sources. *Ecol Lett*, 4, 14-21.
- Gutleb, B. & Ziaie, H. (1999). On the distribution and status of the Brown Bear, *Ursus arctos*, and the Asiatic Black Bear, *U. thibetanus*, in Iran. *Zoology in the Middle East*, 18, Pagination missing - please provide.
- Hales, D., Rouchier, J. & Edmonds, B. (2003). Model-to-model analysis. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 6.
- Hamilton, E. (1996). *La mythologie: Ses dieux, ses héros, ses légendes*. Marabout, Paris.
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science*, 162, 1243.
- Hines, J.E., Nichols, J.D., Royle, J.A., MacKenzie, D.I., Gopalaswamy, A.M., Samba Kumar, N. *et al.* (2010). Tigers on trails: occupancy modeling for cluster sampling. *Ecological Applications*, 10, 1456-1466.
- Hrdy, S.B. (1979). Infanticide among animals: a review, classification, and examination of the implications for the reproductive strategies of females. *Ethology and Sociobiology*, 1, 13-40.
- Huddart-Kennedy, E., Beckley, T.M., McFarlane, B.L. & Nadeau, S. (2009). Rural-Urban Differences in Environmental Concern in Canada. *Rural Sociology*, 74, 309-329.
- Huntington, H.P. (1998). Observations on the Utility of the Semi-directive Interview for Documenting Traditional Ecological Knowledge. *Arctic*, 51, 237-242.
- IUCN (2012). *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Jolly, G.M. (1965). Explicit Estimates from Capture-Recapture Data with Both Death and Immigration-Stochastic Model. *Biometrika*, 52, 225-247.
- Jones-Walters, L. & Çil, A. (2011). Biodiversity and stakeholder participation. *Journal for Nature Conservation*, 19, 327-329.
- Jones, L.L.C. & Raphael, M.G. (1993). Inexpensive camera systems for detecting martens, fishers, and other animals: guidelines for use and standardization. In: *General Technical Report*. United States Department of Agriculture, Forest Service, pp. Pagination missing - please provide.
- Journal Officiel (1981). Arrêté du 17 avril 1981 fixant la liste des mammifères protégés sur l'ensemble du territoire République Française.

- Journal Officiel (1987). Arrêté du 26 juin 1987 fixant la liste des espèces de gibier dont la chasse est autorisée République Française.
- Journal Officiel (1993). Arrêté du 22 juillet 1993 portant modification de l'arrêté du 17 avril 1981 modifié fixant les listes des mammifères protégés sur l'ensemble du territoire République Française.
- Journal Officiel (1996). Arrêté du 10 octobre 1996 portant modification de l'arrêté du 17 avril 1981 modifié fixant les listes des mammifères protégés sur l'ensemble du territoire République Française.
- Journal Officiel (1999). Arrêté du 9 juillet 1999 fixant la liste des espèces de vertébrés protégées menacées d'extinction en France et dont l'aire de répartition excède le territoire d'un département République Française.
- Kaczensky, P., Blazic, M. & Gossow, H. (2004). Public attitudes towards brown bears (*Ursus arctos*) in Slovenia. *Biological Conservation*, 118, 661-674.
- Kalabr, L., Negrutiu, A., Micu, I., Dogaru, A. & Brateanu, M. (1994). Distribution and ecology of brown bear in Romania. *International Conference on Bear Research and Management*, 9, 173-178.
- Kanigel, R. (1997). *The One Best Way: Frederick Winslow Taylor and the Enigma of Efficiency*. Viking, New York.
- Kendall, K.C., Metzgar, L.H., Patterson, D.A. & Steele, B.M. (1992). Power of Sign Surveys to Monitor Population Trends. *Ecological Applications*, 2, 422-430.
- Kendall, W.L., Nichols, J.D. & Hines, J.E. (1997). Estimating Temporary Emigration Using Capture-Recapture Data With Pollock's Robust Design. *Ecology*, 78, 563-578.
- Kéry, M. & Schaub, M. (2012). *Bayesian population analysis using WinBUGS : a hierarchical perspective*. 1st edn. Academic Press, Boston.
- Kleiven, J., Bjerke, T. & Kaltenborn, B.P. (2004). Factors influencing the social acceptability of large carnivore behaviours. *Biodiversity and Conservation*, 13, 1647-1658.
- Knight, R.R., Blanchard, B.M. & Eberhardt, L.L. (1995). Appraising Status Of The Yellowstone Grizzly Bear Population By Counting Females With Cubs-of-the-year. *Wildlife Society Bulletin*, 23, 245-248.
- Koehler, G.M., Hall, P.B., Norton, M.H. & Pierce, D.J. (2001). Implant- versus collar-transmitter use on black bears. *Wildlife Society Bulletin*, 29, 600-605.
- Kohlmann, S.G., Schmidt, G.A. & Garcelon, D.K. (2005). A population viability analysis for the Island Fox on Santa Catalina Island, California. *Ecological Modelling*, 183, 77-94.
- Kolenosky, G.B. & Strathearn, S.M. (1987). Winter denning of black bears in east-central Ontario. *International Conference on Bear Research and Management*, 7, 305-316.
- Kolstad, M., Mysterud, I., Kvam, T., Sorensen, O.J. & Wikan, S. (1986). Status of the brown bear in Norway: distribution and population 1978-82. *Biological Conservation*, 38, 79-99.
- Kramer, A.M., Dennis, B., Liebhold, A.M. & Drake, J.M. (2009). The evidence for Allee effects. *Population Ecology*, 51, 341-354.
- Krofel, M., Filacorda, S. & Jerina, K. (2010). Mating-related movements of male brown bears on the periphery of an expanding population. *Ursus*, 21, 23-29.
- Krofel, M., Jonožovič, M. & Jerina, K. (2012). Demography and mortality patterns of removed brown bears in a heavily exploited population. *Ursus*, 23, 91-103.
- Lagalis, Y., Quenette, P.Y., Rech, J. & Lignereux, Y. (2003). Étude coproscopique du régime alimentaire d'une population d'ours bruns (*Ursus arctos*) réintroduite dans les Pyrénées (1996-1999). *Revue de Médecine Vétérinaire*, 154, 639-644.
- Laikre, L., Andrén, R., Larsson, H.O. & Ryman, N. (1996). Inbreeding depression in brown bear *Ursus arctos*. *Biological Conservation*, 76, 69-72.

- Lande, R. (1988). Genetics and Demography in Biological Conservation. *Science*, 241, 1455-1460.
- Landelle, P. (2002). *Aspects juridiques de la conservation de l'ours brun en France*. Presses Univ. Limoges.
- LeCount, A.L. (1987). Causes of Black Bear Cub Mortality. *Bears: Their Biology and Management*, 7, 75-82.
- Legendre, S., Clobert, J., Møller, A.P. & Sorci, G. (1999). Demographic Stochasticity and Social Mating System in the Process of Extinction of Small Populations: The Case of Passerines Introduced to New Zealand. *The American Naturalist*, 153, 449-463.
- Leibold, M.A. (1995). The Niche Concept Revisited: Mechanistic Models and Community Context. *Ecology*, 76, 1371-1382.
- Léonard, Y., Briaudet, P.E., Duchamp, C. & Marboutin, E. (2016). Bulletin loup du réseau Loup Lynx n°34. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage.
- Lescureux, N. & Linnell, J.D.C. (2010). Knowledge and perceptions of Macedonian hunters and herders: The influence of species specific ecology of bears, wolves, and lynx. *Human Ecology*, 38, 389-399.
- Lescureux, N., Linnell, J.D.C., Mustafa, S., Melovski, D., Stojanov, A., Ivanov, G. *et al.* (2011). The king of the forest: Local knowledge about European brown bears (*Ursus arctos*) and implications for their conservation in contemporary Western Macedonia. *Conservation and Society*, 9, 189-201.
- Levontin, P., Kulmala, S., Haapasaari, P. & Kuikka, S. (2011). Integration of biological, economic, and sociological knowledge by Bayesian belief networks: the interdisciplinary evaluation of potential management plans for Baltic salmon. *ICES Journal of Marine Science*, 68, 632-638.
- Likert, R. (1932). A Technique for the Measurement of Attitudes. *Archives of Psychology*, 140, 1-55.
- Lindberg, D.E. (2008). Attitudes toward brown bears (*Ursus arctos*) in Sweden. Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå.
- Linnell, J.D., Salvatori, V. & Boitani, L. (2008). Guidelines for Population Level Management Plans for Large Carnivores. In: *Large Carnivore Initiative for Europe*. European Commission.
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E. *et al.* (2007a). Complexity of coupled human and natural systems. *Science*, 317, 1513-1516.
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Folke, C., Alberti, M., Redman, C.L. *et al.* (2007b). Coupled Human and Natural Systems. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36, 639-649.
- Loether, J. & McTavish, D.G. (1976). *Descriptive and Inferential Statistics: An Introduction. A Selectively Combined Edition of Descriptive Statistics for Sociologists and Inferential Statistics for Sociologists*. . Allyn and Bacon, Boston.
- Long, R.A., Donovan, T.M., MacKay, P., Zielinski, W.J. & Buzas, J.S. (2010). Predicting carnivore occurrence with noninvasive surveys and occupancy modeling. *Landscape Ecology*, 26, 327-340.
- Long, R.D., Charles, A. & Stephenson, R.L. (2015). Key principles of marine ecosystem-based management. *Marine Policy*, 57, 53-60.
- Louvrier, J., Duchamp, C., Marboutin, E., Cubaynes, S., Choquet, R., Miquel, C. *et al.* (2016). Mapping and explaining wolf recolonization in France using dynamic occupancy models and opportunistic data. *Ecography*, Under revision.
- Macdonald, D.W. (2006). *Encyclopedia of mammals, 3rd Edition*. New edn. Oxford University Press, New York.
- Mace, R.D., Minta, S.C., Manley, T.L. & Aune, K.E. (1994). Estimating grizzly bear population size using camera sightings. *Wildlife Society Bulletin*, 22, 74-82.
- MacKay, D.J.C. (2003). *Information theory, inference, and learning algorithms*. Cambridge University Press, Cambridge, UK ; New York.

- MacKenzie, B.R., Mosegaard, H. & Rosenberg, A.A. (2009). Impending collapse of bluefin tuna in the northeast Atlantic and Mediterranean. *Conservation Letters*, 2, 26-35.
- MacKenzie, B.R., Nichols, J.D., Hines, J.E., Knutson, M.G. & Franklin, A.B. (2003). Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*, 84, 2200-2207.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, J.A. & Langtimm, C.A. (2002). Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One. *Ecology*, 83, 2348-2355.
- Madden, F. (2004). Creating Coexistence between Humans and Wildlife: Global Perspectives on Local Efforts to Address Human–Wildlife Conflict. *Human Dimensions of Wildlife*, 9, 247-257.
- Madsen, T., Stille, B. & Shine, R. (1996). Inbreeding depression in an isolated population of adders *Vipera berus*. *Biological Conservation*, 75, 113-118.
- Majić, A. & Bath, A.J. (2010). Changes in attitudes toward wolves in Croatia. *Biological Conservation*, 143, 255-260.
- Majić, A., Marino Taussig de Bodonia, A., Huber, D. & Bunnefeld, N. (2011). Dynamics of public attitudes toward bears and the role of bear hunting in Croatia. *Biological Conservation*, 144, 3018-3027.
- Man-Estier, E. (2009). Les Ursidés au naturel et au figuré pendant la Préhistoire. Museum National d'Histoire Naturelle, Paris, p. 801pp.
- Manfredo, M.J. (2008). *Who cares about wildlife? Social Science Concepts for Exploring Human-Wildlife Relationships and Conservation Issues*. Springer, New York.
- Manfredo, M.J., Vaske, J.J. & Teel, T.L. (2003). The Potential for Conflict Index: A Graphic Approach to Practical Significance of Human Dimensions Research. *Human Dimensions of Wildlife*, 8, 219-228.
- Marescot, L., Chapron, G., Chadès, I., Fackler, P.L., Duchamp, C., Marboutin, E. *et al.* (2013). Complex decisions made simple: a primer on stochastic dynamic programming. *Methods in Ecology and Evolution*, 4, 872-884.
- Marion, W.R. & Shamis, J.D. (1977). An Annotated Bibliography of Bird Marking Techniques. *Bird-Banding*, 48, 42-61.
- Marley, J., Hyde, A., Salkeld, J.H., Prima, M.C., Parrott, L., Senger, S.E. *et al.* (2017). Does human education reduce conflicts between humans and bears? An agent-based modelling approach. *Ecological Modelling*, 343, 15-24.
- Martin, J., Basille, M., Van Moorter, B., Kindberg, J., Allainé, D. & Swenson, J.E. (2010). Coping with human disturbance: spatial and temporal tactics of the brown bear (*Ursus arctos*). *Canadian Journal of Zoology*, 88, 875-883.
- Martin, J., Calenge, C., Quenette, P.Y. & Allainé, D. (2008). Importance of movement constraints in habitat selection studies. *Ecological Modelling*, 213, 257-262.
- Martin, J., Revilla, E., Quenette, P.Y., Naves, J., Allainé, D. & Swenson, J.E. (2012). Brown bear habitat suitability in the Pyrenees: transferability across sites and linking scales to make the most of scarce data. *Journal of Applied Ecology*, no-no.
- Mateo-Sánchez, M.C., Cushman, S.A. & Saura, S. (2014). Connecting endangered brown bear subpopulations in the Cantabrian Range (north-western Spain). *Animal Conservation*, 17, 430-440.
- Mateo-Tomás, P., Olea, P.P., Sánchez-Barbudo, I.S. & Mateo, R. (2012). Alleviating human-wildlife conflicts: Identifying the causes and mapping the risk of illegal poisoning of wild fauna. *Journal of Applied Ecology*, 49, 376-385.
- Mathevet, R., Bousquet, F., Le Page, C. & Antona, M. (2003). Agent-based simulations of interactions between duck population, farming decisions and leasing of hunting rights in the Camargue (Southern France). *Ecological Modelling*, 165, 107-126.

- Mauz, I. (2002). Gens, Cornes et Crocs. Relations hommes-animaux et conceptions du monde, en Vanoise, au moment de l'arrivée des loups. Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts, Paris.
- McCallum, H., Tompkins, D.M., Jones, M., Lachish, S., Marvanek, S., Lazenby, B. *et al.* (2007). Distribution and Impacts of Tasmanian Devil Facial Tumor Disease. *EcoHealth*, 4, 318-325.
- McCarthy, M.A. & Masters, P.I.P. (2005). Profiting from prior information in Bayesian analyses of ecological data. *Journal of Applied Ecology*, 42, 1012-1019.
- McDonald, L.L. (2004). Sampling rare populations. In: *Sampling Rare and Elusive Species* (ed. Thompson, WL). Island Press Washington, DC, pp. 11-42.
- McGuire, W., Lindzey, G. & Aronson, E. (1985). Attitudes and attitude change. In: *Handbook of social psychology: Special fields and applications* (eds. Lindzey, G & Aronson, E). Random House ; Distributed exclusively by L. Erlbaum Associates New York; Hillsdale, N.J., pp. 233-346.
- McLellan, B., Hovey, F.W., Mace, R.D., Woods, J.G., Camey, D.W., Gibeau, M. *et al.* (1999). Rates and Causes of Grizzly Bear Mortality in the Interior Mountains of British Columbia, Alberta, Montana, Washington and Idaho. *Journal of Wildlife Management*, 63, 911-920.
- McLellan, B.N. (2005). Sexually selected infanticide in grizzly bears: the effects of hunting on cub survival. *Ursus*, 16, 141-156.
- Mercier, J.P. (2010). *L'Europe des Ours*. Editions Hesse.
- Mermet, L. & Benhammou, F. (2005). Prolonger l'inaction environnementale dans un monde familial: la fabrication stratégique de l'incertitude sur les ours du Béarn. *Ecologie et Politique*, 31, 121-136.
- Mertzanis, G., Mazaris, A., Sgardelis, S., Aravidis, E., Giannakopoulos, A., Godes, C. *et al.* (2011). Telemetry as a Tool to Study Spatial Behaviour and Patterns of Brown Bears as Affected by the Newly Constructed Egnatia Highway – N. Pindos - Greece. In: *Modern Telemetry* (ed. Krejcar, O). InTech.
- Messmer, T.A. (2009). Human-wildlife conflicts: emerging challenges and opportunities. *Human-Wildlife Conflicts*, 3, 10-17.
- Midi-Pyrénées, D. (2014). Volet Ours Brun - Proposition de sommaire détaillé. Préfet de la Région Midi-Pyrénées.
- Miller, D.A., Nichols, J.D., Gude, J.A., Rich, L.N., Podrutzny, K.M., Hines, J.E. *et al.* (2013). Determining Occurrence Dynamics when False Positives Occur: Estimating the Range Dynamics of Wolves from Public Survey Data. *PLoS One*, 8, e65808.
- Miller, J.R.B. (2015). Mapping attack hotspots to mitigate human–carnivore conflict: approaches and applications of spatial predation risk modeling. *Biodiversity and Conservation*, 24, 2887-2911.
- Mills, L.S. & Smouse, P.E. (1994). Demographic Consequences of Inbreeding in Remnant Populations. *The American Naturalist*, 144, 412-431.
- Milner-Gulland, E.J. (2012). Interactions between human behaviour and ecological systems. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 367, 270-278.
- Molinari-Jobin, A., Kéry, M., Marboutin, E., Molinari, P., Koren, I., Fuxjäger, C. *et al.* (2012). Monitoring in the presence of species misidentification: the case of the Eurasian lynx in the Alps. *Animal Conservation*, 15, 266-273.
- Mounet, C. (2007). Les Territoires de L'Imprévisible. Conflits, controverses et "vivre ensemble" autour de la gestion de la faune sauvage. Le cas du loup et du sanglier dans les Alpes françaises. Université Joseph Fourier, Grenoble.
- Mowat, G. & Strobeck, C. (2000). Estimating Population Size of Grizzly Bears Using Hair Capture, DNA Profiling, and Mark-Recapture Analysis. *Journal of Wildlife Management*, 64, 183-193.

- Mulcahy, D.M. & Garner, G. (1999). Subcutaneous implantation of satellite transmitters with percutaneous antennae into male polar bears (*Ursus maritimus*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 30, 510-515.
- O'Brien, S.J. & Evermann, J.F. (1988). Interactive influence of infectious disease and genetic diversity in natural populations. *Trends Ecol Evol*, 3, 254-259.
- Obbard, M.E., Pond, B.A. & Perera, A. (1995). Preliminary Evaluation Of GPS Collars For Analysis Of Habitat Use And Activity Patterns Of Black Bears, *Ursus*, 10, 209-217.
- Olson, M. (1965). *The Logic of Collective Action: Public Goods and the Theory of Groups*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Osti, F. (1987). Status of a remnant brown bear population in Trentino, Italy: 1981-85. *International Conference on Bear Research and Management*, 7, 17-18.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the Commons*. Cambridge University Press, New York.
- Packer, C., Loveridge, A., Canney, S., Caro, T., Garnett, S.T., Pfeifer, M. *et al.* (2013). Conserving large carnivores: dollars and fence. *Ecol Lett*, 16, 635-641.
- Palomero, G., Ballesteros, F., Blanco, J.C., Garca-Serrano, A., Herrero, J. & Nores, C. (2007a). *Osas, El comportamiento de las osas y sus crías en la Cordillera Cantábrica*. Fundación Oso Pardo
- Fundación Biodiversidad, Madrid.
- Palomero, G., Ballesteros, F., Nores, C., Blanco, J.C., Herrero, J. & Garcia-Serrano, A. (2007b). Trends in number and distribution of brown bear females with cubs-of-the-year in the Cantabrian Mountains, Spain. *Ursus*, 18, 145-157.
- Parde, J.M. & Camarra, J.J. (1992). *L'ours (Ursus arctos, Linnaeus, 1758)*.
- Pastoureau, M. (2007). *L'Ours - Histoire d'un roi déchu*. Seuil.
- Pauli, J., Hamilton, M., Crain, E. & Buskirk, S. (2008). A single-sampling hair trap for mesocarnivores. *Journal of Wildlife Management*, 72, 1650-1652.
- Peterson, M.N., Birkhead, J.L., Leong, K., Peterson, M.J. & Peterson, T.R. (2010). Rearticulating the myth of human-wildlife conflict. *Conservation Letters*, 3, 74-82.
- Petty, R.E. & Krosnick, J.A. (1995). *Attitude strength: Antecedents and consequences*. Erlbaum, Mahwah, NJ.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A. & Green, R.E. (2011). Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science*, 333, 1289-1291.
- Piédallu, B., Quenette, P.Y., Bombillon, N., Gastineau, A., Miquel, C. & Gimenez, O. (2016a). Shrinking of the endangered brown bear *Ursus arctos* distribution in the French Pyrenees revealed by dynamic occupancy modeling. *bioRxiv*.
- Piédallu, B., Quenette, P.Y., Jordana, I.A., Bombillon, N., Gastineau, A., Jato, R. *et al.* (2016b). Better together: a transboundary approach to brown bear monitoring in the Pyrenees. *bioRxiv*.
- Piédallu, B., Quenette, P.Y., Mounet, C., Lescureux, N., Borelli-Massines, M., Dubarry, E. *et al.* (2016c). Spatial variation in public attitudes towards brown bears in the French Pyrenees. *Biological Conservation*, 197, 90-97.
- Pikitch, E.K., Santora, C., Babcock, E.A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D.O. *et al.* (2004). Ecosystem-Based Fishery Management. *Science*, 305, 346.
- Place, D. & Vincent, B. (2009). L'influence des caractéristiques sociodémographiques sur les diplômes et les compétences. *Ecologie et Statistique*, 424-425, 125-147.
- Pollock, K.H., Nichols, J.D., Brownie, C. & Hines, J.E. (1990). Statistical Inference for Capture-Recapture Experiments. *Wildlife Monographs*, 3-97.

- Pratt, S.C., Sumpter, D.J.T., Mallon, E.B. & Franks, N.R. (2005). An agent-based model of collective nest choice by the ant *Temnothorax albipennis*. *Animal Behaviour*, 70, 1023-1036.
- Préfet de la Région Languedoc-Roussillon-Midi-Pyrénées (2016). Bilan des dommages d'ours sur le massif (ed. Languedoc-Roussillon-Midi-Pyrénées, Pdlr) Toulouse.
- Préfet de la région Midi-Pyrénées (2015). Barème d'indemnisation des dommages d'ours 2015. (ed. Midi-Pyrénées, Pdlr) Toulouse.
- Prez, T., Naves, J., Vázquez, J.F., Seijas, J., Corao, A., Albornoz, J. *et al.* (2010). Evidence for improved connectivity between Cantabrian brown bear subpopulations. *Ursus*, 21, 104-108.
- Quenette, P.Y., Catusse, M. & Decaluwe, F. (2007). Rapport sur la consultation des experts internationaux concernant le comportement de l'ours Franck et le protocole d'ours à problème utilisé en France. ONCFS, p. 8p.
- Ralls, K., Ballou, J.D. & Templeton, A. (1988). Estimates of Lethal Equivalents and the Cost of Inbreeding in Mammals. *Conservation Biology*, 2, 185-192.
- Rankin, R.W., Nicholson, K.E., Allen, S.J., Krützen, M., Bejder, L. & Pollock, K.H. (2016). A Full-Capture Hierarchical Bayesian Model of Pollock's Closed Robust Design and Application to Dolphins. *Frontiers in Marine Science*, 3, 25.
- Raymond, C.M., Fazey, I., Reed, M.S., Stringer, L.C., Robinson, G.M. & Evely, A.C. (2010). Integrating local and scientific knowledge for environmental management. *J Environ Manage*, 91, 1766-1777.
- Ream, C.H. (1979). Human-wildlife conflicts in back-country: possible solutions. In: *Recreational impact on wildlands* (eds. Ittner, R, Potter, DR, Agee, JK & Anschell, S). U.S. Department of Agriculture, Forest Service Washington D. C., pp. 153-156.
- Redpath, S.M., Arroyo, B.E., Leckie, F.M., Bacon, P., Bayfield, N., Gutiérrez, R.J. *et al.* (2004). Using Decision Modeling with Stakeholders to Reduce Human-Wildlife Conflict: a Raptor-Grouse Case Study. *Conservation Biology*, 18, 350-359.
- Redpath, S.M., Bhatia, S. & Young, J. (2014). Tilting at wildlife: reconsidering human-wildlife conflict. *Oryx*, 49, 222-225.
- Redpath, S.M., Young, J., Evely, A., Adams, W.M., Sutherland, W.J., Whitehouse, A. *et al.* (2013). Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in Ecology and Evolution*, 28, 100-109.
- Reynolds, J.H., Thompson, W.L. & Russell, B. (2011). Planning for success: Identifying effective and efficient survey designs for monitoring. *Biological Conservation*, 144, 1278-1284.
- Rondinini, C., Wilson, K.A., Boitani, L., Grantham, H. & Possingham, H.P. (2006). Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecol Lett*, 9, 1136-1145.
- Rouzaud, F. (2002). L'Ours dans l'art paléolithique. In: *L'Ours et l'Homme, Actes du Colloque d'Auberives-en-Royans, du 4 au 6 novembre 1997* (eds. Tillet, T & Binford, LR). Université de Liège Liège.
- Salvatori, V., Okarma, H., Ionescu, O., Dovhanych, Y., Find'o, S. & Boitani, L. (2002). Hunting legislation in the Carpathian Mountains: Implications for the conservation and management of large carnivores. *Wildlife Biology*, 8, Pagination missing - please provide.
- Sarewitz, D. (2004). How science makes environmental controversies worse. *Environmental Science & Policy*, 7, 385-403.
- Sauvet, G. (1988). La Communication graphique paléolithique (de l'analyse quantitative d'un corpus de données à son interprétation sémiologique). *L'Anthropologie*, 2, 3-16.
- Saxo Grammaticus (1995). *Gesta Danorum, La Geste des Danois* (trad. J.-P Troadec). Gallimard.
- Schwartz, C.C. & Arthur, S.M. (1999). Radio-Tracking Large Wilderness Mammals: Integration Of Gps And Argostechnology. *Ursus*, 11, 261-274.

- Schwartz, C.C., Keating, K.A., Reynolds III, H.V., Barnes Jr, V.G., Sellers, R.A., Swenson, J.E. *et al.* (2003). Reproductive maturation and senescence in the female brown bear. *Ursus*, 14, 109-119.
- Seber, G.A.F. (1965). A Note on the Multiple-Recapture Census. *Biometrika*, 52, 249-259.
- Seber, G.A.F. (2002). *Estimation of animal abundance and related parameters*. 2nd edn. Blackburn Press, Caldwell, N.J.
- Souty-Grosset, C. & Grandjean, F. (2009). Population Translocation Events and Impact on Natural Habitats. In: *Biodiversity Conservation and Habitat Management* (eds. Gherardi, F, Corti, C & Gualtieri, M). EOLSS Publications Paris, pp. 146-168.
- Sponarski, C.C., Semeniuk, C., Glikman, J.A., Bath, A.J. & Musiani, M. (2013). Heterogeneity among Rural Resident Attitudes Toward Wolves. *Human Dimensions of Wildlife*, 18, 239-248.
- Steifetten, Ø. & Dale, S. (2006). Viability of an endangered population of ortolan buntings: The effect of a skewed operational sex ratio. *Biological Conservation*, 132, 88-97.
- Stephens, P.A. & Sutherland, W.J. (1999). Consequences of the Allee effect for behaviour, ecology and conservation. *Trends Ecol Evol*, 14, 401-405.
- Steyaert, S.M., Leclerc, M., Pelletier, F., Kindberg, J., Brunberg, S., Swenson, J.E. *et al.* (2016). Human shields mediate sexual conflict in a top predator. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283.
- Sunarto, S., Kelly, M.J., Parakkasi, K., Klenzendorf, S., Septayuda, E. & Kurniawan, H. (2012). Tigers Need Cover: Multi-Scale Occupancy Study of the Big Cat in Sumatran Forest and Plantation Landscapes. *PLoS One*, 7, e30859.
- Suryawanshi, K.R., Bhatnagar, Y.V., Redpath, S.M., Mishra, C. & Pettorelli, N. (2013). People, predators and perceptions: patterns of livestock depredation by snow leopards and wolves. *Journal of Applied Ecology*, 50, 550-560.
- Suzaki, K. (1987). *The New Manufacturing Challenge: Techniques for Continuous Improvement*. Simon and Schuster, New York.
- Swenson, J.E. & Andrén, H. (2005). A tale of two countries: large carnivore depredation and compensation schemes in Sweden and Norway. In: *People and Wildlife, Conflict or Co-existence?* (eds. Woodroffe, R, Thirgood, S & Rabinowitz, A). Cambridge University Press, pp. 323-339.
- Swenson, J.E., Dahle, B. & Sandegren, F. (2001a). Intraspecific predation in Scandinavian brown bears older than cubs-of-the-year. *Ursus*, 12, 81-92.
- Swenson, J.E., Franzen, R., Segerstrom, P. & Sandegren, F. (1998a). On the age of self-sufficiency in Scandinavian brown bears. *Acta Theriologica*, 43, 213-218.
- Swenson, J.E., Sandegren, F., Bjärvall, A., Söderberg, A., Wabakken, P. & Franzén, R. (1994). Size, Trend, Distribution and Conservation of the Brown Bear *Ursus arctos* Population in Sweden. *Biological Conservation*, 70, 9-17.
- Swenson, J.E., Sandegren, F., Brunberg, S. & Segerstrom, P. (2001b). Factors associated with loss of brown bear cubs in Sweden. *Ursus*, 12, 69-80.
- Swenson, J.E., Sandegren, F. & Soderberg, A. (1998b). Geographic expansion of an increasing brown bear population: Evidence for presaturation dispersal. *Journal of Animal Ecology*, 67, 819-826.
- Swenson, J.E., Taberlet, P. & Bellemain, E. (2011). Genetics and conservation of European brown bears *Ursus arctos*. *Mammal Review*, 41, 87-98.
- Taberlet, P. & Bouvet, J. (1994). Mitochondrial DNA polymorphism, phylogeography, and conservation genetics of the brown bear *Ursus arctos* in Europe. *Proceedings of the Royal Society of London*, 255, 195-200.

- Taberlet, P., Camarra, J.J., Griffin, S., Uhrès, E., Hanotte, O., Waits, L.P. *et al.* (1997). Noninvasive genetic tracking of the endangered Pyrenean brown bear population. *Molecular Ecology*, 6, 869-876.
- Thornton, C. & Quinn, M.S. (2009). Coexisting with cougars: public perceptions, attitudes, and awareness of cougars on the urban-rural fringe of Calgary, Alberta, Canada. *Human-Wildlife Conflicts*, 3, 282-295.
- Treves, A. & Karanth, K.U. (2003). Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation Biology*, 17, 1491-1499.
- Treves, A., Naughton-Treves, L. & Shelley, V. (2013). Longitudinal analysis of attitudes toward wolves. *Conservation Biology*, 27, 315-323.
- Treves, A., Wallace, R.B., Naughton-Treves, L. & Morales, A. (2006). Co-Managing Human–Wildlife Conflicts: A Review. *Human Dimensions of Wildlife*, 11, 383-396.
- Tucker, A.W. (1983). The Mathematics of Tucker: A Sampler. *The Two-Year College Mathematics Journal*, 14, 228-232.
- Union Européenne (1992). Directive 92/43/CEE du conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. JO L 206 du 22.7.1992.
- United Nations Environment Program (2011). Taking steps toward marine and coastal ecosystem-based management – an introductory guide UNEP.
- Vinck, D. (2000). *Pratiques de l'interdisciplinarité: Mutations des sciences, de l'industrie et de l'enseignement*. PUG, Grenoble.
- Vulla, E., Hobson, K.A., Korsten, M., Leht, M., Martin, A.J., Lind, A. *et al.* (2009). Carnivory is positively correlated with latitude among omnivorous mammals: evidence from brown bears, badgers and pine martens. *Annales Zoologici Fennici*, 46, 395-415.
- Walker, B., Holling, C.S., Carpenter, S.R. & Kinzig, A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. In: *Ecology and Society*, p. 5.
- Walter, P. (2002). *Arthur: L'Ours et le Roi*. Imago, Paris.
- Walters, C.J. & Holling, C.S. (1990). Large-Scale Management Experiments and Learning by Doing. *Ecology*, 71, 2060-2068.
- Whitehouse, A. (2011). The balance of nature: entangled science and ethics in debates about raptors in Scotland. In: *Animals and Science: From Colonial Encounters to the Biotech Industry* (eds. Bolton, M & Degnen, C). Cambridge Scholar Press, pp. 126-141.
- Wiegand, T., Knauer, F., Kaczensky, P. & Naves, J. (2004). Expansion of brown bears (*Ursus arctos*) into the eastern Alps: A spatially explicit population model. *Biodiversity and Conservation*, 13, 79-114.
- Wielgus, R. & Bunnell, F.L. (1994). Dynamics of a small, hunted Brown Bear *Ursus Arctos* population in Southwestern Alberta, Canada. *Biological Conservation*, 67, 161-166.
- Williams, C.r.K., Ericsson, G. & Heberlein, T.A. (2002). A quantitative summary of attitudes toward wolves and their reintroduction (1972–2000). *Wildlife Society Bulletin*, 30, 575-584.
- Wolf, K.N., Elvinger, F. & Pilcicki, J.L. (2003). Infrared-triggered photography and tracking plates to monitor oral rabies vaccine bait contact by raccoons in culverts. *Wildlife Society Bulletin*, 31, 387-391.
- Woodroffe, R. (2000). Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation*, 3, 165-173.
- Young, J.C., Marzano, M., White, R.M., McCracken, D.I., Redpath, S.M., Carss, D.N. *et al.* (2010). The emergence of biodiversity conflicts from biodiversity impacts: characteristics and management strategies. *Biodiversity and Conservation*, 19, 3973-3990.
- Zimmermann, B., Wabakken, P. & Dotterer, M. (2003). Brown bear-livestock conflicts in a bear conservation zone in Norway: are cattle a good alternative to sheep? *Ursus*, 14, 72-83.

Questionnaire relatif à la présence de l'ours dans les Pyrénées

*Ce questionnaire, élaboré par une équipe du CNRS, a pour but d'évaluer l'opinion vis-à-vis de la présence de l'ours brun dans les Pyrénées. Il s'agit de l'opinion des habitants des communes sur lesquelles la présence d'ours a été relevée dans les cinq dernières années. Remplir ce questionnaire **vous prendra une dizaine de minutes**. Son objectif est de caractériser la perception de l'animal par les populations locales afin d'obtenir des pistes de réflexion pour la gestion des conflits autour de sa conservation. Il n'y a pas de « bonnes » ou de « mauvaises » réponses : l'important est que vous répondiez en accord avec votre opinion et vos sentiments. Si vous avez des remarques ou des commentaires à faire sur certains éléments du questionnaire, des cadres réservés à cet usage sont présents **sur la dernière page**.*

*Nous souhaiterions dans la mesure du possible obtenir un retour du questionnaire via l'enveloppe prévue à cet effet avant le **15 juillet 2014**.*

A. Votre sentiment vis-à-vis de la présence de l'ours

Laquelle des propositions décrit le mieux votre sentiment vis-à-vis de la présence de l'ours en France (entourez la proposition qui convient) ?

Totalement contre	Plutôt contre	Ni pour, ni contre	Plutôt pour	Totalement pour
-------------------	---------------	--------------------	-------------	-----------------

La présence d'ours dans les Pyrénées est, selon vous, quelque chose de :

Extrêmement négatif	Plutôt négatif	Neutre	Plutôt positif	Extrêmement positif
---------------------	----------------	--------	----------------	---------------------

La sauvegarde de l'ours en France est selon vous un sujet :

Complètement inutile	Assez inutile	Neutre	Assez important	Extrêmement important
----------------------	---------------	--------	-----------------	-----------------------

A l'idée de réintroduire des ours venant de Slovénie pour renforcer la population des Pyrénées si elle s'avérait ne pas être viable, vous seriez :

Extrêmement défavorable	Plutôt défavorable	Neutre	Plutôt favorable	Extrêmement favorable
-------------------------	--------------------	--------	------------------	-----------------------

B. Votre avis sur différents aspects liés à la présence de l'ours : une série de déclarations va vous être présentée. Pour chacune d'elles, indiquez votre degré d'approbation en entourant le chiffre correspondant le mieux à votre opinion.

1 = Pas du tout d'accord – 2 = Pas d'accord – 3 = Plutôt pas d'accord – 4 = Neutre – 5 = Plutôt d'accord – 6 = D'accord – 7 = Tout à fait d'accord

Proposition	Pas du tout d'accord	Pas d'accord	Plutôt pas d'accord	Neutre	Plutôt d'accord	D'accord	Tout à fait d'accord
Il est important de maintenir une population d'ours afin que les générations futures puissent en profiter...							
1....dans l'ensemble des Pyrénées	1	2	3	4	5	6	7
2....dans l'Ouest des Pyrénées (Pyrénées Atlantiques et Hautes-Pyrénées)	1	2	3	4	5	6	7
3....dans le Centre et l'Est des Pyrénées (Haute-Garonne, Ariège, Aude, Pyrénées Orientales)	1	2	3	4	5	6	7
4.Il est important de maintenir une population d'ours dans les Pyrénées car l'ours y a toujours existé	1	2	3	4	5	6	7
5.Nous devons nous assurer de la présence d'une abondante population d'ours pour les générations futures	1	2	3	4	5	6	7
Que je parvienne ou non à voir un ours, il est important pour moi qu'ils existent...							
6....dans l'Ouest des Pyrénées (Pyrénées Atlantiques et Hautes-Pyrénées)	1	2	3	4	5	6	7
7....dans le Centre des Pyrénées (Haute-Garonne et Ariège)	1	2	3	4	5	6	7
8....dans l'Est des Pyrénées (Aude et Pyrénées Orientales)	1	2	3	4	5	6	7
9.Il est inutile d'avoir des populations d'ours dans les Pyrénées car des populations abondantes existent dans d'autre pays d'Europe	1	2	3	4	5	6	7
10.Les ours doivent être totalement protégés dans les Pyrénées	1	2	3	4	5	6	7
11.Il doit exister la possibilité de déplacer un ours ailleurs dans les Pyrénées lorsque son comportement pose problème	1	2	3	4	5	6	7
12.Il doit exister la possibilité de tuer un ours lorsque son comportement pose problème	1	2	3	4	5	6	7

Proposition	Absolument pas d'accord	Pas d'accord	Plutôt pas d'accord	Neutre	Plutôt d'accord	D'accord	Tout à fait d'accord
13.Les ours doivent pouvoir être chassables	1	2	3	4	5	6	7
14.Les ours, oursins y compris, doivent pouvoir être tués par n'importe quel moyen dans les Pyrénées	1	2	3	4	5	6	7
15.Il faut poursuivre l'élimination de l'ours initiée par les générations précédentes	1	2	3	4	5	6	7
16.Dans les régions où les ours vivent à proximité des humains, les attaques d'ours sur des personnes sont fréquentes	1	2	3	4	5	6	7
17.La présence des ours a un impact négatif sur le grand gibier (cerfs, sangliers, chevreuils...)	1	2	3	4	5	6	7
18.La présence des ours a un impact négatif sur le petit gibier (grand tétras, perdrix grise, lièvre, lagopède...)	1	2	3	4	5	6	7
19.La chasse devrait être autorisée à proximité des zones dans lesquelles des ours élèvent leurs oursins	1	2	3	4	5	6	7
20.Les ours aident à réguler naturellement les populations d'ongulés (sangliers, chevreuils...)	1	2	3	4	5	6	7
21.Les ours créent un dérangement pour les chasseurs	1	2	3	4	5	6	7
22.Les ours causent des dommages importants aux élevages bovins (veaux, vaches) et équins	1	2	3	4	5	6	7
23.Les ours causent des dommages importants aux élevages ovins (moutons) et caprins (chèvres)	1	2	3	4	5	6	7
24.Les ours causent des dommages importants sur les ruches	1	2	3	4	5	6	7
25.Dans les pays où les ours vivent à proximité du bétail, celui-ci constitue leur source principale de nourriture	1	2	3	4	5	6	7
26.La priorité devrait être donnée au pastoralisme et non à la présence de l'ours dans les Pyrénées	1	2	3	4	5	6	7
27. La priorité devrait être donnée à la conservation de l'ours et non au pastoralisme dans les Pyrénées	1	2	3	4	5	6	7

Proposition	Absolument pas d'accord	Pas d'accord	Plutôt pas d'accord	Neutre	Plutôt d'accord	D'accord	Tout à fait d'accord
28. Le pastoralisme et la présence de l'ours ont une importance similaire dans les Pyrénées	1	2	3	4	5	6	7
29. La présence d'ours incite à aller randonner dans les Pyrénées	1	2	3	4	5	6	7
30. La présence d'ours fait fuir les randonneurs dans les Pyrénées	1	2	3	4	5	6	7
31. La présence d'ours attire les touristes dans les Pyrénées	1	2	3	4	5	6	7
32. La présence d'ours fait fuir les touristes dans les Pyrénées	1	2	3	4	5	6	7

C. Que savez-vous de l'ours ?

Quelle taille un ours brun mâle adulte d'Europe de l'Ouest mesure-t-il en moyenne lorsqu'il est dressé sur ses pattes arrière (indiquez-le en ajoutant une croix sur la barre ci-dessous au niveau de la taille à laquelle vous pensez) ?



Jusqu'à quel âge les ourses élèvent-elles en moyenne leurs oursons (entourez l'âge qui vous semble adéquat) ?

3 mois	6 mois	1 an	2 ans	3 ans	4 ans	5 ans
--------	--------	------	-------	-------	-------	-------

Quelle est en moyenne le nombre d'oursons par portée ?

1	2-3	4-6	7+
---	-----	-----	----

Combien d'individus la population d'ours bruns dans les Pyrénées comporte-t-elle en 2013 (indiquez-le sur la barre ci-dessous) ?



L'ours se déplace principalement :

De jour	De nuit
---------	---------

Vous avez acquis des connaissances sur l'ours grâce à... (plusieurs choix possibles) :

Des livres, des expositions, des reportages audio ou vidéo...	Votre expérience personnelle avec des ours	L'expérience et les connaissances de vos proches	Vos études	Autres (préciser) :	Pas de connaissances acquises sur l'ours
---	--	--	------------	---------------------	--

Avez-vous déjà interagi directement ou indirectement avec un ours ? Si oui, entourez les situations que vous avez vécues (plusieurs choix sont possibles).

<i>Vous avez rencontré un ours dans la nature, dans les Pyrénées</i>	<i>Vous avez rencontré un ours dans la nature, hors des Pyrénées</i>	<i>Vous avez rencontré un ours dans un parc animalier</i>	<i>Vous avez trouvé des indices de présence (poils, crottes, traces...)</i>	<i>Vous avez subi des dommages de la part des ours</i>	<i>Autre (préciser) :</i>
--	--	---	---	--	---------------------------

D. Pourriez-vous nous en dire un peu plus sur vous ?

(Ces informations sont strictement confidentielles et serviront exclusivement à la poursuite de cette étude. Vos coordonnées ainsi que les réponses à ce questionnaire seront traitées de façon anonyme et ne seront en aucun cas diffusées en dehors des personnes en charge du traitement des données. Vous pourrez à tout moment contacter l'une de ces personnes pour obtenir des précisions sur la façon dont ces données sont traitées, ou demander la rectification ou la suppression des données transmises ainsi que de vos coordonnées. Ce questionnaire a été conçu en accord avec les recommandations de la Commission Nationale de l'Informatique et des Libertés. Les coordonnées postales utilisées pour l'envoi de ce questionnaire par courrier ont été obtenues par le biais de données publiques)

Vous êtes : ☐ Un homme ☐ Une femme

Année de naissance :

Quel est votre diplôme le plus élevé ?

☐ Aucun ☐ CAP/BEP ☐ Bac ☐ Bac+2 ☐ Bac+3 ☐ Bac+5 ☐ Bac+8 et +

Quelle est votre commune de résidence principale ?

Avez-vous une résidence secondaire ?

☐ Oui

☐ Non

Si oui, dans quelle commune ?

Quelle est votre commune de naissance ?

Quelle est votre catégorie socioprofessionnelle (entourez celle qui vous correspond) ?

Agriculteurs exploitants

Salariés de l'agriculture

Patrons de l'industrie et du commerce

Professions libérales et cadres supérieurs

Cadres moyens

Employés

Ouvriers

Personnels de services

Autre catégorie :

Pratiquez-vous une activité d'élevage dans les Pyrénées ?

☐ Oui

☐ Non

Si oui, quels animaux élevez-vous ?

Pratiquez-vous la chasse dans les Pyrénées ?

Oui

Non

Si oui, la- ou lesquelles ?

Pratiquez-vous d'autres activités de plein air
dans les Pyrénées ?

Oui

Non

Si oui, la- ou lesquelles ?

Seriez-vous d'accord pour être interrogé(e) ultérieurement sur les aspects sociaux et économiques de la
présence de l'ours ?

Oui

Non

Si oui...

Nom :

Numéro de téléphone :

Email :

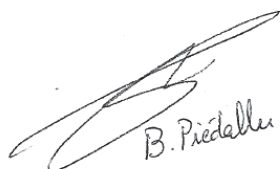
Avez-vous des remarques sur ce questionnaire, cette étude ou les questions qui vous ont été posées ?

En vous remerciant,

Blaise Piédallu

Doctorant

Centre National de la Recherche Scientifique,
Montpellier

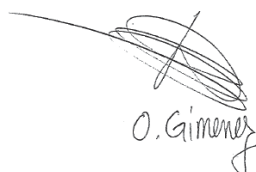


B. Piédallu

Olivier Gimenez

Directeur de Recherche

Centre National de la Recherche Scientifique,
Montpellier



O. Gimenez

Better together: a transboundary approach to brown bear monitoring in the Pyrenees

Blaise Piédallu (1) – Corresponding author

Pierre-Yves Quenette (2)

Ivan Afonso Jordana (3)

Nicolas Bombillon (2)

Adrienne Gastineau (2)

Ramón Jato (4)

Christian Miquel (5)

Pablo Muñoz (6)

Santiago Palazón (7)

Jordi Solà de la Torre (8)

Olivier Gimenez (1)

(1) CEFÉ, CNRSUMR 5175, Université de Montpellier, Université Paul-Valéry Montpellier, EPHE, 1919 Route de Mende, 34293 Montpellier Cedex 5, France

(2) Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, CNERA PAD-Equipe Ours, Impasse de la Chapelle, 31800 Villeneuve-de-Rivière, France

(3) Medi Ambient, Conselh Generau d'Aran, Plaça dera Libertat, 16, 25530 Vielha, Spain

(4) Departamento de Producción y Asistencias Técnicas, Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental, S. L. U., Ctra HUV-Fornillos, 22195 Fornillos de Apiés, Huesca, Spain

(5) Laboratoire d'Ecologie Alpine, CNRS UMR 5553, Université Joseph Fourier, BP 53, F-38041 Grenoble Cedex 9, France

- 23 (6) Jefe de la Sección de Hábitats, Gobierno de Navarra
- 24 (7) Fauna and Flora Service, Department of Territory and Sustainability. Dr. Roux, 80. 08017
- 25 Barcelona, Spain
- 26 (8) Unitat de Fauna, Departament de Medi Ambient, C/ Prat de la Creu 62-64, AD500 Andorra
- 27 la Vella, Principality of Andorra
- 28 Corresponding author personal information :
- 29 Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive
- 30 1919 Route de Mende
- 31 34293 Montpellier Cedex 5
- 32 blaise.piedallu@cefe.cnrs.fr
- 33 +334 67 61 33 14

Abstract

Human administrative borders have no effect on wild animals, and the vast home ranges of large carnivores often cause them to live simultaneously on the territory of two or more countries or jurisdictions with different management policies. Here, we investigate the importance of transboundary population monitoring using as a case study the Pyrenean brown bear population (*Ursus arctos*) that lives in France, Andorra and Spain. Using capture-recapture models and the Pollock's robust design, we estimated abundance and demographic parameters using data collected separately in France and Spain and a dataset gathered from joint monitoring on both sides of the border. As expected, the abundance estimates from French (from 11 bears in 2008 to 13 in 2014) or Spanish (from 4 bears in 2008 to 9 in 2014) data only were lower than abundance obtained from both sides of the border (from 11 in 2008 to 18 in 2014). The joint monitoring dataset also highlighted the importance of individual detection heterogeneity that, if ignored, would lead to underestimation. Our results reinforce the importance of transboundary cooperation when dealing with animal populations with territory spanning two or more administrative jurisdictions for collecting reliable scientific data and providing relevant abundance estimation to take sound management decisions.

Keywords: capture-recapture, elusive species, robust design, transboundary monitoring, Ursus arctos

Introduction

Large carnivore populations in Europe are recovering from years of decrease after having been highly threatened or locally extinct, leading to larger population sizes and wider distributions (Chapron et al. 2014). These populations have large home ranges despite interspecific (Gittleman and Harvey 1982) or intraspecific (Mattisson et al. 2013; Nilsen et al. 2005) variations, and their recovery increases the likelihood of crossing the administrative border between two countries, or between two distinct jurisdictions within the same country. Therefore, the same large carnivore population may overlap several territories where the inhabitants have different or conflicting opinions on their monitoring or management (Bischof and Swenson 2012; Bull et al. 2009; Piédallu et al. 2016).

The conservation status of a population is commonly estimated based on its abundance and distribution, which in turn may help to assess its viability and to predict its range in the future. However, while transboundary large carnivore populations are extremely common, transboundary conservation policies are

still rarely implemented (Gervasi et al. 2015; Linnell and Boitani 2012; Trouwborst 2010). Moreover, population monitoring is usually performed independently between the countries on one side and the other of the boundary. These countries in turn perform abundance estimation based solely on the data gathered on their own territory, leading to a discrepancy between management policy and ecological reality (Linnell and Boitani 2012; Trouwborst 2010). This approach might cause significant errors when trying to assess the abundance of a species, due to the possibility for a single animal to be seen across different territories (Bischof et al. 2016).

Here, we aimed at illustrating the value of collaborative monitoring at a transboundary scale, using brown bears (*Ursus arctos*) in the Pyrénées as a case study. Brown bears are widely distributed in the Northern hemisphere, being spread over North America (Waits et al. 1998), Europe (Swenson et al. 2011), and Asia (Hirata et al. 2013). The species as a whole is not endangered. However, some populations can be both small and isolated from others, leading to an important risk of local extinction (Linnell et al. 2008; Swenson et al. 2011). Among those endangered populations is the Pyrenean brown bear population, which resides in the mountains between Southwestern France and Northeastern Spain. Despite being reinforced by the reintroduction of individuals from Slovenia in 1996-97 (3 bears) and 2006 (5 bears) with another one scheduled for 2016 (1 bear), its viability is still considered to be low (Chapron et al. 2010) due to its small size, its fragmentation in different cores, and heavy inbreeding that might negatively impact its growth in a medium- or long-term future. Moreover, there are conflicting attitudes among local inhabitants over bear presence (Piédallu et al. 2016).

Combining data collected through camera trapping, systematic search-effort protocols and opportunistic observations in Spain and France, we estimated abundance and demographic parameters for the Pyrenean brown bear population using Pollock's robust design capture-recapture models (Kendall et al. 1997). We reproduced the same analyses mimicking a lack of collaboration between the two countries and compared the results. Overall, we demonstrate the benefits of cooperation across the border in the monitoring and management of a large carnivore population.

Material & Methods

1. Study area and bear population

This study was performed in the Pyrenees Mountains, on both sides of the border, which included Southwestern France, the North of the Spanish Autonomous communities of Catalonia, Aragon and Navarre, and the principality of Andorra (Figure 1). Bears that live in the Pyrenees descend from individuals that were translocated here from Slovenia in 1996-97 (2 females and 1 male) and 2006 (4 females and 1 male), although a hybrid between a Slovenian bear and a now-deceased Pyrenean female is still alive. The relocations were performed to save the population that was in critical danger of extinction in 1995, with only 5 individuals remaining, including a single adult female. The current population is split in two unconnected population cores (Camarra et al. 2015): one in the Western Pyrenees, over France, Aragon and Navarre, and one in Central-Eastern Pyrenees, over France, Catalonia, Aragon and Andorra.

2. Data collection and monitoring

Systematic monitoring was performed in France, Catalonia and Andorra from 2008 to 2014, consisting in fixed itineraries along which agents of governmental wildlife looked for bear tracks with help on the French side of the Pyrenees from volunteers of the Brown Bear Network, whose members include 135 professional members (from various agencies) and 228 amateur members (who are not affiliated to any agency). In Catalonia, two teams of 10 professional members handle systematic monitoring with help from Forestry Agents. Visits of these itineraries were repeated at regular time intervals between April and November, with at least a monthly visit (Figure 1). Due to the very low number of bears on their territories, there was no systematic monitoring in Aragon and Navarre. In all areas, data was also obtained through opportunistic means, which included all sightings or tracks found outside of systematic monitoring and validated by the local agencies, or damages caused on livestock (sheep in particular) or beehives. Since 2008, both countries have worked to standardize their monitoring protocols in the framework decided by the Transborder Monitoring Group for Bears in Pyrenees (GSTOP).

The most common bear tracks included hair samples (with 4-5 hair traps being scattered along the itineraries to improve the chances of getting a sample), scats, footprints, claw marks, photographs, films, attacks on livestock, sightings and opened ant-hills. Hair traps were added on trees along the itineraries to increase the chances to obtain hair samples. We discarded the tracks that did not allow the identification of an individual, mostly due to a lack of a good enough genetic sample. We also paid a particular attention to estimate the

interval in which the bear might have left the track (see Supplementary materials). Genetic samples (hairs and faeces) were analyzed using a Polymerase Chain Reaction (PCR) multitube approach with four repeats for each sample to avoid the risk of misidentification due to the low DNA quantity of some hair samples (Miquel et al. 2006; Taberlet et al. 1997). 13 microsatellites markers and 1 marker for sex were targeted by the PCR in order to identify the bear individuals. The results were then aggregated between all sources.

We assigned to each individual its age class at first capture (Cub: up to 1 year old, Juvenile: up to 3 years old, Adult: 4 years old and more) and its gender. The population was assumed geographically closed, i.e. no emigration or immigration between this population and another one outside the Pyrenees.

3. Abundance estimation

We used the Pollock's robust design (Kendall et al. 1997) to estimate abundance while accounting for imperfect detection of individuals and temporary emigration. The robust design approach uses repeated captures in a short timeframe, called secondary occasions, within a single time step (a so-called primary occasion). The population is considered to be closed (without demographic processes such as births, deaths, immigrations and emigrations) between two consecutive secondary occasions, hence allowing the robust estimation of abundance corrected for imperfect detection, and open (with births, deaths, emigrations and immigrations) between two consecutive primary occasions. In this study, we used years as primary occasions of capture (7 in total, from 2008 to 2014) and the months from May to September as secondary occasions (5 in total). We chose these secondary occasions because no births occur in this time interval, and we did not include the first months of the year because very young cubs have a high risk of dying.

We built three capture-recapture datasets: one for French data (including Andorra), one for Spanish data (Catalonia, Aragon, Navarre), and one for the Combined (France and Spain) data. We tested three possible types of temporary emigration: no emigration, a random emigration (where the probability of being a temporary emigrant only depends on the status of the individual at a given capture occasion) and a Markovian emigration (where the probability of being a temporary emigrant depends on the status of the individual at a given time step and at the previous time step). We tested 4 possible effects on survival: no effect, a sex effect, an age effect, and an additive effect of sex and age. Finally, 6 possible effects on detection were considered: no effect, a sex effect, a time effect (where the probability of detection changed

between primary occasions – years, in our study), a mixture effect (with two distinct classes or individuals to account for detection heterogeneity, e.g. Cubaynes et al. (2010)), and the additive effects of sex and time and sex and mixture. In total, we tested 72 different models (Supplementary materials).

We used the Akaike Information Criterion corrected for small sample size (AICc) to perform model selection (Burnham and Anderson 2002). For each dataset (France, Spain, Combined), we kept the models with a AICc weight > 0.01 . We also model-averaged parameter estimates to account for uncertainty in selecting one single ‘best’ model. To obtain 95% confidence intervals on abundance, we used a non-parametric bootstrap in which individual capture histories from each dataset were resampled with replacement a hundred times (Buckland et al. 1997).

We used the program MARK (White and Burnham 1999) called from software R (RCoreTeam 2013) with the ‘RMark’ package (Laake 2013).

Results

1. Descriptive statistics

7517 bear tracks were gathered in the Pyrenees between 2008 and 2014. The number of tracks that were usable in a robust design framework for the French, Spanish and Combined dataset by both being accurate enough and collected between May and September (see Supplementary data) is shown in Table 1, and amounted for 15 to 17% of the total tracks.

2. Model selection with the French dataset

The models that were selected for the French dataset mostly included a mixture effect on detection (Table 2A), whether alone or with an additive effect of sex. Survival was linked either to no effect, or to an effect of sex. However, no specific type of emigration (none, random or Markovian) was preferentially selected. The three best models (AICc weight > 0.1) included a sex effect along with individual heterogeneity on detection, and no effect on survival. No time effect on detection was found in the best models, and only the 12th best had an age effect on survival.

3. Model selection with the Spanish dataset

All models selected for the Spanish dataset included emigration, whether it was random or Markovian (Table 2B), with the four best-ranked models having a random emigration. Models without emigration had a significantly lower weight. In contrast with the French dataset, the heterogeneity of detection (mixture effect) was seldom kept in the best models. Instead, most of the best models either had no effect or a sex effect for both survival and detection. The four best models (AICc weight >0.08) had a random emigration, and either no effect of a sex effect on both survival and detection.

4. Model selection with the Combined dataset

Like in the French dataset, all the best models for the Combined dataset had a mixture effect on detection, whether it was alone or with an additive effect of sex (Table 2C). No clear pattern emerged for emigration, although the models with Markovian emigration tended to have a lower weight. The results were similarly contrasted for the effects on survival, with sex being kept in 8 of the 15 models and age in 5 of 15.

5. Abundance estimates

In Spain, population increased to stabilize around 10 individuals, but showed a steep fall in 2013 before recovering in 2014 (Figure 2), which may indicate individuals that were temporarily unavailable. The French dataset pictured a very small increase between 2008 and 2014. The Combined dataset showed a trend similar to the Spanish dataset, with an increase between 2008 and 2014 and a temporary fall in 2013 mostly due to the lack of individuals detected on the Spanish side of the Pyrenees.

6. Demographic parameter estimates

The survival estimates were higher in France than in Spain (Table 3). There was a notable difference between male and female survival in the Combined dataset ($F = 0.81 \pm 0.051$, $M = 0.933 \pm 0.041$). In the France and Combined datasets, two classes of individuals were identified detection-wise, with one class being easily detected (~0.7-0.8) and one being harder to detect (~0.3-0.4). In both cases, the detection probability of females ended up being slightly inferior to the detection probability of males.

In the Spain dataset, emigration was much higher than in the other datasets. This might be explained by the very few individuals found in 2013 that were probably treated by the models as temporary emigrating. Moreover, all models selected for the Spain dataset included a random or Markovian emigration, while the

193 France and Combined datasets also selected models with no emigration, which might have lowered the
194 estimated values when averaged.

195 **Discussion**

196 1. Abundance and heterogeneity in the detection process

197 The results for the French and Combined datasets highlighted two classes of individuals with significantly
198 different detection. A previous study on wolves highlighted the importance of individual detection
199 heterogeneity (IDH) when estimating abundance of large carnivore populations (Cubaynes et al. 2010). IDH
200 in the Pyrenean brown bears might stem from intraspecific home range disparities (McLoughlin et al. 2000)
201 making it more likely to find tracks of individuals who move a lot. The individual that was detected the most
202 often, Pyros, is also the male with the highest reproductive success, and the three most commonly seen males
203 (Pyros, Balou and Nere) were the three oldest living males in 2014. Another factor that might cause IDH is
204 the efficiency of human agents when looking for bear tracks. Some Pyrenean bears display a stable spatial
205 behavior over the years (Camarra et al. 2015), making their movements predictable in time. The personality
206 differences displayed by bears (Fagen and Fagen 1996) might allow the agents to become better at finding
207 tracks.

208 2. Sex and age effect on survival

209 A result that was consistent in all datasets was the lack of an age effect on survival. This is unexpected since
210 young bears generally suffer from higher mortality rates (Bunnell and Tait 1985). However, because our
211 analysis only included data ranging from May to September, we excluded the first four or five months of life
212 for the bear cubs, during which their survival rate is at its lowest, meaning that bear cub deaths might have
213 simply gone unnoticed due to the absence of the cubs from the dataset.

214 The presence of an effect of sex on survival, with higher mortality rates for females, seemed to contradict a
215 previous study performed on grizzly bears where mortality was higher among males (McLellan et al. 1999).
216 However, in this study, hunting explained the bias towards male mortality, since death from natural causes
217 was more common among females. Because bear hunting is banned in the Pyrenees, the results between the
218 two studies are actually consistent.

3. Estimates of the demographic parameters

Female bears survival in the Combined dataset was consistent with previous studies performed in other populations (De Barba et al. 2010; Garshelis et al. 2005; Wielgus and Bunnell 1994). Male bears survival in the same dataset was consistent with a previous study on a population without hunting pressure (De Barba et al. 2010). The emigration rate was significantly higher when using only the Spanish dataset compared to the French and Combined datasets, which could indicate that bears travel more from the Spanish to the French side of the Pyrenees. This important emigration rate on the Spanish side might also result from demographic stochasticity, stemming from the small size of the population and the very low number of individuals identified in Spain in 2013.

4. Robust design as a tool to estimate population size for cryptic species

Rare populations can either be defined by the low number of individuals, or by the fact that the population belongs to elusive, hard-to-observe species with large home ranges and low density (McDonald 2004). The Pyrenean brown bear population falls under both cases, and as such estimating its demographic parameters is made even more difficult. We confirmed however that robust design capture-recapture models allowed estimating several population parameters (Smith et al. 2013). In our case, the robust design study was combined with the use of multiple data sources (Boulanger et al. 2008; Gervasi et al. 2012) to obtain enough captures so we could build capture-recapture datasets with a sufficient number of observations to be exploited.

Abundance estimates were different from those calculated yearly by the GSTOP, which found a significant increase in the minimal population size between 2008 and 2014, going from 17 to 31 individuals (Camarra et al. 2015). This discrepancy can be explained by the method used by the agencies, which use both a Minimal Kept Population Size (EMR) and a Minimal Detected Population Size (EMD). Every year, the EMD can be used to correct the previous year's EMR if some bears were not detected, due to the fact that the population is assumed geographically closed. In comparison, our robust design framework includes temporary emigration, which means that a bear that is not found during an entire year will not be included in the total population size. Moreover, to use the robust design framework, we excluded tracks that were difficult to date, and those that fell outside of the secondary occasions (May to September), which left some individuals

identified by the GSTOP (Camarra et al. 2015) out of our database (see Supplementary materials). Agency estimates performed so far always included the individuals that were found dead in their yearly counts (Camarra et al. 2015), while a robust design model would only include them if the death occurred after the end of the primary occasion. Finally, the gender of a single individual born in 2012 was not determined, and as such that bear was excluded from our analyses. These factors put together account for the differences with the counts performed by the GSTOP.

5. Implications for bear abundance estimates

Even though different methods are used to estimate brown bear population size such as distance sampling and capture-recapture methods (Solberg et al. 2006), once the analyses are performed, most brown bear populations over the world are described by their total number of individuals, whether it is in Italy (Gervasi et al. 2008), in Sweden (Kindberg et al. 2011) or in the USA (Boulanger et al. 2008). Some other carnivore populations, however, are described with different indicators, such as the number of potential family groups (Andren et al. 2002) or the number of females with cubs of the year (Palomero et al. 2007). Considering the importance of the minimum population size for its viability (Shaffer 1981), we suggest that in complement to the minimal population size used by the GSTOP to describe the Pyrenean brown bears, it is important to develop an alternate counting method, especially since the heavy inbreeding (Camarra et al. 2015; Chapron et al. 2009) means that the genetic effective size (Palstra and Ruzzante 2008) of the Pyrenean brown bear population is lower than the “real” population size would let us to believe. Brown bear females in Europe (Swenson et al. 2007) usually start reproducing at the age of 4 or 5 with an interbirth interval of 2 years at least (Schwartz et al. 2003). Therefore, we suggest also describing the population by using the number of females with cubs of the year (Palomero et al. 2007) or the total number of 4+ years old females in the population, instead of limiting ourselves to the total number of bears. This would give a much more accurate insight of the viability of the population, which is an important tool to use when dealing with the conservation of endangered populations (Beissinger and Westphal 1998).

6. Importance of transboundary management

A transboundary management strategy helps to avoid significant errors in the estimates, most importantly the overestimation that occurs when a single individual is accounted for in one or more political jurisdiction due

to its mobility(Bischof et al. 2016). The sum of yearly abundance in France and Spain was always larger than abundance from the Combined dataset, hence confirming this assumption. Even though administrative borders might coincide with a difference in local priorities (Moilanen and Arponen 2011), such as the Scandinavian lynx (*Lynx lynx*) population which is much more heavily hunted in Norway than it is in Sweden (Swenson and Andrén 2005),a transboundary approach allows for more biologically logical management (Linnell and Boitani 2012). Differing management policies between two neighboring jurisdictions can have consequences on a large carnivore population, e.g. by creating source/sink dynamics (Swenson and Andrén 2005)that will in turn affect demography (Robinson et al. 2008). Here, we showed that it was possible to build a transborder model despite differences in monitoring methods between the different jurisdictions.

Conclusion

Perceived errors in abundance estimates might lead to skepticism towards the results provided by scientists, which can be followed by a negative evolution of a conservation conflict (Redpath et al. 2013). While accurate scientific data is not sufficient to solve the contention surrounding some large carnivore populations, it is a necessary step to advance towards mitigating conflicts by allowing the identification of human and ecological impacts (Redpath et al. 2013). It is especially important in the case of the Pyrenean brown bear, where the recent relocation of a male Slovenian bear in Catalonia could lead to an increase of the conflict, playing on the attitude differences between Pyrenean residents (Piédallu et al. 2016). In this context, reliable scientific data will be needed to avoid widening the gap between supporters and opponents of bear presence in the French-Spanish mountains. As large carnivore populations recover in Europe (Chapron et al. 2014), transboundary monitoring, however complex it might be (Kark et al. 2015),could become an essential first step towards harmonious and efficient transboundary management(Bischof et al. 2016; Kark et al. 2015), as it will be easier to implement than transboundary policies(Kark et al. 2015), and could facilitate the development of efficient solutions to ingrained conservation conflicts (Redpath et al. 2013).

298 Tables & Figures

299 **Table 1: Number of bear tracks found yearly**

		2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Total	%Total Tracks	%ID'd Tracks
France	All year	99	58	159	189	228	203	162	1098	22.80%	74.34%
	May-Sep	80	52	123	130	157	161	121	824	17.11%	55.79%
	Apr-Nov	94	56	154	178	208	199	147	1036	21.52%	70.14%
Spain	All year	37	54	90	145	101	48	93	568	21.02%	63.18%
	May-Sep	24	41	65	124	66	29	77	426	15.77%	47.39%
	Apr-Nov	36	51	80	142	101	48	91	549	20.32%	61.07%
Total	All year	136	112	249	334	329	251	255	1666	22.16%	70.12%
	May-Sep	104	93	188	254	223	190	198	1250	16.63%	52.61%
	Apr-Nov	130	107	234	320	309	247	238	1585	21.09%	66.71%

300

301 Number of bear tracks per primary occasion of capture/Year. Two sets of secondary occasions are depicted:
 302 May-Sep (from May to September) and Apr-Nov (from April to November). The Total and Identified
 303 number of tracks in each dataset are shown in Table 1 of the Appendix section.

304

305 **Table 2: Model selection for each of the three datasets**

(a) France							
#	Survival	Detection	Emigration	npar	AICc	Weight	Deviance
6	0	Sex + Mix	None	12	649.3	0.27	636.1
30	0	Sex + Mix	Markovian	14	650.2	0.17	632.4
54	0	Sex + Mix	Random	13	651.1	0.11	635.6
12	Sex	Sex + Mix	None	13	651.2	0.10	635.7
28	0	Mix	Markovian	13	651.6	0.08	636.1
4	0	Mix	None	11	652.7	0.05	641.7
60	Sex	Sex + Mix	Random	14	653.1	0.04	635.3
34	Sex	Mix	Markovien	14	653.5	0.03	635.7
52	0	Mix	Random	12	653.8	0.03	640.6
10	Sex	Mix	None	12	654.5	0.02	641.2
26	0	Sex	Markovian	12	655.4	0.01	642.2
18	Age	Sex + Mix	None	19	655.5	0.01	625.9
58	Sex	Mix	Random	13	655.6	0.01	640.2
36	Sex	Sex + Mix	Markovian	15	655.8	0.01	635.7
(b) Spain							
#	Survival	Detection	Emigration	npar	AICc	Weight	Deviance
49	0	0	Random	10	447.8	0.25	420.9
50	0	Sex	Random	11	448.1	0.21	418.9
55	Sex	0	Random	11	449.6	0.10	420.3
56	Sex	Sex	Random	12	450.0	0.08	418.4
25	0	0	Markovian	11	450.1	0.08	420.8
26	0	Sex	Markovian	12	450.5	0.07	418.8
52	0	Mix	Random	12	451.4	0.04	419.7
31	Sex	0	Markovian	12	451.9	0.03	420.3
54	0	Sex + Mix	Random	13	452.3	0.03	418.2
32	Sex	Sex	Markovian	13	452.4	0.03	418.3
58	Sex	Mix	Random	13	453.3	0.02	419.2
28	0	Mix	Markovian	13	453.7	0.01	419.7
(c) Combined							
#	Survival	Detection	Emigration	npar	AICc	Weight	Deviance
12	Sex	Sex + Mix	None	13	725.0	0.21	724.5
6	0	Sex + Mix	None	12	725.2	0.19	726.9
58	Sex	Mix	Random	13	726.2	0.11	725.8
52	0	Mix	Random	12	726.4	0.10	728.1
18	Age	Sex + Mix	None	19	727.6	0.06	713.6
72	Sex + Age	Sex + Mix	Random	21	727.8	0.05	709.1
34	Sex	Mix	Markovian	14	728.4	0.04	725.8
28	0	Mix	Markovian	13	728.5	0.04	728.1
24	Sex + Age	Sex + Mix	None	20	728.6	0.03	712.3
10	Sex	Mix	None	12	728.9	0.03	730.7
64	Age	Mix	Random	19	729.2	0.02	715.3
4	0	Mix	None	11	729.4	0.02	733.3
36	Sex	Sex + Mix	Markovian	15	729.4	0.02	724.5
30	0	Sex + Mix	Markovian	14	729.6	0.02	726.9
70	Sex + Age	Mix	Random	20	730.2	0.02	713.9

306

307 List of the best models (Weight > 0.01) selected for each one of the three datasets ((a) France (b) Spain (c)

308 Total). #: Number of the model. Survival, Detection, Emigration: effects tested on each parameter in the

309 model. 0: No effect on the parameter. npar: number of parameters. Note: whenever model averaging was

310 impossible due to the different nature of the models (with or without a mixture effect), we only selected the
311 category with the highest combined weight.

Table 3: Model-averaged parameter estimates

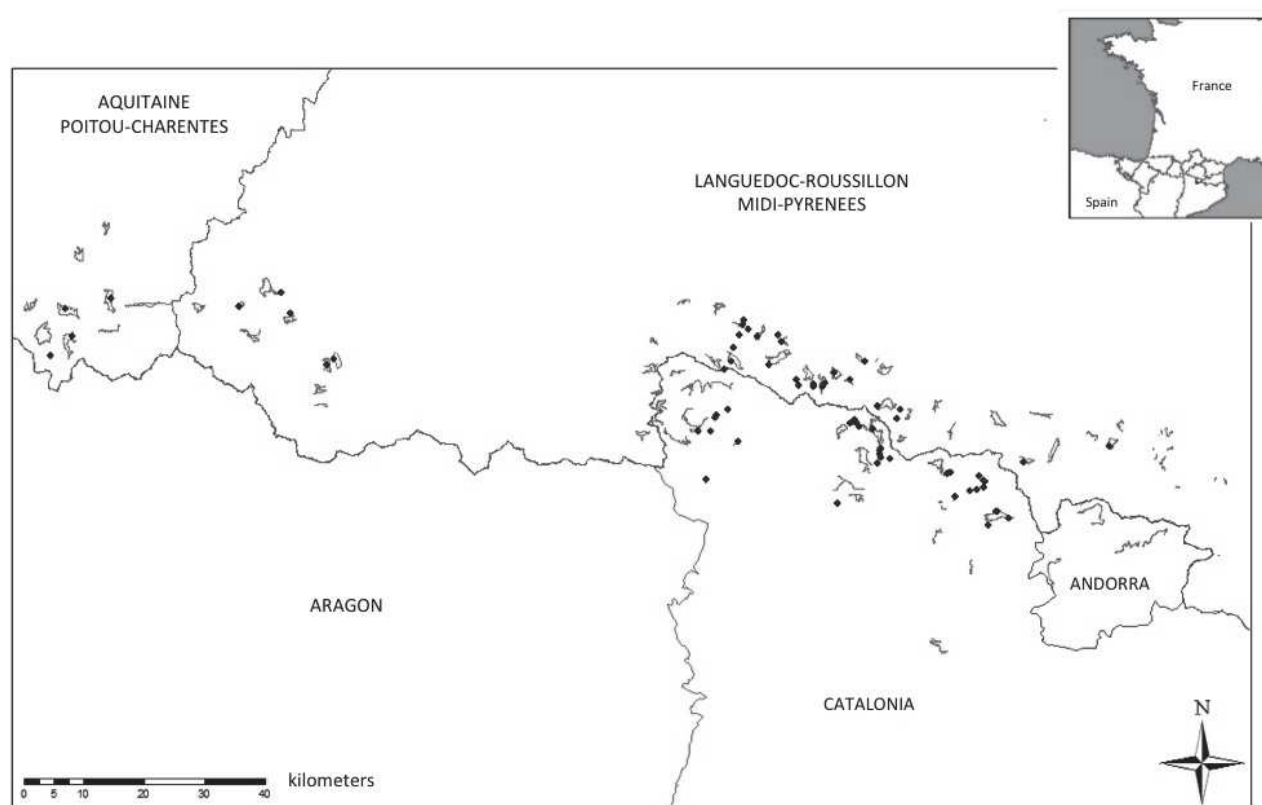
Dataset	Bear Class	Survival		Detection		Emigration		Immigration	
France	Female class 1	0.90	± 0.07	0.84	± 0.13	0.08	± 0.08	0.50	± 0.46
	Female class 2			0.36	± 0.05				
	Male class 1	0.92	± 0.06	0.88	± 0.10				
	Male class 2			0.45	± 0.06				
Spain	Female	0.83	± 0.06	0.48	± 0.04	0.27	± 0.09	0.25	± 0.14
	Male	0.85	± 0.07	0.52	± 0.04				
Total	Female class 1	0.88	± 0.05	0.73	± 0.13	0.07	± 0.05	0.10	± 0.14
	Female class 2			0.32	± 0.05				
	Male class 1	0.93	± 0.04	0.81	± 0.05				
	Male class 2			0.41	± 0.06				

313

314 Model-averaged parameter estimates for each of the datasets. Bear Class represents the different individual
 315 classes identified by the mixture effect.

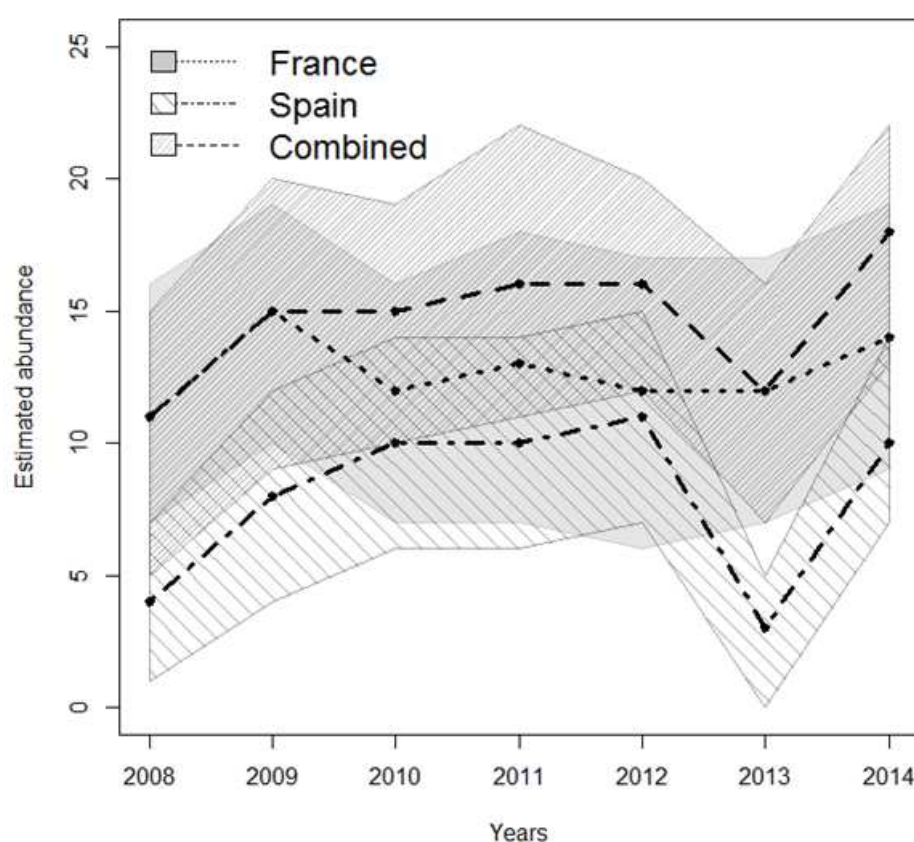
316

317 **Fig. 1: Map of bear monitoring in the French and Spanish Pyrenees**



318
319 Bear monitoring in the French and Spanish Pyrenees. Thin lines: systematic itineraries. Dots: camera traps.
320 The top-right mini-map indicates French counties and Spanish province – only the westernmost French
321 county is part of the Aquitaine-Poitou-Charentes region, all the others are part of the Languedoc-Roussillon-
322 Midi-Pyrénées region. In France, data monitoring is handled by the Game and Wildlife Agency. In Spain,
323 monitoring is handled separately between the three Autonomous communities: in Catalonia, the Fauna and
324 Flora Service of the Department of Territory and Sustainability is in charge with a local delegation to the
325 General Council in the Val d’Aran; in Aragon, it is the Environmental Services Department that oversees
326 bear management, and in Navarre, it is the Public Society for Environmental Management of Navarre. In
327 Andorra, monitoring is handled by the Natural Heritage Department.

328 **Figure 2: Population size estimation for each dataset**



329

330 Population size for the Pyrenean brown bears between 2008 and 2014 estimated using the three different
 331 datasets (France only, Spain only, and Combined).

332 **References**

- 333 Andren H et al. (2002) Estimating total lynx Lynx lynx population size from censuses of family groups
334 Wildlife Biology 8:299-306
- 335 Beissinger SR, Westphal I (1998) On the use of demographic models of population viability in endangered
336 species management Journal of Wildlife Management 62:821-841
- 337 Bischof R, Brøseth H, Gimenez O (2016) Wildlife in a Politically Divided World: Insularism Inflates
338 Estimates of Brown Bear Abundance Conservation Letters 9:122-130 doi:10.1111/conl.12183
- 339 Bischof R, Swenson JE (2012) Linking noninvasive genetic sampling and traditional monitoring to aid
340 management of a trans-border carnivore population Ecological Applications 22:361-373
- 341 Boulanger J, Kendall KC, Stetz JB, Roon DA, Waits LP, Paetkau D (2008) Multiple Data Sources Improve
342 DNA-Based Mark-Recapture Population Estimates Of Grizzly Bears Ecological Applications
343 18:577-589
- 344 Buckland ST, Burnham KP, Augustin NH (1997) Model Selection: An Integral Part of Inference Biometrics
345 53:603-618
- 346 Bull J, Nilsen EB, Mysterud A, Milner-Gulland EJ (2009) Survival on the Border: A Population Model to
347 Evaluate Management Options for Norway's Wolves Canis lupus Wildlife Biology 15:412-424
348 doi:10.2981/08-010
- 349 Bunnell FL, Tait DEN (1985) Mortality Rates of North American Bears Arctic 38:316-323
- 350 Burnham KP, Anderson DR (2002) Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-
351 Theoretic Approach, 2nd Edition. Springer-Verlag, New York
- 352 Camarra JJ, Sentilles J, Bombillon N, Gastineau A, Quenette PY (2015) Suivi de l'ours brun dans les
353 Pyrénées françaises (Sous-populations occidentale et centrale) - Rapport annuel, Année 2015. Office
354 National de la Chasse et de la Faune Sauvage,
- 355 Chapron G, Gimenez O, Quenette P-Y (2010) Demographic parameters and viability of the Pyrenean brown
356 bear population.
- 357 Chapron G et al. (2014) Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes
358 Science 346:1517-1519 doi:10.1126/science.1257553

- 359 Chapron G, Wielgus R, Quenette PY, Camarra JJ (2009) Diagnosing mechanisms of decline and planning
360 for recovery of an endangered brown bear (*Ursus arctos*) population PloS one 4:e7568
361 doi:10.1371/journal.pone.0007568
- 362 Cubaynes S et al. (2010) Importance of accounting for detection heterogeneity when estimating abundance:
363 the case of French wolves Conservation biology : the journal of the Society for Conservation
364 Biology 24:621-626 doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01431.x
- 365 De Barba M, Waits LP, Garton EO, Genovesi P, Randi E, Mustoni A, Groff C (2010) The power of genetic
366 monitoring for studying demography, ecology and genetics of a reintroduced brown bear population
367 Mol Ecol 19:3938-3951 doi:10.1111/j.1365-294X.2010.04791.x
- 368 Fagen R, Fagen JM (1996) Individual Distinctiveness in Brown Bears, *Ursus arctos* L Ethology 102:212-226
369 doi:10.1111/j.1439-0310.1996.tb01119.x
- 370 Garshelis DL, Gibeau M, Herrero S (2005) Grizzly bear demographics in and around Banff National Park
371 and Kananaskis Country, Alberta Journal of Wildlife Management 69:277-297
- 372 Gervasi V, Brøseth H, Nilsen EB, Ellegren H, Flagstad Ø, Linnell JDC (2015) Compensatory immigration
373 counteracts contrasting conservation strategies of wolverines (*Gulo gulo*) within Scandinavia
374 Biological Conservation 191:632-639 doi:10.1016/j.biocon.2015.07.024
- 375 Gervasi V et al. (2008) A preliminary estimate of the Apennine brown bear population size based on hair-
376 snag sampling and multiple data source mark-recapture Huggins models Ursus 19:105-121
- 377 Gervasi V, Ciucci P, Boulanger J, Randi E, Boitani L (2012) A multiple data source approach to improve
378 abundance estimates of small populations: The brown bear in the Apennines, Italy Biological
379 Conservation 152:10-20 doi:10.1016/j.biocon.2012.04.005
- 380 Gittleman JL, Harvey PH (1982) Carnivore Home-Range Size, Metabolic Needs and Ecology Behavioral
381 Ecology and Sociobiology 10:57-63
- 382 Hirata D et al. (2013) Molecular phylogeography of the brown bear (*Ursus arctos*) in Northeastern Asia
383 based on analyses of complete mitochondrial DNA sequences Molecular biology and evolution
384 30:1644-1652 doi:10.1093/molbev/mst077
- 385 Kark S, Tulloch A, Gordon A, Mazar T, Bunnefeld N, Levin N (2015) Cross-boundary collaboration: key to
386 the conservation puzzle Current Opinion in Environmental Sustainability 12:12-24
387 doi:10.1016/j.cosust.2014.08.005

388 Kendall WL, Nichols JD, Hines JE (1997) Estimating Temporary Emigration Using Capture-Recapture Data
389 With Pollock's Robust Design Ecology 78:563-578

390 Kindberg J, Swenson JE, Ericsson G, Bellemain E, Miquel C, Taberlet P (2011) Estimating population size
391 and trends of the Swedish brown bear *Ursus arctos* population Wildlife Biology 17:114-123
392 doi:10.2981/10-100

393 Laake JL (2013) RMark: An R Interface For Analysis Of Capture-Recapture Data With MARK. Alaska
394 Fisheries Science Center,

395 Linnell JD, Salvatori V, Boitani L (2008) Guidelines for Population Level Management Plans for Large
396 Carnivores. European Commission,

397 Linnell JDC, Boitani L (2012) Building biological realism into wolf management policy: the development of
398 the population approach in Europe Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy 23:80-91
399 doi:10.4404/hystrix-23.1-4676

400 Mattisson J et al. (2013) Home range size variation in a recovering wolf population: evaluating the effect of
401 environmental, demographic, and social factors Oecologia 173:813-825 doi:10.1007/s00442-013-
402 2668-x

403 McDonald LL (2004) Sampling rare populations. In: Thompson WL (ed) Sampling Rare and Elusive
404 Species. Island Press, Washington, DC, pp 11-42

405 McLellan B et al. (1999) Rates and Causes of Grizzly Bear Mortality in the Interior Mountains of British
406 Columbia, Alberta, Montana, Washington and Idaho Journal of Wildlife Management 63:911-920
407 doi:10.2307/3802805

408 McLoughlin PD, Ferguson SH, Messier F (2000) Intraspecific Variation in Home Range Overlap with
409 Habitat Quality: A Comparison among Brown Bear Populations Evolutionary Ecology 14:39-60
410 doi:10.1023/a:1011019031766

411 Miquel C, Bellemain E, Poillot C, BessiÈRe J, Durand A, Taberlet P (2006) Quality indexes to assess the
412 reliability of genotypes in studies using noninvasive sampling and multiple-tube approach Molecular
413 Ecology Notes 6:985-988 doi:10.1111/j.1471-8286.2006.01413.x

414 Moilanen A, Arponen A (2011) Administrative regions in conservation: Balancing local priorities with
415 regional to global preferences in spatial planning Biological Conservation 144:1719-1725
416 doi:10.1016/j.biocon.2011.03.007

417 Nilsen EB, Herfindal I, Linnell JDC (2005) Can intra-specific variation in carnivore home-range size be
418 explained using remote-sensing estimates of environmental productivity? *Ecoscience* 12:68-75
419 doi:10.2980/i1195-6860-12-1-68.1

420 Palomero G, Ballesteros F, Nores C, Blanco JC, Herrero J, Garcia-Serrano A (2007) Trends in number and
421 distribution of brown bear females with cubs-of-the-year in the Cantabrian Mountains, Spain *Ursus*
422 18:145-157

423 Palstra FP, Ruzzante DE (2008) Genetic estimates of contemporary effective population size: what can they
424 tell us about the importance of genetic stochasticity for wild population persistence? *Molecular*
425 *Ecology* 17:3428-3447 doi:10.1111/j.1365-294X.2008.03842.x

426 Piédallu B et al. (2016) Spatial variation in public attitudes towards brown bears in the French Pyrenees
427 *Biological Conservation* 197:90-97 doi:10.1016/j.biocon.2016.02.027

428 RCoreTeam (2013) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical
429 Computing,

430 Redpath SM et al. (2013) Understanding and managing conservation conflicts *Trends in ecology & evolution*
431 28:100-109 doi:10.1016/j.tree.2012.08.021

432 Robinson HS, Wielgus R, Cooley HS, Cooley SW (2008) Sink Populations in Carnivore Management:
433 Cougar Demography and Immigration in a Hunted Population *Ecological Applications* 18:1028-
434 1037

435 Schwartz CC et al. (2003) Reproductive maturation and senescence in the female brown bear *Ursus* 14:109-
436 119

437 Shaffer ML (1981) Minimum Population Sizes for Species Conservation *BioScience* 31:131-134

438 Smith HC, Pollock K, Waples K, Bradley S, Bejder L (2013) Use of the robust design to estimate seasonal
439 abundance and demographic parameters of a coastal bottlenose dolphin (*Tursiops aduncus*)
440 population *PloS one* 8:e76574 doi:10.1371/journal.pone.0076574

441 Solberg KH, Bellemain E, Drageset O-M, Taberlet P, Swenson JE (2006) An evaluation of field and non-
442 invasive genetic methods to estimate brown bear (*Ursus arctos*) population size *Biological*
443 *Conservation* 128:158-168 doi:10.1016/j.biocon.2005.09.025

444 Swenson JE, Adamic M, Huber D, Stokke S (2007) Brown bear body mass and growth in northern and
445 southern Europe *Oecologia* 153:37-47 doi:10.1007/s00442-007-0715-1

446 Swenson JE, Andrén H (2005) A tale of two countries: large carnivore depredation and compensation
447 schemes in Sweden and Norway. In: Woodroffe R, Thirgood S, Rabinowitz A (eds) People and
448 Wildlife, Conflict or Co-existence? Cambridge University Press, pp 323-339

449 Swenson JE, Taberlet P, Bellemain E (2011) Genetics and conservation of European brown bears *Ursus*
450 *arctos* Mammal Review 41:87-98 doi:10.1111/j.1365-2907.2010.00179.x

451 Taberlet P et al. (1997) Noninvasive genetic tracking of the endangered Pyrenean brown bear population
452 Molecular Ecology 6:869-876

453 Trouwborst A (2010) Managing the Carnivore Comeback: International and EU Species Protection Law and
454 the Return of Lynx, Wolf and Bear to Western Europe Journal of Environmental Law 22:347-372
455 doi:10.1093/jel/eqq013

456 Waits LP, Talbot SL, Ward RH, Shields GF (1998) Mitochondrial DNA Phylogeography of the North
457 American Brown Bear and Implications for Conservation Conservation Biology 12:408-417
458 doi:10.1111/j.1523-1739.1998.96351.x

459 White GC, Burnham KP (1999) Program MARK: survival estimation from populations of marked animals
460 Bird Study 46:S120-S139 doi:10.1080/00063659909477239

461 Wielgus R, Bunnell FL (1994) Dynamics of a small, hunted Brown Bear *Ursus Arctos* population in
462 Southwestern Alberta, Canada Biological Conservation 67:161-166

463

464

1 **Shrinking of the endangered brown bear *Ursus arctos* distribution in the** 2 **French Pyrenees revealed by dynamic occupancy modeling**

3 Blaise Piédallu (1, 2)

4 Pierre-Yves Quenette (3, 4)

5 Nicolas Bombillon (3, 5)

6 Adrienne Gastineau (3, 6)

7 Christian Miquel (7, 8)

8 Olivier Gimenez (1, 9) – Corresponding author

9 (1) CEFÉ, CNRS UMR 5175, Université de Montpellier, Université Paul-Valéry Montpellier,
10 EPHE, 1919 Route de Mende, 34293 Montpellier Cedex 5, France

11 (2) blaise.piedallu@cefe.cnrs.fr

12 (3) Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, CNERA PAD-Equipe Ours, Impasse
13 de la Chapelle, 31800 Villeneuve-de-Rivière, France

14 (4) pierre-yves.quenette@oncfs.gouv.fr

15 (5) nicolas.bombillon@oncfs.gouv.fr

16 (6) adrienne.gastineau@oncfs.gouv.fr

17 (7) Laboratoire d'Ecologie Alpine, CNRS UMR 5553, Université Joseph Fourier, BP 53, F-
18 38041 Grenoble Cedex 9, France

19 (8) christian.miquel@ujf-grenoble.fr

20 (9) olivier.gimenez@cefe.cnrs.fr

21

22 **Word count: 5815**

23

24 **Abstract**

25 The Pyrenean brown bear (*Ursus arctos*) in the mountainous border between France and
 26 Spain is one of the smallest and most endangered populations of large carnivores in Europe.
 27 Here, we aimed at assessing trends in brown bear distribution in the Pyrenees and determining
 28 the underlying environmental and anthropogenic drivers. Using detection/non-detection data
 29 collected between 2008 and 2014 through non-invasive methods, we developed occupancy
 30 models to investigate the dynamic of brown bear distribution in the Pyrenees through local
 31 colonization and extinction processes. Our results showed a negative correlation between
 32 human density and bear occupancy in agreement with previous studies on brown bear habitat
 33 suitability. We found two non-connected occupancy cores, one located in the West and
 34 another in the Center of the Pyrenees. Importantly, we showed that the population distribution
 35 significantly decreased between 2008 and 2014, and that while bear went locally extinct in
 36 some areas, there was no sign of colonization of new ones.

37 **Keywords:** dynamic occupancy model, extinction, imperfect species detection, large
 38 carnivores, local extinction, species distribution, *Ursus arctos*

39

40

41 **Introduction**

42 Over the last decades, large carnivore populations have been recovering in Europe following
 43 the implementation of conservation policies (Chapron *et al.*, 2014). Among the four species in
 44 continental Europe is the brown bear *Ursus arctos*, which is widely distributed all over the
 45 continent and split in numerous populations of varying sizes and ranges (Swenson, Taberlet
 46 and Bellemain, 2011), including the large Swedish population (Kindberg *et al.*, 2011) or the
 47 much smaller one living in the Italian Apennines (Gervasi *et al.*, 2012). One of the smallest
 48 and most endangered of these populations resides in the Pyrenees mountains between
 49 Southwestern France and Northeastern Spain and is considered to be critically endangered by
 50 the IUCN (Huber, 2007). Its survival required the translocation of Slovenian individuals in
 51 1996-97 and 2006 after only five individuals were detected in 1995, and it remains to this day
 52 small and threatened by demographic stochasticity and inbreeding (Chapron *et al.*, 2009,
 53 Swenson *et al.*, 2011).

54 Despite the recovery of European large carnivores, conflicts surrounding the animals'
 55 presence subsist (Treves and Karanth, 2003). More than the direct danger caused by carnivore
 56 presence, the main sources of conflicts are the damage on livestock and the competition with
 57 local hunters (Ericsson and Heberlein, 2003, Gunther *et al.*, 2004, Piédallu *et al.*, 2016a). For
 58 these conflicts to be solved or at least mitigated - a necessary step in the conservation of wild
 59 populations - the expectations of all stakeholders should be considered and the management
 60 decisions rely on solid ecological data (Redpath *et al.*, 2013).

61 The distribution of a wild population is a key element on which the IUCN relies to determine
 62 its conservation status (IUCN, 2012). However, this state variable is difficult to assess in the
 63 case of elusive species with large home ranges (Gittleman and Harvey, 1982), brown bear

64 making no exception, and requires their monitoring to rely on tracks and indirect observations
 65 coupled with DNA analyses to identify the individuals (e.g., Bellemain *et al.*, 2005,
 66 McDonald, 2004, Taberlet *et al.*, 1997). In the case of the French brown bear, its actual
 67 distribution remains poorly studied. Martin *et al.* (2012) conducted a habitat suitability
 68 analysis on the Cantabrian brown bear population in Spain and transferred their results using
 69 presence data in the Pyrenees. Here, we intend to build on these results to address two main
 70 issues in standard species distribution models.

71 First, when dealing with free-ranging populations, species detectability is most likely less than
 72 1, which can lead to false negatives where animals are present but not seen during the survey
 73 (Kéry, 2011). Falsely assuming perfect detection can lead to an underestimation of the actual
 74 species distribution (Lahoz-Monfort, Guillera-Aroita and Wintle, 2014), which in turn can
 75 have negative effects on the resolution of a conflict by generating distrust among stakeholders
 76 (Redpath *et al.*, 2013). Site-occupancy models were specifically developed to explicitly
 77 disentangle a non-detection from an actual absence through the modeling of the imperfect,
 78 possibly heterogeneous, observation process (MacKenzie *et al.*, 2002). Second, another limit
 79 of standard species distribution models is the assumption that the species always occupy the
 80 most favorable area, and that dispersal allows reaching these ideal territories - both statements
 81 originating from the ecological niche concept (Leibold, 1995). However, natural barriers or
 82 dispersal limitations (such as being an extremely small population) may prevent a species
 83 from reaching a favorable area (Araújo and Guisan, 2006). To address this issue, static
 84 occupancy models were extended to account for colonization and extinction processes – so-
 85 called dynamic or multi-season occupancy models (MacKenzie *et al.*, 2003). Although static
 86 occupancy models have often been used on large carnivores (e.g., Bayne, Boutin and Moses,
 87 2008, Carroll and Miquelle, 2006, Carroll *et al.*, 2003, Hines *et al.*, 2010), there are only few
 88 applications of dynamic occupancy models (Miller *et al.*, 2013, Molinari-Jobin *et al.*, 2012).

89 In this study, besides identifying environmental or anthropogenic drivers of brown bear
90 distribution in the French Pyrenees, we aimed at assessing trends in its range dynamics. To do
91 so, we fitted a dynamic occupancy model on detection/non-detection data obtained through a
92 multi-source systematic monitoring protocol between 2008 and 2014.

93 **Material & Methods**

94 1. Study area and bear population

95 This study was performed on the French side of the Pyrenees at the border between
96 Northeastern Spain and Southwestern France (Figure 1). The bears that live here mostly
97 descend from individuals that were translocated from Slovenia to the Pyrenees in 1996-1997
98 (2 females and 1 male) and 2006 (4 females and 1 male), even though one bear's mother
99 belonged to the remnant of the original Pyrenean bear population which was thought to
100 include 5 individuals in 1995. Field observations suggest that two population cores exist on
101 the French side of the Pyrenees: the Western one is made of two male bears, and the Central
102 one accounts for the rest of the population. The Western core is located on two French
103 counties: the Southeast of the Pyrénées-Atlantiques, and the Southwest of the Hautes-
104 Pyrénées. The Central core, meanwhile, is currently located on the Southeast of the Haute-
105 Garonne county and the Southwest of the Ariège county, but until 2011 also extended on the
106 Southeast of Ariège and the Southwest of the Aude and Pyrénées-Orientales counties (Figure
107 1).

108 2. Bear data collection and monitoring

109 The data used for this analysis was gathered between 2008 and 2014 by members of the
110 national Brown Bear Network (135 professional members from government agencies and 228
111 unaffiliated amateur members) under the supervision of the French Game and Wildlife
112 Agency (ONCFS). A systematic monitoring protocol was followed using fixed itineraries

along which the agents looked for bear tracks such as hair, scats, claw marks or paw prints. The Pyrenees were broken down in mountain massif subsections using ridge lines and the bottom of valleys. Each one of the 84 investigated subsections of the mountain massif included one itinerary, which could either be active or inactive each year. An itinerary was assigned the inactive status after three years without any track discovered in the corresponding subsection. Active itineraries were visited at least once every month from July to November. Tracks and observations were validated by ONCFS experts, therefore minimizing the risk of false positives due to species misidentification (Molinari-Jobin *et al.*, 2012).

3. Model building and selection

To estimate the probability of bear presence in all the mountain massif subsections, we built a dynamic occupancy model (MacKenzie *et al.*, 2003) that was parameterized with the probabilities of colonization γ (the probability for a subsection to become occupied while it was unoccupied the year before), extinction ϵ (the probability for a subsection to become unoccupied while it was occupied the year before) and initial occupancy ψ (the probability for a subsection to be occupied the first year of the study), along with the species detection probability p (the probability for a subsection to be seen as occupied when bears are present). The subsections itineraries were visited every month between July and November. We used years as primary occasions, between which colonization and extinction probabilities could be estimated, and the months of July to November as secondary occasions during which we considered the subsections' occupancy status to remain unchanged (the so-called closure assumption). By focusing on the July-November period, we excluded the reproduction season (April to June) during which male bears in particular are known to increase their movement range while they look for females (Clevenger, Purroy and Pelton, 1990). Despite this

precaution, movements may still occur, and occupancy should be interpreted as use of the subsections rather than the proportion of area occupied by the species (MacKenzie and Nichols, 2004).

We relied on previous habitat suitability studies on brown bears in Europe to select candidate environmental and anthropogenic covariates for our analysis (Martin *et al.*, 2010, Martin *et al.*, 2012, Mertzanis *et al.*, 2008). We considered eight environmental and anthropogenic covariates for each mountain massif subsection (Table 1). We used the IGN BD_ALTI® database (250m resolution) to calculate the mean altitude of each massif subsection (ALT). Roughness was obtained as the mean of the absolute differences between the altitude of a massif subsection and the value of its contiguous mountain subsections (Wilson *et al.*, 2007). Forest cover and shrub cover covariates were extracted from the CORINE Land Cover® database (U.E – SoeS. Corine Land Cover 2012). Road length was built using the IGN ROUTE 500® database. Human density was obtained from the NASA Socioeconomic data and applications center (<http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/gpw-v3-population-count/data-download>). Lastly, we followed Martin *et al.* (2012) and included an index of forest connectivity that was built for each massif subsection as the average proportion of forest cover in the contiguous massif subsections. We also considered an index of human diffusion calculated for each massif subsection as the average human population in the contiguous massif subsections.

Due to the large number of covariate combinations, we used a multi-stage approach to model selection (Dugger, Anthony and Andrews, 2011, Lee and Bond, 2015, MacKenzie *et al.*, 2012). We used Akaike's Information Criterion corrected for sample size (AICc, Burnham and Anderson (2002)) to rank models at each stage. The covariates were standardized prior to the analyses. Model selection proceeded as follows:

- (1) We started by selecting the best model structure by focusing on time-varying covariates only, namely *year* and *survey*. We considered 8 different models in total, with either no effect (.) or a *year* effect on colonization γ and extinction ϵ , and either no effect (.) or a *survey* effect on detection probability p (Table 2). Because the sampling effort was homogeneous over the study period, we did not consider a *year* effect on detection.
- (2) Based on previous bear occupancy studies (Martin *et al.*, 2010, Martin *et al.*, 2012, Mertzanis *et al.*, 2011, Nielsen *et al.*, 2010, Nielsen, Stenhouse and Boyce, 2006) and bear biology, we considered specific combinations of the environmental or anthropogenic effects on each of the parameters (ψ , γ , ϵ and p , Table 1). We investigated possible negative effects of covariates human density and road length on initial occupancy ψ as a previous study showed that bears avoided human-caused disturbances (Martin *et al.*, 2010, Mertzanis *et al.*, 2011, Naves *et al.*, 2003). Altitude, roughness, shrub cover and forest cover were all positively associated with bear presence albeit performed at different scales in previous studies (Apps *et al.*, 2004, Martin *et al.*, 2010, Martin *et al.*, 2012, Naves *et al.*, 2003, Nellemann *et al.*, 2007). For colonization γ , we studied a possible effect of forest connectivity, using it as a possible indicator of landscape fragmentation which was shown to influence mammal distribution (Crooks, 2002), along with possible effects of roughness and human density, which were the most commonly significant covariates in previous bear distribution studies (Martin *et al.*, 2010). We considered for extinction ϵ the possible effect of the three anthropogenic covariates human density, road length and human diffusion. Finally, we tested the possible effect of roughness and forest cover on detection p as both could potentially influence the accessibility of bear tracks to observers.

(3) We sequentially fitted a set of models, using a focal parameter for which we selected the best model among all different covariates combinations while the other parameters were held constant. Once the main effect was determined for a parameter, we fitted the best model for the next focal parameter. We repeated those steps until no better model was selected on all four parameters. Focal parameters were selected in the following order: detection p , colonization γ , extinction ϵ then initial occupancy ψ .

To assess a trend over the years in occupancy, we first estimated the posterior mean of occurrence at each subsection and for each year. We then tested a linear effect of year on occurrence using a conditional autoregressive correlation model and an adjacency matrix between the different subsections to specify the correlation matrix (Rousset and Ferdy, 2014). A likelihood ratio test (LRT) was performed to assess the significance of this temporal trend. These analyses were performed in R (RCoreTeam, 2013) with the ‘unmarked’ (Fiske and Chandler, 2011) and spaMM (Rousset and Ferdy, 2014) packages.

Results

1. Multi-stage model selection

The null model was selected during the first step, which means that we found no *year* or *survey* effects on any of the parameters ψ , γ , ϵ or p (Table 2). The $\Delta AICc$ of the next two best models (with a *year* effect on extinction ϵ and a *survey* effect on detection p respectively) was >2 , therefore we used the null model as the basic structure for the next step. In the sequential model selection procedure with environmental and anthropogenic covariates, we found an effect of forest cover and roughness on detection probability, and effects of roughness on colonization γ , human diffusion on extinction ϵ and human density on initial occupancy ψ (Table 3).

2. The effect of covariates on parameters

Using the model best supported by the data, we investigated the relationships between the selected covariates and initial occupancy, colonization, extinction and detection probabilities, to assess the shape and intensity of the effects (Figure 2). Roughness was more influential on detection probability than forest cover (Figure 2A), with detection probability increasing with both covariates increasing. Initial occupancy ψ was strongly negatively correlated with human density (Figure 2B), with the least populated areas being much more likely to be occupied by bears, just like extinction ϵ was negatively correlated with human diffusion (Figure 2D). However, the link between roughness and colonization γ was weak, with only a slight increase of γ for the highest roughness values (Figure 2C).

3. Distribution maps

The initial occupancy map (Figure 3B) clearly showed two population cores (Western and Central), with the Central Core extending in Southeast Ariège and Southwest Aude and Pyrénées-Orientales (Figure 1). The extinction probability in the East of the Central core was high (Figure 3D), which is consistent with the disappearance of the bears from that area (Camarra *et al.*, 2012), while the colonization probability in the same mountain subsections were close to zero (Figure 3C). Detection was higher in the Central core than it was in the Western core (Figure 3A), which might be explained by the fact that the Central population core is much more populated than the Western one. The colonization map indicated that the Western population core was more likely to expand to the East, while the Central one was more likely to expand to the West (Figure 3C).

These last observations were confirmed by the yearly occupancy maps (Figure 4), which showed a strong decrease of the occupancy probability in the Eastern parts of the Central population core (Southeast Ariège, Southwest Aude and Pyrénées-Orientales). Occupancy in

the West of the Western population core (Southwest of the Pyrénées-Atlantiques) also decreased while it remained constant in the East of that core (Southeast of the Hautes-Pyrénées). Overall, a shrinking of the bear population distribution between 2008 and 2014 was detected (slope = -0.011, standard error = 0.001, $\chi^2 = 78.13$, degree of freedom = 1, p-value < 0.01), with no new areas being colonized while others clearly went extinct.

Discussion

1. Environmental and anthropogenic effects on model parameters

Human density had a strong, negative effect on occupancy probability ψ , with the least densely populated areas being the most likely to be used by bears. This result confirms previous analyses suggesting that bears tend to live far from the areas with the most intense human activity (Long *et al.*, 2010, Martin *et al.*, 2010). Several factors such as the habituation of the bears (Wheat and Wilmers, 2016) or the need for female bears to shield themselves from sexual conflict (Steyaert *et al.*, 2016) may mitigate this effect – but the small current size of the Pyrenean brown bear population limits the immediate relevance of these factors as bears tend to disperse further at low densities, lowering the encounter rate of other individuals and for females the risk of sexually selected infanticide (Stoen *et al.*, 2006).

Contrary to what we were expecting, human diffusion was negatively correlated with the probability of extinction. A possible explanation is the influence of demographic stochasticity in small populations (Gabriel and Bürger, 1992) which gives more weight to extinction events. In our study, human diffusion was lower in the Southeast of Ariège and Southwest of Aude and Pyrénées-Orientales (Figure A1) than it was in the other areas with high occupancy probability (Figure 3B), and was the place of several local extinction events in years 2010 and 2011 (Camarra *et al.*, 2012). The effect of stochasticity might also explain the weak, positive

relationship between roughness and colonization, which seems to be driven by the effect of a very small number of subsections with very high values of the covariate (Figure 2C).

Finally, the positive correlation between the detection probability and both roughness and forest cover seems counter-intuitive, as we might think that bears are harder to spot in more densely forested areas with steeper slopes. However, this pattern may be explained by the characteristics of the monitoring, which was implemented a) through itineraries that used paths accessible to humans and b) through finding tracks that indirectly indicated bear presence instead of direct sightings and c) hair and camera traps being mostly installed in forested areas for practical reasons. Even though analyzing habitat preferences of animals at very fine scales is a difficult task (Johnson *et al.*, 2002), the paths used for systematic monitoring itineraries in rough and forested terrains are more likely to be used by bears as corridors (Graves *et al.*, 2007) due to a lack of other available options. Overall, species detection was imperfect and estimated below 0.6, therefore confirming the need to correct for it to avoid underestimating occupancy.

2. Brown bear distribution in the French Pyrenees

The occupancy maps for bears in the Pyrenees clearly showed the existence of two independent population cores, one located in the West and another in the Center of the Pyrenees (Figure 3B, Figure 4). The two cores remained unconnected during the timespan of the study. The dynamics of occupancy over the study period (Figure 4) showed that the population significantly shrunk overall. In particular, the extinction of the Eastern part of the Central core is consistent with the lack of bear tracks found in Southeast Ariège and Southwest Aude and Pyrénées-Orientales (Figure 1) since 2011 (Camarra *et al.*, 2012). These results demonstrate the usefulness of dynamic occupancy models to highlight trends in species distribution that cannot be identified by static models (MacKenzie *et al.*, 2003).

The negative correlation between human activity and bear presence was commonly found in previous studies (Apps *et al.*, 2004, Martin *et al.*, 2010, Martin *et al.*, 2012, Naves *et al.*, 2003, Nellemann *et al.*, 2007), and was also observed in the Pyrenees. The effects of roughness and forest cover, which were the second most commonly present in literature, were not retained (Apps *et al.*, 2004, Martin *et al.*, 2012, Naves *et al.*, 2003, Nellemann *et al.*, 2007), but roughness seemed to weakly affect colonization. These results confirm that anthropogenic effects supersede natural elements when it comes to habitat selection by brown bears (Nellemann *et al.*, 2007).

The fact that we found many mountain subsections with a high occupancy probability in the Western core despite the fact that only 2 to 3 bears were estimated to live there between 2008 and 2014 (Piédallu *et al.*, 2016b) suggests a violation of the closure assumption between our secondary occasions (July-November), because there were not enough bears in the population core to occupy all subsections at the same time. This means that we estimated the use of space by brown bears instead of the actual occupancy. For species that can attack livestock, presence does not have to be permanent to be a source of conflict, and therefore space use remains a relevant indicator in the case of large carnivores often characterized by their vast home ranges (Gittleman and Harvey, 1982) and their use of large areas without actually occupying much land at any given time.

3. Implications for human-wildlife conflict mitigation

We anticipate that our results will be useful as part of the “scientific evidence gathering” that is required for conflict mitigation (Redpath *et al.*, 2013). Attacks on livestock are one of the main causes of the negative attitudes towards carnivore presence in general (Kaczensky, Blazic and Gossow, 2004, Sponarski *et al.*, 2013) and towards brown bears in the Pyrenees in particular (Piédallu *et al.*, 2016a). There is an interest in mapping the areas which are more

likely to host bears in the present and the future, and as such the “attack hotspots” (Miller, 2015). It could also be combined with a mapping of attitudes towards brown bears (Piédallu *et al.*, 2016a) to identify areas that combine positive attitudes towards bear presence and low attack risk, and as such could be primary targets of future management decisions. This might be the first step towards the development of socio-ecological models designed to mitigate human-wildlife conflicts (Aswani, 2011, Dupont *et al.*, 2011, Estoque and Murayama, 2014).

Acknowledgments

We are grateful to the volunteers of the Brown Bear Network and the ONCFS Bear Team for collecting and sharing precious data and knowledge on the Pyrenean brown bears.

References

- Apps, C. D., McLellan, B. N., Woods, J. G., Proctor, M. F. (2004). Estimating grizzly bear distribution and abundance relative to habitat and human influence. *Journal of Wildlife Management* 68, 138-152.
- Araújo, M. B. , Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33, 1677-1688.
- Aswani, S. (2011). Socioecological approaches for combining ecosystem-based and customary management in Oceania. *Journal of Marine Biology* 2011, 1-13.
- Bayne, E. M., Boutin, S., Moses, R. A. (2008). Ecological factors influencing the spatial pattern of Canada lynx relative to its southern range edge in Alberta, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 86, 1189-1197.

- 326 Bellemain, E., Swenson, J. E., Tallmon, D., Brunberg, S., Taberlet, P. (2005). Estimating
327 population size of elusive animals with DNA from hunter-collected feces: Four
328 methods for brown bears. *Conservation Biology* 19, 150-161.
- 329 Burnham, K. P. Anderson, D. R. (2002). Model selection and multimodel inference: A
330 practical information-theoretic approach, 2nd edition. New York: Springer-Verlag.
- 331 Camarra, J. J., Sentilles, J., Bombillon, N. , Quenette, P. Y. (2012). Suivi de l'ours brun dans
332 les Pyrénées françaises. Rapport annuel. Office National de la Chasse et de la Faune
333 Sauvage. URL: http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/pdf/Rapport_du_Reseau_Ours_Brun_2012-2.pdf.
334 [2.pdf](http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/pdf/Rapport_du_Reseau_Ours_Brun_2012-2.pdf). Last accessed September 16, 2016.
- 335 Carroll, C. , Miquelle, D. G. (2006). Spatial viability analysis of Amur tiger *panthera tigris*
336 *altaica* in the Russian Far East: The role of protected areas and landscape matrix in
337 population persistence. *Journal of Applied Ecology* 43, 1056-1068.
- 338 Carroll, C., Phillips, M. K., Schumaker, N. H. , Smith, D. W. (2003). Impacts of landscape
339 change on wolf restoration success: Planning a reintroduction program based on static
340 and dynamic spatial models. *Conservation Biology* 17, 536-548.
- 341 Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J. D. C., von Arx, M., Huber, D., Andren, H., Lopez-
342 Bao, J. V., Adamec, M., Alvares, F., Anders, O., Balciauskas, L., Balys, V., Bedo, P.,
343 Bego, F., Blanco, J. C., Breitenmoser, U., Broseth, H., Bufka, L., Bunikyte, R., Ciucci,
344 P., Dutsov, A., Engleder, T., Fuxjager, C., Groff, C., Holmala, K., Hoxha, B.,
345 Iliopoulos, Y., Ionescu, O., Jeremic, J., Jerina, K., Kluth, G., Knauer, F., Kojola, I.,
346 Kos, I., Krofel, M., Kubala, J., Kunovac, S., Kusak, J., Kutal, M., Liberg, O., Majic,
347 A., Mannil, P., Manz, R., Marboutin, E., Marucco, F., Melovski, D., Mersini, K.,
348 Mertzanis, Y., Myslajek, R. W., Nowak, S., Odden, J., Ozolins, J., Palomero, G.,
349 Paunovic, M., Persson, J., Potocnik, H., Quenette, P. Y., Rauer, G., Reinhardt, I.,
350 Rigg, R., Ryser, A., Salvatori, V., Skrbinek, T., Stojanov, A., Swenson, J. E.,

351 Szemethy, L., Trajce, A., Tsingarska-Sedefcheva, E., Vana, M., Veeroja, R.,
352 Wabakken, P., Wofl, M., Wolfl, S., Zimmermann, F., Zlatanova, D. , Boitani, L.
353 (2014). Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated
354 landscapes. *Science* 346, 1517-1519.

355 Chapron, G., Wielgus, R., Quenette, P. Y. , Camarra, J. J. (2009). Diagnosing mechanisms of
356 decline and planning for recovery of an endangered brown bear (*Ursus arctos*)
357 population. *PloS one* 4, e7568.

358 Clevenger, A. P., Purroy, F. J. , Pelton, M. R. (1990). Movement and activity patterns of a
359 European brown bear in the Cantabrian Mountains, Spain. *Int. Conf. Bear Res. and*
360 *Manage.* 8, 205-211.

361 Crooks, K. R. (2002). Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat
362 fragmentation. *Conservation Biology* 16, 488-502.

363 Dugger, K. M., Anthony, R. G. , Andrews, L. S. (2011). Transient dynamics of invasive
364 competition: Barred Owls, Spotted Owls, habitat, and the demons of competition
365 present. *Ecological Applications* 21, 2459-2468.

366 Dupont, H., Mihoub, J. B., Becu, N. , Sarrazin, F. (2011). Modelling interactions between
367 scavenger behaviour and farming practices: Impacts on scavenger population and
368 ecosystem service efficiency. *Ecological Modelling* 222, 982-992.

369 Ericsson, G. , Heberlein, T. A. (2003). Attitudes of hunters, locals, and the general public in
370 sweden now that the wolves are back. *Biological Conservation* 111, 149-159.

371 Estoque, R. C., Murayama, Y. (2014). Social–ecological status index: A preliminary study of
372 its structural composition and application. *Ecological Indicators* 43, 183-194.

373 Fiske, I., Chandler, R. (2011). Unmarked: An R package for fitting hierarchical models of
374 wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software* 43, 1-23.

375 Gabriel, W., Bürger, R. (1992). Survival of small populations under demographic
376 stochasticity. *Theoretical Population Biology* 41, 44-71.

377 Gervasi, V., Ciucci, P., Boulanger, J., Randi, E., Boitani, L. (2012). A multiple data source
378 approach to improve abundance estimates of small populations: The brown bear in the
379 Apennines, Italy. *Biological Conservation* 152, 10-20.

380 Gittleman, J. L., Harvey, P. H. (1982). Carnivore home-range size, metabolic needs and
381 ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 10, 57-63.

382 Graves, T. A., Farley, S., Goldstein, M. I. , Servheen, C. (2007). Identification of functional
383 corridors with movement characteristics of brown bears on the Kenai Peninsula,
384 Alaska. *Landscape Ecology* 22, 765-772.

385 Gunther, K. A., Haroldson, M. A., Frey, K., Cain, S. L., Copeland, J. (2004). Grizzly bear-
386 human conflicts in the Greater Yellowstone ecosystem, 1992-2000. *Ursus* 15, 10-22.

387 Hines, J. E., Nichols, J. D., Royle, J. A., MacKenzie, D. I., Gopalaswamy, A. M., Samba
388 Kumar, N. , Karanth, K. U. (2010). Tigers on trails: Occupancy modeling for cluster
389 sampling. *Ecological Applications* 10, 1456-1466.

390 Huber, D. (2007). *Ursus arctos* - The IUCN Red List of threatened species.
391 <http://www.iucnredlist.org/details/41688/1>. Last accessed September 16, 2016.

392 Johnson, C. J., Parker, K. L., Heard, D. C., Gillingham, M. P. (2002). Movement parameters
393 of ungulates and scale-specific responses to the environment. *Journal of Animal*
394 *Ecology* 71, 225-235.

395 Kaczensky, P., Blazic, M. , Gossow, H. (2004). Public attitudes towards brown bears (*Ursus*
396 *arctos*) in Slovenia. *Biological Conservation* 118, 661-674.

397 Kéry, M. (2011). Towards the modelling of true species distributions. *Journal of*
398 *Biogeography* 38, 617-618.

- Kindberg, J., Swenson, J. E., Ericsson, G., Bellemain, E., Miquel, C., Taberlet, P. (2011).
Estimating population size and trends of the Swedish brown bear *Ursus arctos*
population. *Wildlife Biology* 17, 114-123.
- Lahoz-Monfort, J. J., Guillera-Aroita, G., Wintle, B. A. (2014). Imperfect detection impacts
the performance of species distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 23,
504-515.
- Lee, D. E., Bond, M. L. (2015). Previous year's reproductive state affects Spotted Owl site
occupancy and reproduction responses to natural and anthropogenic disturbances. *The*
Condor 117, 307-319.
- Leibold, M. A. (1995). The niche concept revisited: Mechanistic models and community
context. *Ecology* 76, 1371-1382.
- Long, R. A., Donovan, T. M., MacKay, P., Zielinski, W. J., Buzas, J. S. (2010). Predicting
carnivore occurrence with noninvasive surveys and occupancy modeling. *Landscape*
Ecology 26, 327-340.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A., Langtimm, C. A.
(2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one.
Ecology 83, 2348-2355.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Hines, J. E., Knutson, M. G., Franklin, A. B. (2003).
Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is
detected imperfectly. *Ecology* 84, 2200-2207.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D. (2004). Occupancy as a surrogate for abundance estimation.
Animal Biodiversity and Conservation 27, 461-467.
- MacKenzie, D. I., Seamans, M. E., Gutiérrez, R. J., Nichols, J. D. (2012). Investigating the
population dynamics of California Spotted Owls without marked individuals. *Journal*
of Ornithology 152, 597-604.

- 424 Martin, J., Basille, M., Van Moorter, B., Kindberg, J., Allainé, D., Swenson, J. E. (2010).
 425 Coping with human disturbance: Spatial and temporal tactics of the brown bear (*Ursus*
 426 *arctos*). *Canadian Journal of Zoology* 88, 875-883.
- 427 Martin, J., Revilla, E., Quenette, P.-Y., Naves, J., Allainé, D., Swenson, J. E. (2012). Brown
 428 bear habitat suitability in the Pyrenees: Transferability across sites and linking scales
 429 to make the most of scarce data. *Journal of Applied Ecology*, 49, 621-631.
- 430 McDonald, L. L. (2004). Sampling rare populations. In *Sampling rare and elusive species*:
 431 11-42. Thompson, W. L. (Ed.). Washington, DC: Island Press.
- 432 Mertzanis, G., Kallimanis, A.S., Kanellopoulos, N., Sgardelis, S.P., Tragos, A., Aravidis, I.
 433 (2008). Brown bear (*Ursus arctos*) habitat use patterns in two regions of northern
 434 Pindos, Greece – management implications. *Journal of Natural History*, 42, 301–315.
- 435 Miller, D. A., Nichols, J. D., Gude, J. A., Rich, L. N., Podruzny, K. M., Hines, J. E. ,
 436 Mitchell, M. S. (2013). Determining occurrence dynamics when false positives occur:
 437 Estimating the range dynamics of wolves from public survey data. *PloS one* 8,
 438 e65808.
- 439 Miller, J. R. B. (2015). Mapping attack hotspots to mitigate human–carnivore conflict:
 440 Approaches and applications of spatial predation risk modeling. *Biodiversity and*
 441 *Conservation* 24, 2887-2911.
- 442 Molinari-Jobin, A., Kéry, M., Marboutin, E., Molinari, P., Koren, I., Fuxjäger, C.,
 443 Breitenmoser-Würsten, C., Wölfl, S., Fasel, M., Kos, I., Wölfl, M., Breitenmoser, U.,
 444 Gompper, M. , Ewers, R. (2012). Monitoring in the presence of species
 445 misidentification: The case of the Eurasian lynx in the Alps. *Animal Conservation* 15,
 446 266-273.

447 Naves, J., Wiegand, T., Revilla, E., Delibes, M. (2003). Endangered species constrained by
448 natural and human factors: The case of brown bears in northern Spain. *Conservation*
449 *Biology* 17, 1276-1289.

450 Nellemann, C., Støen, O.-G., Kindberg, J., Swenson, J. E., Vistnes, I., Ericsson, G., Katajisto,
451 J., Kaltenborn, B. P., Martin, J., Ordiz, A. (2007). Terrain use by an expanding brown
452 bear population in relation to age, recreational resorts and human settlements.
453 *Biological Conservation* 138, 157-165.

454 Nielsen, S. E., McDermid, G., Stenhouse, G. B., Boyce, M. S. (2010). Dynamic wildlife
455 habitat models: Seasonal foods and mortality risk predict occupancy-abundance and
456 habitat selection in grizzly bears. *Biological Conservation* 143, 1623-1634.

457 Nielsen, S. E., Stenhouse, G. B., Boyce, M. S. (2006). A habitat-based framework for grizzly
458 bear conservation in Alberta. *Biological Conservation* 130, 217-229.

459 Piédallu, B., Quenette, P.-Y., Mounet, C., Lescureux, N., Borelli-Massines, M., Dubarry, E.,
460 Camarra, J.-J., Gimenez, O. (2016a). Spatial variation in public attitudes towards
461 brown bears in the French Pyrenees. *Biological Conservation* 197, 90-97.

462 Piédallu, B., Quenette, P. Y., Afonso, I., Bombillon, N., Gastineau, A., Jato, R., Miquel, C.,
463 Muñoz, P., Palazón, S., Solà de la Torre, J., Gimenez, O. (2016b). Better together: A
464 transboundary approach to brown bear monitoring in the pyrenees. Submitted to
465 *Biodiversity and Conservation*. Preprint available from BioRxiv
466 biorxiv.org/content/early/2016/09/16/075663; doi: <http://dx.doi.org/10.1101/075663>.

467 RCoreTeam (2013). R: A language and environment for statistical computing.): R Foundation
468 for Statistical Computing.

469 Redpath, S. M., Young, J., Evelyn, A., Adams, W. M., Sutherland, W. J., Whitehouse, A.,
470 Amar, A., Lambert, R. A., Linnell, J. D., Watt, A., Gutierrez, R. J. (2013).

471 Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in Ecology & Evolution*
472 28, 100-109.

473 Rousset, F. , Ferdy, J.-B. (2014). Testing environmental and genetic effects in the presence of
474 spatial autocorrelation. *Ecography* 37, 781-790.

475 Sponarski, C. C., Semeniuk, C., Glikman, J. A., Bath, A. J. , Musiani, M. (2013).
476 Heterogeneity among rural resident attitudes toward wolves. *Human Dimensions of*
477 *Wildlife* 18, 239-248.

478 Steyaert, S. M., Leclerc, M., Pelletier, F., Kindberg, J., Brunberg, S., Swenson, J. E.,
479 Zedrosser, A. (2016). Human shields mediate sexual conflict in a top predator.
480 *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283, 1833.

481 Stoen, O. G., Zedrosser, A., Saebo, S., Swenson, J. E. (2006). Inversely density-dependent
482 natal dispersal in brown bears *Ursus arctos*. *Oecologia* 148, 356-364.

483 Swenson, J. E., Taberlet, P. , Bellemain, E. (2011). Genetics and conservation of european
484 brown bears *Ursus arctos*. *Mammal Review* 41, 87-98.

485 Taberlet, P., Camarra, J. J., Griffin, S., Uhrès, E., Hanotte, O., Waits, L. P., Dubois-Paganon,
486 C., Burke, T. , Bouvet, J. (1997). Noninvasive genetic tracking of the endangered
487 Pyrenean brown bear population. *Molecular Ecology* 6, 869-876.

488 Treves, A. , Karanth, K. U. (2003). Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore
489 management worldwide. *Conservation Biology* 17, 1491-1499.

490 Wheat, R. E. , Wilmers, C. C. (2016). Habituation reverses fear- based ecological effects in
491 brown bears (*Ursus arctos*). *Ecosphere* 7.

492 Wilson, M. F. J., O'Connell, B., Brown, C., Guinan, J. C., Grehan, A. J. (2007). Multiscale
493 terrain analysis of multibeam bathymetry data for habitat mapping on the continental
494 slope. *Marine Geodesy* 30, 3-35.

495

496

497 **Author contributions** Conceived and designed the experiments: BP, PYQ, OG. Performed
 498 the experiments: BP, NB, AG, CM, PYQ. Analyzed the data: BP, OG. Contributed
 499 reagents/materials/analysis tools: BP, PYQ, NB, AG, CM, OG. Wrote the paper: BP, PYQ,
 500 OG.

501

502 **Biographical sketches** Blaise Piédallu is a population ecologist interested in human-wildlife
 503 conflicts with a focus on large carnivores. Pierre-Yves Quenette is an ecologist who leads the
 504 ONCFS brown bear program. Nicolas Bombillon is an ecologist interested in wildlife
 505 conservation. Adrienne Gastineau is an ecologist interested in the behavior of large
 506 carnivores. Christian Miquel is a population geneticist interested in promoting non-invasive
 507 monitoring methods. Olivier Gimenez is a biostatistician interested in population dynamics of
 508 large carnivores.

509

510

511

512 **Tables & Figures**

513 **Table 1:** Definition of the environmental variables used for the occupancy analysis, and the
 514 parameters for which an effect was tested. ψ : initial occupancy probability, γ : colonization
 515 probability, ϵ : extinction probability, p : detection probability. +/-: predicted sign of the effect
 516 of the covariate on the parameter based on previous studies (see text for references). An
 517 absence of a +/- sign means that the effect was not tested.

Variable name	Description	ψ	γ	ϵ	p
Altitude	Mean altitude	+			
Roughness	Mean of the difference between the altitude of a cell and those of all surrounding cells	+	+		-
Forest cover	Percentage of forest cover	+	+		-
Shrub cover	Percentage of shrub cover	+			
Forest connectivity	Average percentage of forest cover in all bordering subsections		+		
Road length	Total length of roads	-		+	
Human density	Average human density	-	-	+	
Human diffusion	Average human density in all bordering subsections			+	

518

519

520 **Table 2:** Model selection with time-varying covariates. Models were ranked with AICc. ψ :
 521 initial occupancy probability, γ : colonization probability, ϵ : extinction probability, p :
 522 detection probability. *year*: year effect on the parameter, which relates to changes between
 523 primary occasions, i.e. from one year to another in our case. *survey*: survey effect on the
 524 parameter, which relates to the secondary occasions repeated within a year. Δ AICc: difference
 525 between the AICc of the current model and the AICc of the model with lowest AICc.

#	Model	AICc	Δ AICc
1	$\psi(.) \gamma(.) \epsilon(.) p(.)$	577.1	0
2	$\psi(.) \gamma(.) \epsilon(year) p(.)$	581.0	3.9
3	$\psi(.) \gamma(.) \epsilon(.) p(survey)$	581.8	4.7
4	$\psi(.) \gamma(.) \epsilon(year) p(survey)$	584.5	7.4
5	$\psi(.) \gamma(year) \epsilon(.) p(.)$	584.5	7.4
6	$\psi(.) \gamma(year) \epsilon(.) p(survey)$	588.0	10.9
7	$\psi(.) \gamma(year) \epsilon(year) p(.)$	588.8	11.7
8	$\psi(.) \gamma(year) \epsilon(year) p(survey)$	592.3	15.2

526

527

528 **Table 3:** Model selection with environmental and anthropogenic covariates. The starting
 529 model was the null model $\{\psi(\cdot), \gamma(\cdot), \epsilon(\cdot), p(\cdot)\}$ as shown in Table 2. The focal parameters are
 530 shown in the order in which they were considered during the model selection process. The
 531 covariates that were considered for each parameter are defined in Table 1. # models: number
 532 of models considered, equal to 2^n with n the number of covariates tested on that parameter.
 533 Best models: Among the # models we considered for selection, we only displayed the model
 534 with lowest AICc for a given focal parameter.

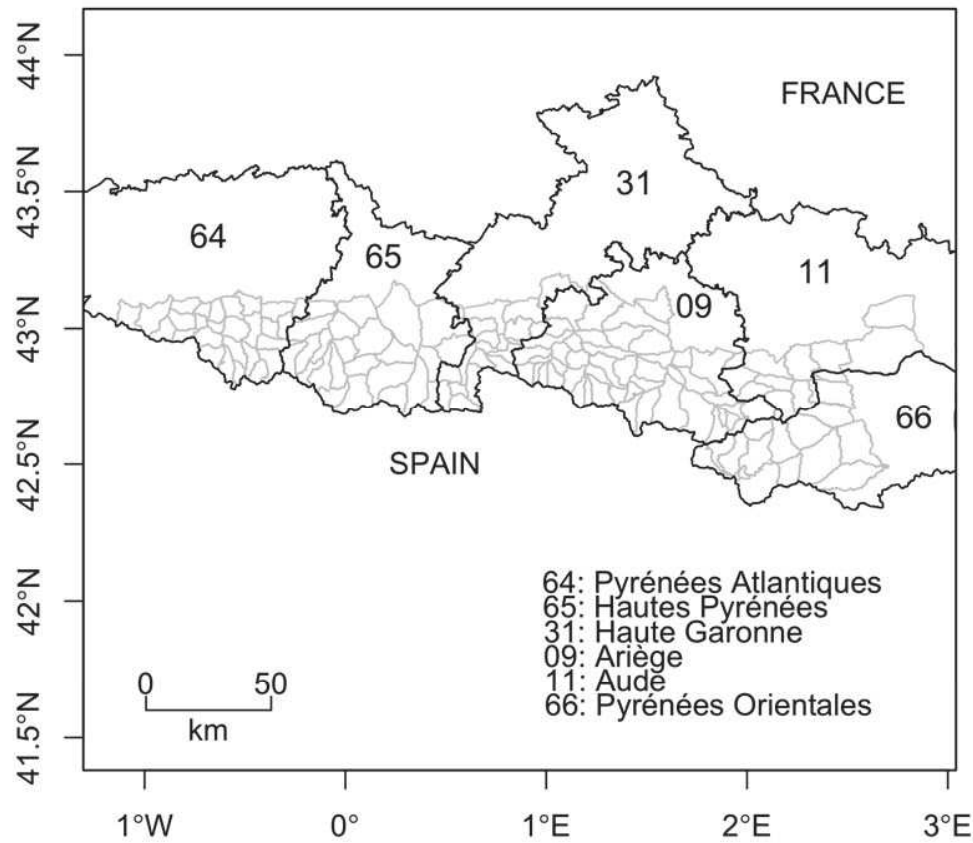
Focal parameter	# models	Best models	AICc
Detection probability p	4	$\psi(\cdot), \gamma(\cdot), \epsilon(\cdot), p(\text{roughness}+\text{forest cover})$	$\square \tilde{\square} \square$
Colonization probability γ	16	$\psi(\cdot), \gamma(\text{roughness}), \epsilon(\cdot), p(\text{roughness}+\text{forest cover})$	$\square \square \tilde{\square} \square$
Extinction probability ϵ	8	$\psi(\cdot), \gamma(\text{roughness}), \epsilon(HDF), p(\text{roughness}+\text{forest cover})$	$\square \square \tilde{1} \square$
Initial occupancy probability ψ	64	$\psi(\text{human density}), \gamma(\text{roughness}), \epsilon(\text{human diffusion}), p(\text{roughness}+\text{forest cover})$	$\square \square \tilde{\square}$

535

536

537

538

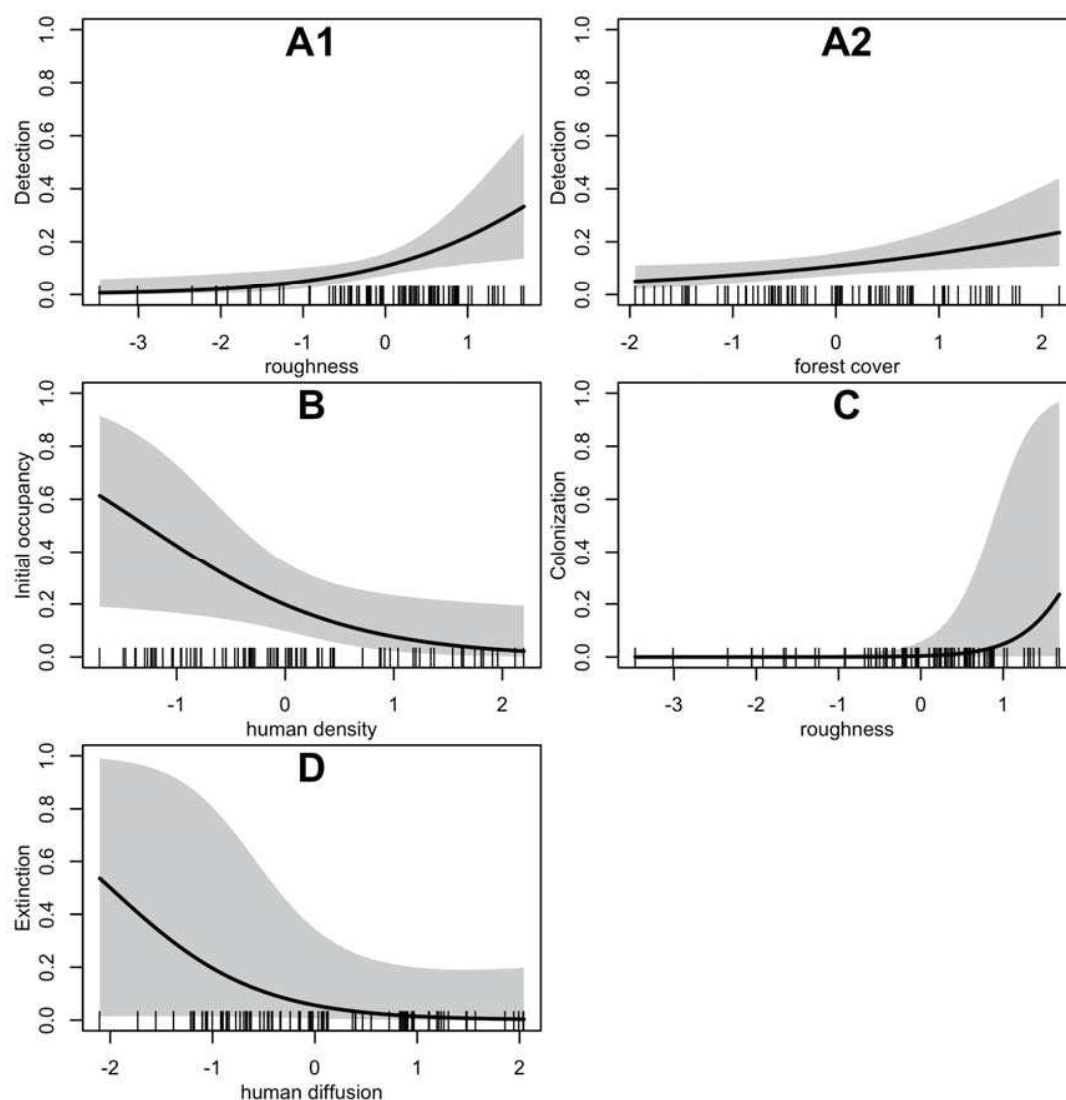


539

540 **Figure 1:** Map of the counties and mountain subsections in the French Pyrenees. Dark lines:
 541 county borders. Gray lines: limits between mountain subsections.

542

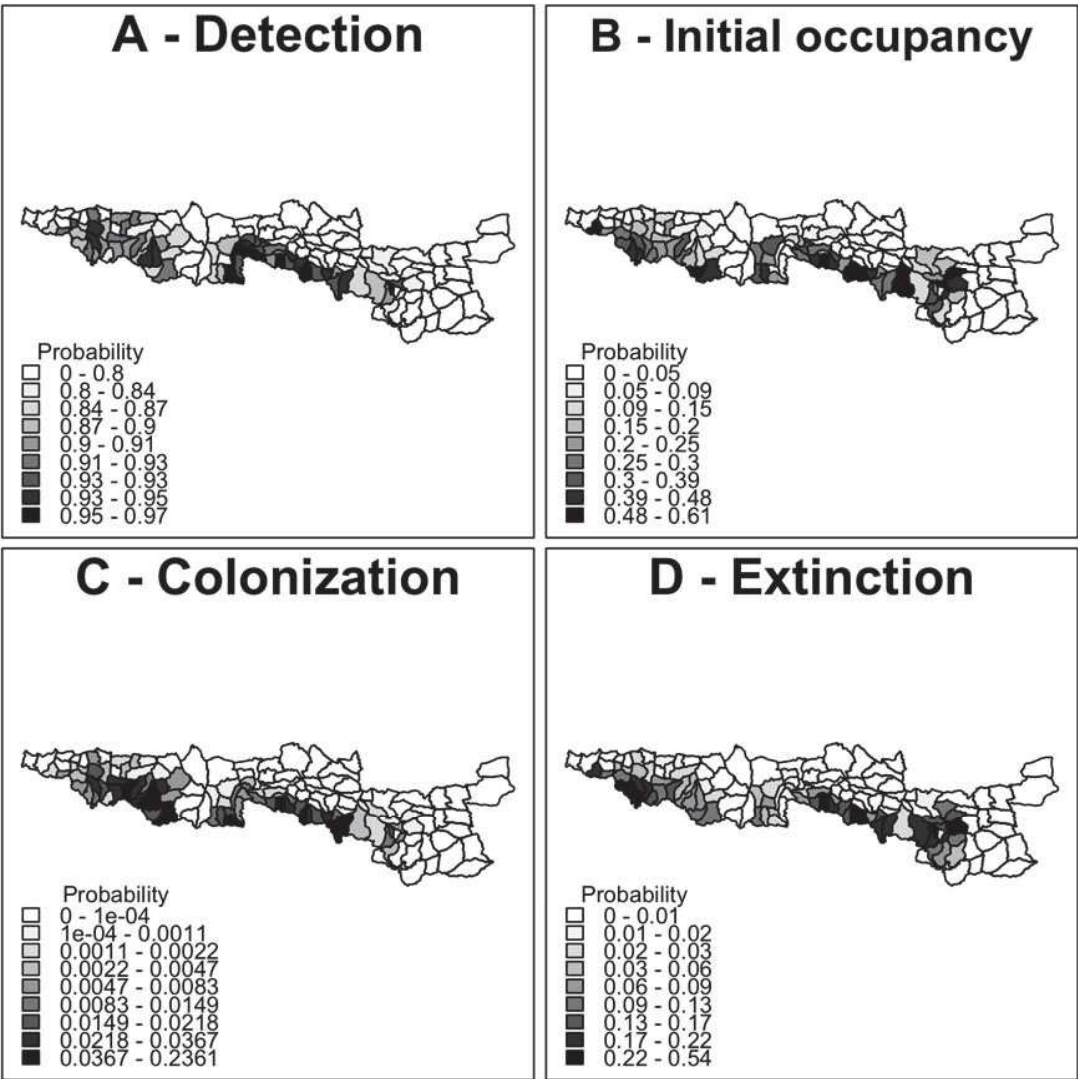
543



544

545 **Figure 2:** Relationships between the model parameters and the standardized covariates
546 selected in the best model $\{\psi(\text{human density}), \gamma(\text{roughness}), \epsilon(\text{human diffusion}),$
547 $p(\text{roughness}+\text{forest cover})\}$. The dashes on the x-axis indicate the observed covariate values.
548 A: Detection p , with A1: detection as a function of roughness (forest cover set at its mean)
549 and A2: detection as a function of forest cover (roughness set at its mean). B: Initial
550 occupancy ψ as a function of human density. C: Colonization γ as a function of roughness. D:
551 Extinction ϵ as a function of human diffusion.

552

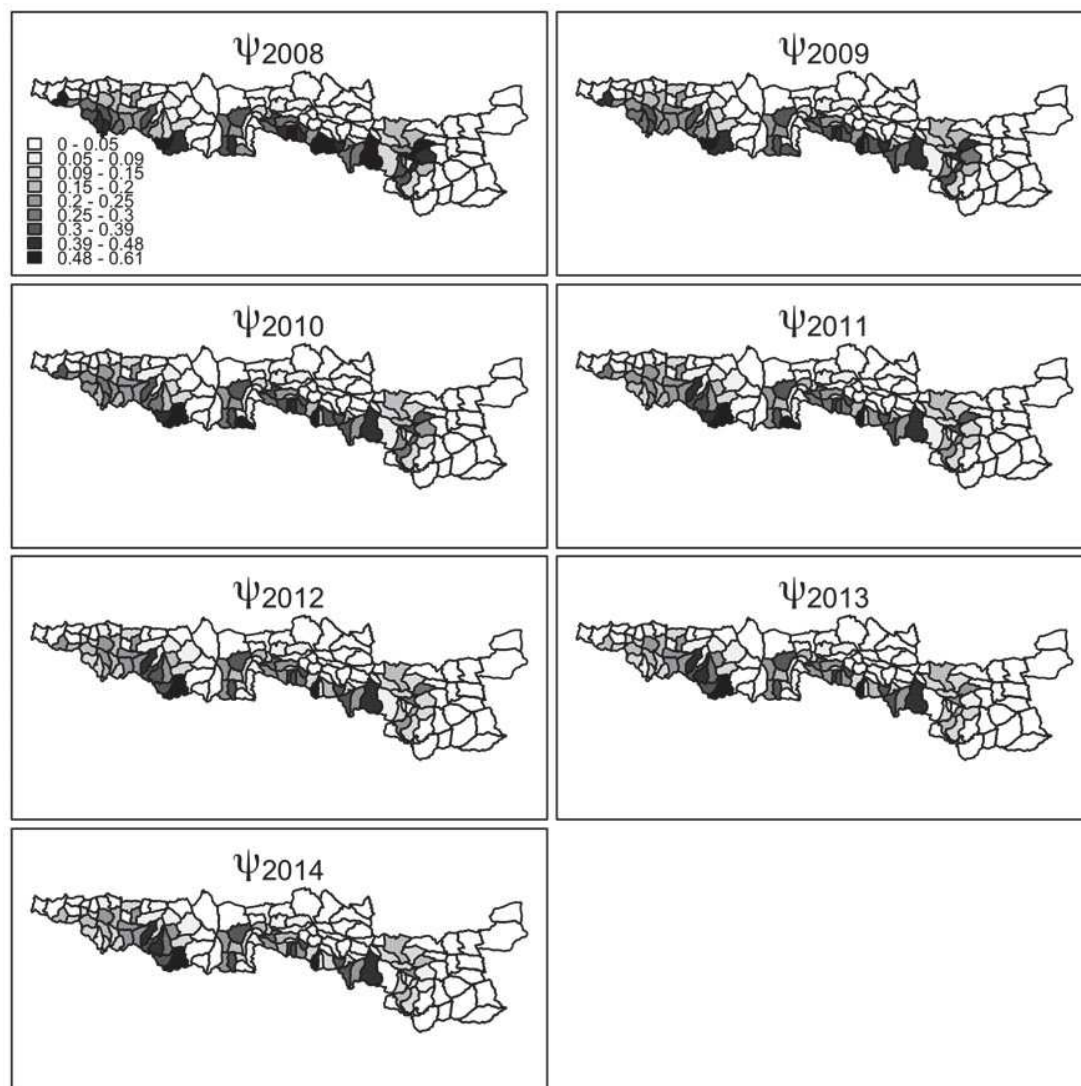


553

554 **Figure 3:** Maps of the model parameters in the various mountain subsections of the French
555 Pyrenees, estimated using the results obtained from the best model $\{\psi(\text{human}$
556 density), $\gamma(\text{roughness})$, $\epsilon(\text{human diffusion})$, $p(\text{roughness}+\text{forest cover})\}$. A: Detection
557 probability, B: Initial occupancy probability, C: Colonization probability, D: Extinction
558 probability. Covariates were set at their mean.

559

560



561

562 **Figure 4:** Maps of the yearly occupancy probability ψ_t from $t = 2008$ to $t = 2014$ in the
563 various mountain subsections of the French Pyrenees, estimated using the results obtained
564 from the best model $\{\psi(\text{human density}), \gamma(\text{roughness}), \epsilon(\text{human diffusion}),$
565 $p(\text{roughness}+\text{forest cover})\}$ by using the formula $\psi_{t+1} = (1-\psi_t) \gamma + \psi_t (1-\epsilon)$ (MacKenzie *et al.*,
566 2002). Covariates were set at their mean.



Spatial variation in public attitudes towards brown bears in the French Pyrenees



Blaise Piédallu^{a,*}, Pierre-Yves Quenette^b, Coralie Mounet^c, Nicolas Lescureux^a, Maylis Borelli-Massines^{b,c}, Etienne Dubarry^b, Jean-Jacques Camarra^b, Olivier Gimenez^a

^a CEFE UMR 5175, CNRS, Université de Montpellier, Université Paul-Valéry Montpellier, EPHE, 1919 Route de Mende, 34293 Montpellier Cedex 5, France

^b Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, CNERA PAD-Equipe Ours, Impasse de la Chapelle, 31800 Villeneuve-de-Rivière, France

^c UMR Pacte, Institut d'études politiques, BP 48, 38040 Grenoble Cedex 9, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 1 August 2015

Received in revised form 18 February 2016

Accepted 23 February 2016

Available online 15 March 2016

Keywords:

Attitudes

Brown bear

Human-wildlife conflicts

Large carnivores

Sociological survey

Spatial heterogeneity

ABSTRACT

Human dimension is an important component of large carnivore management and conservation. Here, we focus on the human-wildlife conflict related to depredation of livestock by Pyrenean brown bears (*Ursus arctos*), despite the population being among the smallest in the world. Two reintroductions were performed in the past to ensure the survival of the population, yet its conservation status remains critical due to small size, heavy inbreeding and disagreements over its management. We investigated the often-neglected spatial variations in attitude towards predator presence to improve our understanding of the human dimensions surrounding this conflict. We used a questionnaire to assess the drivers explaining the attitude of the local human population ($n = 577$) of the Pyrenees towards bear presence. Our results show that spatial variables (place of birth and county of residence of the respondent) are strong predictors of attitude. The residents of two counties in particular (Haute-Garonne and Pyrénées-Atlantiques) displayed a positive attitude, while the residents of the Hautes-Pyrénées county had the most negative attitude. People born outside of the Pyrenees also showed a more positive inclination towards bear presence than people born and raised in France's southwestern mountain range. Both these results may imply a link between the history of local communities with predator presence and their current attitude. Accounting for small-scale spatial heterogeneity in social-ecological studies of human-wildlife conflicts will prove useful to get a more accurate mapping of attitudes and inform subsequent management decisions.

© 2016 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Human dimensions play an essential role in the management and conservation of large carnivores (Treves and Karanth, 2003; Dressler et al., 2015). Focusing exclusively on the biological aspects of conservation may lead to persistent conflict (Redpath et al., 2013), marked by a lack of agreement and unilateral solutions, if any. Therefore, knowing the attitudes of local human populations is an essential step in the management of human-wildlife conflicts (Redpath et al., 2013).

The local attitudes towards wildlife populations are typically investigated using sociocultural parameters, such as gender (Bath et al., 2008; Gore and Kahler, 2012), age (Majić and Bath, 2010), scientific knowledge of the species' ecology (Kaczensky et al., 2004; Thornton and Quinn, 2009; Glikman et al., 2012), participation in activities related to wildlife (Bath et al., 2008; Majić et al., 2011; Gangaas et al., 2013) and involvement in farming/ranching (Kaczensky et al., 2004; Sponarski et al., 2013). However, the geographic location of the residence is rarely considered, except at very large spatial scales such as entire regions (Kaczensky et al., 2004; Majić and Bath, 2010) or countries (Gangaas

et al., 2013). Smaller-scale spatial variations in attitudes within rural areas remain largely unexplored (Sponarski et al., 2013) despite their potential to improve our understanding of the sociological component of human-wildlife conflict. First, working at small-scale helps circumventing the risk of flawed inference if spatial variations are ignored as it is equivalent to consider the mean value of all attitudes – a statistic known to be highly sensitive to extreme values (van Belle et al., 2004) – which might lead to people holding very strong opinions in one way or another driving the population value. Second, increased spatial resolution in the assessment of attitudes allows for greater latitude through targeted conflict management and locally adapted solutions.

Here, we focused on brown bears (*Ursus arctos*) in the Pyrenees as a case study. Brown bear populations in Europe, like other large carnivores, exhibit a global increase in abundance and range expansion during the last twenty to thirty years (Chapron et al., 2014). However, the Pyrenean population, located on the border between Southwestern France and Northeastern Spain, remains among the smallest in Europe. After nearly going extinct in 1995 with 5 individuals remaining in two valleys of the Western Pyrenees, two reintroduction sessions with brown bears coming from Slovenia in 1996–1997 (one male, two females) and 2006 (one male, four females) led to a current population size of about 30 individuals. The reintroductions also led to the return of brown bears in geographical areas where they had disappeared for

* Corresponding author at: Blaise Piédallu CEFE - CNRS UMR 5175 1919 Route de Mende 34293 Montpellier Cedex 5.

E-mail address: blaise.piedallu@cefe.cnrs.fr (B. Piédallu).

decades in Central Pyrenees, to form the Central-Eastern population core, while the Western population core kept declining and is currently functionally extinct with two males and no females. Based on demographic analyses, it was suggested that the Pyrenean bear population should be reinforced via reintroductions to ensure its viability (Chapron et al., 2009). The management of the population, however, is made complex by the various spatial scales involved (ranging from the country level to very small municipalities) and the different political situations and changing local actors from one area to another (Benhammou, 2007). The bulk of the bear population on the French side is located in Ariège where according to Benhammou (2007) stakeholders tend to oppose to its presence. Most reintroductions occurred in the neighboring county of Haute-Garonne in which a few local actors were advocating for an increase in the bear population. Political context combined with depredation of sheep (127 attacks and 178 animals killed in 2014, Camarra et al., 2015) and local distrust of scientific data on the Pyrenean bear hamper decision-making in bear management (Mermet and Benhammou, 2005).

In recent years, various quantitative studies of the attitudes of local populations towards bears in potentially conflictual areas have been performed in different European countries, with some results showing positive attitudes such as in Slovenia (Kaczensky et al., 2004), Italy (Glikman et al., 2012) or Romania (Dorresteijn et al., 2014), while some other results pointed to negative attitudes towards bear presence such as in Croatia (Majić et al., 2011). In France, according to Mermet (1998), the conflict surrounding bears primarily pits environmentalists willing to augment the bear population against livestock breeders viewing bears as dangerous predators — mostly upon sheep. Bears in the Pyrenees are strictly protected by the National (France, 1976, Loi No. 76-629 du 19 Juillet 1976 relative à la protection de la nature) and European (European Union, 1992, Annexes II and IV) laws, and management which includes compensation for livestock losses if signs of predation on the carcass can be attributed to the bear by an agent of the National Game and Wildlife Agency (ONCFS). Only one qualitative assessment of attitudes (conducted through interviews with selected stakeholders) towards bears in the Pyrenees was carried out almost 10 years ago (Benhammou, 2007), and described the complex politics surrounding bear presence in several distinct areas that displayed varying histories and attitudes regarding bear conservation. Quantitative studies of attitudes of local residents have yet to be performed, with the aim of encompassing a larger sample of the Pyrenean population and describing their attitudes through a statistical analysis as well as mapping of the attitudes towards bear presence.

By controlling for a large variety of variables whose effect on attitudes has previously been documented (such as age or scientific knowledge of the bear ecology), we aim to investigate spatial heterogeneity in the attitude of local populations towards bear presence in the Pyrenees. We hypothesize that the recent history of the Pyrenean areas with bear presence (since 1996 and the first reintroductions) could influence the attitudes of its residents even at a small scale, and that the place of birth could also influence the attitudes of the local populations, with people born in the Pyrenees exhibiting more reserved attitudes towards bear presence after being directly or indirectly confronted with depredation or conflicts involving bears (Ericsson and Heberlein, 2003).

2. Methods

2.1. Study area

We performed the study on the French side of the Pyrenees mountains that form the border between Southwestern France, Northeastern Spain and Andorra (Fig. 1). We considered as a target for the survey the 387 municipalities (in 6 Pyrenean counties) where bear presence had been confirmed between 2008 and 2013 by the ONCFS. These six counties are characterized by different past and present histories with bear presence. Pyrénées-Atlantiques (PA) always had bears, and the

remaining five bears in 1995 lived in the valleys of Aspe and Ossau, south of Oloron-Sainte-Marie, and the valleys of Isaba (Navarre), Hecho and Anso (Aragon). One bear currently lives in this county. In contrast, in the Hautes-Pyrénées (HP), bears only returned in the 2000s, with one bear entering in 2001, another one settling in 2006 and remaining there ever since, and one female being reintroduced in 2006 and died in 2007. While most reintroductions were performed in Haute-Garonne (HG) from 1996 onwards, the bulk of the population in the Central Pyrenees currently resides in Ariège (AR). In both counties, previous bear observations were made in the 1970s. There has been on-and-off bear presence in Aude (AU) and the Pyrénées-Orientales (PO) between 2000 and 2011, with the most recent observations in 2011 and 2010, respectively.

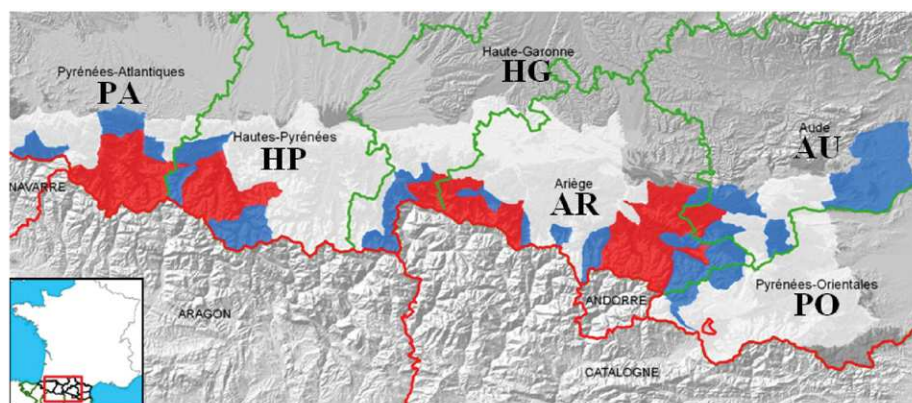
The 387 municipalities were classified by postcode, and we selected 36 of these postcodes as targets for the survey. All of the postcodes that included municipalities with permanent bear presence (tracks found in three or more years between 2008 and 2013) were included along with those with the largest number of municipalities with occasional bear presence (one or two years between 2008 and 2013). One postcode was specifically added to include the urban area of Lourdes in HP. This addition was performed because PA included an urban area in the foothills in the mountains (Oloron-Sainte-Marie), hence allowing comparison of the two Western counties because the demographic compositions of their human population samples were similar. Postcodes were split between Rural and Urban ones for AR, HG, PA and HP (Table A.1) — an urban postcode being defined as including at least one municipality with more than 2500 inhabitants according to the National Institute of Statistics and Economical Studies (INSEE). Although oversimplified, this definition of rural and urban areas ensured that both rural and urban areas were targeted during the survey, even though almost all municipalities on which signs of bear presence had been found were rural (375 out of 387, 96.9%).

2.2. Sampling and data collection

The 3000 questionnaires were split between Rural and Urban postcodes for four of the six counties (Table A.1). In total, 1200 questionnaires were sent in the Western population core area (PA, HP) and 1800 in the Central-Eastern population core area (HG, AR, AU, PO) to reflect the smaller size of the Western population core. We sent more questionnaires in AR than in HG due to AR containing the largest part of the bear population, and bear presence being identified in 169 municipalities versus 48 municipalities in HG. Fewer questionnaires were sent in AU and PO that have no current bear presence.

Within these postcodes, we performed a random sampling without targeting any gender, age or social class. We used χ^2 tests of independence to assess whether there was a bias in the return rate in some counties, or according to gender and age, by comparing our sample to the Pyrenean population (INSEE, 2014). The mail questionnaires were sent in June 2014, with answers registered until September 2014.

Besides mail questionnaires that targeted the general public, we performed interviews in order to obtain a large enough sample of livestock breeders filling in the questionnaire by traveling in the areas of interest. Even though livestock breeders were the ones that were mostly targeted, we also received answers from hunters, beekeepers, tourism professionals or other members of the public showing an interest in the questionnaire. The field survey was performed over one month in June 2014 using snowball sampling (asking each respondent for possible acquaintances that may be interested in the survey, Dillman et al., 2014) by traveling in the Pyrenees and mostly meeting local livestock breeders, along with occasional members of the general public that did not breed livestock and either showed an interest in the conflict, or whose activity could be linked to bear presence, such as tourism or hunting.



County	PA	HP	HG	AR	AU	PO
Current population size	1-2	1-2*	9+*	14+	0	0
Type of presence	Continuous	Returned	Returned	Returned	Temporary	Temporary
Years of presence	?-Today	2001-Today	1996-Today	1996-Today	1999-2011	1999-2010
Questionnaires sent	600	600	450	1050	245	52
Questionnaires fully returned	89 (14.8%)	101 (16.8%)	84 (18.7%)	175 (16.7%)	29 (11.7%)	8 (15.4%)
						TOTAL
						3000
						486
						(16.2%)

Fig. 1. Map of the area of presence of brown bears in the French Pyrenees between 2009 and 2013, with the names and corresponding labels of the six Pyrenean counties. French counties are delimited by green lines; Spanish provinces are delimited by red lines. In red, the areas of regular presence between 2009 and 2013. In blue, the areas of occasional presence between 2009 and 2013. Note: there have been no traces of bear presence in county PO since 2010, and since 2011 in AU and Southeast AR (easternmost red area, North of Andorre). All bears are currently located in counties HP, PA, HG and Southwest AR. *: Bears reintroduced in the county. Bears in PA and HP belong to the same population core. Bears in HG and AR belong to the same population core. The return rates of the questionnaires are also given for every county (more details in Table A.1).

2.3. Questionnaire design

To design the questionnaire, we followed Majić and Bath (2010) who studied attitudes towards wolf (*Canis lupus*) presence in Croatia. We divided the questionnaire into three main parts: (a) the opinion of the respondent on brown bear presence in the Pyrenees in general (b) the opinion of the respondent regarding various propositions related to brown bear presence in the Pyrenees (conservation and management, hunting, livestock breeding, tourism, Table 1) and (c) social indicators concerning the respondent along with a short quiz aiming at estimating scientific knowledge on brown bear ecology in the Pyrenees, and information on possible previous encounters with brown bears. The first part included four questions measured on a five-level Likert scale ranging from “Very unfavorable” to “Very favorable”. The second part included thirty-two propositions measured on a seven-level Likert scale ranging from “Strongly disagree” to “Strongly agree”. The knowledge quiz included five different questions regarding bear ecology or biology, which were either multiple-choices or required to write the answer on a horizontal scaled bar. For each question, the respondent was given 2, 1 or 0 points depending on the correctness of the answer, leading to a grade ranging from 0 to 10 out of 10 points (Appendix B).

2.4. Statistical analyses

While the first part of the questionnaire (opinion of the respondent on bear presence in general) was not divided due to the small number of total items (4), the second part was split into four, each section corresponding to a different theme related to bear presence in the Pyrenees: (i) bear conservation and management, (ii) bear influence on hunting, (iii) bear influence on pastoralism, and (iv) bear influence on tourism. We performed five Principal Component Analyses (PCA, one for each of the sections of the questionnaire, see Table 1) to handle the

correlations between questions, and summarize the multifactorial signal (the number of questions per section) in a few principal components that would explain most of the variation (70% at least of the total explained variance), and have a strong correlation ($>|0.65|$) to at least one item of the questionnaire. We then performed multiple linear regressions on all the relevant axes to analyze how the socio-demographic variables (Table A.2) influenced the attitude of respondents. Based on existing literature, we expected the variables “age” (Majić, 2007) or “scientific knowledge of bear ecology” (Glikman et al., 2012) to significantly influence the attitude, while “gender” should not, because it has been associated with fear instead of attitude towards large predators (Majić, 2007; Majić and Bath, 2010). To determine which combination of variables was best supported by the data, we used a stepwise procedure using the Akaike Information Criterion (AIC; Burnham and Anderson, 2002). Using results obtained through semi-structured interviews with local stakeholders in AR and HG (Borelli-Massines unpublished data), we also investigated relevant interactions between variables (Table A.2). The partial η^2 (Cohen, 1973) was used in every model to quantify how much of the total variance was explained by each variable or interaction of variables. All analyses were performed using version 3.0.1 of program R (R Core Team, 2013).

3. Results

3.1. Return rate

Out of the 3000 questionnaires that were sent, 533 were returned (17.8%). After eliminating the incomplete ones, we got a total of 486 answers, leading to an average return rate of 16.2%. There was no bias in the return rates, complete return rates or in efficiency (complete returns/total returns) with respect to the county the questionnaire was sent in (Table A.1).

Table 1

Questionnaire items (see Appendix B) summarized in a single table. The first 4 items (pres1 to pres4) were questions: lower values pointed towards a negative attitude of the respondent towards bears and higher values pointed towards a positive attitude towards bears. The other 28 items were sentences: the more the respondent disagreed with the proposition, the lower the values, the more the respondent agreed with the proposition, the higher the values.

Notation	Item summary	Additional information
pres1	Feelings towards various questions	Bears in France
pres2		Bear presence
pres3		Bear conservation
pres4		Bear reintroduction
cons1	Bear presence is important for future generations...	...in all the Pyrenees
cons2		...in the Western Pyrenees
cons3		...in the Central-Eastern Pyrenees
cons4	Bear presence is important because they always were here	
cons5	Abundant bear presence is important for future generations	
cons6	Importance of bear presence whether I see it or not...	...in the Western Pyrenees (PA, HP)
cons7		...in the Central Pyrenees (HG, AR)
cons8		...in the Eastern Pyrenees (AU, PO)
cons9	Bear presence in the Pyrenees is useless because there are bears elsewhere in Europe	
cons10	Views on bear status, from most favorable to less favorable for bears	Complete protection
cons11		Relocation of bears causing trouble
cons12		Hunting bears causing trouble
cons13		Hunting bears
cons14		Treating bears like pests
cons15	Bear elimination in the previous generations should be pursued	
hunt1	Bear attacks on humans are commonplace when bears live close to humans	
hunt2	Negative bear presence impact on...	...small game
hunt3		...large game
hunt4	Hunting should be permitted near female with cubs territory	
hunt5	Bears have a positive regulating effect on game population	
hunt6	Bears disturb hunters	
pasto1	Bears cause important damage on...	...cows and horses
pasto2		...sheeps and goats
pasto3		...bee hives
pasto4	Whenever available, livestock is a bear's primary food source	
pasto5	Priority between bear presence and pastoralism	Pastoralism > Bear presence
pasto6		Pastoralism < Bear presence
pasto7		Pastoralism = Bear presence
tour1	Bear effect on hikers	Draws them
tour2		Makes them flee
tour3	Bear effect on tourists	Draws them
tour4		Makes them flee

3.2. Survey sample

The questionnaire was answered in full by 577 individuals (486 through mails, 91 through interviews). To describe the sample, we first assessed the distribution of the various variables. There was a bias towards male respondents ($M = 327$, $F = 250$, $\chi^2 = 10.28$, $df = 1$, $p < 0.01$). The respondents were on average 56 years old (54 for females, 59 for males). We found some bias in the age classes of respondents compared to census data on the Pyrenean population ($\chi^2 = 82.42$,

$df = 7$, $p < 0.01$): an under-representation of people under 30 (Dillman et al., 2014) as well as an over-representation of people between 50 and 69 years old. “Highest obtained diploma” showed a clear difference between male and female respondents in one particular class: there was a far bigger proportion of males with a professional certificate (obtained two years before the *Baccalauréat*, the French final school diploma, 36.4%) than there were in females (24.0%). We could not test whether our sample matched the diploma level of the population of the Pyrenees due to a lack of information. There were no significant differences between the respondents of the mail and field surveys for all of these variables.

Out of the 577 respondents, 538 were primary residents of the Pyrenees (residents that live most of the time in the Pyrenees, 93.2%), and 39 were secondary residents (owned a property in the Pyrenees yet primarily lived outside of it, 6.8%). We found that 312 residents were born in one of the six Pyrenean counties (54.1%) while 265 were born elsewhere in France or in a foreign country (45.9%). There is no known data to verify if this sample was representative of the Pyrenean population. 436 residents lived in rural townships (75.6%), while 141 lived in urban townships (24.4%). 105 respondents were livestock breeders (18.2% of the sample), of which 71 were males and 34 were females, and 73 respondents were hunters (12.6%) with 63 males and 10 females. 519 respondents declared to practice at least one outdoor activity in the Pyrenees (90.0%) like trekking or skiing.

3.3. PCA results

3.3.1. Opinion on bear presence

Axis 1 explained 87.2% of the total variance and the four items of this section of the questionnaire were all positively correlated to this axis (Table A.3), ranging from 0.88 to 0.96. Because the answers to all four items scaled from strongly opposing bear presence to strongly supporting bear presence, we viewed this component as reflecting the “Opinion on bear presence”.

3.3.2. Bear conservation and management

Axis 1 explained 68.2% of the total variance, while Axis 2 explained 8.0% and Axis 3, 7.5% (Table A.3). Because none of the 15 items were correlated with Axis 2, we retained only Axes 1 and 3. Items cons1 to cons8 (importance of bear presence in various areas of the Pyrenees) and cons10 (total protection of the bears in the Pyrenees) were strongly and positively correlated to Axis 1, while items cons13 to cons15 (elimination of bears) were negatively correlated to it (Table A.3). Axis 1 was therefore interpreted as the “Opinion on bear conservation”. Item cons11 (there should be the possibility to move a bear somewhere else in the Pyrenees if its behavior is problematic) was strongly correlated with Axis 3, which led us to view this axis as the “Opinion on management through bear relocations”.

3.3.3. Bears and hunting activities

Axis 1 explaining 55.4% of the variance and Axis 2 explaining 15.7% (Table A.3) were retained. Items hunt1 to hunt4 and hunt6, all reflecting the perceived influence of bears on hunting through its impact on wild game, or on hunters themselves, were strongly correlated with Axis 1 (Table A.3). This axis was therefore interpreted as the “Perceived negative impact of bears on hunting”. Item hunt5 (possible influence of bears as natural regulators of wild ungulate populations) was strongly correlated to Axis 3, and was therefore viewed as the “Perceived ecosystemic role of bears on wild ungulates”.

3.3.4. Bears and pastoralism

Axis 1 explained a large proportion of the total variance, and consisted mainly of items pasto1 to pasto5 and pasto7 (Table A.3), which led us to view this axis as the “perceived negative impact of bears on pastoralism”. Axis 2 was also retained, and mainly corresponded to item pasto6 that was related to “Prioritizing bear conservation vs. livestock breeding”.

3.3.5. Bears and tourism

We kept Axis 1 only (Table A.3), which had a strong correlation with items tour2 and tour4, and a strong opposite one with tour1 and tour3 that contained opposite statements. This axis was interpreted as the “Perceived bear influence on tourism”.

3.4. Multiple linear regression of PCA axes on socio-demographic variables

We focused our analysis on the first axis of the five PCAs, because it explained most of the global variance in every case. The variables and their influence on attitude are shown in Table 2 when considered as main factors in the regression, while their interactions and their influence on attitude are shown in Fig. 2. For clarity, we report the results for the first PCA – opinion on bear presence – and refer the reader to Appendix A for the four other PCAs that led to similar results (Figs. A.1 to A.4).

Seven variables with significant effects were retained in the top-performing regression model for the first axis of all PCAs: Age (Age), County (County), Place of Birth (Birthp), Scientific knowledge of bear ecology (Knowl), Being a livestock breeder (Breed), Being a hunter (Hunt) and Having suffered damage from bears (Damage). Aside from the spatial variables County and Birthplace that are detailed below, negative attitudes were associated with older age, low scientific knowledge of bear ecology, being a livestock breeder or a hunter, and having suffered damage from bears. Positive attitudes were associated with younger age, high scientific knowledge of bear ecology, being neither a livestock breeder nor a hunter, and not having suffered damage from bears (Table 2, Fig. 2).

The fact that the two variables Place of birth and County of residence were significant showed that there was spatial heterogeneity in the attitude towards bears. People born in Pyrenean counties displayed a more negative attitude towards bears than people born outside of the Pyrenees (Fig. 2B). Similar patterns were observed for the variable “County of residence” (Fig. 2A): residents of AR and especially HP displayed the most negative attitude towards bears, while residents of HG and PA displayed positive attitudes. It should be noted that HG was the only county where older individuals displayed a more positive attitude towards bear presence than younger individuals. Residents of counties AU and PO displayed intermediary attitudes, but the low number of answers in PO made it difficult to draw any strong conclusion in their case.

We found that the difference in attitude between people born in the Pyrenees and people born outside of the Pyrenees was stronger among livestock breeders than in the rest of the population (Fig. 2B). Our study also highlighted an attitude change among the newest generations of livestock breeders, with younger livestock breeders having more relaxed attitudes than older ones (Fig. 2C). Age seems to have less influence on the attitude of livestock breeders than it had on non-livestock breeders.

County of residence explained the largest amount of variance in all five models (mean $\eta^2 = 22.46 \pm 5.43$), higher than the Age $\times$ County interaction (mean $\eta^2 = 8.28 \pm 1.16$) or the Age parameter (mean $\eta^2 = 5.05 \pm 2.23$). Place of birth explained a medium amount of variance among all variables (mean $\eta^2 = 8.53 \pm 2.97$), lower than pastoralism (mean $\eta^2 = 11.28 \pm 6.37$) but higher than hunting practice (mean $\eta^2 = 5.72 \pm 2.71$). Overall, both space-specific variables strongly contributed to the attitudinal range (Fig. A.5).

4. Discussion

4.1. Spatial heterogeneity in attitudes

4.1.1. County of residence

Our results show a clear influence of the county of residence on the attitude towards bears. The neutral attitudes in counties AU and PO can be explained by two factors: (i) the lack of bears on their territories in the last few years, and the fact that there were never more than a few bears on their territory since 1999, unlike AR or HG, and (ii) the fact that those two counties also contained wolves, which are usually seen as a much bigger threat to livestock than bears (Bobbé, 2002; Benhammou, 2007; Lescureux and Linnell, 2010).

The positive opinion of HG can be compared with the neutral-to-negative opinion of AR, because these counties are located next to each other (Fig. 1) and share the same bear population (Central-Eastern population). Factors other than bear density might explain differences in attitude, because the density of the bear population is similar in both counties. First, bears occupy a larger area in AR than in HG. Pastoralism also constitutes a larger part of the local economy in AR and bears cause more damages in AR than in HG (DREAL, 2015). These results also further reveal the heterogeneity of rural populations (Sponarski et al., 2013).

PA and HP are demographically similar and are both home to the same number of bears – two. PA, which has a positive attitude towards

Table 2

Explanatory variables of the best model for each regression and their influence on attitude towards bears in the Pyrenees. Lower values in the inequalities are linked to more negative attitudes towards bears. Higher values in the inequalities are linked to more positive attitudes towards bears. Effects observed individually in the regressions are marked with X. Effects observed in interactions in the regressions are marked with I and are detailed in Fig. 2 for Bear presence and Figs. B.2 to B.5 for the other PCAs. Age: Age of the respondent, County: County of residence (AR: Ariège, AU: Aude, HG: Haute-Garonne, PA: Pyrénées-Atlantiques, HP: Hautes-Pyrénées, PO: Pyrénées Orientales), Birthp: Place of birth, Breed: Being or not a livestock breeder, Hunt: Being or not a hunter, Knowl: Scientific knowledge of bear ecology, Damage: Having or not suffered from bear damage, EncFor: Having or not encountered a wild bear outside of the Pyrenees, EncPyr: Having or not encountered a wild bear in the Pyrenees, Traces: Having or not found traces of bear presence in the Pyrenees, Gender: Gender, Diplo: Highest diploma, Resid: Being a primary or secondary resident, Zoo: Having or not seen a bear in a zoo. Bolded: parameters retained in all five PCAs.

Variable	Observed effect	Bear presence	Bear conservation and management	Bears and hunting	Bears and pastoralism	Bears and tourism
Age	Older < Younger	I	I	X	I	I
County	HP = AR < AU < 0 < PO < PA < HG	I	I	X	I	I
Birthp	Born in the Pyrenees < Born outside of the Pyrenees	I	I	I	I	I
Breed	Livestock breeder < Non Livestock breeder	I	I	I	I	I
Hunt	Hunter < Non hunter	X	X	X	X	X
Knowl	Low knowledge of bear ecology < High knowledge of bear ecology		X	X	X	X
Damage	Damage suffered < No damage suffered	I	I	I	I	I
EncFor	No wild bear encounter outside of the Pyrenees < Wild bear encounter outside of the Pyrenees	X	X		X	
EncPyr	Encounter with a wild bear in the Pyrenees < No encounter with wild bears in the Pyrenees	X	X			X
Traces	Did not find traces of bear presence < Found traces of bear presence			X		X
Gender	Female < Male			X		X
Diplo	Shorter studies < Longer studies			X	X	
Resid	Being a primary resident of the Pyrenees < Being a secondary resident of the Pyrenees	X				X
Zoo	Never saw a bear in a zoo < Saw a bear in a zoo			X	X	

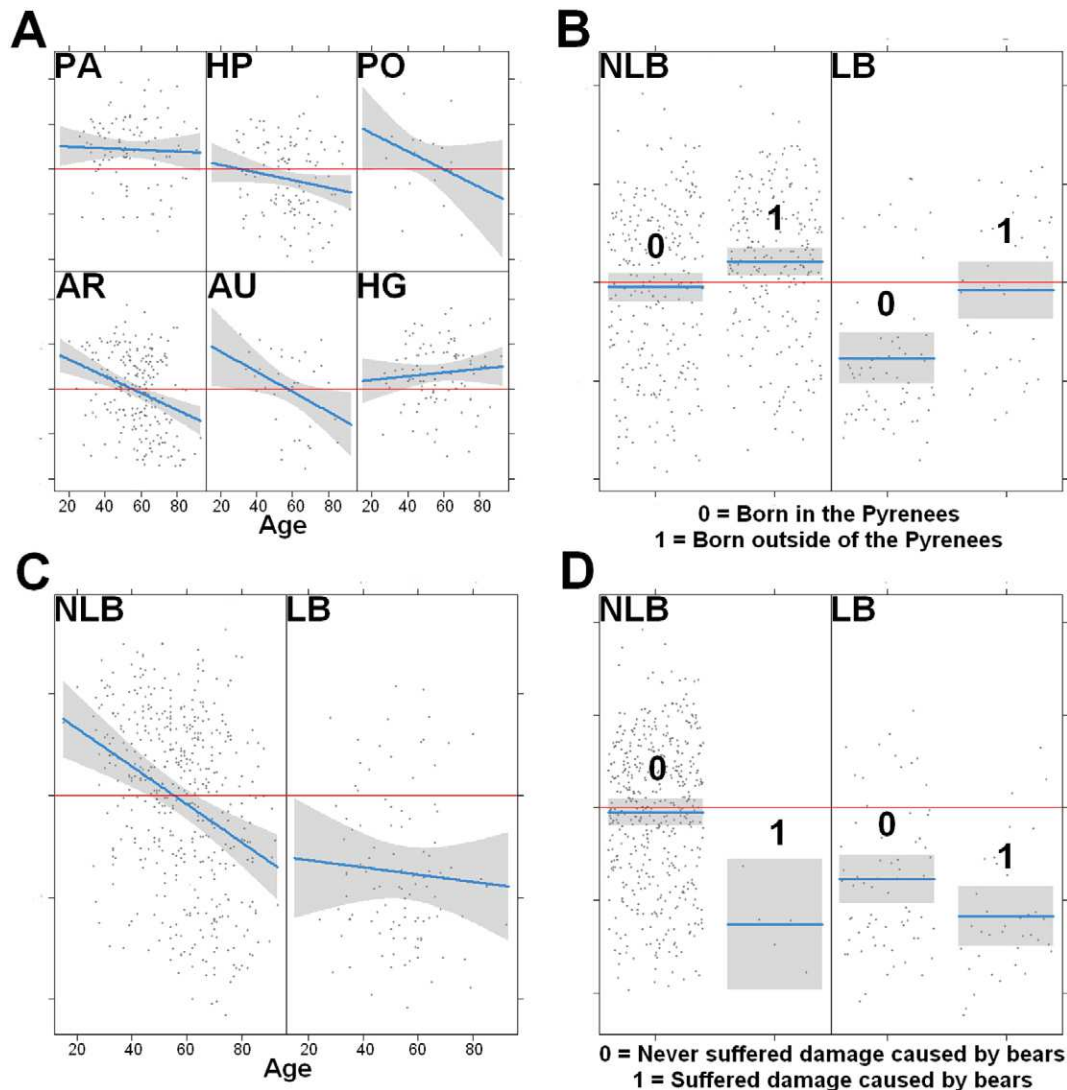


Fig. 2. Interaction between variables of the best model for the opinion on bear presence, and their influence on attitude towards bears in the Pyrenees. A: Age: Age of the respondent $\times$ County of residence (AR: Ariège, AU: Aude, HG: Haute-Garonne, PA: Pyrénées-Atlantiques, HP: Hautes-Pyrénées, PO: Pyrénées Orientales), B: Place of birth $\times$ Being or not a livestock breeder (NLB: Non Livestock Breeder, LB: Livestock Breeder), C: Age of the respondent $\times$ Being or not a livestock breeder, D: Having or not suffered from bear damage $\times$ Being or not a livestock breeder. The influence of other explanatory variables is shown in Table 1. Lower values are linked to more negative attitudes towards bears. Higher values are linked to more positive attitudes towards bears. Interactions that were shown to be significant in one or two of the five models are detailed in Figs. A.2 to A.5. Red lines indicate a neutral opinion.

bear, has had a continuous bear presence, and was home to Cannelle, the last female of the Pyrenean bear strain, killed by a hunter in 2004, which led to a positive perception of this particular bear by the locals. Meanwhile HP, which has a comparatively negative attitude towards bears, saw bears returning in 2001 after a reintroduction in HG. The sole individual that was reintroduced here in 2006, Francka, caused a lot of damage to sheep flocks until her death in 2007 (Camarra et al., 2007). The difference in perception between Cannelle and Francka may explain why bear presence is seen as a major nuisance in HP, while in PA it is seen as a minor issue and confirms the importance of individual bears, both in their behavior and their appropriation by locals (Fagen and Fagen, 1996; Linnell et al., 1999; Lescureux et al., 2011). The recent co-presence in HP may also be linked to more negative attitudes towards large carnivores (Zimmermann et al., 2001), especially when compared with the continuous presence in PA. The same comparison can be made to explain the difference between HG and AR, because all reintroductions took place in HG, yet many bears moved to AR.

4.1.2. Place of birth

The spatial parameter that influences attitudes was the place of birth of the respondent, with people born in the Pyrenees exhibiting a more negative attitude towards bear presence than people born outside of the Pyrenean counties. Following the assumption that residents who were born in the Pyrenees are more likely to also have grown up there than those who were born outside of the Pyrenees, this observation might suggest that besides residence, the place of socialization is important in human relationships with the environment (Huddart-Kennedy et al., 2009) and in this case probably plays a role in the development of attitudes towards large carnivores. It further illustrates the heterogeneity of rural populations, and the impossibility to consider them as a block of people sharing similar perceptions.

4.1.3. Spatial parameters and livestock breeding

We highlighted the strong influence of place of birth and the moderate influence of age on the attitudes of livestock breeders. Beyond

possible difference in the general perception of the environment, both can be linked to the duration of exposure to the conflict (livestock breeders born outside of the Pyrenees are more likely to have been exposed later in life to the conflict compared to livestock breeders born in the Pyrenees), and may suggest that longer exposure to the conflict leads to more ingrained and negative attitudes (Treves et al., 2013). This pattern also emerged in a parallel qualitative study in which local stakeholders of AR and HG were interviewed (Borelli-Massines, unpublished results). Generation turnover may have an influence on general attitudes in the future towards bears as well as on future management decisions, although a longitudinal study would be necessary to assess its effect over time (Williams et al., 2002; Majić and Bath, 2010).

4.2. Control parameters

Control parameters that we included in our analysis had already been investigated (Kaczensky et al., 2004; Bath et al., 2008; Thornton and Quinn, 2009; Majić and Bath, 2010; Majić et al., 2011; Glikman et al., 2012; Gore and Kahler, 2012; Gangaas et al., 2013; Sponarski et al., 2013). As expected, age, scientific knowledge of the ecology of bears and damage suffered, as well as being a livestock breeder proved to have a significant influence on attitude towards bears (Williams et al., 2002; Ericsson and Heberlein, 2003; Kaczensky et al., 2004; Kleiven et al., 2004; Majić and Bath, 2010). However, gender seemed to have a minor effect only on the attitude if it had any effect at all, while it has been identified as a major driver of attitudes elsewhere (Bath et al., 2008; Gore and Kahler, 2012). One possible explanation is that fear is a usual driver explaining the male/female difference in attitude towards predators (Bath et al., 2008; Zimmermann et al., 2001), but our questionnaire did not include any item related to fear of bears. Hunters have varying attitudes towards large predators: sometimes not different from the rest of the population (Bath et al., 2008; Majić et al., 2011), and sometimes more negative (Ericsson and Heberlein, 2003). In the Pyrenees, hunters tend to have more negative attitudes than the rest of the population. Even though no hunting restrictions linked to bear presence exist, the possibility of their appearance might explain this negative attitude (Borelli-Massines, unpublished data). We also observed that signs of bear presence and encounters with wild bears outside of the Pyrenees were associated with positive attitudes towards bears. The former may be associated with a scientific knowledge of bears' ecology, which can be linked to positive attitudes (Glikman et al., 2012): bears are shy animals, and the detection and identification of bear signs require a good understanding of their biology. However, detailed experience-based knowledge (Lescureux et al., 2011) or familiarity (Reimer et al., 2014) with the bears was not investigated in this study, neither was the extent to which the species' behavior and ecology might influence attitudes (Lescureux and Linnell, 2010).

Two parameters were not found relevant to estimate the attitude of respondents, while we expected otherwise: living in a rural or urban area (Gangaas et al., 2013), and being a primary or secondary resident of the Pyrenees. The low population density in the Pyrenees, and the lack of very large cities in the study area (the largest being Pamiers, AR, with 15,500 inhabitants) can explain the lack of significant differences between residents of urban and rural areas. However, we expected to see a difference between primary and secondary residents, because secondary residents typically spend most of the year farther away from bear territories, and distance to predators has been proposed to explain attitudes (Karlsson and Sjöström, 2007).

4.3. Return rate and survey sample

The return rate of properly filled questionnaires reached 16.2%, which was lower than in other studies (Kaczensky et al., 2004; Majić and Bath, 2010). The independence between return rate and county of residence, which was the one parameter we controlled for during the survey, allowed us to assess possible spatial effects on attitude towards

bears. The biased gender-ratio can be partly explained by the targeting of livestock breeders and hunters, both social groups that include more men than women (Parmentier, 2014). People under the age of 30 were under-represented in our sample, presumably because many in that age category are students and live in larger cities outside of the study area. It cannot be determined whether the proportion of people born in one of the six Pyrenean counties was representative of the population, because there is no available data on the birthplace of residents of each county. We combined mail questionnaire and interviews in our study to assess the attitudes of members of the general public (Treves et al., 2015) as well as local stakeholders, which can yield insights relevant for the management of conservation conflicts (Redpath et al., 2013).

5. Conclusion

Even if bear territories do not match administrative borders, ignoring local human spatial variables when accounting for factors that influence the attitude of the Pyrenees inhabitants may lead to the loss of important information when designing future management plans for the brown bear population. Differences of attitude between counties are harder to understand than most social parameters such as age or gender, because local history, cultural singularities, economics and politics have a strong influence on human relationships with animals (Knight, 2000; Lescureux, 2006; Benhammou, 2007; Lescureux and Linnell, 2013). Nonetheless, spatial heterogeneity in socio-demographic factors should not be ignored, because the large home range size of brown bears (Quenette et al., 2001; Dahle and Swenson, 2003) implies that the population, no matter how small, will cover multiple settlements and other administrative units. Moreover, accounting for spatial heterogeneity allows reducing the influence of extreme attitudes in studies by revealing the spatial configuration of the most vivid supporters or opponents to a predator population. We expect that the inclusion of small-scale spatial variables in future sociological studies of human-wildlife conflicts may lead to an improvement in the understanding of these conflicts.

Understanding spatial variation in attitudes towards wildlife populations can have a twofold effect. First, it helps to identify the areas where the attitudes are the most negative, where any conservation decision strengthening the population is guaranteed to increase the intensity of the conflict. It might also identify areas with more positive attitudes towards the animals, even though it should not be considered as a way to guarantee the success of a relocation or reintroduction. A spatial analysis will not be able to predict the consequences of an important management decision on attitudes, and as such should not be considered as the solution to avoid the aggravation of an existing conflict. It is a prerequisite with qualitative sociological studies in situations where relocations or reintroductions are considered important conservation and management tools.

Acknowledgments

This study was partly funded by CNRS (InSHS) through La Mission pour l'Interdisciplinarité and the Société Française d'Ecologie. We warmly thank Sandra Laugier for supporting our project, as well as Alistair Bath for his input in the design of the sampling protocol and Mathias Guérin for his sharp answers to our vague questions about the legality of our questionnaire. We are grateful to the volunteers of the Brown Bear Network and the ONCFS Bear Team for collecting and sharing precious data and knowledge on the Pyrenean brown bears. We also thank Jean-Marie Laureys for the mail survey logistics, and Laetitia, Anna, Anne-Sophie, Rachel, Arzhela, Anne, Nathalie, Gaïa, Carole, Sylvia, Gabriel-the-crazy-stamper, Rémi and Gilles for their help in preparing the 3000 envelopes. Guillaume Chapron, Andrew Derocher and the associate editor greatly help in improving a previous

version of the manuscript, as well as Richard Bischof who kindly corrected our English and made several constructive comments.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.027>.

References

- Bath, A.J., et al., 2008. From a human dimensions perspective, the unknown large Carnivore: public attitudes toward Eurasian Lynx in Poland. *Hum. Dimens. Wildl.* 13, 31–46.
- Benhammou, F., 2007. Crier au loup pour avoir la peau de l'ours — Une géopolitique locale de l'environnement à travers la gestion et la conservation des grands prédateurs en France PhD Environmental Sciences, ENGREF Paris (665p).
- Bobbé, S., 2002. L'ours et le loup, Essai d'anthropologie symbolique. Editions de la Maison des sciences de l'homme, Paris.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-theoretic Approach. second ed. Springer, New York.
- Camarra, J.J., et al., 2007. Rapport sur le suivi de l'ours Francka. ONCFS (42p).
- Camarra, J.J., et al., 2015. Suivi de l'ours brun dans les Pyrénées françaises, Rapport annuel, Année 2014. ONCFS (58p).
- Chapron, C., et al., 2009. Diagnosing mechanisms of decline and planning for recovery of an endangered Brown Bear oopulation. *PLoS One* 4 (10).
- Chapron, C., et al., 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346, 1517–1519.
- Cohen, J., 1973. Eta-squared and partial eta-squared in fixed factor ANOVA designs. *Educ. Psychol. Meas.* 33, 107–112.
- Dahle, B., Swenson, J.E., 2003. Seasonal range size in relation to reproductive strategies in brown bears. *J. Anim. Ecol.* 72, 660–667.
- Dillman, D.A., et al., 2014. Internet, Phone, Mail and Mixed-Mode Surveys — The Tailored Design Method. fourth ed. Wiley, Hoboken.
- Dorresteijn, I., et al., 2014. Human–carnivore coexistence in a traditional rural landscape. *Landsc. Ecol.* 29, 1145–1155.
- DREAL, 2015. Midi-Pyrénées. <http://www.midi-pyrenees.developpement-durable.gouv.fr/ours-brun-r3054.html> (last accessed July 2015).
- Dressel, S., et al., 2015. A meta-analysis of studies on attitudes toward bears and wolves across Europe 1976–2012. *Conserv. Biol.* 29, 565–574.
- European Union, 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31992L0043>.
- Ericsson, G., Heberlein, T.A., 2003. Attitudes of hunters, locals, and the general public in Sweden now that the wolves are back. *Biol. Conserv.* 111, 149–159.
- Fagen, R., Fagen, J.M., 1996. Individual distinctiveness in brown Bears, *Ursus arctos* L. *Ethology* 102 (2), 212–226.
- Gangaas, K.E., et al., 2013. Geo-spatial aspects of acceptance of illegal hunting of large carnivores in Scandinavia. *PLoS One* 8 (7).
- Glikman, J.A., et al., 2012. Residents' support for wolf and bear conservation: the moderating influence of knowledge. *Eur. J. Wildl. Res.* 58, 295–302.
- Gore, M.L., Kahler, J.S., 2012. Gendered risk perceptions associated with human–wildlife conflict: implications for participatory conservation. *PLoS One* 7 (3).
- Huddart-Kennedy, E., et al., 2009. Rural–urban differences in environmental concern in Canada. *Rural. Sociol.* 74 (3), 309–329.
- INSEE, 2014. Bilan démographique 2014. http://www.insee.fr/fr/themes/detail.asp?ref_id=bilan-demo (last accessed July 2015).
- Kaczynsky, P., et al., 2004. Public attitudes towards brown bears (*Ursus arctos*) in Slovenia. *Biol. Conserv.* 118, 661–674.
- Karlsson, J., Sjöström, M., 2007. Human attitudes towards wolves, a matter of distance. *Biol. Conserv.* 137, 610–616.
- Kleiven, J., et al., 2004. Factors influencing the social acceptability of large carnivore behaviours. *Biodivers. Conserv.* 13, 1647–1658.
- Knight, J., 2000. Natural Enemies — People–Wildlife Conflicts in Anthropological Perspective. Routledge, London.
- Lescureux, N., 2006. Towards the necessity of a new interactive approach integrating ethnology, ecology and ethology in the study of the relationship between Kirghiz livestock breeders and wolves. *Soc. Sci. Inf.* 45, 463–478.
- Lescureux, N., Linnell, J.D.C., 2010. Knowledge and perceptions of Macedonian hunters and Herders: the influence of species specific ecology of Bears, Wolves, and Lynx. *Hum. Ecol.* 38, 389–399.
- Lescureux, N., Linnell, J.D.C., 2013. The effect of rapid social changes during post-communist transition on perceptions of the human–wolf relationships in Macedonia and Kyrgyzstan. *Pastoralism* 3, 4.
- Lescureux, N., et al., 2011. The king of the forest. Local knowledge about European brown bears and implications for its conservation in contemporary Western Macedonia. *Conserv. Soc.* 9, 189–201.
- Linnell, J.D.C., et al., 1999. Large carnivores that kill livestock: do problem individuals exist? *Wildl. Soc. Bull.* 27, 698–705.
- Majić, A., 2007. Human dimensions in wolf management in Croatia: understanding public attitudes toward wolves over time and space. Thesis, Memorial University of Newfoundland. Canada, St. John's.
- Majić, A., Bath, A.J., 2010. Changes of attitudes toward wolves in Croatia. *Biol. Conserv.* 143, 255–260.
- Majić, A., et al., 2011. Dynamics of public attitudes toward bears and the role of bear hunting in Croatia. *Biol. Conserv.* 144, 3018–3027.
- Mermet, L., 1998. L'Analyse Stratégique de la Gestion Environnementale illustrée par les tribulations d'un noyau relictuel de population d'ours bruns dans les Pyrénées occidentales françaises. RGTE/ENGREF, Paris (484p).
- Mermet, L., Benhammou, F., 2005. Prolonger l'inaction environnementale dans un monde familier: la fabrication stratégique de l'incertitude sur les ours du Béarn. *Econ. Polit.* 31, 121–136.
- Parmentier, M., 2014. Les exploitants et entrepreneurs agricoles en 2012. <http://www.msa.fr/lfr/documents/98830/9488292/Les+exploitants+et+entrepreneurs+agricoles+en+2012.pdf> (Last accessed July 2015).
- Quenette, P.Y., et al., 2001. Preliminary results of the first transplantation of brown bears in the French Pyrenees. *Ursus* 12, 115–120.
- R Core Team, 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Redpath, S.M., et al., 2013. Understanding and managing conservation conflicts. *Trends Ecol. Evol.* 28, 100–109.
- Reimer, A., et al., 2014. The impact of information and familiarity on public attitudes toward the eastern hellbender. *Anim. Conserv.* 17, 235–243.
- Sponarski, C.C., et al., 2013. Heterogeneity among rural resident attitudes toward wolves. *Hum. Dimens. Wildl.* 18, 239–248.
- Thornton, C., Quinn, M.S., 2009. Coexisting with cougars: public perceptions, attitudes, and awareness of cougars on the urban–rural fringe of Calgary, Alberta, Canada. *Hum.–Wildl. Confl.* 3, 282–295.
- Treves, A., Karanth, K.U., 2003. Human–carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conserv. Biol.* 17, 1491–1499.
- Treves, A., et al., 2013. Longitudinal analysis of attitudes toward wolves. *Conserv. Biol.* 27 (2), 315–323.
- Treves, A., et al., 2015. Predators and the public trust. *Biol. Rev.* <http://dx.doi.org/10.1111/brev.12227>.
- van Belle, G., et al., 2004. Biostatistics: A Methodology For The Health Sciences. second ed. Wiley, Hoboken.
- Williams, C.K., et al., 2002. A quantitative summary of attitudes toward wolves and their reintroduction (1972–2000). *Wildl. Soc. Bull.* 30, 575–584.
- Zimmermann, B., et al., 2001. Human–carnivore interactions in Norway: how does the re-appearance of large carnivores affect people's attitudes and levels of fear? *For. Snow Landsc.* 76, 137–153.