



Mise au point d'un modèle de diagnostic des
interactions entre **structures paysagères,**
infrastructures de transports terrestres et espèces
emblématiques

Le cas du Lynx dans le massif jurassien

Rapport final

Avril 2012

Responsable scientifique :

Jean-Michel Gaillard, Directeur de recherche – CNRS
Laboratoire de Biométrie et Biologie Évolutive (LBBE), UMR CNRS 5558
UCB Lyon 1 – Bât. Grégor Mendel
43 bd du 11 novembre 1918
69 622 VILLEURBANNE cedex
Téléphone : +33 (0)4 72 44 81 11
Télécopie : +33 (0)4 72 43 13 88
E-mail : gaillard@biomserv.univ-lyon1.fr

L'équipe :

- Jean-Michel Gaillard, Arzhela Hemery, Christophe Bonenfant, Mathieu Basille (LBBE/CNRS),
- Éric Marboutin (CNERA PAD/ONCFS),
- Isabelle Mauz, Antoine Doré (IRSTEA).

SOMMAIRE

INTRODUCTION	- 3 -
1. Le programme ITTECOP.....	- 3 -
2. Le projet Lynx et ses trois volets	- 3 -
2.1. Bref aperçu de la problématique du lynx en France	- 4 -
2.2. Les collisions de lynx sur les infrastructures de transports terrestres	- 5 -
2.3. Les trois volets de l'étude.....	- 6 -
3. Les objectifs du projet Lynx.....	- 6 -
4. La zone d'étude	- 7 -
PREMIER CHAPITRE : Le volet « biostatistique ».....	- 8 -
1. Introduction.....	- 8 -
2. Matériels & Méthodes	- 8 -
2.1. Données disponibles	- 8 -
2.2. Méthodes	- 10 -
3. Résultats	- 14 -
4. Synthèse	- 26 -
5. Problèmes rencontrés	- 27 -
SECOND CHAPITRE : Le volet « dire d'experts ».....	- 29 -
1. Introduction.....	- 29 -
2. Matériels & Méthodes	- 30 -
2.1. Eléments de cadrage général	- 30 -
2.2. Le dispositif d'enquête et de recueil des dires d'experts.....	- 31 -
2.3. L'analyse et la représentation des « dires d'experts » ?	- 33 -
3. Résultats	- 34 -
3.1. Description des données recueillies.....	- 34 -
3.2. Risques de collision.....	- 37 -
3.3. Stratégies d'expertise.....	- 42 -
4. Synthèse	- 44 -

TROISIEME CHAPITRE : Le couplage des deux analyses	- 45 -
1. Introduction.....	- 45 -
2. Matériels & méthodes.....	- 45 -
2.1. Zone d'étude et données disponibles	- 45 -
2.2. Méthodes	- 46 -
3. Résultats	- 49 -
4. Synthèse	- 67 -
CONCLUSION	- 68 -
BIBLIOGRAPHIE.....	- 71 -
ORGANISMES COLLABORATEURS.....	- 75 -
TABLE DES FIGURES	- 76 -
TABLE DES TABLEAUX.....	- 79 -
GLOSSAIRE	- 80 -
ANNEXES.....	- 81 -

INTRODUCTION

1. Le programme ITTECOP

Cette étude s'inscrit dans le cadre du programme ITTECOP (Infrastructures de Transports Terrestres, Paysages et ECOSystèmes, <http://ittecop.fr>), programme de recherche interministériel sur les transports terrestres. Ce programme est conduit par le MEDDTL, en coordination avec l'ADEME, et est issu d'une réflexion autour de l'impact des infrastructures de transports terrestres sur les paysages et les écosystèmes. Cette réflexion a conduit à deux appels à propositions de programmes de recherche, en 2008 et 2009, et à la sélection de sept projets.

Le programme ITTECOP a pour but d'étudier les relations entre paysage, infrastructures et biodiversité, autour de thèmes principaux comme l'interdisciplinarité ou l'appui aux politiques publiques. Sept programmes de recherche ont donc répondu à ces critères :

- GRAPHAB – Graphes paysagers et évaluation de l'impact de la ligne à grande vitesse Rhin-Rhône sur la connectivité spatiale des habitats : conséquences sur les distributions d'espèces. Université de Franche-Comté / MSHE THEMA ;
- Quel devenir pour les infrastructures de transport ferroviaire locales ? Etude et mise en perspective de l'opérateur ferroviaire de proximité de la région centre. VERA-NAVAS / Université Lille 1 / APPA APPA ;
- INTERMOPES – Infrastructures de transport terrestre rail et route et modifications induites sur les paysages, les écosystèmes et la société : analyse, proposition de méthodes et outils opérationnels. IRSTEA Grenoble / IRSTEA Montpellier ;
- La nature au bord de la route : le cas des jardins partagés de l'agglomération grenobloise. Laboratoire CRESSON – UMR CNRS 1563, Grenoble ;
- Bien-être environnemental, qualité de vie et rapports sensibles aux territoires. Vers une meilleure insertion paysagère et appréhension du cadre de vie, pour une meilleure adhésion sociale aux grandes infrastructures de transports terrestres. LAB'URBA EA 3482 / IUP Université Paris Val de Marne ;
- Mise au point d'un modèle de diagnostic des interactions entre structures paysagères, infrastructures de transports terrestres et espèces emblématiques : le cas du lynx dans le massif Jurassien. LBBE – UMR CNRS 5558 / IRSTEA Grenoble / ONCFS CNERA PAD ;
- Paysage et biodiversité des délaissés et accotements infrastructuraux de l'eurométropole Lille-Kortrijk-Tournai. ENSAPL / LACTH Lille.

2. Le projet Lynx et ses trois volets

Les infrastructures de transports terrestres (ITT) constituent l'une des principales causes de mortalité détectée chez de nombreuses espèces. Aménager ces infrastructures de manière à limiter les risques de collision est donc un enjeu important pour la conservation de ces espèces, mais également en ce qui concerne les conséquences économiques et sociales des collisions. Ces aménagements nécessitent au préalable une réflexion particulière avec notamment la production

d'expertises robustes sur le sujet de l'identification des facteurs de risques associés. Cependant, on observe aujourd'hui une grande diversité de façons de produire de l'expertise dans ce domaine. Des expertises à dire d'experts côtoient des expertises standardisées, et il n'existe pas véritablement de démarche analytique formalisée pour réaliser ces expertises, qu'elles soient à dire d'experts ou pas.

L'objectif général du projet est de produire un outil de diagnostic permettant d'identifier les zones potentielles à fort risque de collision chez le lynx dans les départements de l'Ain, du Jura et du Doubs. Cet outil, parce que construit sur la base de méthodes robustes, a pour ambition de constituer, au delà du cas du Lynx, une aide à la décision en ce qui concerne la problématique des collisions avec la faune sauvage sur les infrastructures de transports terrestres.

Ce projet de recherche interdisciplinaire est coordonné par Jean-Michel Gaillard (CNRS, LBBE) et associe le LBBE (Christophe Bonenfant, Jean-Michel Gaillard, Arzhela Hemery), le CNERA PAD de l'ONCFS (Eric Marboutin) et l'UR DTM d'IRSTEA, Centre de Grenoble (Antoine Doré et Isabelle Mauz). Il comporte trois volets : un volet « modèle biostatistique » coordonné par l'équipe du LBBE, un volet « modèle à dire d'experts » coordonné par l'UR DTM d'IRSTEA ainsi qu'un volet de combinaison des deux modèles, coordonné par les deux équipes.

2.1. Bref aperçu de la problématique du lynx en France

Le choix du lynx comme modèle d'étude s'explique par plusieurs raisons, notamment par le caractère emblématique de sa conservation. En effet, le lynx est une « espèce clé de voûte » (au sens de Paine, 1995) car il se trouve en fin de chaîne alimentaire. En tant que prédateur, il consomme essentiellement des ongulés de taille moyenne, comme le chevreuil et le chamois. Les facteurs pouvant influencer la dynamique des populations de lynx risquent, par effets de cascades trophiques, d'avoir un impact sur le fonctionnement de l'écosystème dans son ensemble, et notamment les relations entre les herbivores et la végétation.

Le lynx est également une « espèce parapluie » (au sens de Roberge & Angelstam, 2004) car, en tant que grand carnivore, ses besoins vitaux recouvrent ceux de nombreuses autres espèces. Par exemple, un chevreuil forestier vit sur une trentaine d'hectares au cours de sa vie alors que le lynx vit sur plusieurs milliers d'hectares. La protection du lynx et de son habitat entraîne, par extension, la sauvegarde d'une grande superficie couvrant une diversité de paysages, de milieux, voir d'écosystèmes, et par là même, des espèces s'y trouvant.

Enfin, le lynx est une « espèce drapeau » (au sens de Verissimo *et al.*, 2011) car elle est plus médiatisée que d'autres espèces, tout aussi vulnérables. En protégeant le lynx, on peut espérer protéger aussi ces espèces, de façon plus ou moins directe.

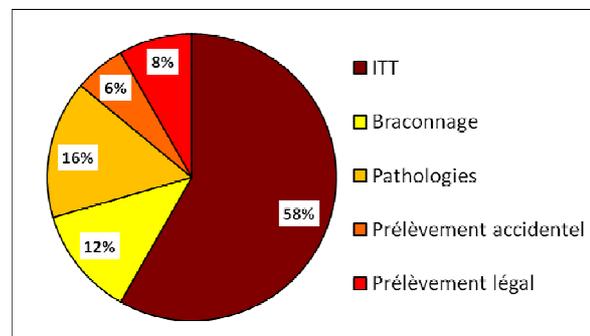
Le lynx a disparu du territoire français au début du XX^e siècle, du fait d'une destruction par l'homme, de la fragmentation progressive de son habitat et de la diminution d'abondance de ses proies principales. Dans les années 1970, il a recolonisé naturellement le massif du Jura, à partir de la Suisse où il avait fait l'objet de mesures de réintroduction. Son retour en France a été possible grâce à l'amélioration de son habitat : accroissement des superficies boisées, augmentation des populations de chamois et de chevreuil (suite à la mise en place du plan de chasse annuel), absence de destruction directe par l'homme, etc. De plus, le lynx est présent depuis 1979 dans l'annexe III de

la Convention de Berne qui recense les espèces protégées sur tout le territoire européen. Actuellement, les effectifs de lynx sont estimés entre 110 et individus en France et se répartissent entre trois massifs montagneux : les Vosges (où il a été réintroduit dans les années 1980), le Jura et les Alpes. La population du Jura est la plus ancienne et la plus importante, totalisant entre 75 et 120 individus. Ceci justifie le choix du massif jurassien, dans son ensemble, comme terrain d'étude.

2.2. Les collisions de lynx sur les infrastructures de transports terrestres

Les causes de mortalité du lynx en France peuvent être regroupées en cinq catégories : mort par prélèvement légal, par prélèvement accidentel, décès par pathologies, par braconnage et par collision avec un véhicule. Parmi toutes ces causes, les collisions routières ont été responsables de près de 60% des cas de mortalité connus et recensés entre 1974 et 2008 (Figure 1 ; Réseau Lynx, 2009).

Figure 1 : Répartition des causes de mortalité détectée du lynx français, toutes années confondues entre 1974 et 2008 (Réseau Lynx, 2009).



Tous les ans depuis les années 2000, on dénombre en moyenne quatre lynx victimes d'une collision sur une infrastructure de transports terrestres (Figure 2). Mais ce nombre fluctue beaucoup d'une année sur l'autre (par exemple, une seule collision en 2007, neuf en 2008 mais seulement deux en 2009), sans qu'aucune tendance générale ne se dégage.

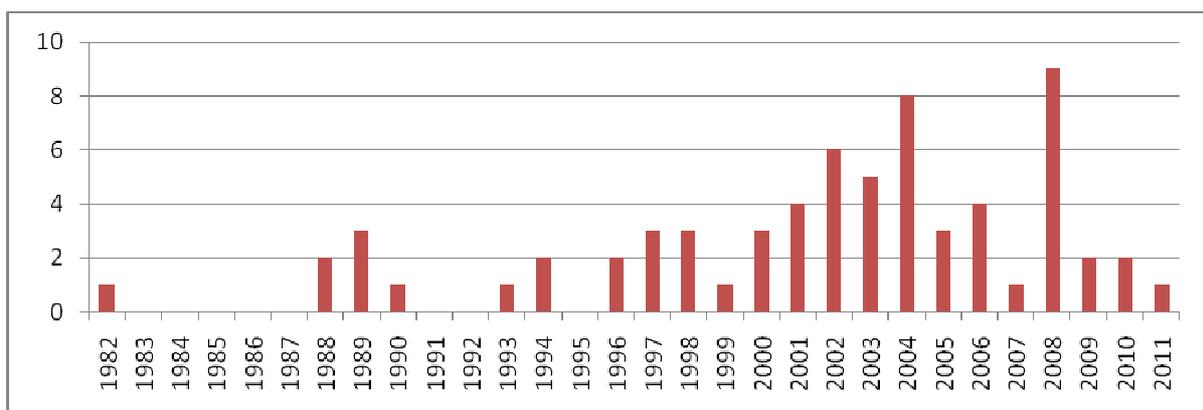


Figure 2 : Nombre de collisions de lynx par an, dans le massif du Jura.

De plus, des études préliminaires de la distribution spatiale des cas de mortalité de lynx par collisions routières (Réseau Lynx, 2009) suggèrent un caractère non-aléatoire de cette distribution, à la fois spatialement et temporellement. Cette répartition semble caractérisée par des facteurs

externes (relief, particularités de l'environnement, caractéristiques structurelles des ITT), mais aussi par des facteurs internes liés à la biologie de l'espèce (apprentissage des jeunes, dispersion, etc.).

Dans un objectif de conservation de cette espèce emblématique, il apparaît nécessaire d'identifier les zones à risques de collisions routières pour le lynx et de comprendre les déterminants de ces risques afin, d'une part, de rendre des conclusions solides pour des projets futurs, et, d'autre part, de limiter l'impact des infrastructures de transports terrestres existantes.

2.3. Les trois volets de l'étude

Ce projet a donc pour objectif d'étudier les interactions entre les infrastructures de transports terrestres, le paysage et la population de lynx du massif du Jura. Il s'articule autour de trois volets : un volet « biostatistique », un volet « dire d'experts » et un volet réunissant les deux approches précédentes.

Le volet « biostatistique » s'appuie sur des données numériques pour construire un modèle de diagnostic des collisions de lynx sur les ITT du massif du Jura. Ces données numériques sont de trois types :

- des données ponctuelles recensant tous les cas de collisions routières avec un lynx depuis 1982, année de la première collision répertoriée dans le massif du Jura ;
- des données d'habitats, décrivant précisément les milieux naturels et les conditions environnementales de la zone d'étude ;
- des données descriptives des infrastructures de transports terrestres.

Toutes ces données, intégrées dans des modèles statistiques appropriés, nous permettront d'établir un modèle de diagnostic des collisions routières de lynx dans le massif du Jura.

Le volet « dire d'experts » est basé sur la consultation individuelle d'un panel élargi d'acteurs spécialistes de l'espèce ou des questions d'interactions faune sauvage / infrastructures de transports terrestres. Ce volet a pour objectif de formaliser une méthode de constitution d'une expertise à dire d'experts, à partir du cas du lynx, mais aussi de restituer des points potentiels de collisions routières avec un lynx, selon les experts consultés.

Enfin, le troisième volet de cette étude consiste en une combinaison entre les deux volets précédents. Les points potentiels de collisions issus du volet « dire d'experts » seront intégrés dans les modèles de diagnostic produits par le volet biostatistique et les résultats ainsi obtenus seront comparés avec les résultats du premier volet. De plus, d'autres analyses seront mises en œuvre pour évaluer la pertinence de la méthode à dire d'experts et affiner la formalisation de cette méthode d'expertise.

3. Les objectifs du projet Lynx

Trois grands résultats sont attendus à l'issue de ce projet :

- au plan biologique, une carte de risques sera réalisée en fonction de paramètres identifiés comme étant de bons prédicteurs des collisions ;

- au plan appliqué, des structures de réduction des risques de collision pourront être mises en place grâce à cette carte de risque ;

- au plan méthodologique, il s'agira de préciser les conditions de mise en œuvre des deux méthodes d'expertise mobilisées ainsi que leurs éventuelles complémentarités. Il s'agira en outre de mettre au point des outils de diagnostic qui pourront ensuite être mis à disposition pour la sauvegarde ou la gestion d'autres espèces affectées par des collisions routières.

Le découpage de ce rapport repose sur l'articulation du projet Lynx autour de trois volets : le volet « biostatistique » sera traité dans le premier chapitre ; le volet « dire d'experts » fera l'objet du second chapitre ; quant au troisième chapitre, nous y développerons la combinaison des deux approches précédentes pour mettre en évidence leurs complémentarités.

4. La zone d'étude

L'aire d'étude qui a été retenue est le massif jurassien (départements de l'Ain, du Doubs et du Jura) car il regroupe la plus grande partie de la population de lynx français (environ 100 individus), sur une surface de près de 10 000 km², et quasiment tous les cas de collision enregistrés.

Cette population s'étend sur tous les massifs forestiers montagneux du massif jurassien, du Rhône au sud jusqu'à Besançon au nord, et s'arrête à l'ouest sur la plaine de la Bresse. Les échanges (flux de gènes) avec la population des Vosges sont limités par l'axe Besançon-Mulhouse au nord, et au sud vers les Alpes par l'axe Genève-Chambéry.

La population jurassienne se limitant donc aux massifs montagneux, la zone d'étude a été restreinte à ces massifs, en ne retenant que l'aire de présence continue du lynx, calculée à partir des indices de présence de l'espèce récoltés dans la chaîne jurassienne par le Réseau Lynx de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (Figure 3).

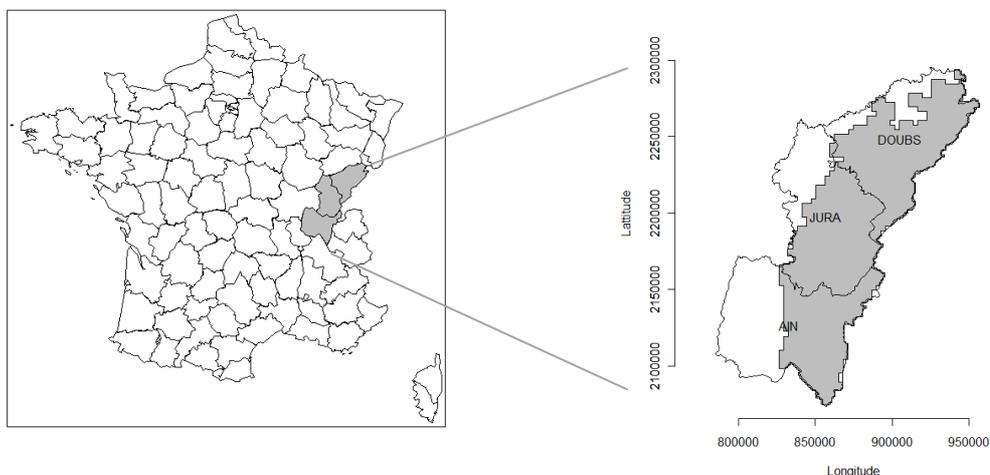


Figure 3 : Zone géographique de la présente étude. A droite, en gris, l'aire de présence continue de la population de lynx jurassienne, correspondant à la zone d'étude retenue.

PREMIER CHAPITRE : Le volet « biostatistique »

1. Introduction

Le premier volet du projet ITTECOP – Lynx, à savoir le volet « biostatistique », s'appuie sur les données de collisions réelles collectées par le Réseau Lynx de l'ONCFS. Ce volet a pour objectif de produire un modèle prévisionnel permettant d'identifier les zones potentielles à risque de collision élevé. Ce modèle sera réalisé à partir des « collisions – observées », des variables environnementales définissant la zone d'étude ainsi que des caractéristiques structurelles des infrastructures de transports terrestres.

Pour répondre aux objectifs de ce volet, il sera nécessaire :

- D'identifier et caractériser les axes / points à risque ;
- D'identifier les facteurs en cause ;
- D'identifier et caractériser les zones de succès, c'est-à-dire là où le

risque observé (cas de mortalité) est plus faible que le risque attendu, et les zones d'échec où le risque observé est plus élevé que celui attendu.

Ce volet biostatistique permettra également de prédire, sur toute l'aire d'étude, le risque de collision et de produire des cartes de « risque écologique » pour toute l'aire d'étude, de « risque structurel » pour toutes les ITT de l'aire d'étude, et de « risque global » en fusionnant les deux.

2. Matériels & Méthodes

2.1. Données disponibles

- Les données de collisions

Les données de collisions de lynx sont issues de la base de données de l'ONCFS recensant tous les indices de présence du lynx sur le territoire français. Ce fichier recense, pour chaque collision, la date, les coordonnées géographiques X-Y, la route, le lieu, ainsi que le sexe et l'âge de l'individu ou, plus rarement, des individus concernés.

Sur l'ensemble du massif du Jura, 67 cadavres de lynx ont été retrouvés suite à une collision avec un véhicule, entre 1982 et 2011, soit en moyenne 2,2 cas de collisions par an.

- Les données « ITT »

Les infrastructures de transports terrestres utilisées dans cette étude peuvent être classées en quatre catégories : les routes départementales, les routes nationales, les autoroutes et les voies de chemin de fer à vitesse normale (« LVN », par opposition aux « LGV », lignes à grande vitesse,

absentes de la zone d'étude). Les routes communales et forestières ne seront pas prises en compte, alors qu'on y dénombre sept collisions sur la durée de l'étude, car leurs tracés n'étaient pas disponibles (Figure 4).

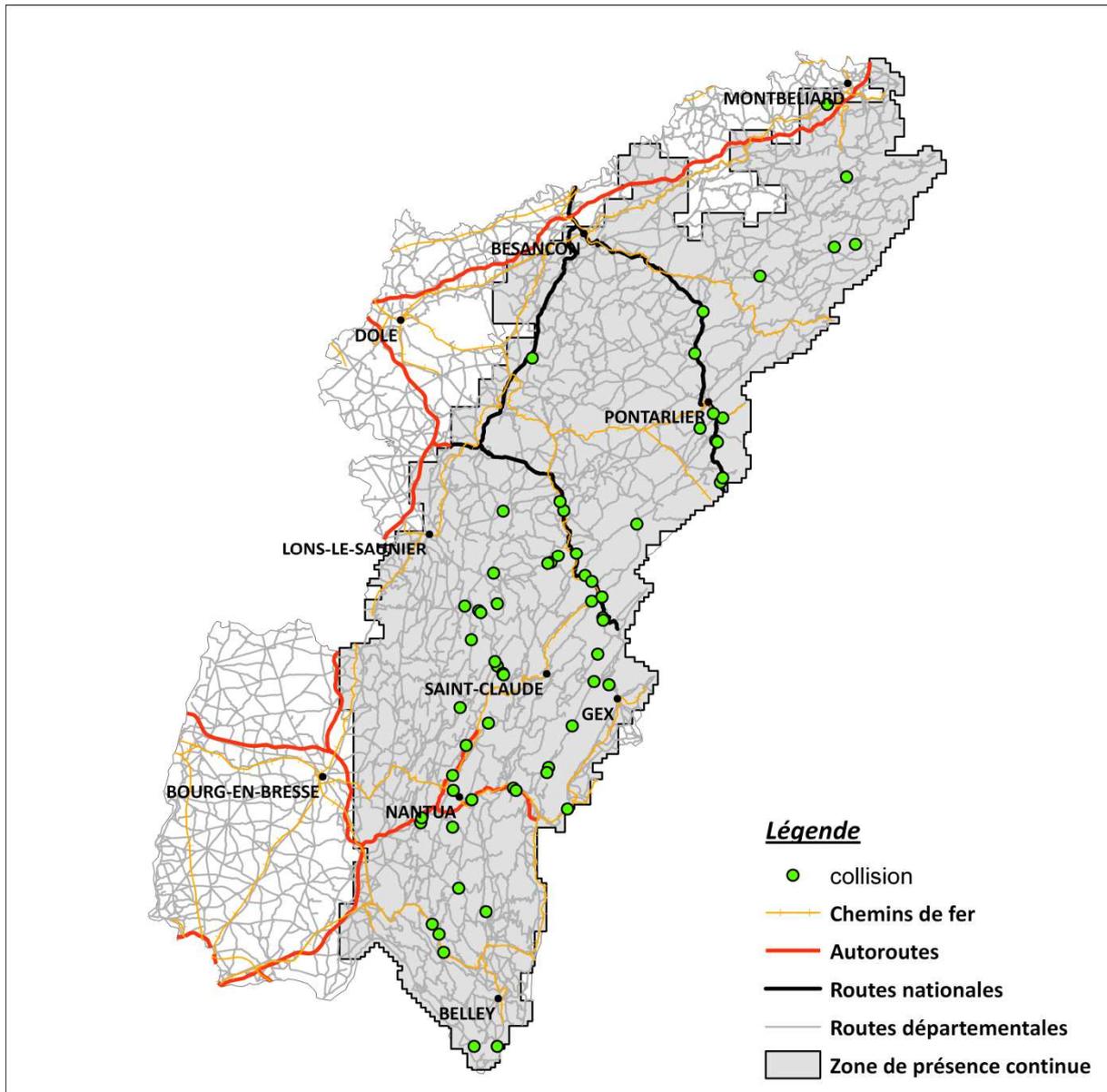


Figure 4 : Répartition des infrastructures de transports terrestres dans les trois départements de l'Ain, du Doubs et du Jura. La zone grisée correspond à l'aire de présence continue du Lynx dans ces trois départements. Les points verts correspondent aux collisions répertoriées par le Réseau-Lynx de l'ONCFS (n=67).

Pour chaque ITT, les caractéristiques suivantes ont été répertoriées : le trafic, la largeur de la chaussée, le nombre de voies, la localisation des ponts et tunnels, ainsi que la sinuosité (rapport entre la longueur de la route et la longueur à vol d'oiseau entre les deux extrémités).

D'autres caractéristiques auraient été intéressantes à intégrer dans cette étude, comme la localisation des passages à faune ou le couvert végétal des bords de route (Grilo *et al.*, 2008 ; Cain *et*

al., 2003 ; Clevenger *et al.*, 2003), mais ces données ne sont actuellement pas disponibles pour la zone géographique concernée. Il aurait fallu effectuer des relevés sur le terrain pour pouvoir les inclure dans cette étude, ce qui n'était pas envisageable dans le temps imparti.

- Les données environnementales

Les données d'altitude et de pente sont issues du MNT (modèle numérique de terrain) du SRTM3 de la NASA (<http://srtm.csi.cgiar.org/SELECTION/inputCoord.asp>), pour lequel la résolution est de 53*53 m pour le Jura.

Les types d'occupation du sol proviennent de la base de données Corine Land Cover 2006 (www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-ligne/liste/1825/1097/occupation-sols-corine-land-cover.html), dont la résolution est de 25*25 m. Quatre grands types en ont été extraits : les territoires urbanisés, les zones forestières, les terres agricoles et les milieux aquatiques. Les zones forestières ont été séparées selon les trois types de forêts présents dans le massif : feuillus, conifères et forêts mixtes.

Les chevreuils et chamois étant les proies principales du lynx dans le massif jurassien, il apparaît nécessaire de prendre en compte leur densité dans cette étude (Hetherington & Gorman, 2007 ; Herfindal *et al.*, 2005 ; Odden *et al.*, 2006). Ces densités de proies ont été calculées à partir des réalisations des tableaux de chasse à l'échelle communale, moyennées sur plusieurs années (en fonction des données disponibles auprès des Fédérations Départementales des Chasseurs de la zone d'étude) et rapportés à la superficie forestière de la commune (Nilsen *et al.*, 2009). L'indice de densité de proies correspond donc au nombre communal de chevreuils ou de chamois tués par km² de superficie forestière. On s'attend à ce que plus cet indice soit élevé, plus l'abondance locale de ces espèces soit forte, un facteur qui peut conditionner l'utilisation préférentielle de ces zones par le lynx.

Enfin, les indices de présence collectés par le Réseau Lynx permettent à l'ONCFS de catégoriser l'aire de présence détectée de l'espèce en fonction de la régularité de leur détection, pour une résolution de 3*3 km. Trois niveaux sont distingués : l'aire de présence dite « régulière », celle dite « récente » et celle dite « irrégulière » (Réseau Lynx, 2011). Pour plus de détails, voir <http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/file/mammiferes/carnivores/grands/Bulletin%20Lynx%20N17.pdf>. Ces trois catégories ont été utilisées dans la présente étude afin de caractériser la localisation des ITT en fonction du statut de présence du lynx dans le Jura.

2.2. Méthodes

- Les analyses exploratoires

Avant de construire le modèle de diagnostic, une analyse exploratoire a été menée, afin de décrire la population statistique de lynx impliquée dans des collisions, mais aussi la répartition de celles-ci dans le temps et dans l'espace.

Des tests de Chi² d'ajustement, de Chi² d'indépendance et des tests exacts de Fisher ont été réalisés en prenant en compte l'âge de l'animal accidenté, son sexe et la saison au cours de laquelle a

eu lieu la collision (printemps, été, automne ou hiver). La répartition des collisions selon les jours de la semaine a également été examinée.

Les axes de transports terrestres présentant le plus grand nombre de collisions avec des lynx ont été mis en évidence et caractérisés.

Pour identifier les facteurs à l'origine des collisions de lynx sur les axes de transports terrestres, nous avons divisé l'analyse en deux parties : d'un côté une analyse « écologique », de l'autre une analyse « structurelle ». La première analyse a pour objectif de mettre en évidence, à l'échelle de la zone d'étude, les caractéristiques environnementales pouvant influencer sur le risque de collisions ; la seconde a pour but de définir les caractéristiques structurelles des axes pouvant agir sur la probabilité de collisions.

- Le risque « écologique » de collision

Pour prédire le risque écologique de collision, nous avons eu recours aux variables environnementales, à savoir l'altitude et la pente, les types d'occupation du sol et les densités de proies principales du lynx (Grilo *et al.*, 2009 ; Clewenger *et al.*, 2003 ; Seiler, 2005; Colino-Rabanal *et al.*, 2011 ; Kowolski & Nielsen, 2008). Nous avons choisi une résolution de 1 km² dans un compromis entre la précision de la localisation du lieu de collision (parfois seulement de l'ordre de quelques centaines de mètres) et une analyse suffisamment précise pour être reproduite en pratique (Tableau 1 et Figure 5).

Tableau 1 : Variables écologiques utilisées dans les analyses.

Nom de la variable	Description	Transformation
Elevation	Altitude moyenne par pixel (1*1 km)	log
Slope	Pente moyenne par pixel, en degré	
Agriculture	Proportion du pixel couvert par des terres agricoles	logit
Urban	Proportion du pixel couvert par des terrains urbanisés	
Water	Proportion du pixel couvert par des milieux humides	
Deciduous	Proportion du pixel couvert par des feuillus	
Coniferous	Proportion du pixel couvert par des conifères	
Mixed_Forest	Proportion du pixel couvert par une forêt mixte	
Deer	Nombre communal de chevreuils tués / km ² de forêt	
Chamois	Nombre communal de chamois tués / km ² de forêt	

En premier lieu, une analyse factorielle de niche écologique (ENFA) a été réalisée afin de déterminer la « niche » des collisions routières, c'est-à-dire leur positionnement par rapport à l'habitat disponible dans la zone d'étude (Calenge & Basille, 2008 ; Basille *et al.*, 2008). Le décalage entre « l'habitat » moyen des zones de collision et l'habitat moyen de l'aire d'étude est appelé la « marginalité », et l'étroitesse de « l'habitat » de localisation des collisions est qualifié de « spécificité ». Plus la marginalité est importante, plus les conditions moyennes des zones de collision s'écartent des conditions moyennes disponibles. De même, plus la spécificité sera forte, plus cela signifiera des conditions d'environnement bien précises associées aux collisions.

Ensuite, l'approche employée pour modéliser le risque écologique de collision est une analyse factorielle des distances de Mahalanobis (MADIFA). Cette méthode permet de déterminer les caractéristiques environnementales préférentiellement associées entre un processus ponctuel (localisation dans l'espace d'animaux, de leurs collisions en l'occurrence), par rapport à ce qui est disponible dans la zone d'étude. Elle est basée sur le modèle de niche écologique appliqué à des données de présence uniquement (Calenge *et al.*, 2008 ; Basille, 2008). La particularité de cette approche est donc de ne pas nécessiter de données d'absence, ce qui s'applique bien aux cas de collisions où une absence de collision n'exclut pas qu'un lynx ait traversé la route à cet endroit.

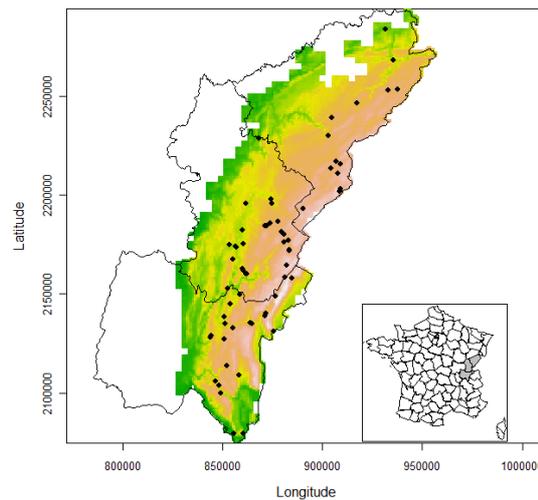


Figure 5 : Exemple de raster intégré dans l'ENFA et la MADIFA, ici l'altitude. Les points noirs sont les collisions.

La distance de Mahalanobis s'interprète comme la distance par rapport à l'optimal : plus cette distance est grande, plus le pixel est éloigné de l'optimal (Calenge *et al.*, 2008). Dans le cas de la présente étude, l'optimal correspond aux conditions les plus favorables à une collision. Plus la distance de Mahalanobis d'un pixel donné sera élevée, plus le risque de collision dans la partie de la zone d'étude représentée par ce pixel sera faible. Les zones à fort risque de collision seront donc les régions de la carte de prédictions issue de la MADIFA présentant une distance de Mahalanobis faible.

L'objectif de cette étape est d'obtenir une carte de prédiction du risque écologique pour toute la zone d'étude, à une échelle de 1 km², grâce au modèle mettant en relation les caractéristiques environnementales et les points de collision. Cette carte devrait permettre de déterminer les secteurs à faible risque de collision où le tracé de nouvelles ITT pourrait être envisagé sans mesure de réduction des risques, et à l'inverse les zones à fort risque de collision où les nouveaux tracés d'ITT pourraient prévoir de telles mesures.

- Le risque « structurel » de collision

Nous appelons risque « structurel » le risque de collision imputable aux caractéristiques structurelles des ITT, c'est-à-dire leur tracé et leurs aménagements.

Pour modéliser ce risque, nous avons découpé toutes les ITT de la zone d'étude en segments d'1 km de long. Cette longueur a été choisie car c'est un bon compromis entre une échelle spatiale

assez fine et l'imprécision relative de la localisation du lieu de collision de l'ordre de quelques centaines de mètres (Finder *et al.*, 1999 ; Grilo *et al.*, 2009). Ces segments ont ensuite été classés en deux catégories : les segments avec collision (SAC) et les segments sans collision (SSC). Le jeu de données complet comporte 56 SAC (certains segments comportent jusqu'à trois collisions) et 8631 SSC, mais en retirant les segments pour lesquels certaines données sont manquantes, il ne comprend plus que 48 SAC et 6741 SSC.

Les variables explicatives incorporées dans ce modèle sont donc le trafic, la largeur de l'ITT, la sinuosité du segment, le type d'ITT, la présence de ponts et/ou tunnels sur le segment (Seiler, 2005 ; Kowolski & Nielsen, 2008 ; Colino-Rabanal *et al.*, 2011) ainsi que la localisation du segment au sein de la zone de présence continue du lynx (zones « régulière », « récente » ou « irrégulière »). Le nombre de voies a été écarté car cette variable est trop corrélée à la largeur du segment (coefficient de corrélation linéaire de 0,80 entre ces deux variables).

Ce jeu de données étant fortement biaisé vers les segments sans collision, le choix a été fait d'effectuer des tirages aléatoires de 500 SSC et de répéter cette sélection 1000 fois. Une collision étant un événement rare, certains auteurs préconisent de prendre au moins cinq fois plus d'événements nuls, et plus encore si cela est possible (King & Zeng, 2000, 2001 ; Colino-Rabanal *et al.*, 2011). Nous avons choisi de garder dix fois plus de segments sans collision que de segments avec collision, afin d'avoir un nombre suffisant de données et éviter ainsi les problèmes de singularité dans l'estimation des paramètres des modèles.

Le tirage aléatoire étant répété 1000 fois, à chaque itération un modèle est appliqué au nouveau jeu de données. Nous avons utilisé une loi binomiale avec un lien *probit* du fait de la faible proportion moyenne observée, et non *logit* comme communément choisi. En effet, le lien probit permet une meilleure estimation dans ces conditions, car cette fonction a un meilleur comportement au niveau des bornes. Ces données présentant également de l'auto-corrélation spatiale, nous avons utilisé un modèle additif mixte généralisé (GAMM) afin d'intégrer un terme prenant en compte cette auto-corrélation (Dormann *et al.*, 2007). Nous avons choisi un GAMM plutôt qu'un modèle linéaire mixte généralisé (GLMM) car cela permet aussi de prendre en compte la non-linéarité entre la variable réponse et les variables explicatives (Austin, 2007 ; Elith *et al.*, 2006), ce qui est le cas ici avec le trafic routier et la largeur de l'ITT.

Dans un GAMM, l'estimation des paramètres se fait par « quasi-vraisemblance pénalisée ». La vraisemblance ne pouvant pas être estimée pour ce type de modèle (Wood, 2006 ; Zuur *et al.*, 2009), la sélection des variables à conserver dans le GAMM final ne peut pas s'effectuer par sélection de modèles (AIC ou test d'ANOVA). La sélection sera donc opérée à partir des probabilités critiques (*p-values*) dans le modèle complet, en appliquant une procédure de sélection descendante. Chaque modèle comportant 1000 répétitions et donc 1000 *p-values* par variable, la procédure a dû être adaptée : les *p-values* sont représentées en *boîtes à moustaches* pour chaque variable, où une boîte correspond aux valeurs comprises entre le 1^e et le 3^e quartile, les moustaches à celles comprises entre 5% et 95%, le repère au sein de la boîte correspondant à la médiane. Plus la *p-value* d'une variable est faible, plus le risque de se tromper en écartant cette variable de l'analyse est élevé. Classiquement, la valeur seuil de *p-value* retenue est $p=0.05$, mais dans cette étude nous avons préféré garder un seuil moins restrictif ($p=0.25$) afin de limiter le risque d'écarter une variable

influençant le risque de collision. Cette procédure est une adaptation de la méthode proposée par Austin & Tu (2004) qui ont montré qu'une procédure de sélection descendante répétée 1000 fois permettait de réduire le biais dans l'estimation des paramètres (Austin, 2008a & 2008b ; Craig *et al.*, 2007).

Par ailleurs, pour chaque itération, les estimations des paramètres retenus sont conservées et la moyenne des 1000 estimateurs obtenus est calculée pour chaque variable. Ces estimateurs permettent de caractériser la relation entre la variable réponse (les segments avec ou sans collision) et chacune des variables du modèle retenu. De plus, ces estimateurs sont utilisés dans l'étape suivante, c'est-à-dire la construction du modèle final servant à prédire le risque structurel de collision sur l'ensemble des ITT de l'aire d'étude.

L'objectif final de cette étape est donc de déterminer les facteurs de risque structurel du réseau d'ITT déjà existant et ainsi d'obtenir un modèle permettant de prédire ce risque sur l'ensemble du réseau. La carte de risque ainsi produite permettra de cibler les zones où la menace de collision avec un lynx n'est pas négligeable, ce qui peut constituer un outil d'aide à la décision pour les aménageurs en charge de proposer des dispositifs de réduction des risques.

- *Le risque global*

Le risque global est une synthèse du risque écologique et du risque structurel. Les cartes résultant des deux étapes précédentes vont être couplées afin d'obtenir une carte synthétique du risque de collision sur l'ensemble du réseau d'infrastructures de transports terrestres du massif du Jura, en prenant en compte à la fois des facteurs environnementaux et les caractéristiques des ITT.

Cependant, avant d'assembler ces deux cartes, nous devons nous assurer que le risque écologique et le risque structurel ne sont pas corrélés, en effectuant un test de corrélation de Spearman. Dans l'hypothèse où le risque issu de l'analyse écologique et celui résultant du modèle structurel ne seraient pas corrélés, le risque global sera obtenu en faisant le produit entre les probabilités du risque écologique et du risque structurel.

Cette carte de risque global de collision avec le lynx dans le massif du Jura nous permettra de mettre en évidence les zones d'échec et les zones de succès. Les zones d'échec correspondent à des secteurs où le risque prédit est faible mais où l'on dénombre tout de même un nombre conséquent de collisions. A l'opposé, les zones de succès sont des régions où le risque prédit par le modèle est fort mais où en réalité peu de collisions sont recensées. Ces deux configurations particulières nécessiteront alors une attention particulière afin d'affiner notre compréhension du phénomène de collision avec le lynx dans le massif du Jura.

3. Résultats

- *Les analyses exploratoires*

Les tests n'ont pas montré de différence statistiquement significatives entre les mâles et les femelles, ni entre les adultes et les jeunes. Par contre, on peut montrer une mortalité détectée plus importante en automne / hiver en comparaison à celle observée au printemps et en été (Figure 6).

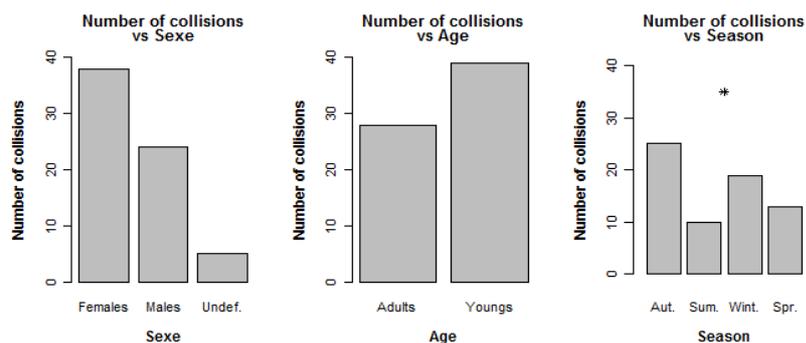


Figure 6 : Fréquence des collisions impliquant le lynx en fonction de leur sexe, de leur âge et de la saison au cours de laquelle a eu lieu la collision. L'étoile indique la variable pour laquelle le test statistique met en évidence des différences.

En couplant les variables deux à deux, on n'observe toujours pas de différence statistiquement significative due au sexe, mais par contre l'effet de la période de l'année interagit avec l'âge. En effet, la mortalité détectée est plus importante chez les jeunes lynx en automne et en hiver qu'à n'importe quelle autre saison et que chez les lynx adultes. La population à risque comprendrait donc principalement les lynx juvéniles en période d'apprentissage (Figure 7).

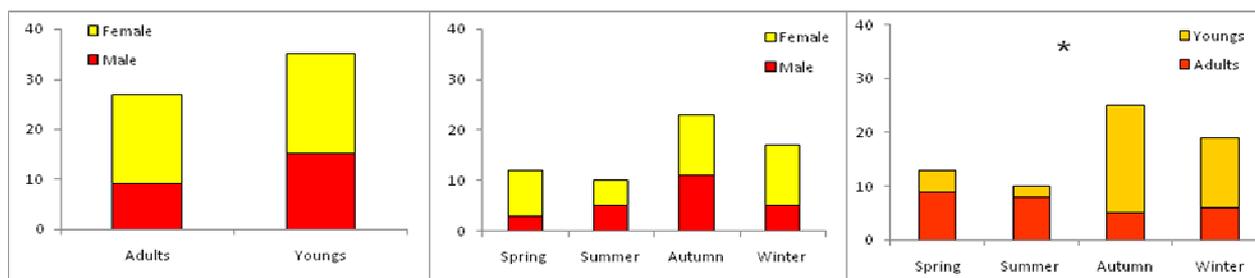


Figure 7 : Répartition des lynx accidentés en fonction de leur sexe, de leur âge et de la saison au cours de laquelle a eu lieu la collision, variables couplées deux à deux. L'étoile indique les variables pour lesquelles le test statistique met en évidence des différences.

On pourrait s'attendre à ce qu'il y ait une différence, en nombre de collisions, entre les jours de semaine (du lundi au vendredi) et le weekend (le samedi et le dimanche). En effet, depuis 1982 il y a eu, au total, 49 collisions en semaine et 18 le weekend (Figure 8). Ce qui fait en moyenne 9,8 collisions en tout les lundi, mardi, mercredi, jeudi et vendredi, et en moyenne 9 collisions le samedi et le dimanche. Néanmoins, le nombre de collisions n'est pas significativement plus important en semaine que le weekend ($\chi^2_{ddl=1} = 0,09$; $p = 0,76$).

Par ailleurs, sur les 67 collisions répertoriées en 30 ans, 14 ont eu lieu un lundi, alors qu'il y en a eu entre 7 et 10 pour les autres jours de la semaine (Figure 8). Cependant, cette différence n'est pas significative lors d'un test de Chi² d'ajustement ($\chi^2_{ddl=6} = 2,89$; $p = 0,82$). Y a-t-il une modification du trafic routier le lundi par rapport aux autres jours de la semaine ou sommes-nous en présence d'un report des constats de collisions du weekend au lundi ?

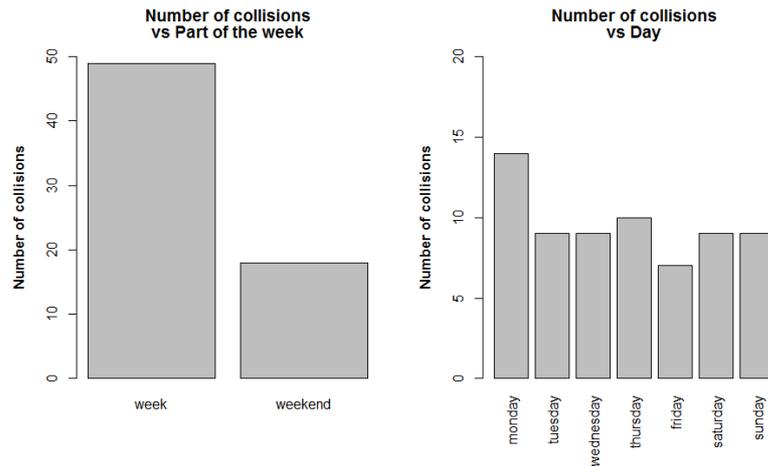


Figure 8 : Répartition des lynx accidentés en fonction du jour de la collision. Dans le graphique de gauche, « week » regroupe les cinq jours ouvrés et « weekend » le samedi et le dimanche.

Sur les 67 collisions répertoriées en 30 ans, environ 30% se concentrent sur trois axes principaux : la nationale 57 dans le Doubs, la nationale 5 et la départementale 470 dans le Jura (Figure 9). Ce sont trois axes trans-jurassiens en direction de la Suisse, empruntés par les travailleurs frontaliers et pour lesquels le trafic est relativement dense (entre 7000 et 9000 véhicules / jour) (Figure 10). Il est intéressant de noter que la D470 est une ancienne nationale déclassée en départementale dans les années 1970.

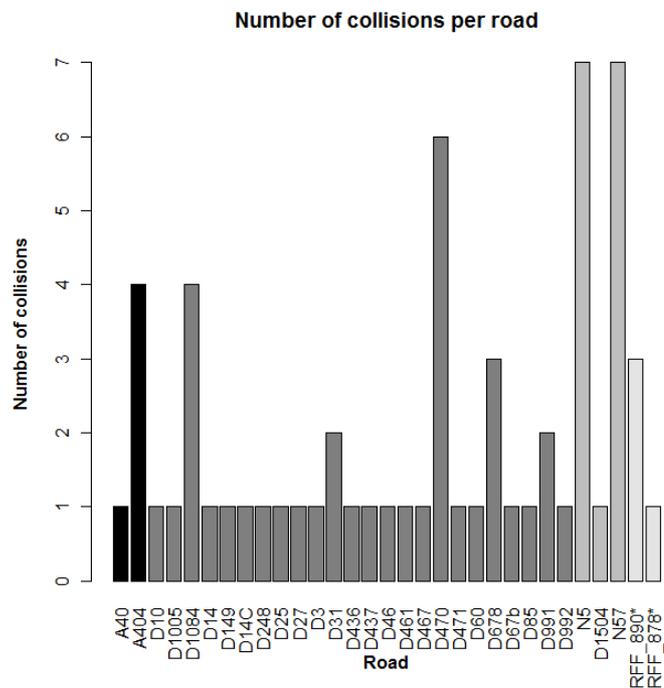


Figure 9 : Nombre de collisions pour chaque axe de transport terrestre sur lequel au moins une collision a été recensée. En noir les autoroutes, en gris foncé les départementales, en gris les nationales et en gris clair les voies de chemin de fer.

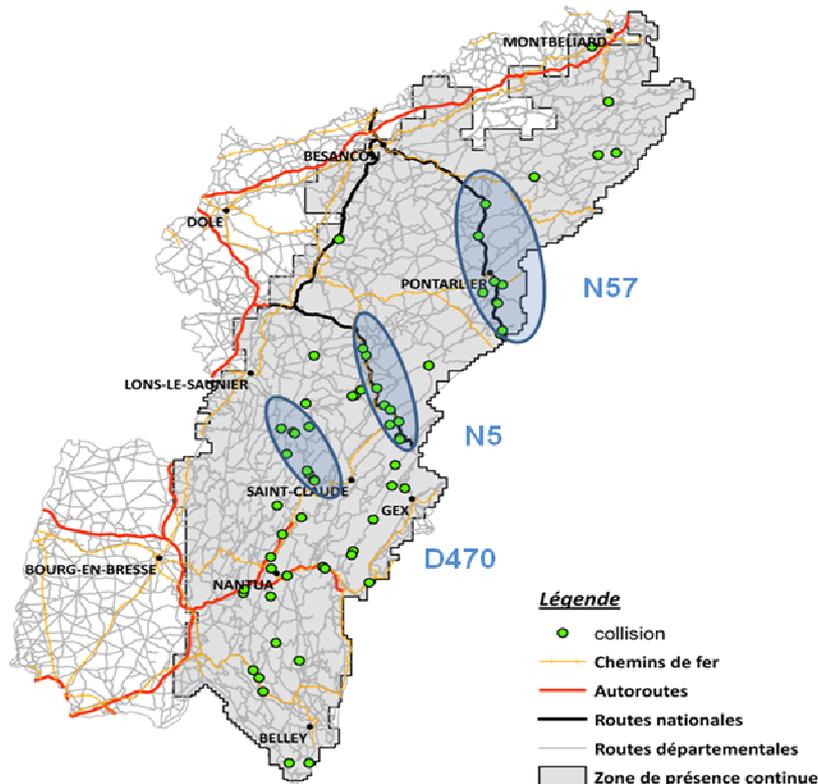


Figure 10 : Localisation des trois axes les plus accidentogènes pour les lynx.

- Le risque écologique

L'analyse factorielle de niche écologique (ENFA) nous permet de positionner l'habitat des zones accidentogènes par rapport à l'habitat disponible sur toute l'aire d'étude. La marginalité s'interprète comme le décalage entre l'habitat utilisé et l'habitat disponible, tandis que la spécificité traduit l'étroitesse de la niche. Dans le cas des collisions de lynx dans le massif du Jura, la marginalité est statistiquement significative ($p=0.001$) ainsi que la spécificité ($p=0.02$). Les zones accidentogènes présentent une diversité des milieux plus faible que la zone d'étude, et sont décalées par rapport à cette aire d'étude quant aux valeurs moyennes des habitats qui les composent (Figure11).

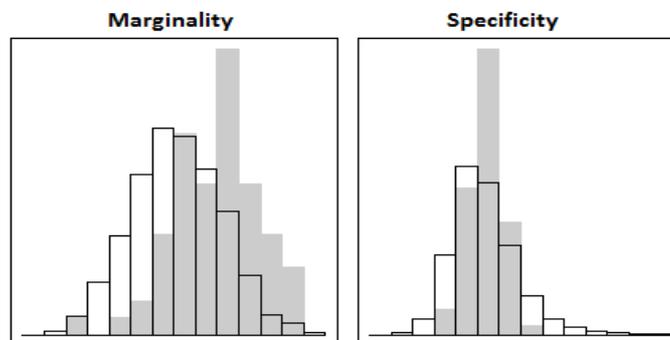


Figure 11 : Marginalité (à gauche) et Spécificité (à droite) de l'ENFA. En blanc est représenté l'habitat disponible et en gris l'habitat utilisé.

En regardant habitat par habitat, nous pouvons déterminer pour chacun d'entre eux la position de la moyenne des zones accidentogènes par rapport à la moyenne de l'aire d'étude (Figure 12). Les variables pour lesquelles ce décalage est le plus marqué sont la pente (« Slope »), l'altitude (« Elevation »), la densité de chamois (en moyenne plus importante dans les zones de collision que dans la zone d'étude) et les zones agricoles (en moyenne moins présentes dans les zones accidentogènes).

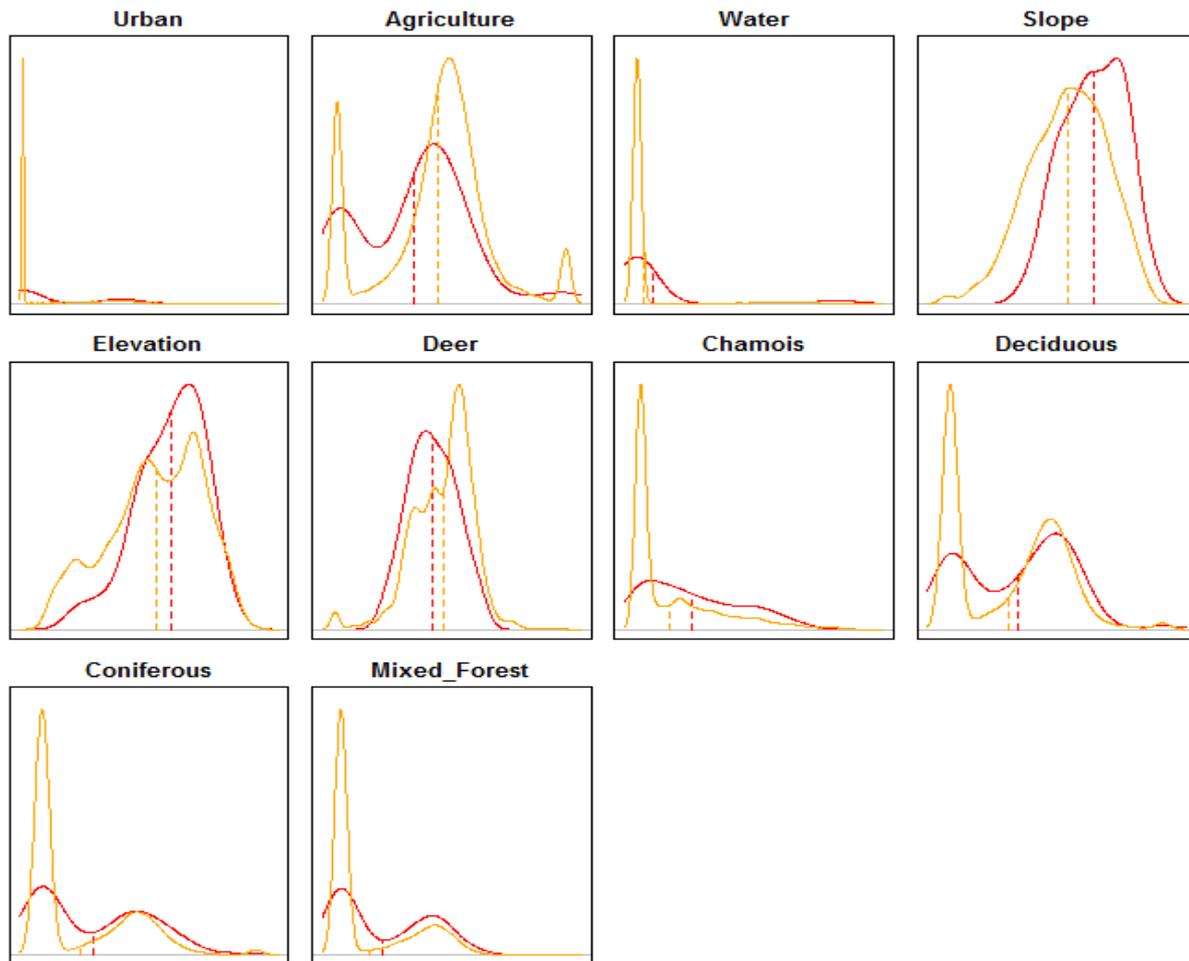


Figure 12 : Répartition de l'habitat disponible (en orange) et utilisé (en rouge), décomposé variable par variable. Les moyennes sont représentées par les traits verticaux pointillés.

L'analyse factorielle des distances de Mahalanobis nous permet de préciser cette relation entre les zones de collision et l'habitat de l'aire d'étude, mais également de prédire le risque de collision résultant de cette relation. La proportion de la distance de Mahalanobis moyenne expliquée par chaque axe de la MADIFA est mesurée par la valeur propre de cet axe et résumée dans l'histogramme de la Figure 13a. Le premier axe explique 33,8% de cette distance et le second 18% ; le pourcentage de la distance de Mahalanobis exprimé par les axes suivants étant plus faible (~ 10%), l'interprétation des résultats se fera uniquement sur les deux premiers axes.

L'interprétation biologique de ces axes peut se déduire des coefficients de corrélation entre chaque axe et chaque variable environnementale (Figure 13b). Les valeurs négatives sur le premier axe sont trop faibles pour être interprétées mais les valeurs positives correspondent aux zones à fort

relief (corrélation entre le 1^e axe et « Slope » : $R = 0.70$; « Elevation » : $R = 0.66$) et fortement boisées de conifères ou de forêts mixtes (« Coniferous » : $R = 0.28$; « Mixed_Forest » : $R = 0.26$). Les milieux accidentés et en altitude recouverts de forêts composées principalement de résineux sont plus propices aux collisions avec un lynx, comparativement au reste de la zone d'étude. Le second axe est corrélé de manière positive avec les forêts de feuillus (« Deciduous » : $R = 0.45$) et les zones densément peuplées en chevreuil (« Deer » : $R = 0.76$). Le risque de collision est plus faible dans les zones recouvertes de forêts de feuillus fortement peuplées de chevreuil par rapport au reste de l'aire d'étude.

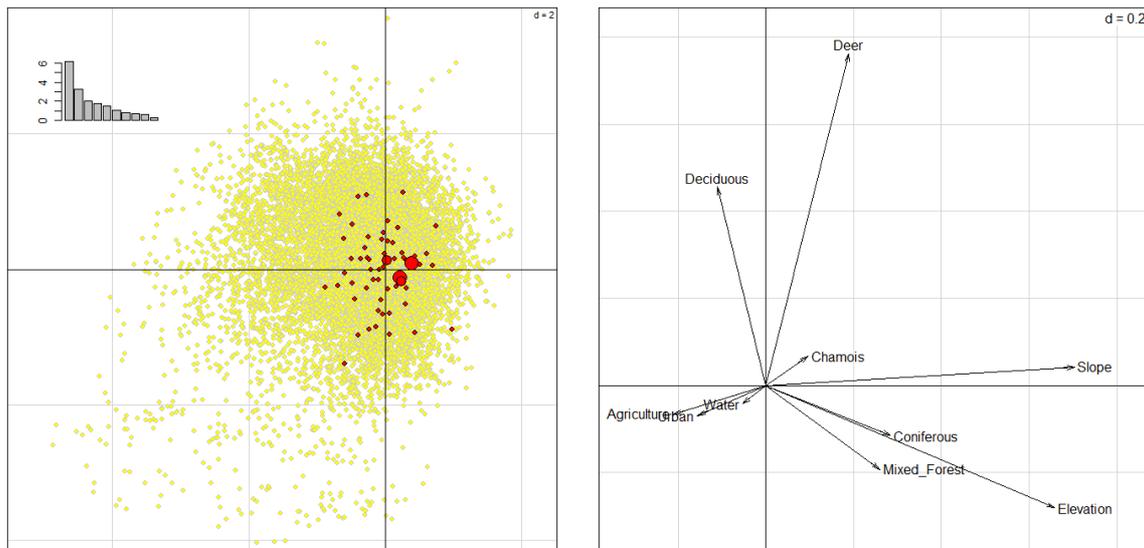


Figure 13a (à gauche) et 13b (à droite) : Plan factoriel de la « niche écologique » des collisions de lynx (à gauche). Les points jaunes correspondent à l'habitat disponible et les points rouges à l'habitat où se concentrent les collisions. En vignette à gauche est représenté l'histogramme des valeurs propres. A droite, le graphe des corrélations entre les variables environnementales et les axes de la MADIFA (le 1^e axe en X et le 2nd axe en Y).

Cette analyse nous permet de construire une carte de prédiction du risque de collision en utilisant la distance de Mahalanobis. Plus cette distance est élevée, plus on s'écarte de l'optimal, c'est-à-dire des conditions environnementales favorables aux collisions.

Sur cette carte (Figure 14), nous pouvons distinguer de grandes zones où le risque « écologique » de collision est relativement élevé, comme dans le nord-est de l'aire d'étude, dans le département du Doubs, et dans le sud-est du département du Jura. Par contre, les zones où le risque de collision est relativement faible sont plus petites et plus diffuses dans le paysage jurassien, avec cependant quelques petites zones par endroits comme dans le nord-est du département du Jura ou dans l'Ain.

Lorsque l'on regarde de plus près le cas des trois routes les plus meurtrières, à savoir la nationale 57 dans le Doubs, la nationale 5 et la départementale 470 dans le Jura, on peut constater que les collisions se situent effectivement dans des zones où le risque prédit est relativement élevé (Figure 14).

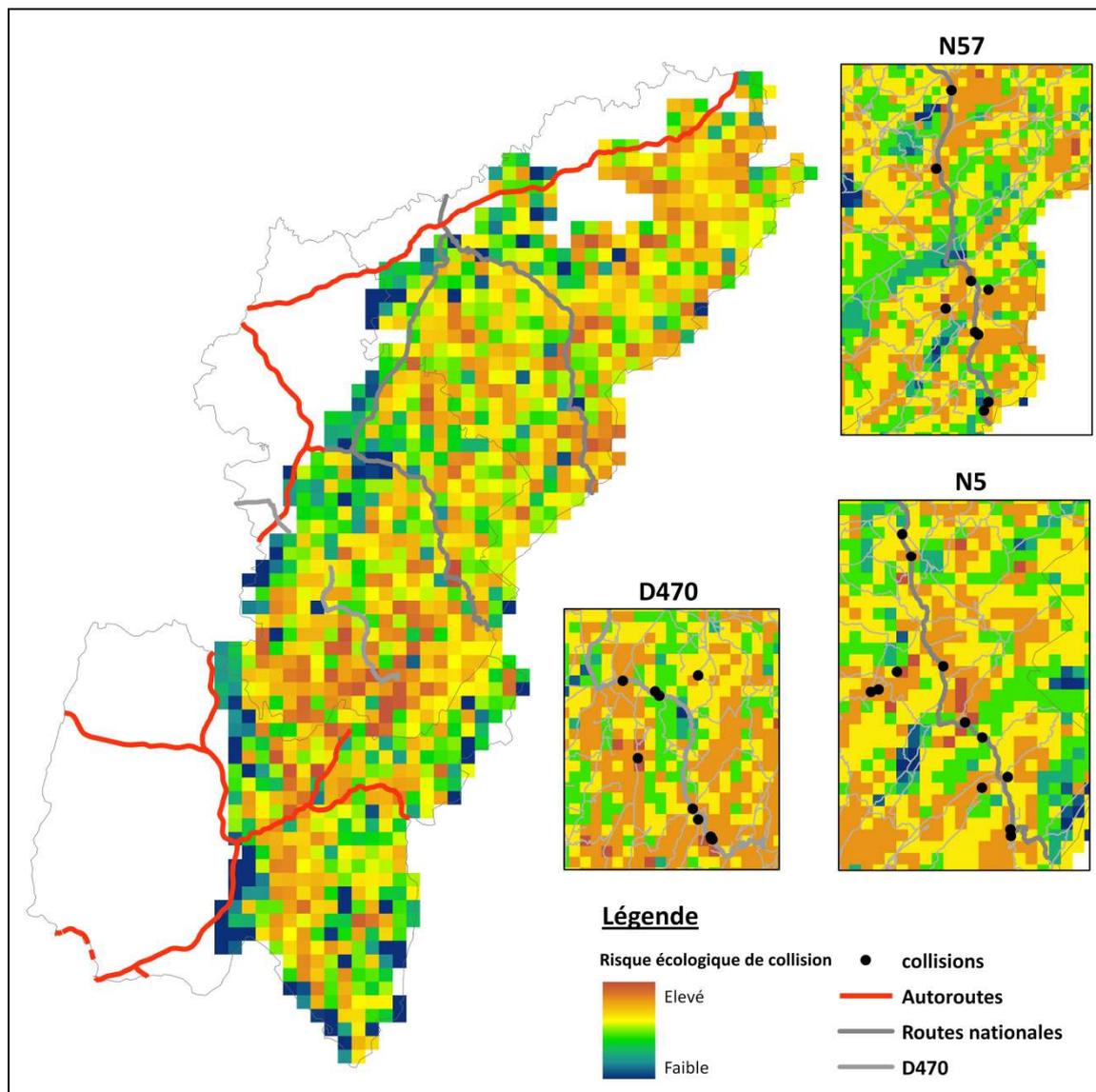


Figure 14 : Carte de prédiction du « risque écologique » des collisions de lynx dans le massif du Jura. A gauche, la carte de toute l'aire d'étude a une résolution de 3km*3km ; seules les routes principales y figurent. Les vignettes sont des gros plans sur les trois routes les plus meurtrières : la N57, la N5 et la D470, à une résolution de 1km*1km ; toutes les départementales y figurent. Les points noirs correspondent aux collisions répertoriées.

- Le risque structurel

Le modèle additif mixte généralisé (GAMM) appliqué aux tracés des ITT, découpés en segments d'1 km de long, nous a permis de sélectionner les variables structurelles impliquées dans le risque de collision avec un lynx. Les variables retenues, selon la méthode détaillée ci-dessus, sont le type de route (« Type », $p_{moy} = 0.04$), le trafic routier (« Traffic », $p_{moy} = 0.22$), la largeur de la chaussée (« Width », $p_{moy} = 0.03$) et la localisation des segments en fonction du statut de présence du lynx dans le Jura (« Zone », $p_{moy} = 0.17$) (Figure 15). La sinuosité des segments (« Sinuosity ») ainsi que la présence ou non d'infrastructures comme les ponts et les tunnels (« Structures ») n'ont pas été retenues dans le modèle final.

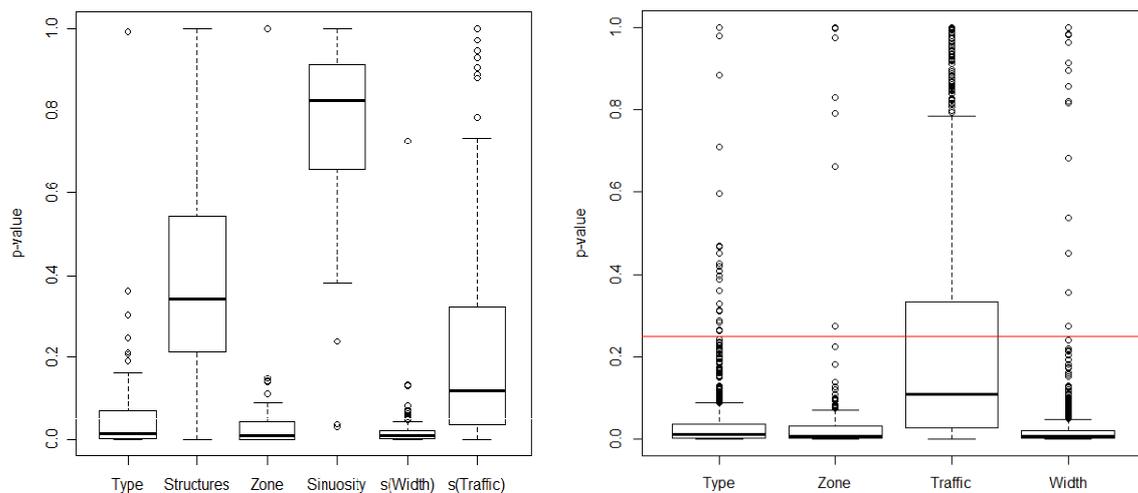


Figure 15 : Boîtes à moustaches des p-values issues des 1000 répétitions de deux modèles additifs mixtes généralisés : à gauche le modèle complet, à droite le modèle retenu. Le trait rouge marque le seuil de significativité de 0.25 retenue pour cette étude.

Les graphes de relation entre la variable réponse et les variables retenues dans le modèle final nous permettent de caractériser le sens de ces relations. Pour les variables qualitatives (« Type » et « Zone »), des boîtes à moustaches ont été tracées à partir des estimations issues des 1000 répétitions du modèle, pour chacune des modalités de la variable, excepté une modalité servant de référence (ordonnée à l'origine) (Figure 16). Pour les variables quantitatives (« Traffic » et « Width »), la relation s'obtient à l'aide d'une courbe calculée grâce à l'estimation moyenne de ce paramètre (Figure 17).

Concernant la variable « Type », l'estimation moyenne des trois modalités « Départementales », « LVN » et « Nationales » est supérieure à la modalité de référence « Autoroutes » (respectivement $\beta_D = 0.12$, $\beta_L = 0.79$ et $\beta_N = 0.88$). Le risque de collision avec un lynx est en moyenne plus faible sur autoroute que sur un des trois autres types de route du massif jurassien. En ce qui concerne la variable « Zone », l'estimation moyenne de la modalité « Récentes » est inférieure à la référence ($\beta_{Réc} = -4.2$) alors que l'estimation moyenne de la modalité « Régulières » est supérieure à la référence ($\beta_{Rég} = 1.02$). Le risque de collision est plus important dans un secteur où le lynx est établi depuis plusieurs années sans interruption que dans une zone où il n'est détecté que de manière irrégulière au cours du temps. De plus, une région où l'espèce est présente depuis moins de trois ans est moins accidentogène que les deux autres types de zones.

Par ailleurs, tous les secteurs où un épisode de reproduction a été détecté dans les trois dernières années du suivi sont classés en zones régulières. Le fait qu'il y ait plus de collisions dans ces zones est cohérent avec les résultats des analyses préliminaires montrant que les jeunes de l'année sont plus sujets à collision, notamment en période d'apprentissage.

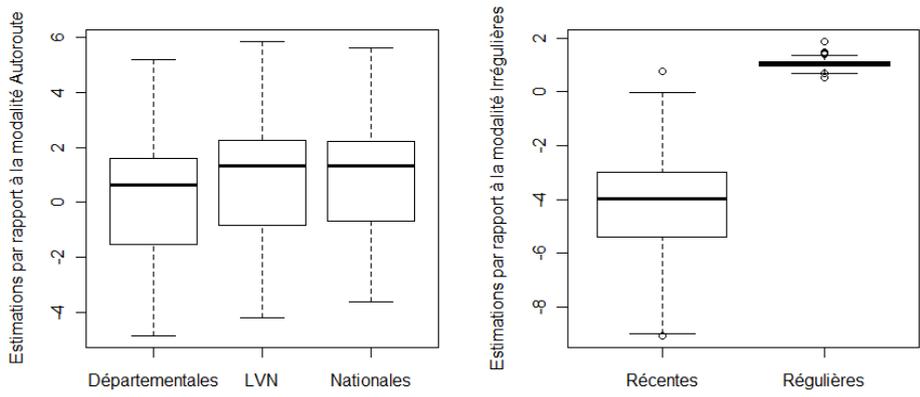


Figure 16 : Boîtes à moustaches des estimateurs issus du meilleur modèle, à gauche pour la variable « Type » et à droite pour la variable « Zone ». La référence de « Type » est la modalité « Autoroute » et celle de « Zone » est la modalité « Irrégulière ». Une modalité supérieure (inférieure) à la référence a un risque de collision plus (moins) élevé que cette référence.

Dans un GAMM, les estimateurs des termes non-linéaires sont les degrés de liberté approximatifs (edf) dont les valeurs estimées renvoient à la complexité de la courbe. Un terme supérieur à 1 signifie un terme non-linéaire. Dans le cas présent, la relation entre la probabilité de collision et la largeur de la chaussée est quasi-linéaire ($edf_w = 1.5$), sur l'échelle *probit* ; celle avec le trafic est quadratique ($edf_t = 2.1$). Les routes à larges chaussées et à trafic dense sont plus accidentogènes que les autres ITT. De plus, le risque relatif de collision s'accroît avec le trafic moyen.

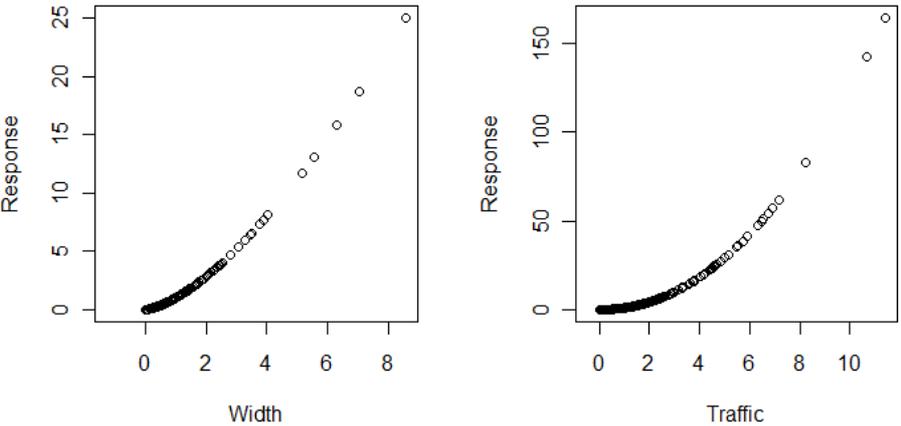


Figure 17 : Prédictions du risque de collision par le meilleur modèle, pour les variables « Largeur » à gauche et « Trafic » à droite. Les unités en abscisse correspondent aux valeurs centrées-réduites pour la largeur et le trafic.

Ces résultats nous permettent d'inférer le risque de collision pour un lynx sur toutes les infrastructures de transports terrestres de l'aire d'étude (Figure 18). Une grande majorité des axes du massif jurassien ont un risque faible de collision, seuls certains d'entre eux semblent être particulièrement accidentogènes. Parmi ces axes à risque, il faut noter la présence de toutes les

autoroutes de la zone d'étude, de toutes les nationales (à l'exception de la section de la N5 entre Poligny et Champagnole pour laquelle le risque est moyen) ainsi que de certaines départementales (D470, D471, D678 et D1083 dans le Jura ; D437 et D683 dans le Doubs ; D1504, D1084 et D1206 dans l'Ain). Cependant, toutes ces départementales sont des anciennes routes nationales déclassées en routes départementales dans les années 1970 – 1990.

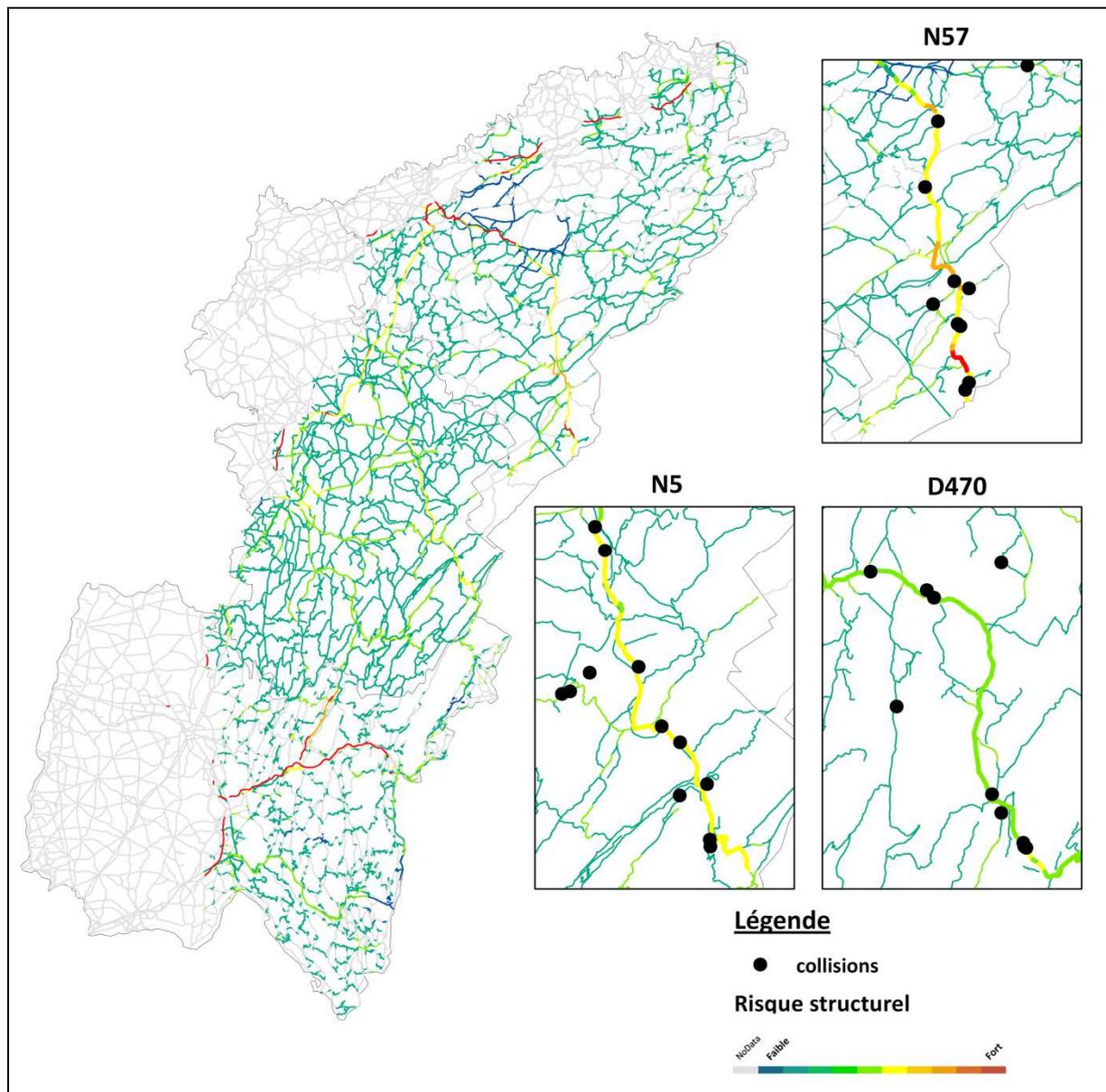


Figure 18 : Carte de prédiction du « risque structurel » sur le réseau routier principal du massif du Jura. A gauche, la carte de toute l'aire d'étude ; le tracé des routes de l'Ain, du Doubs et du Jura ne faisant pas partie de la zone d'étude apparaissent en gris clair (NoData). Les vignettes sont des gros plans sur les trois routes les plus meurtrières : la N57, la N5 et la D470 ; toutes les routes y figurent mais avec un tracé moins épais que la route mise en évidence. Les points noirs correspondent aux collisions répertoriées.

- Le risque global

Avant de pouvoir calculer le risque global, il faut vérifier que le risque écologique et le risque structurel ne sont pas corrélés en effectuant un test de corrélation de Spearman. Statistiquement, et au regard de la distribution des données (Figure 19), il n'existe pas de corrélation entre ces deux variables ($r = -0.003$; $p = 0.83$). Nous pouvons donc considérer que les risques écologique et structurel ne sont pas corrélés.

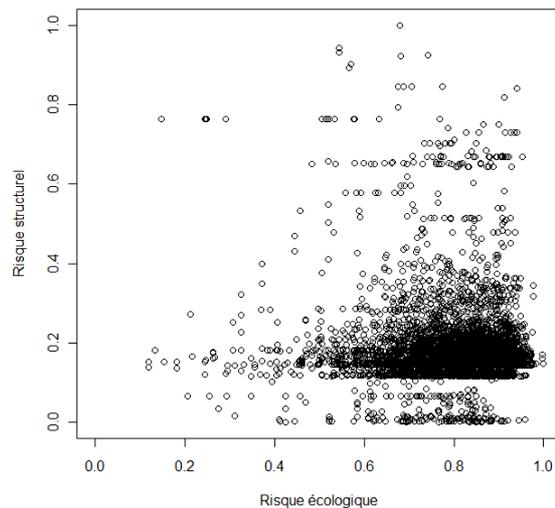


Figure 19 : Relation entre le risque écologique (en abscisse) et le risque structurel (en ordonnée).

Pour obtenir le « risque global », nous avons donc pu faire le produit entre le risque écologique et le risque structurel, et ainsi produire la carte du risque global de collision avec un lynx sur l'ensemble des ITT du massif jurassien (Figure 20).

Ces résultats sont assez proches de ceux obtenus avec le risque structurel, c'est-à-dire qu'une grande majorité des ITT de la zone d'étude présente un risque faible de collision et que seules certaines routes semblent être particulièrement accidentogènes. Les voies ferrées ont toutes un risque faible de collision, à l'exception de l'axe Lyon – Genève pour lequel le modèle prédit un risque moyen. Les axes autoroutiers (en particulier l'A40 et l'A404) et les nationales présentent tous un important risque théorique de collision sur la base des variables descriptives utilisées (à noter que l'engrillagement – des autoroutes – n'a pas été intégré dans le modèle). Concernant les routes départementales, nous retrouvons les mêmes anciennes nationales déclassées, auxquelles s'ajoutent la D436 dans le département du Jura (également une ancienne nationale déclassée et dont le tracé prolonge celui de la D470, route particulièrement meurtrière pour les lynx) et les D69 et D52 dans le même département.

Il est important de noter que 42% des cas de collision recensés par le Réseau-Lynx depuis 30 ans ont eu lieu sur des axes pour lesquels notre modèle prédit un fort risque de collision, 20% sur des routes à risque moyen et seulement 12% sur des axes à faible risque de collision. Pour 16% des collisions, le modèle n'a pas pu prédire de risque pour les ITT où elles ont été recensées, car certaines données étaient manquantes, comme le trafic routier.

Les trois routes meurtrières mises en avant dans les analyses exploratoires, à savoir les N5, N57 et D470, sont, d'après nos analyses, des axes à risque relativement élevé, notamment la N57 dans le département du Doubs (Figure 20).

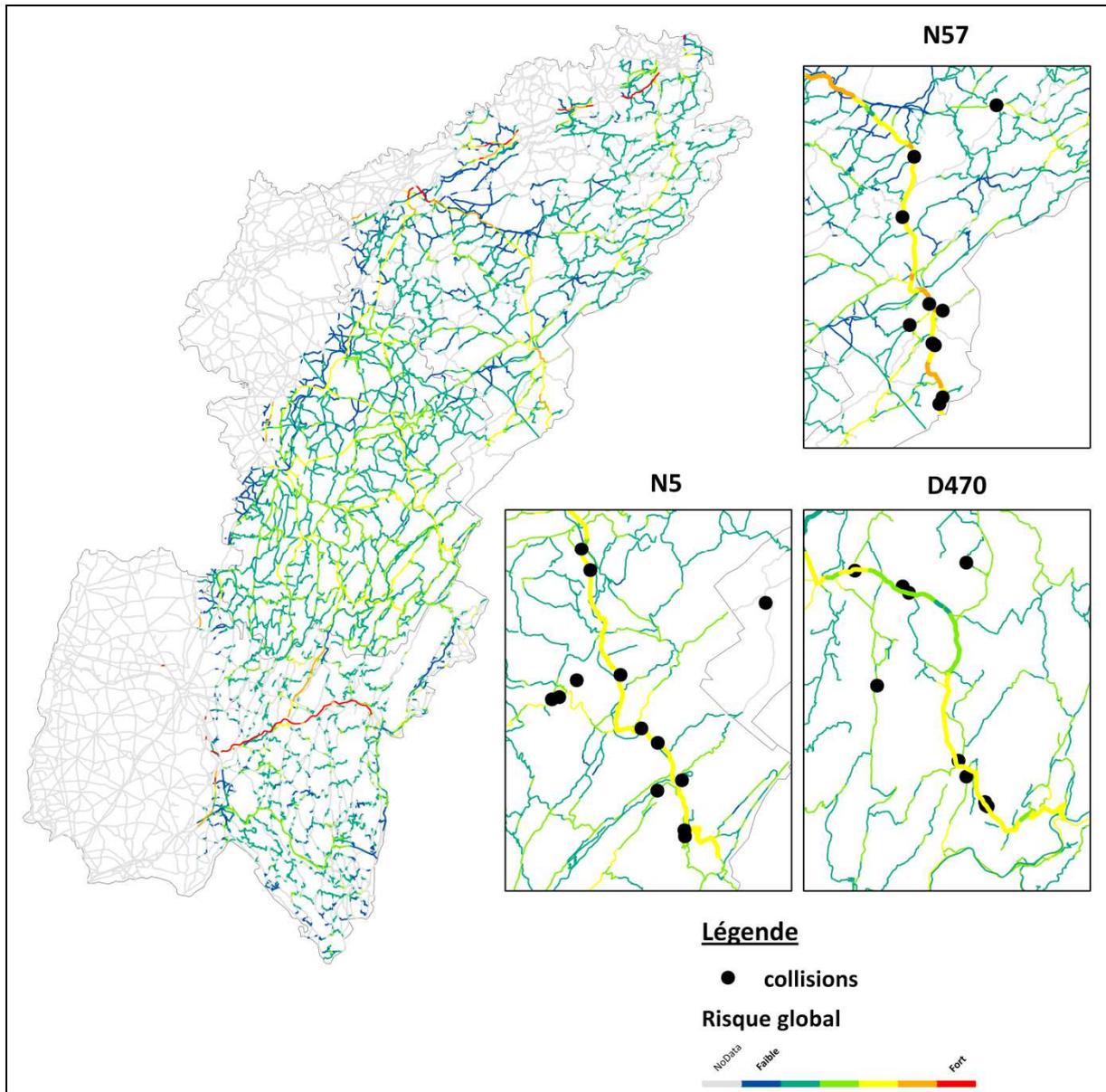


Figure 20 : Carte de prédiction du « risque global ». A gauche, la carte de toute l'aire d'étude ; le tracé des routes de l'Ain, du Doubs et du Jura ne faisant pas partie de la zone d'étude apparaissent en gris clair (NoData). Les vignettes sont des gros plans sur les trois routes les plus meurtrières : la N57, la N5 et la D470 ; toutes les routes y figurent mais avec un tracé moins épais que la route mise en évidence. Les points noirs correspondent aux collisions déjà existantes.

Cette carte de risque global de collision pour le lynx dans le massif du Jura nous permet de mettre en évidence les zones d'échec et les zones de succès.

Les zones d'échec sont caractérisées par un risque prédit de collision faible alors que le nombre de collisions recensées dans ce secteur n'est pas négligeable. Aucune région de ce type n'a

pu être mise en évidence, mais on peut tout de même constater que 12% des collisions recensées par le Réseau-Lynx se sont produites sur des axes pour lesquels notre modèle a prédit un risque faible de collision. Ces ITT présentent peut-être des caractéristiques structurelles que nous n'avons pas pu prendre en compte faute de données disponibles et qui pourraient améliorer le modèle si elles étaient intégrées dans les analyses. Une prospection sur le terrain serait nécessaire pour affiner ces résultats et répondre à cette interrogation.

Les zones de succès sont caractérisées, quant à elles, par un risque de collision (prédit par le modèle) relativement élevé alors qu'en réalité aucune collision n'a été recensée dans ces secteurs. C'est le cas par exemple des environs de Besançon, et dans une moindre mesure de Lons le Saunier et de Saint Claude. Cependant, ces succès s'expliquent par le fait que les agglomérations sont évitées par les lynx. Par contre, entre Pontarlier et Mouthe, aucune collision n'est recensée alors que le modèle prédit un fort risque de collision sur la D437.

Ces deux types de territoires, zones d'échec et zones de succès, nécessitent une attention particulière afin d'affiner notre compréhension du phénomène de collision avec le lynx dans le massif du Jura. Une analyse plus précise de ces secteurs serait à envisager.

4. Synthèse

Le volet biostatistique du projet ITTECOP – Lynx avait pour objectif de produire un modèle prévisionnel permettant d'identifier les zones potentielles à risque de collision élevé. Les différentes étapes étaient :

- D'identifier et caractériser les axes à risque ;
- D'identifier les facteurs écologiques et structurels en cause ;
- D'identifier et caractériser les zones de succès, c'est-à-dire là où le risque observé (cas de mortalité) est plus faible que le risque attendu, et les zones d'échec où le risque observé est plus élevé que celui attendu. Tous ces objectifs ont été atteints.

Trois axes particulièrement accidentogènes ont été mis en évidence, à savoir la N57 dans le département du Doubs, la N5 et la D470 dans le département du Jura. Ce sont trois routes trans-jurassiennes, allant de la plaine vers la Suisse et où le trafic routier est relativement dense. On peut noter par ailleurs que la D470 est une ancienne route nationale déclassée en départementale dans les années 1970 et qu'elle en a gardé les caractéristiques structurelles sur certains tronçons (largeur, trafic).

Plusieurs facteurs pouvant expliquer le caractère accidentogène de ces routes ont été mis en évidence par les analyses. D'un point de vue écologique, nous pouvons retenir que le risque de collision avec un lynx est plus élevé dans les régions d'altitude, accidentées et recouvertes de forêts de conifères ou de forêts mixtes, que dans les secteurs de plaine boisés de feuillus et présentant une densité de chevreuil plus importante que la moyenne. Ce zonage est en accord avec ce que l'on connaît de la biologie du lynx (Basille *et al.*, 2008 ; Schadt *et al.*, 2002).

Concernant les caractéristiques des infrastructures terrestres de transports, trois facteurs structurels et un facteur géographique ont été retenus : le type d'ITT, la largeur de la chaussée, le

trafic routier, et la localisation des segments en fonction du statut de présence du lynx dans le Jura. Le risque de collision est plus important dans les secteurs où le lynx est présent de manière régulière depuis plusieurs années ou dans les zones où un épisode de reproduction a été détecté dans les trois dernières années. Ce dernier résultat est cohérent avec le fait que les jeunes de l'année sont particulièrement sensibles aux collisions, notamment en période d'apprentissage (automne et hiver). Par ailleurs, le risque de collision avec un lynx augmente avec la largeur de la chaussée et le trafic routier, et est plus présent sur une route nationale que sur une départementale ou une autoroute. Cependant, du fait de leur largeur et de leur trafic routier plus importants que pour les départementales, les autoroutes présentent un plus fort risque de collision pour le lynx que les routes départementales.

Globalement, notre modèle semble avoir un pouvoir prédictif satisfaisant car 42% des collisions ont été recensées sur des routes à fort risque de collision et 20% sur des routes à risque moyen de collision. Seules 12% des collisions ont eu lieu sur des ITT pour lesquelles le modèle prédit un faible risque de collision.

Cette carte de risque de collision pour le lynx dans le massif du Jura n'a pas permis de mettre en évidence de zones d'échec et a révélé seulement une zone de succès. Les zones d'échec correspondent à des secteurs dans lesquels le risque prédit est faible mais où l'on dénombre tout de même un nombre conséquent de collisions. A l'opposé, les zones de succès sont des régions où le risque prédit par le modèle est fort mais où en réalité peu de collisions sont recensées. Entre Pontarlier et Mouthe par exemple, aucune collision n'est recensée alors que la D437 est prédite avec un fort risque de collision. Ce secteur peut être considéré comme une zone de succès. De même, les autoroutes sont toutes prédites avec un fort risque de collision, mais seule l'A404 a déjà été particulièrement meurtrière. Ce succès concernant les autoroutes est probablement lié aux aménagements spécifiques dont elles font l'objet et qui n'ont pas pu être pris en compte dans nos analyses (i.e. : accès à la route protégé par un grillage, aménagement de passages à faune par endroit, ...)

Ces deux types de territoires demanderaient alors une étude plus précise afin d'affiner notre compréhension du phénomène de collision avec le lynx dans le massif du Jura.

5. Problèmes rencontrés

Dès le début de cette étude, nous avons rencontré de nombreux problèmes, principalement au cours de la phase d'acquisition des données.

Tout d'abord, il n'a pas toujours été aisé d'identifier les organismes à contacter pour obtenir tel ou tel type de données, du fait des différents transferts de compétences entre les services de l'Etat. Une fois le bon organisme trouvé, il n'a pas toujours été facile d'obtenir l'interlocuteur approprié, un certain nombre d'entre eux n'ayant pas d'annuaire et/ou d'organigramme disponibles sur leur site internet. Il nous a parfois fallu contacter plusieurs personnes au sein du même organisme pour enfin trouver le bon interlocuteur. Dans certains cas, cette étape a duré deux mois, jusqu'à enfin entrer en contact avec la bonne personne.

Une fois en contact avec le bon interlocuteur, il a parfois été difficile d'obtenir les données que nous souhaitions. Avec les transferts de compétences évoqués ci-dessus, certaines données ont

été perdues. Il nous était alors impossible de les prendre en compte car cela aurait nécessité un retour sur le terrain. Dans d'autres cas, l'attente avant d'obtenir les données disponibles a été très longue, malgré des relances presque quotidiennes. Là encore, cette étape a parfois duré deux mois.

A la fin de cette phase de récolte de données, beaucoup plus longue que prévue, plusieurs objectifs n'ont pas été atteints du fait de la non-disponibilité de certaines données. Ces données auraient été pertinentes pour nos analyses, comme par exemple la densité du sous-bois ou le couvert végétal le long des bords de routes (Grilo *et al.*, 2008 ; Cain *et al.*, 2003 ; volet « à dire d'experts »). Malheureusement, au vu du temps imparti à cette étude, nous n'avons pu inclure la récolte de ces informations sur le terrain par nous-mêmes. Avec du temps supplémentaire pour les récolter et les intégrer dans les modèles, les analyses auraient probablement été plus fines et plus précises, car plusieurs références bibliographiques citent leur importance quant au comportement du lynx (Cain *et al.*, 2003 ; Litvaitis & Tash, 2008 ; Ng *et al.*, 2004).

Pour résumer, nous avons rencontré plusieurs difficultés et obstacles au démarrage de ce projet. Cela s'est traduit par un déphasage entre le planning de recherche et l'obtention des données disponibles, mais également par une impossibilité, faute de temps suffisant, de mener des campagnes d'acquisition de données nouvelles et/ou de validation sur le terrain des résultats obtenus.

SECOND CHAPITRE : Le volet « dire d'experts »

1. Introduction

Dans le domaine de l'action environnementale, on observe aujourd'hui un très grand nombre de dispositifs de production de l'expertise, que l'on peut rattacher à deux grands modèles : d'une part, un modèle fondé sur le recours à des experts ; d'autre part, un modèle fondé sur une approche formalisée et standardisée de la question qu'il s'agit d'éclairer. Si les dispositifs ressortissants à l'un et à l'autre modèle coexistent actuellement, un mouvement visant à arrimer plus solidement la connaissance et l'action semble se dessiner, du premier vers le second.

La position d'expert se fonde sur l'idée que certains individus, nommés dans un cadre officiel, peuvent de par leurs connaissances et/ou leurs expériences apporter un éclairage en vue de la prise de décisions qui engagent la collectivité. La position d'expert permet alors une évacuation de la nécessité de se justifier précisément des énoncés produits (Roqueplo, 1997).

Les dispositifs d'expertise relevant de ce premier modèle présentent, entre eux, des différences fortes, selon au moins deux gradients. Le premier est lié au nombre d'experts mobilisés et à leur pérennité, entre des dispositifs qui mobilisent une seule personne sur une question très précise, et des dispositifs qui s'appuient sur des comités d'experts dotés d'une certaine stabilité, amenés à s'exprimer sur une diversité de questions en lien avec la gestion et la protection de la nature. La quantité et le type de ressources allouées aux experts (organisationnelles et scientifiques) constitue une deuxième ligne de clivage dessinant un autre gradient le long duquel on distingue, d'un côté, des énoncés d'avis produits sans conduite d'étude ou de travaux particuliers et, de l'autre, des études menées sur un temps long, mobilisant des ressources organisationnelles et scientifiques lourdes.

Quelle que soit la forme qu'il prend, le recours aux experts n'atteint pas toujours l'objectif recherché par les décideurs et gestionnaires qui y recourent, à savoir, fonder et légitimer leurs actions en limitant les critiques qui peuvent leur être adressées. Les expertises rendues apparaissent certes plus robustes lorsqu'elles émanent de groupes composés de personnes aux sensibilités variées mais les comités d'experts ne sont pas totalement épargnés par les mises en cause et les problèmes de confiance. Le recours à des critères de jugement explicites et à des démarches plus formalisées d'expertise « à dire d'experts » peut alors constituer une stratégie alternative dans la recherche d'un gain d'indiscutabilité, dans un contexte où l'action publique environnementale se trouve aux prises avec de nouvelles exigences de justification (évaluation des politiques publiques, montée des contestations de la science...).

L'objectif spécifique de cette partie consiste à mettre en œuvre et à formaliser une méthode de constitution d'une expertise à dire d'experts, à partir du cas de la prise en compte des besoins et des capacités de déplacement du lynx dans la conception et l'aménagement des ITT dans le massif jurassien.

2. Matériels & Méthodes

Afin de proposer une méthode formalisée de diagnostic à « dire d'experts », nous nous intéresserons tout d'abord aux étapes successives de la constitution d'une capacité d'expertise à dire d'experts : la constitution d'un panel d'experts ; la consultation de ce panel ; l'analyse et la représentation des différents avis. Pour chacune de ces étapes, nous présenterons les questions qui se posent, les moyens mis en œuvre pour y répondre, les difficultés rencontrées et nous proposerons des façons de procéder en nous appuyant sur les résultats de l'enquête menée sur le cas du lynx.

2.1. Éléments de cadrage général

- La définition d'un panel d'experts

L'un des premiers enjeux importants d'une évaluation à dire d'experts consiste à identifier les personnes les mieux à même de répondre de manière satisfaisante à la question posée. L'expertise peut être définie comme une forme d'expérience légitimement reconnue et donnant lieu à la formulation d'un avis destiné à être pris en compte dans un processus de décision pour lequel il n'existe pas de connaissance univoque et définitive permettant d'agir « en toute connaissance de cause » (Roqueplo, 1997). La question de la désignation des personnes fondées à formuler une expertise ou à intervenir dans un processus de constitution d'une expertise a fait l'objet de nombreux débats, en particulier au sein de la sociologie des sciences et des techniques. Après une période caractérisée par une restriction de l'expertise aux seuls scientifiques, certains chercheurs ont défendu l'idée d'une extension des processus d'expertise à toutes les personnes concernées par les problèmes auxquels ses processus s'appliquent. Certains mettent par exemple en avant la notion apparemment paradoxale d'expert profane (*lay experts*) (Epstein, 1995). Cette extension « indéfinie » a été critiquée par Collins et Evans (2002) dans un article lui-même très discuté (Jasanoff, 2003 ; Rip, 2003 ; Wynne, 2003). Dans cet article, Collins et Evans proposent que la participation aux processus de constitution de l'expertise soit réservée aux spécialistes de la question considérée. Ces auteurs insistent cependant sur la pluralité des modes d'acquisition des connaissances. Ainsi, il s'agit selon eux de ne pas se limiter aux experts détenteurs d'une légitimité académique, mais d'étendre les processus de constitution de l'expertise aux personnes ayant une expérience pratique de la question posée. On voit ainsi que la désignation des personnes jugées aptes à participer à la formation de l'expertise, loin d'aller de soi, fait l'objet de discussions académiques et d'expérimentations pratiques (Granjou, Mauz & Cosson, 2010).

Face à de tels débats, notre étude ne vise pas à adopter une approche normative de l'expertise, comme ont pu le proposer Collins et Evans. Il s'agit plutôt d'étudier et de tester, en pratique, la possibilité de constituer un panel d'experts diversifiés sur la question des risques de collision des lynx sur les ITT et d'évaluer les effets de la diversification des personnes sollicitées sur la faisabilité et sur la qualité de l'expertise.

- La consultation d'un panel d'experts

Le deuxième enjeu important d'une évaluation à dire d'experts consiste à définir les modalités de consultation du panel. Il s'agit ici de définir les conditions de consultation permettant aux experts de « dire » le mieux et le plus clairement possible ce qui leur paraît important pour l'identification des zones à fort risque de collision. Comment faire « passer » la parole de l'expert ? Un certain nombre de travaux de la sociologie et des sciences cognitives ont bien mis en avant la multiplicité des facteurs (situationnels, matériels, gestuels et collectifs notamment) qui pèsent sur les conditions d'expression (écrite et orale) des personnes.

Quels sont les effets des modalités de consultation sur l'expertise produite ? Nous identifions trois variables importantes dans l'organisation de la procédure de consultation des experts :

- Consultation non-dirigée, semi-dirigée et dirigée :

Il s'agit ici de faire varier le degré d'« orientation » et de formalisation des questions posées aux experts : (1) *consultation non-dirigée* : laisser la personne parler librement après avoir exposé brièvement le problème ; (2) *consultation dirigée* : proposer aux personnes consultées des facteurs des risques de collision. (3) *consultation semi-dirigée* : réfléchir à un mode de consultation intermédiaire qui permettrait de guider le discours de l'expert.

- Consultation individuelle et collective :

Quels sont les effets respectifs d'un mode de consultation individuel et d'un mode de consultation collectif sur l'expertise produite ? Existe-t-il des complémentarités entre ces deux modes de consultation ?

- Consultation équipée ou non équipée :

Les ressources matérielles et techniques peuvent constituer des appuis très importants à la parole de l'expert. Il s'agit ici de s'interroger sur les équipements pertinents à mettre à la disposition des experts au moment de la consultation. Nous serons notamment particulièrement attentifs à l'usage des cartes (quels types de cartes, pour quels usages, etc. ?) dans l'identification des zones à fort risque de collision. Quels sont les effets de la mise à disposition de documents (notamment de cartes) sur l'expertise formulée ?

Nous avons opté dans le cadre de cette étude pour une consultation des experts par entretiens semi-dirigés individuels. Aucune consultation collective n'a pu être organisée en raison des contraintes d'agenda et de financement des déplacements des experts sollicités.

2.2. Le dispositif d'enquête et de recueil des dires d'experts

Les entretiens se sont déroulés en trois grandes phases : deux exercices visant à identifier les zones et les facteurs de risques de collision ; un questionnaire visant à recueillir des informations sur l'enquêté et sur son expérience des questions de collision chez le lynx.

- Premier exercice : Identification des zones à risques

L'enquêteur est muni d'une carte routière générale recouvrant les trois départements concernés (Jura, Doubs, Ain), de l'ensemble des cartes IGN au 1/100 000^e de ces trois départements, de pastilles adhésives amovibles de différentes couleurs, d'un appareil photo pour photographier les cartes à l'issue de l'entretien, d'un enregistreur, d'une carte des collisions de lynx, des cartes Corine Land Cover des trois départements concernés.

L'expert est invité à indiquer les zones potentielles à risque de collision pour l'espèce Lynx, en distinguant les zones à risque faible, moyen et fort (matérialisées par des pastilles de couleurs différentes : rouge, orange et jaune en fonction du niveau de risque identifié). Il lui est demandé d'explicitier le plus possible sa démarche, ses hésitations, son raisonnement, etc.

L'exercice se déroule sur la base de la carte routière générale au 1/250 000^e recouvrant les trois départements de l'étude. Si l'expert enquêté en exprime le besoin, l'enquêteur peut lui présenter les cartes au 1/100 000^e, ainsi que les cartes Corine Land Cover et la carte des collisions. Il s'agit alors de voir si ces nouveaux éléments l'amènent à prendre en compte d'autres facteurs ou à modifier leur importance respective.

Ce premier exercice se clôture par une question : avez-vous éprouvé le besoin de consulter certains documents ou données ? Certaines structures ou certaines personnes ?

- Second exercice : identification des facteurs de risques

Le second exercice vise à identifier les facteurs importants à prendre en compte dans la prévision des risques de collision chez le lynx. L'expert enquêté est invité (1) à lister ces facteurs, (2) à les répartir en facteurs internes (liés à la biologie, à l'écologie ou à l'éthologie du lynx), en facteurs externes (liés aux ITT) et éventuellement en autres facteurs, et (3) à leur attribuer un poids en fonction de leur importance dans les risques de collision.

Ce second exercice se clôture par trois questions :

- Pensez-vous que le choix d'une autre espèce que le lynx aboutirait à des facteurs différents ?
- Qui nous conseillez-vous de rencontrer dans le cadre de notre travail ?
- Pourrions-nous vous solliciter à nouveau, cette fois dans le cadre d'un « exercice » collectif ?

- Questionnaire

Les entretiens individuels se terminent par un questionnaire orienté visant à recueillir des informations sur l'expert enquêté (âge, formation, parcours professionnel, fonction et activité au moment de l'entretien), sur son expérience du sujet (expérience des risques de collision avec des animaux sauvages, du lynx, de la région concernée), et sur ses éventuelles activités d'expertise actuelles ou passées en lien avec le sujet.

2.3. L'analyse et la représentation des « dire d'experts » ?

La prise en compte de la diversité des expertises, d'une part, et d'un certain nombre de données qualitatives, d'autre part, pose des questions importantes en termes d'analyse et de représentation des résultats. Il faut en effet envisager la possibilité que ces résultats soient hétérogènes voire contradictoires. Dans ce cas :

- comment tenir compte de résultats hétérogènes voire contradictoires ?
- comment harmoniser ou rendre possible l'harmonisation des « dire d'experts » contradictoires ?
- dans quelle mesure est-il possible ou souhaitable de lisser les résultats ?

En réponse à ces questions une méthode d'analyse systématique des « dire d'experts » a été établie. L'ensemble des entretiens retranscrits est codé au moyen d'un logiciel d'analyse textuelle (MaxQDA) afin d'inventorier et de caractériser l'ensemble des facteurs de risque mobilisés par les experts. Cette phase de codage se divise en deux étapes :

- Tout d'abord, un codage exploratoire visant à définir, à partir de la lecture du corpus d'entretiens, le système de codes. Le système de codes retenu se compose de trois grandes sections : les codes relatifs aux facteurs de collision, les codes relatifs aux stratégies d'expertise et des codes « autres », pouvant être utiles à l'analyse (cf. Tab. 2).
- Ensuite, un codage systématique visant à parcourir l'ensemble du corpus afin d'attribuer le ou les code(s) correspondant à chaque phrase ou paragraphe du corpus.

Tableau 2 : Système de codes retenu pour l'analyse des dire d'experts.

FACTEURS DE COLLISION	STRATEGIE D'EXPERTISE
Facteurs biologiques	Pondération de points de collision
Âge	Données sur l'expert
Sexe	Portrait général
Présence de l'espèce	Expérience lynx
Saison	Expérience milieux/région
Comportement	Expérience ITT/faune sauvage
Autre	Mode de raisonnement
Facteurs écologiques	Pratique
Altitude	Empirique
Pente	Systémique
Milieux/Agriculture	Statistique/probabiliste
Milieux/Urbain	Casuistique
Milieux/Forêt	Intuitif
Rivières	Autre
Proies/Chevreuil	AUTRES
Proies/Chamois	Cas d'école
Proies/Autre	Sur le choix de l'espèce lynx
Autre	Marqueurs de précision spatiale
Facteurs ITT	
Vitesse	
Sinuosité	
Trafic	
Largeur	
Type d'ITT	
Ponts, tunnels, passes à faune	
Autre	

A l'issu de ce codage manuel, l'ensemble des entités sémantiques relatives à tel et/ou tel code peuvent être extraites et faire l'objet d'une analyse qualitative et quantitative. L'analyse qualitative vise à rendre compte de la manière dont les experts mobilisent les différents facteurs de risque de collision dans leur raisonnement. L'analyse quantitative vise à mesurer l'importance accordée à chaque facteur dans le raisonnement des experts ; elle repose sur la mesure du nombre de caractères des extraits d'entretiens relatifs à chacun des facteurs de risque.

3. Résultats

3.1. Description des données recueillies

- Le panel d'experts

Vingt entretiens ont été conduits, principalement dans le Doubs et le Jura. Toutes les personnes contactées ont accepté de nous rencontrer. Seul un agent d'une DDT a préféré nous renvoyer vers le service départemental ONCFS, considérant ne pas bien connaître la question des risques de collision chez le lynx.

La prise de contact avec les différents experts n'a pas posé de problème particulier. En ce qui concerne les DDT et l'ONCFS, cette prise de contact a été facilitée par l'implication du CNERA-PAD¹ dans le projet. Les représentants associatifs se sont rendus disponibles. La sollicitation d'experts issus du secteur privé s'est avérée plus délicate (réticence à donner trop de temps ou à livrer gracieusement certains éléments d'expertise sans formaliser leur contribution au sein du projet) mais n'a pas posé de problème majeur dans le cadre de cette étude.

Tableau 3 : *Liste des experts rencontrés.*

Dpt	Nom_Prénom	Statut	Institution
1	Vandel Jean-Michel	Agent ONCFS	ONCFS
25	Bulle Christian	Mission environnement	Conseil Général
25	Cretin Emmanuel	Bénévole membre du conseil d'administration	LPO-France Comté
25	Giroit Eric	Réseau lynx	DDT
25	Mairot Mickael	Technicien	FDC
25	Petit Anne	Responsable service environnement	RFF
25	Regazzoni Stéphane	Agent technique	ONCFS
25	Rogeon Géraldine	Chargée de mission "trame verte et bleu"	MNHN/DREAL
39	Balestra Laurent	Chef de service départemental	ONCFS

¹ Le CNERA-PAD est l'un des Centres Nationaux d'Etudes et de Recherche Appliquée (CNRERA) de l'ONCFS spécifiquement consacré au Prédateurs et Animaux Déprédateurs (PAD).

39	Bombois Jérôme	Technicien	FDC
39	Catteau Jérémy	Mission environnement	Conseil Général
39	Coat Loïc	Cinéaste animalier	LYNCEE-Production
39	Moyne Gilles	Directeur	Athenas
39	Raydelet Patrice	Président fondateur	Pôle Grands Prédateurs
69	Billon Virginie	Responsable études environnement	CETE
Suisse	Zimmerman Fridolin	Biologiste	KORA
Paris	Vignon Vincent	Chef de projet	OGE
1	Derain Bernard	Direction des Routes ; Chef d'Agence Haut-Bugey	Conseil Général
1	Durand Jacques	Direction des Routes ; Chef d'Agence Bellegarde pays de Gex	Conseil Général
1	Rostagnat Alain	Réseau lynx	DDT

La durée moyenne des entretiens a été d'environ une heure et demie : trente minutes pour les plus courts (2/20) et un peu plus de deux heures pour les plus longs (2/20). Les entretiens ont été enregistrés puis transcrits intégralement, à l'exception de trois pour lesquels les exercices proposés n'ont pas porté leurs fruits (les personnes rencontrées ayant estimé être peu à même de délivrer une expertise sur le sujet).

- Les points de collisions potentielles

A l'issue de la phase de consultation, 179 points de collisions potentielles ont été positionnés par l'ensemble du panel d'experts (cf. Fig. 1) : 71 points à risque fort ; 58 points à risque moyen ; 50 points à risque faible. L'analyse de la distribution de ces points et la comparaison avec la distribution des points de collisions réels seront effectuées ultérieurement (cf. troisième chapitre).

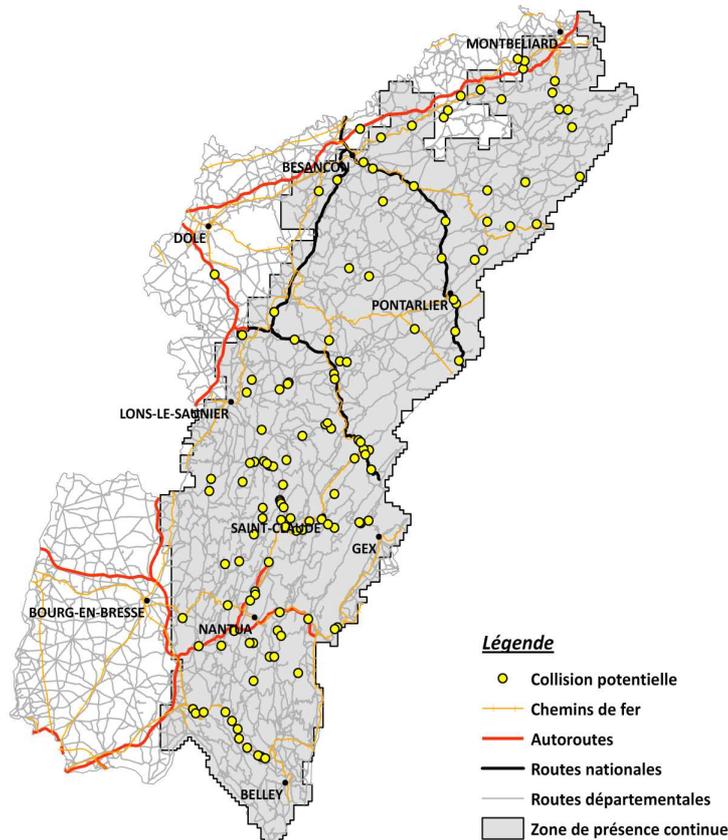


Figure 21 : Répartition des infrastructures de transports terrestres dans les trois départements de l’Ain, du Doubs et du Jura. La zone grisée correspond à l’aire de présence continue du Lynx dans ces trois départements. Les points jaunes correspondent aux collisions potentielles positionnées par les experts consultés (n=179).

Le nombre de points de collisions potentielles positionnés par les experts est hétérogène (cf. Fig. 21). Il s’étale de 0 à 25 points (quatre experts ont préféré s’abstenir de positionner les pastilles sur la carte), pour une moyenne de 12 points par expert.

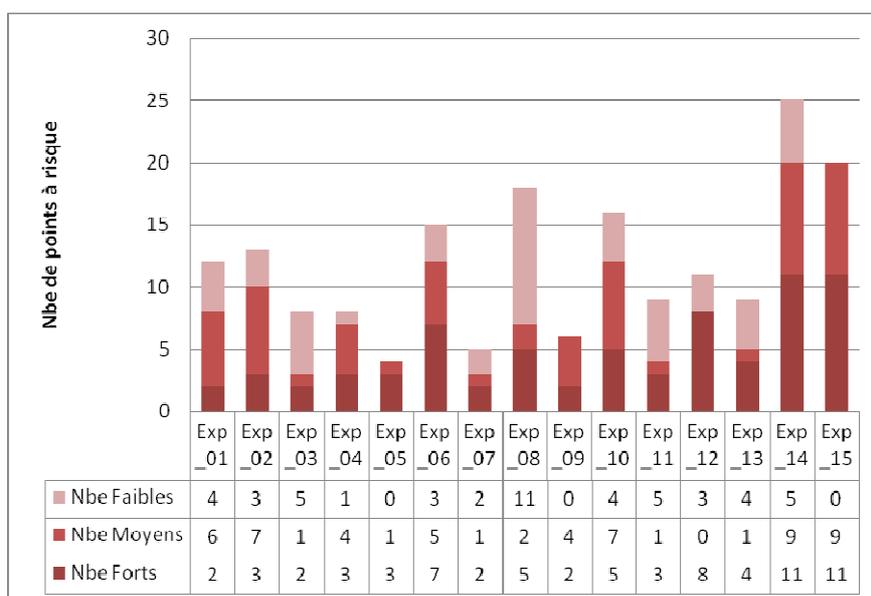


Figure 22 : Nombre de points de collisions potentielles positionnés par les experts.

3.2. Risques de collision

Trois types principaux de facteurs de risque de collision ressortent de l'étape de codage des dires d'experts :

- Les facteurs biologiques liés à l'espèce : notamment âge, sexe, modalités de présence (régulière, permanente, occasionnelle), facteurs saisonniers
- Les facteurs écologiques : notamment relief, habitats, présence de proies
- Les facteurs liés aux ITT : notamment type d'ITT, largeur, sinuosité, trafic, vitesse, équipement (ponts, tunnels, passes à faune)

Ces trois types de facteurs de risque de collision correspondent aux facteurs « standards » identifiés également dans le cadre de l'analyse biostatistique de cette étude. Ces trois types de facteurs sont mobilisés de manière relativement équitable dans l'ensemble des dires d'experts recueillis. Ils occupent chacun environ un quart du corpus. Le quatrième quart - « Autres » - correspond à un ensemble de facteurs spécifiques mis en avant par les experts (cf. Fig. 23).

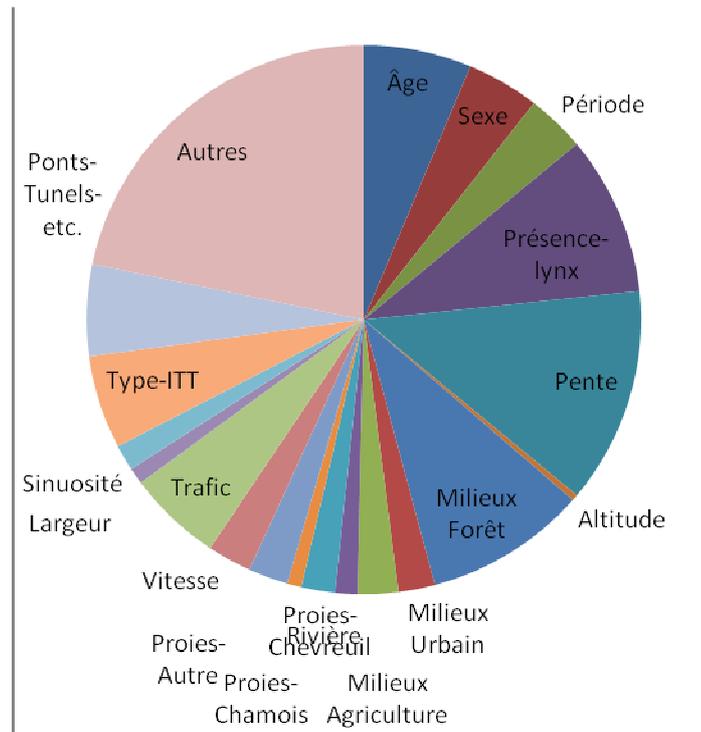


Figure 23 : Distribution de la mobilisation des différents facteurs de risque de collision dans les dires d'experts recueillis.

- Facteurs biologiques liés à l'espèce

Parmi les facteurs biologiques liés à l'espèce, les experts consacrent environ les deux tiers de leur raisonnement à s'interroger sur les modalités de **présence des lynx** sur la zone d'étude considérée.

Certains des experts rencontrés n'ont pas une connaissance spécifique des populations jurassiennes de lynx. Ces derniers vont donc raisonner à l'échelle des trois départements en essayant

de délimiter grossièrement l'aire de répartition de l'espèce en fonction de leur connaissance générale de ses exigences écologiques : « *c'est une question d'aire de répartition que je n'ai pas en tête, mais peu importe...* » (Exp_14) ; « *moi, l'expertise que je pourrais avoir par rapport au lynx, c'est des données vraiment très générales par rapport à l'aire de répartition, en tout cas à l'idée que je m'en fais sur le département* » (Exp_16).

D'autres experts ont une connaissance naturaliste fine de certaines zones de présence qu'ils vont prendre soin de différencier pour évaluer les risques de collision. Il s'agit alors pour eux d'identifier les zones où l'espèce est « *bien établie* » : « *on a des contacts fréquents ici* » (Exp_08) ; « *ici on a des populations bien établies avec de bonnes densités* » (Exp_06) ; « *on a des secteurs privilégiés où les observations sont plus que régulières* » (Exp_03). Pour certains experts, ces zones où l'espèce est bien établie depuis longtemps ne sont pas nécessairement les zones à fort risque de collision. En effet, ces animaux connaissent bien leur territoire : « *les [lynx] résidents, une fois qu'ils ont compris comment ça marche, ça peut arriver qu'ils se fassent écraser mais ils sont moins vulnérables* » (Exp_15). Ces experts vont alors s'intéresser aux zones de connexions susceptibles de relier différents noyaux de présence et dans lesquelles les lynx se laisseraient plus facilement surprendre par des véhicules : « *on a ici des zones de transit... mais je suis prêt à parier que ce n'est pas des zones de transit direct en transversale dans la plaine* » (Exp_08) ; « *là il est présent et donc on peut imaginer une connexion avec le Dessoubre et la Loue* » (Exp_04).

Les trois autres facteurs biologiques liés à l'espèce sont souvent mobilisés de manière combinée. La **saison** ressort seulement en lien avec l'**âge** et/ou le **sexe** des individus potentiellement les plus vulnérables à la collision.

Tout d'abord, durant la **période de reproduction, les mâles** peuvent parcourir des distances très importantes et traverser des territoires qu'ils connaissent moins bien : « *il y a la période de rut où le mâle va brasser beaucoup, de fin février à début avril à peu près. A cette période, comme son territoire recouvre celui de plusieurs femelles, il va faire pas mal de route* » (Exp_10). Certains experts signalent également que les mâles seraient moins « *prudents* » à cette période : « *en rut, quand ils vont d'une extrémité à l'autre de leur territoire ou faire une excursion dans le territoire voisin, là ils ne se posent pas de questions, ils tracent* » (Exp_05).

Ensuite, la période durant laquelle les **jeunes** commencent à se déplacer avec la **femelle** est très souvent mentionnée par les experts : « *les collisions, c'est principalement les jeunes durant l'automne* » (Exp_03) ; « *à l'automne, quand les jeunes sont encore avec la mère, quand la femelle traverse un axe avec trois jeunes, ça augmente le risque* » (Exp_01). Selon Loïc Coat - cinéaste animalier ayant observé les lynx à maintes reprises – c'est le comportement de déplacement du groupe femelle/jeune qui expliquerait la plus grande vulnérabilité des jeunes : « *Pour prendre une image, on pourrait dire que la femelle est attachée à ses jeunes avec un élastique. Quand elle traverse une route, elle part d'abord et les jeunes restent de l'autre côté de la route. A un moment donné il y a de la tension, l'élastique est tendu, et ce n'est que là que les jeunes vont traverser* ». Deux experts insistent également sur la vulnérabilité des jeunes en émancipation, des sub-adultes inexpérimentés : « *On a deux périodes : soit les très jeunes à l'automne ; soit les lynx en émancipation au printemps. Les jeunes en émancipation sont les plus exposés* » (Exp_07) ; « *souvent, la collision concerne surtout*

des jeunes, surtout en cours d'émancipation, visiblement à la recherche d'un territoire, dans des secteurs peut-être qu'ils connaissent mal » (Exp_13).

Les experts accordent donc une grande place aux caractéristiques inhérentes aux lynx pour rendre compte des collisions. La forte capacité des lynx à acquérir une bonne connaissance de leur territoire et leur compétence pour traverser les ITT sans se faire percuter diminuent fortement la probabilité d'une collision. Les accidents sont alors décrits par les experts comme correspondant plutôt à des situations où la compétence des lynx n'est pas encore acquise (animaux juvéniles) ou est momentanément suspendue (rut).

- Facteurs écologiques.

L'ensemble des experts interrogés accordent une place prépondérante au facteur « **milieux forestiers** » et au facteur « **pente** ».

D'une part, le lynx est considéré comme une **espèce très forestière** dont les cheminements sont largement déterminés par les continuités forestières : « *Les lynx ont tendance à utiliser les bandes forestières* » (Exp_08) ; « *la répartition spatiale des massifs forestiers va influencer le comportement spatial du lynx* » (Exp_13). À une échelle plus fine, cette exigence écologique des lynx les conduirait à traverser les routes au niveau « *des passages où l'animal sort sur la distance la plus courte possible en milieu ouvert* » (Exp_14). Les « **milieux urbains** » sont essentiellement appréhendés comme des ruptures de continuités forestières, peu propices à la présence des lynx : « *Là c'est super urbanisé. Là il y a pas mal de forêt mais ici il y a une grosse barrière, c'est très urbanisé...tu as une grosse agglomération, et là on a juste une zone où ça pourrait passer, je pense* » (Exp_12). Cependant, certains experts relativisent l'impact de l'urbanisation sur la présence de l'espèce : « *Il ne craint pas vraiment la ville. Il y a un individu qui s'est aventuré dans le canton de Berne. Même si c'est pas mal peuplé, il y a quand même des endroits pentus, des petites collines où il peut se tenir la journée. Et au niveau du chevreuil, il y en a partout* » (Exp_15).

D'autre part, les populations de lynx du Jura semblent très inféodés aux zones fortement accidentées et donc au **facteur « pente »** (plus qu'au facteur « altitude » qui n'apparaît que rarement). Certains experts s'interrogent néanmoins sur les possibilités de voir apparaître des populations de lynx dans certaines zones de plaine forestières telles que la forêt de la Chaux : « *Moi je mettrais un gros point d'interrogation sur la plaine, tu vois là [la forêt de la Chaux], je ne sais pas ce qui va se passer !* » (Exp_12). En effet, selon l'un des experts rencontrés, le lynx pourrait finalement se satisfaire de plaines forestières et sa propension à occuper les zones accidentées serait en fait liée à certaines pratiques de chasse particulièrement dérangeantes pour l'espèce : « *En Franche Comté, on chasse au chien courant. Le lynx c'est un bestiau qui ne court pas, ce n'est pas un endurant, il n'est pas capable de courir longtemps. Alors à mon avis, tout ce qui est "forêt pas trop escarpée" est mis de côté ; le lynx ne s'aventure pas trop* » (Exp_11).

Le facteur pente est mobilisé, plus souvent encore, comme un déterminant fort des déplacements de l'espèce : « *L'axe des massifs correspond à l'axe de dispersion [des lynx]* » (Exp_09) ; « *Les chaînes du massif jurassien canalisent beaucoup les déplacements, donc un jeune qui est né là, il y a de fortes chances pour qu'il disperse le long de cette chaîne* » (Exp_15).

Certains experts mentionnent également - mais beaucoup plus rarement - le rôle canalisateur des **rivières**.

Enfin, les **proies** sont régulièrement mentionnées dans l'ensemble du corpus de dires d'experts recueillis. Certains utilisent leur connaissance des zones de présence des **chamois** pour en déduire les zones de présence des lynx : « *Là il y a des petites populations de chamois, donc [le lynx] vient se balader, chasser par là* » (Exp_10) ; « *Les zones à chamois c'est les zones à lynx* » (Exp_08). Combinées à d'autres facteurs de milieu, les densités de **chevreuil** servent également à identifier les terrains de chasse et à identifier d'éventuels points potentiels de collision entre des zones de gîtes et des zones de chasse : « *Une zone de lisière avec plein de petites clairières, de prés de fauche où il y a une bonne densité de chevreuil : [le lynx] peut être amené à franchir souvent cette route pour aller chasser dans ces zones* » (Exp_05). Une fois que le lynx a tué sa proie, il revient ensuite la consommer pendant plusieurs jours : « *Il y a un délai comme ça de quelques jours où ses déplacements sont conditionnés par ses zones favorables de gîte et l'emplacement de la proie chassée* » (Exp_05).

- Facteurs liés aux ITT

Le principal facteur lié aux ITT mis en avant par tous les experts interrogés est le **trafic** : « *Si on augmente le trafic, on augmente forcément le risque de collision* » (Exp_16). Plusieurs experts soulignent le fait que, dans les trois départements couverts par l'étude, le trafic n'est pas nécessairement lié au **type de route** ni à la **largeur de la route** : « *Il peut y avoir des petites routes avec un trafic très important* » (Exp_15). La majorité des experts insiste sur les routes transfrontalières qui sont très parcourues quotidiennement par les Français allant travailler en Suisse : « *Là on a la route pour monter en Suisse ; donc c'est quand même 6000 voitures par jour je crois qui montent à la frontière !* » (Exp_08). Certains s'intéressent de près aux axes routiers pouvant faire l'objet d'un trafic saisonnier important lié au tourisme : « *Ici c'est la route qui va aux stations de ski ; donc ça circule beaucoup* » (Exp_01).

Le deuxième facteur lié aux ITT le plus présent dans l'ensemble des dires d'experts recueillis est la **vitesse**. Le facteur vitesse est appréhendé du point de vue de la capacité du conducteur, plutôt que celle du lynx, à éviter la collision : « *Plus on roule vite et plus c'est difficile d'éviter un animal qui traverse* » (Exp_02) ; « *La vitesse est un facteur important parce que quelqu'un qui voit un lynx, à mon avis, il ne fait jamais exprès de l'écraser* » (Exp_11). Ce facteur « vitesse » est parfois mobilisé pour relativiser la dangerosité de certains axes caractérisés par un trafic très important, comme dans le cas de certains axes transfrontaliers : « *Ici, c'est vrai que ça roule. Par contre c'est du touche-touche, ça bouchonne souvent, donc dans ces conditions là le risque est plus faible* » (Exp_10). Les experts qui connaissent bien la région identifient assez rapidement les portions de route sur lesquelles les gens ont l'habitude de rouler plus ou moins vite : « *Là les gens vont moins vite parce que les routes sont moins faciles. [...]. Avant de monter à Saint Claude, il y a une grande route, mais ils ont cassé un peu la vitesse avec le radar. Par contre, avant le radar, ça peut éventuellement être une zone à risque* » (Exp_10). Les autres vont déduire ce facteur « vitesse » de leur lecture de la carte en focalisant leur attention sur la **sinuosité** et la **largeur** ou le **type d'infrastructure**.

La plupart des experts essayent également de raisonner en fonction des aménagements des infrastructures tels que **les ponts, les tunnels, les passages à faune, etc.** Globalement, les équipements comme les grillages et les passages à faune, mis en place sur les autoroutes et les lignes de train à grande vitesse, sont considérés comme plutôt efficaces : « *L'autoroute A39, il y a pas mal de passages à faune qui ont été construits et c'est vrai que je n'ai jamais entendu parler de problème avec le lynx* » (Exp_02). Par conséquent, très peu de points de collisions potentiels ont été placés sur ces axes par les experts rencontrés. En dehors de ces grands axes, le rôle des **grillages** est parfois critiqué : « *La mise en place des grillage ça peut être piégeux. Parce que, tels qu'ils sont mis au bord des routes, ils empêchent effectivement les chevreuils et sangliers de passer mais pas le lynx. Les aménagements sont faits de manière telle que là où il y a des zones de falaise, le grillage s'interrompt et le lynx il peut y passer* » (Exp_05). Enfin, **les ponts** sont parfois mentionnés comme des points névralgiques. Même si les lynx se montrent parfois bons nageurs, « *Ils aiment bien utiliser les ponts* » (Exp_15) pour traverser les rivières. Certains ponts deviennent alors des zones de passages réguliers sur lesquels les animaux sont particulièrement exposés aux collisions : « *Là c'est un passage obligé dans la mesure où il y a un franchissement de rivière, un pont, juste ici. Donc là il y a un risque* » (Exp_09).

- Autres

La conjonction de trois grands facteurs est mentionnée de manière récurrente par l'ensemble des personnes rencontrées : l'orientation des massifs, la continuité forestière et le trafic routier. Quand les experts enquêtés acceptent d'extrapoler leur raisonnement au-delà des cas de collision qu'ils connaissent, ils cherchent alors les points d'intersection entre une ligne de crête forestière et une route importante (notamment les routes nationales).

La plupart des experts rencontrés restent néanmoins prudents quant à ces formes d'extrapolation. Ils privilégient souvent la description circonstanciée des situations de collision et en dégagent une série de facteurs qu'ils hésitent le plus souvent à généraliser. À des degrés divers, ils cherchent, en quelque sorte, à se mettre à la place des lynx et soulignent les compétences spécifiques de ces animaux à traverser les routes. Les lynx sont souvent présentés comme des animaux dotés d'une forte capacité d'apprentissage et qui, généralement, connaissent suffisamment bien leur territoire pour éviter les collisions. Les experts enquêtés cherchent alors à identifier les facteurs qui conduisent malgré tout à des situations de collision :

- *saison des premiers déplacements des jeunes* : l'âge des animaux et plus précisément le fait qu'ils sont ou pas établis dans un territoire est désigné comme un facteur important de risque. Ceci peut être relié avec la connaissance que l'animal a de son territoire et des compétences qu'il a acquises. Selon certains observateurs, les jeunes ne traverseraient les routes qu'avec un temps de retard par rapport à la mère. Ils seraient donc particulièrement exposés au risque de collision à cette période ;
- *périodes de battues* : dérangés par les battues, les lynx peuvent être amenés à traverser les axes routiers et ferroviaires avec moins de prudence qu'en situation de tranquillité ;
- *périodes qui suivent des travaux de modification de voirie* : la modification des conditions de circulation routière (passage en deux fois deux voies, modification du tracé, etc.) pourrait provoquer une augmentation des risques de collision le temps que les lynx intègrent ce changement et réajustent leur vigilance aux conditions de trafic.

- *périodes qui suivent les changements d'horaire* : ce facteur a été signalé pour les zones frontalières où il y a des pics d'affluence particulièrement importants au moment des déplacements domicile/travail ; le changement d'horaire provoquant un décalage brutal des pics d'affluence pouvant interférer avec les habitudes quotidiennes de déplacement des lynx.

3.3. Stratégies d'expertise

L'analyse des stratégies d'expertise consiste ici à identifier et à décrypter les différents modes de raisonnement mobilisés par les experts. Au vu des analyses, il est possible d'identifier trois types de raisonnement pouvant parfois être mobilisés tour à tour par un même expert. D'un côté, il y a les raisonnements basés sur les souvenirs, où les experts s'appuient sur une analyse des cas de collisions dont ils ont eu connaissance pour placer les points de collision potentielle sur la carte. D'un autre côté, il y a les raisonnements de type analytique où les experts raisonnent en croisant un certain nombre de facteurs écologiques, de facteurs bio-éthologiques et de facteurs liés au ITT pour identifier sur la carte les zones accidentogènes pour l'espèce considérée. Deux grands types de raisonnements analytiques peuvent être distingués : le raisonnement analytique « paysager », focalisé sur les conditions écologiques structurelles qui canalisent les déplacements des lynx vers certains points névralgiques du réseau d'infrastructure de transport terrestre ; le raisonnement analytique « bio-éthologique », d'avantage focalisé sur les variables propres à la biologie et au comportement des lynx.

- *Souvenir et raisonnement par cas*

Face aux exercices qui leur sont proposés, nombre des experts rencontrés ont adopté une démarche de type casuistique (Passeron et Revel, 2005). Afin de positionner les pastilles sur la carte, la plupart d'entre eux commencent par se remémorer l'ensemble des cas de collisions dont ils ont connaissance. Un tel raisonnement est généralement mobilisé par les experts qui combinent une bonne connaissance de l'espèce et une bonne connaissance de la région. Il s'agit principalement de personnes ayant une expérience naturaliste de terrain et/ou qui, de par leur statut professionnel, sont amenées à être informées des cas de collision de lynx sur leur zone (Exp_01 ; Exp_03 ; Exp_05 ; Exp_07 ; Exp_11).

Les personnes n'ayant pas cette connaissance par cas restent souvent un peu démunies face à l'exercice proposé. C'est le cas tout particulièrement des personnes contactées pour leur expertise générale des interactions entre infrastructures de transport terrestre et faune sauvage mais qui n'ont pas d'expérience particulière de la région d'étude et/ou de l'espèce lynx (Exp_02 ; Exp_17). Parmi ces experts qui mobilisent peu le raisonnement par cas, certains se raccrochent à quelques connaissances générales d'écologie du paysage et s'attachent notamment à identifier, plus ou moins précisément, les points de croisement entre des lignes de crêtes forestières et des routes relativement importantes. On retrouve parmi ces personnes des experts des interactions entre ITT et faune sauvage qui ont également une bonne connaissance de la région (Exp_12) ou de l'espèce lynx (Exp_15).

- Raisonnement analytique

Les dires d'experts recueillis comportent également une part importante de raisonnement de type analytique. Ce type de raisonnement est mobilisé par les experts n'ayant pas cette connaissance par cas qui leur permettrait de raisonner par souvenir (Exp_2 ; Exp_12 ; Exp_15). Ce type de raisonnement est également mobilisé, chez d'autres experts, pour prolonger le raisonnement par cas et poursuivre l'exercice d'identification des zones potentielles à fort risque de collision au-delà des cas réels de collision connus.

- Raisonnement analytique « paysager » :

Parmi les séquences d'entretiens relatives au raisonnement analytique, certaines sont particulièrement orientées vers une analyse de type « paysagère ». Dans ce cas, les experts focalisent leur attention sur ce qu'ils identifient comme des facteurs structurels qui déterminent le cheminement des lynx. Ces facteurs sont principalement l'orientation des massifs et les continuités forestières qui forment les corridors privilégiés de déplacement des lynx. Dans ce type de raisonnement, une attention toute particulière est également accordée aux cours d'eau et à l'urbanisation. Ces deux facteurs ressortent en tant qu'obstacles au cheminement des lynx.

On voit alors apparaître à plusieurs reprises la notion de « point de passage obligé » : « *Là c'est un passage obligé dans la mesure où il y a un franchissement de rivières, un pont. [...]. Et là c'est évident. Il y a une ligne de crête, un passage en creux au niveau du col qui est, je crois, une zone accidentogène* » (Exp_09) ; « *Ici, des massifs très boisés avec des routes à forte circulation où la forêt enserre complètement la voie, avec des reliefs qui entraînent des passages obligatoires à certains endroits : ça c'est à étudier* » (Exp_12).

Un tel mode de raisonnement est particulièrement mobilisé par des experts qui n'ont pas une connaissance fine de la zone d'étude sur laquelle ils sont interrogés.

- Raisonnement analytique « bio-éthologique » :

Parmi les séquences d'entretiens relatives au raisonnement analytique, certaines sont particulièrement orientées vers une analyse de type « bio-éthologique ». Dans ce cas, les experts focalisent leur attention sur les caractéristiques biologiques et comportementales de l'espèce lynx. Les experts privilégiant ce type de raisonnement sont principalement ceux qui reconnaissent, plus ou moins explicitement, une compétence particulière de traversée de route chez le lynx. Alors que des animaux comme les sangliers sont généralement considérés comme des animaux qui vont surgir sur la route sans aucune précaution, le lynx est réputé « prudent ». Pour Loïc Coat par exemple : « *C'est évident que les adultes savent traverser les routes. [...]. C'est le comportement typique du lynx qui est très observateur. A plusieurs reprises je l'ai vu être plusieurs minutes au bord de la route et c'est quand il y a le calme qu'il se lance* ».

Dans ces conditions, il ne suffit donc pas simplement de se fier aux facteurs structurels qui déterminent les comportements de déplacement « normaux » des lynx. Il s'agit plutôt pour ces experts de s'intéresser aux circonstances spécifiques dans lesquelles certains individus seraient plus particulièrement exposés au risque de collision. Des facteurs tels que l'âge, le sexe, les proies, mais également des facteurs plus spécifiques liés notamment à la saisonnalité ou à des modifications importantes du milieu (cf. 3.2.4. Autre) ressortent tout particulièrement : « *Quand il traverse une route il ne se lance pas comme ça au hasard ; sauf si il est derrière une proie, il oublie tout les à-côtés, mais si il est en déplacement normal, si il n'est pas non plus en rut... on peut imaginer que si il est*

derrière la femelle ou, à l'inverse, si la femelle est derrière le mâle, ils vont se faire avoir plus comme ça » (Exp_05).

Un tel mode de raisonnement est particulièrement mobilisé par des experts ayant une bonne connaissance de l'espèce.

4. Synthèse

L'analyse des dires d'experts conduit à identifier deux grands types de facteurs de risques : d'une part des facteurs que l'on peut qualifier de génériques, mis en avant par la quasi-totalité des personnes sollicitées ; d'autre part des facteurs spécifiques, pointés par certains experts ayant une bonne connaissance du terrain. Les premiers font appel à des connaissances générales sur l'écologie de l'espèce et sont mobilisés dans le cadre d'une lecture macro (continuité forestière, orientation des massifs, cycles saisonniers de l'espèce, présence/absence, typologie générale des axes routiers, etc.). Les seconds font plutôt appel à des expériences de terrain particulières et sont mobilisés dans le cadre d'une lecture micro qui s'inscrit généralement dans une temporalité particulière, caractérisant des situations spécifiques plutôt que des grandes structures générales.

Ces résultats posent une question importante quant aux perspectives de comparaison et de complémentarité du modèle « standardisé » et du modèle « à dire d'experts ». Sur le plan qualitatif, les possibilités d'enrichissement de l'expertise standardisée par des éléments issus de la consultation d'experts sont particulièrement riches. Néanmoins, les apports majeurs de ces consultations d'experts se prêtent souvent mal à la standardisation ou à la généralisation. Les modalités d'articulation du modèle « standardisé » et du modèle « à dire d'experts » restent donc à affiner, voire à inventer.

TROISIEME CHAPITRE : Le couplage des deux analyses

1. Introduction

Les deux premiers volets du projet ITTECOP – Lynx ont permis de mettre en évidence que les risques de collisions chez le lynx étaient associés de manière privilégiée à certains habitats et certaines caractéristiques des infrastructures de transports terrestres. Cependant, une partie de ce projet n'a pas encore été abordée, à savoir le couplage de l'analyse « biostatistique » et de l'analyse « à dire d'experts » afin d'obtenir un modèle plus robuste du risque de collision avec un lynx dans le massif jurassien. Cette partie consiste donc à comparer les expertises produites par les deux modèles et à explorer leurs complémentarités.

Dans un premier temps, l'ensemble des points accidentogènes issus de l'analyse à dire d'experts fera l'objet du même traitement statistique que les données de collisions réelles. Cela permettra tout d'abord de mettre en évidence les éléments du paysage utilisés par les experts pour déterminer les zones à fort risque de collision. Ainsi, nous pourrions souligner les complémentarités de ces deux approches et caractériser à la fois d'une manière quantitative (nombre de zones qui diffèrent) et d'une manière qualitative (utilisation différente des variables) la valeur ajoutée de ces deux approches.

Dans un second temps, les dires d'experts enregistrés et transcrits seront traités séparément afin de déterminer l'importance relative que chaque expert accorde aux variables pour parvenir à identifier les points à risque de collision. Une telle analyse permettra de regrouper les experts en fonction de leur identification des risques de collisions chez le lynx et ainsi d'effectuer une typologie de ces experts. La caractérisation de ces regroupements pourrait être utile dans l'établissement de panel d'experts et la méthodologie pourrait ensuite être employée dans des études similaires.

2. Matériels & méthodes

2.1. Zone d'étude et données disponibles

La zone d'étude, les variables d'habitats et les variables structurelles prises en compte dans cette partie sont identiques à celles utilisées dans le volet « biostatistique ». Seuls les points de collisions changent : nous utiliserons dans cette partie les points de risque de collision positionnés par les experts au cours des entretiens réalisés dans le cadre du volet « à dire d'experts » (Figure 24).

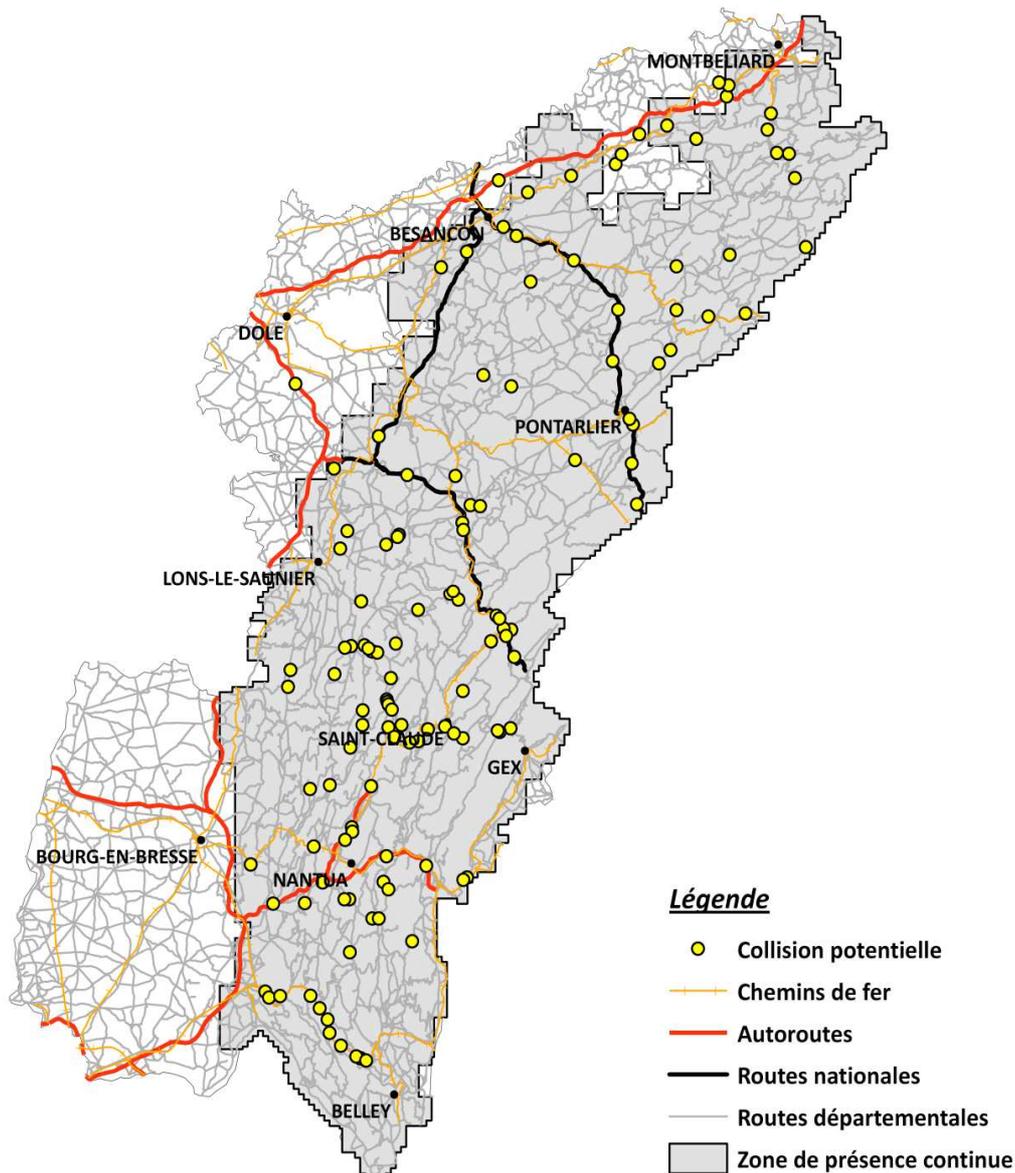


Figure 24 : Répartition des infrastructures de transports terrestres dans les trois départements de l’Ain, du Doubs et du Jura. La zone grisée correspond à l’aire de présence continue du Lynx dans ces trois départements. Les points jaunes correspondent aux points de risque de collision positionnés par les experts consultés (n=179).

2.2. Méthodes

- Les analyses exploratoires

Avant d’intégrer les points de risque de collision dans le modèle biostatistique, nous avons regardé comment se distribuaient ces points sur l’ensemble de la zone d’étude. Pour chaque ITT, nous avons dénombré tous les points que les experts ont placés afin de mettre en évidence les principaux axes pour lesquels ces experts ont signalé un risque de collision. Nous avons ensuite

comparé ces résultats aux prédictions obtenues grâce au modèle de risque « global » du volet biostatistique.

Nous avons également comparé la distribution des points de risque de collision positionnés par les experts avec la distribution des points de « collisions-recensées ». A l'occasion des entretiens, plusieurs experts ont mentionné le souvenir d'un ou plusieurs cas précis de collision au moment de placer les points de risque de collision sur la carte qui leur était présentée.

Afin d'évaluer le recours au souvenir pour chacun des experts et de distinguer les points positionnés en référence à un cas réel de collision (« points souvenirs ») des points positionnés au regard d'une analyse des conditions écologiques et/ou structurelles (« points interprétés »), nous avons dénombré tous les points experts qui étaient situés à 1 km au maximum d'un point de collision-vraie, sur la même ITT. Nous avons considéré que ces points étaient des souvenirs d'une « collision-vraie » tandis que les points restants avaient été positionnés suite à la seule interprétation des conditions structurelles et écologiques. Une telle marge d'imprécision est apparue réaliste au vu du déroulement de la majorité des entretiens qui ont été conduits au moyen de cartes 1 : 250 000 (1 km correspondant à une marge d'imprécision de 0.4 cm sur la carte).

Nous avons ensuite calculé, pour chaque expert, un taux de points obtenus par remémoration des points de collision. Nous avons défini ce taux comme le rapport entre le nombre de « points souvenirs » et le nombre total de points. Plus ce rapport est proche de 1, plus l'expert fait appel à sa mémoire des lieux de collisions pour placer des points dans l'exercice qui lui était demandé.

- Les analyses de risques écologique, structurel et global

Nous avons appliqué les mêmes méthodes que dans le volet « biostatistique » pour calculer les risques « écologique », « structurel » et « global » à partir des points positionnés par les experts consultés. Pour plus de détails sur ces méthodes, se reporter à la partie « matériels & méthodes » du volet biostatistique.

Pour rappel, le risque « écologique » est modélisé à l'aide des distances de Mahalanobis. Cette distance s'interprète comme la distance par rapport à l'optimal : plus cette valeur est grande, plus le pixel est éloigné de l'optimal (Calenge *et al.*, 2008). Dans le cas de la présente étude, l'optimal correspond aux conditions favorables à une collision. Plus la distance de Mahalanobis d'un pixel donné est élevée, plus le risque de collision dans la partie de la zone d'étude représentée par ce pixel est faible. Les zones à fort risque de collision sont donc les régions de la carte de prédictions issue de la MADIFA présentant une distance de Mahalanobis faible.

Par ailleurs, les experts avaient la possibilité d'attribuer un poids différent à chaque point, selon le niveau de risque qu'ils estimaient : « 1 » pour faible, « 2 » pour moyen et « 3 » pour fort. Les analyses ont été faites une première fois à partir de la simple localisation des points de risque de collision, puis une seconde fois en tenant compte du niveau de risque attribué par les experts. Les résultats ont ensuite été comparés pour chacune des trois étapes de la modélisation du risque.

- La typologie des experts

Pour les analyses de risque, les points ont été traités de la même manière, sans distinction de

l'expert qui les avait positionnés. Cependant, les experts n'ont pas tous adopté les mêmes stratégies pour placer leurs points sur les cartes qui leur étaient présentées. Afin d'établir les associations de variables utilisées par chaque expert, mais aussi de regrouper certains experts en fonction de leurs stratégies, nous avons appliqué une méthode utilisée en écologie spatiale pour déterminer les habitats préférentiels d'animaux équipés de colliers GPS : la k-select (Calenge *et al.*, 2005 ; Calenge, 2007 ; Pellerin *et al.*, 2010 ; Lande *et al.*, 2010 ; Hansen *et al.*, 2009 ; Martin *et al.*, 2010).

Tout comme l'ENFA et la MADIFA, la k-select est basée sur le principe de la marginalité (Calenge *et al.*, 2005 ; Calenge, 2007). Chaque variable d'habitat définit une direction dans un espace multi-varié. Dans cet espace, nous faisons la distinction entre ce qui est disponible et ce qui est réellement utilisé. Dans le cas de l'analyse des dires d'experts, le disponible correspond à l'ensemble de la zone d'étude car tous les experts avaient la possibilité de positionner des points à n'importe quel endroit de cette zone. L'habitat utilisé par chaque expert correspond à la combinaison des habitats de tous les points qu'il a positionnés.

La k-select est une méthode de sélection d'habitats prenant à la fois en compte les variations individuelles (comme l'analyse factorielle discriminante) et la dimension spatiale (comme l'ENFA et la MADIFA). Le principe de cette méthode peut se résumer en une analyse en composantes principales (ACP) sur un tableau où les colonnes seraient les variables d'habitats et les lignes les scores de la marginalité de chaque individu. Le résultat est une combinaison linéaire de variables environnementales qui maximisent la marginalité moyenne (Calenge *et al.*, 2005 ; Calenge, 2007).

L'interprétation des résultats se fait de manière graphique, sur un plan factoriel constitué des deux premiers axes de l'analyse factorielle, expliquant à eux deux une majorité de la variation de la marginalité. Sur ce plan, la sélection individuelle est représentée par un vecteur de marginalité : le début de ce vecteur est le barycentre de l'habitat disponible et sa fin le barycentre de l'habitat utilisé par l'individu en question (Calenge *et al.*, 2005 ; Calenge, 2007). La longueur de ce vecteur de marginalité traduit donc l'intensité de sélection d'habitat : plus le vecteur est court et moins l'habitat utilisé diffère de l'habitat disponible, ce qui relève d'une faible sélection. La direction de ce vecteur indique les variables d'habitats qui sont sélectionnées par l'individu en question (Calenge *et al.*, 2005 ; Calenge, 2007).

Pour cette analyse de k-select, nous avons regroupé les variables forestières en une seule variable « Forest », traduisant la proportion de couvert forestier par pixel. Nous avons fait ce choix car, à aucun moment au cours des entretiens, les experts rencontrés ont évoqué une possible différence entre une forêt de résineux et une forêt de feuillus. Cette distinction n'ayant pas été faite au cours des entretiens, nous ne pouvons pas la faire *a posteriori* pour analyser les stratégies des experts.

Afin d'établir une typologie des experts, nous pouvons également comparer ces experts entre eux en analysant la correspondance entre les points qu'ils ont positionnés sur les cartes IGN et la carte de prédiction de risque « écologique ». Pour cela, nous avons utilisé les trois versions de cartes de prédictions obtenues à partir des différents modèles : à partir des collisions vraies, à partir des points experts et enfin à partir de ces mêmes points experts mais en tenant compte du poids de risque qu'ils ont attribué à chacun de leurs points.

Pour chaque expert, nous avons calculé le risque moyen de collision pour l'ensemble de ses points ainsi que l'écart-type associé. Pour un seul expert nous n'avons pas pu calculer cet écart-type

car il n'avait placé qu'un seul « point interprété ». Nous avons ensuite comparé ces risques moyens avec le risque moyen de la zone d'étude, pour chacune des trois cartes de risque écologique. Nous avons également comparé les différentes approches entre elles.

Cette analyse nous a permis d'estimer la pertinence de chaque expert à placer des points dans des zones à risque selon les modèles établis.

A chaque étape de cette typologie des experts, nous avons travaillé en aveugle, sans connaître l'identité ni le parcours de ces experts. Ce n'est qu'au moment de l'interprétation sociologique des résultats que leur identité a été dévoilée.

3. Résultats

- Les analyses exploratoires

Les experts consultés ont positionné 179 points sur l'ensemble du réseau d'infrastructures de transports terrestres des trois départements de l'Ain, du Doubs et du Jura. Parmi ces points, certains sont superposés (jusqu'à 6 points aux mêmes coordonnées) et d'autres sont en dehors de la zone d'étude retenue (6 points, qui seront retirés des analyses suivantes).

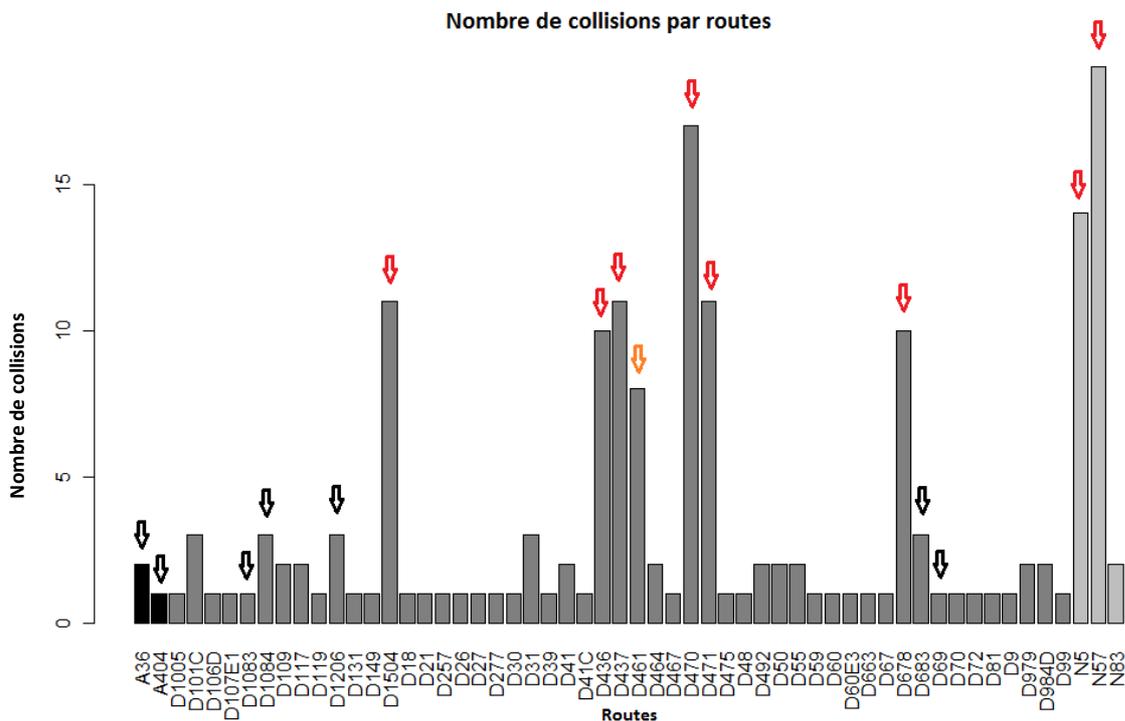


Figure 25 : Nombre de points de risque de collisions, positionnés par les experts, pour chaque axe de transport terrestre pour lequel au moins une collision a été placée. En noir les autoroutes, en gris foncé les départementales et en gris clair les nationales. Les flèches rouges et les flèches noires matérialisent les axes prédits à « risque fort » par l'analyse sur les collisions vraies ; les rouges pour les axes régulièrement cités par les experts, les noires pour ceux peu cités. La flèche orange indique un axe dont certaines portions du tracé ont été prédites à risque fort par l'analyse précédente.

Neuf axes principaux concentrent les points de risque de collision positionnés par les experts (flèches rouges + flèche orange sur la figure 25). Parmi ces axes, nous pouvons noter la présence des trois axes prépondérants de la partie de l'analyse biostatistique, à savoir les nationales N5 et N57, et la départementale D470. De plus, cinq des six axes principaux restants (D1504, D436, D437, D471 et D678) ont également été mis en évidence dans l'analyse « biostatistique », en apparaissant comme axes à fort risque de collision d'après le « modèle global ».

Par ailleurs, la départementale D461 (flèche orange sur la figure 25), qui semble être un axe à risque de collision selon les experts consultés, apparaît comme un axe à risque faible selon le modèle global. Mais lorsque l'on regarde de plus près, le modèle prédit un risque élevé pour certaines portions de cette route, et ce sont sur ces portions (ou juste à côté mais sur un segment non estimé par manque d'une donnée) que les experts ont positionné leurs points de collisions attendues. Il semblerait donc que les résultats du « modèle global » soient en accord avec ceux obtenus par consultation d'experts.

Enfin, sept axes pour lesquels le modèle global a prédit un fort risque de collision (A36, A404, D1083, D1084, D1206, D683 et D69 ; flèches noires sur la figure 25) n'ont été que très peu cités par les experts. Tout d'abord, le faible risque associé aux autoroutes est lié au fait que, contrairement à notre analyse « biostatistique », les experts ont pris en compte la présence des équipements des autoroutes en grillages et en passages à faune. Ensuite, les départementales D1084, D1206 et D69 sont des infrastructures présentes uniquement dans le département de l'Ain pour lequel la pression d'enquête auprès des experts a été plus faible (cf. description du panel d'experts). Enfin, les départementales D1083 et D683 sont toutes les deux des anciennes nationales prolongeant la nationale N83, la D1083 vers le sud-ouest à travers le Jura et l'Ain et la D683 vers le nord-est entre Besançon et Montbéliard. Cet ensemble de routes (D1083 + N83 + D683) est en bordure est de la zone d'étude, ce qui peut expliquer sa faible prise en compte par les experts.

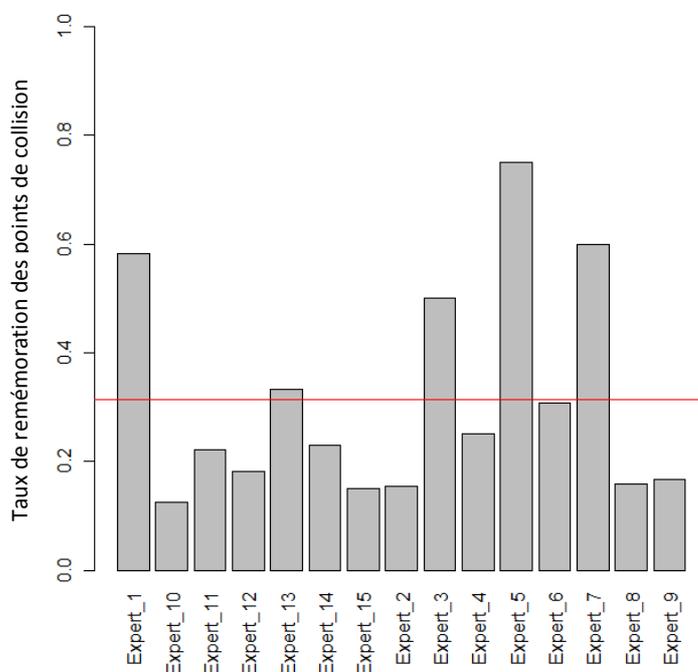


Figure 26 : Taux de points obtenus par remémoration des points de collision, expert par expert. Le trait rouge correspond au taux moyen de l'ensemble du panel d'experts (0.31).

Lors du placement des points de collision par les experts, ceux-ci ont adopté deux stratégies différentes : soit ils faisaient préférentiellement appel à leur mémoire et plaçaient des points de risque de collision aux endroits où ils se souvenaient d'un cas de collision réelle, soit ils déterminaient les points à fort risque de collision en fonction de leur analyse des conditions écologiques et structurelles de la zone. En comparant la distribution des points de risque de collision identifiés par les experts avec la distribution des points de collision-vraie, on constate que les experts ont fait appel à leur mémoire pour un peu plus d'un quart des points (26.3%). Cependant une forte variabilité existe entre experts puisque pour certains d'entre eux, jusqu'à 80% des points positionnés étaient des cas de collisions réelles.

Nous avons donc calculé un taux de points obtenus par remémoration des points de collision. Ce taux correspond au rapport entre le nombre de « points souvenirs » et le nombre total de points placés par chaque expert. Ce taux varie d'un expert à l'autre (Figure 26), entre 0.125 pour l'expert n°10 et 0.75 pour l'expert n°5. Les experts n°1, 3, 5 et 7 font essentiellement appel à leur mémoire pour positionner des points de collisions alors que les experts n°10, 12, 15, 2, 8 et 9 ont un « taux de souvenirs » inférieur à 0.2 et font donc peu appel à leur mémoire pour indiquer des points à risque de collision.

Pour la suite des analyses, nous n'utiliserons que les points qui n'ont pas été obtenus par mobilisation de souvenirs, afin d'évaluer au mieux la pertinence de la méthode consistant à mettre en évidence des points de collision à partir de l'interprétation des conditions écologiques et structurelles des zones considérées.

- Les analyses de risques écologique, structurel et global

➔ **Le risque écologique**

Pour modéliser le risque écologique, à partir des points experts, nous avons en premier lieu étudié la marginalité et la spécificité de l'habitat utilisé par ces experts afin de déterminer les points de collision. La marginalité s'interprète comme le décalage entre l'habitat utilisé et l'habitat disponible, tandis que la spécificité traduit l'étroitesse de la niche.

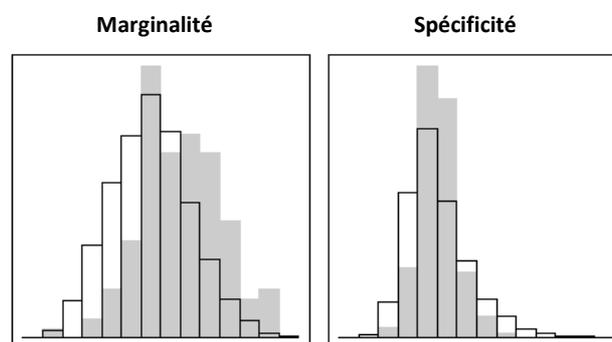


Figure 27 : Marginalité (à gauche) et spécificité (à droite) de l'ENFA basées sur la localisation des collisions de lynx prédites par le panel d'experts. En blanc est représenté le disponible et en gris l'utilisé.

A partir des points de « collisions-vraies », nous avons obtenu des marginalité et spécificité statistiquement significatives. Ici, la spécificité n'est pas statistiquement significative ($p = 0.278$), mais la marginalité l'est ($p = 0.001$). Cela signifie que la diversité des habitats utilisés par les experts est aussi grande que celle disponible dans la zone d'étude, mais qu'ils utilisent des valeurs décalées par rapport aux moyennes des habitats disponibles (Figure 27).

Si l'on affine l'analyse, habitat par habitat (Figure 28), nous pouvons constater que les habitats pour lesquels les valeurs utilisées moyennes sont décalées par rapports aux valeurs disponibles moyennes sont caractérisés par la pente (« Slope »), la densité de chamois (« Chamois ») et les forêts de feuillus (« Deciduous »). Ces variables d'habitat sont les mêmes que celles mises en évidence avec l'analyse des collisions-vraies, à l'exception de la variable d'altitude (« Elevation ») qui ressortait dans l'analyse précédente mais pas ici. Ce résultat concernant l'altitude est cohérent avec les résultats de l'analyse des dires d'experts dans lesquels la référence à l'altitude est très peu fréquente.

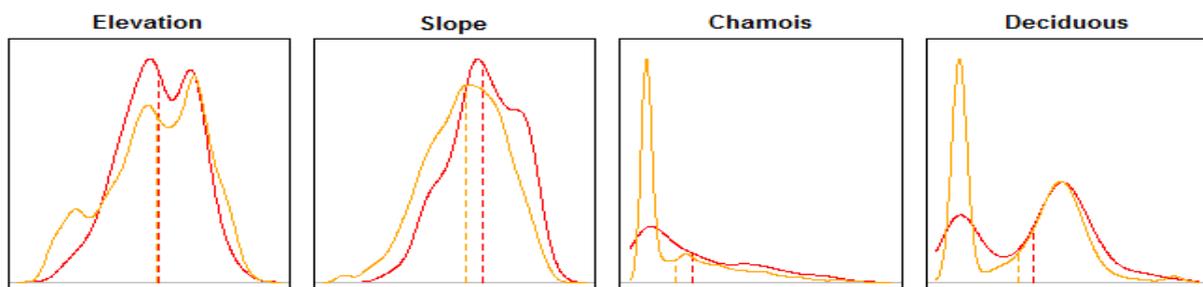


Figure 28 : Répartition de l'habitat disponible (en orange) et de l'utilisé (en rouge), décomposé variable par variable. Les moyennes sont représentées en pointillés.

L'étape suivante est l'analyse factorielle des distances de Mahalanobis. Elle nous permet de préciser la relation entre les zones de collision selon les experts et l'habitat de l'aire d'étude. La proportion de la distance de Mahalanobis moyenne expliquée par chaque axe de la MADIFA est mesurée par la valeur propre de cet axe et résumée dans l'histogramme de la figure 29a. Le premier axe explique 21.1 % de cette distance et le second 14.6 % ; pour une meilleure interprétation des résultats, nous utiliserons le plan factoriel constitué des deux premiers axes. Cette analyse nous permet de prédire le risque de collision résultant de cette relation, et ainsi d'obtenir une carte de prédiction du risque (écologique) de collision, selon les experts.

D'après la figure 29b, le premier axe oppose les zones anthropisées (« Urban » et « Agriculture ») aux zones montagneuses (« Slope » et « Elevation »), alors que le second axe oppose la plaine boisée (« Deciduous ») aux zones d'altitude (« Elevation »).

Par rapport aux résultats du volet biostatistique, les axes du premier plan factoriel ne sont pas corrélés aux mêmes variables, mais le résultat final est similaire : les milieux escarpés, en altitude, sont plus accidentogènes que la plaine de forêts caduques.

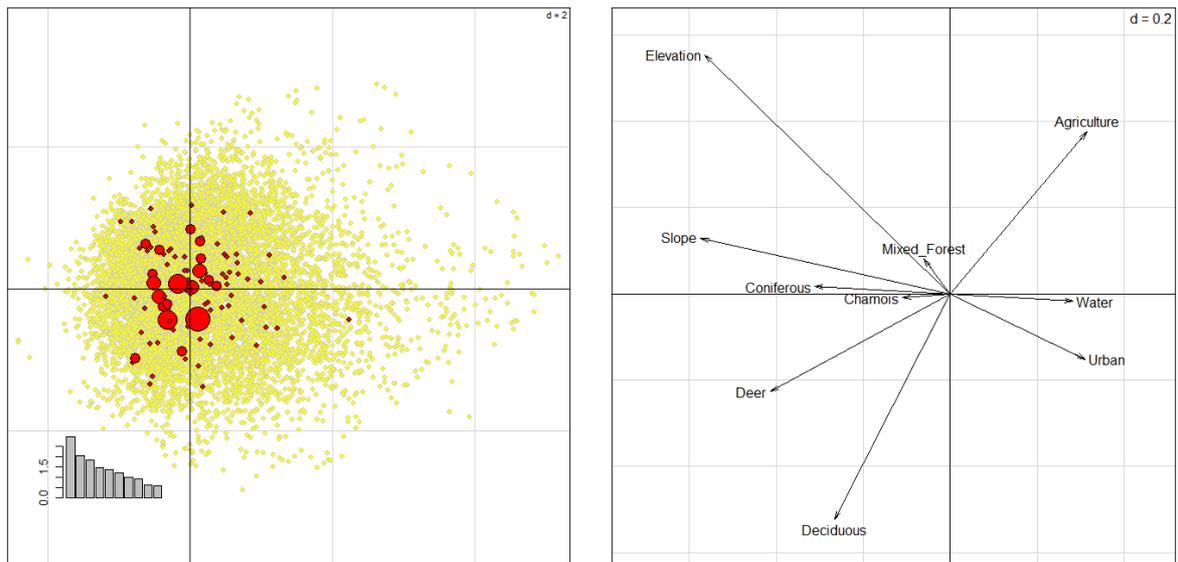


Figure 29a (à gauche) et 29b (à droite) : Plan factoriel de la « niche écologique » des collisions de lynx prédites par le panel d'experts (à gauche). Les points jaunes correspondent à l'habitat disponible et les points rouges à l'habitat où se concentrent les collisions attendues. En vignette à gauche est représenté l'histogramme des valeurs propres. A droite, le graphique des corrélations entre les variables environnementales et les axes de la MADIFA (le 1^e axe en X et le 2nd axe en Y).

Lorsque l'on compare les cartes de prédiction de risque écologique obtenues par les deux approches (à partir des collisions-observées et à partir des points experts), on constate qu'elles sont très proches l'une de l'autre (Figure 13 du volet biostatistique et figure 30). Le test de corrélation de Pearson est fortement significatif ($r = 0.82$; $p < 2.2e-16$). Dans l'ensemble, ce sont les mêmes zones à fort risque écologique mais aussi les mêmes zones à faible risque, qui sont mises en évidence par ces deux approches.

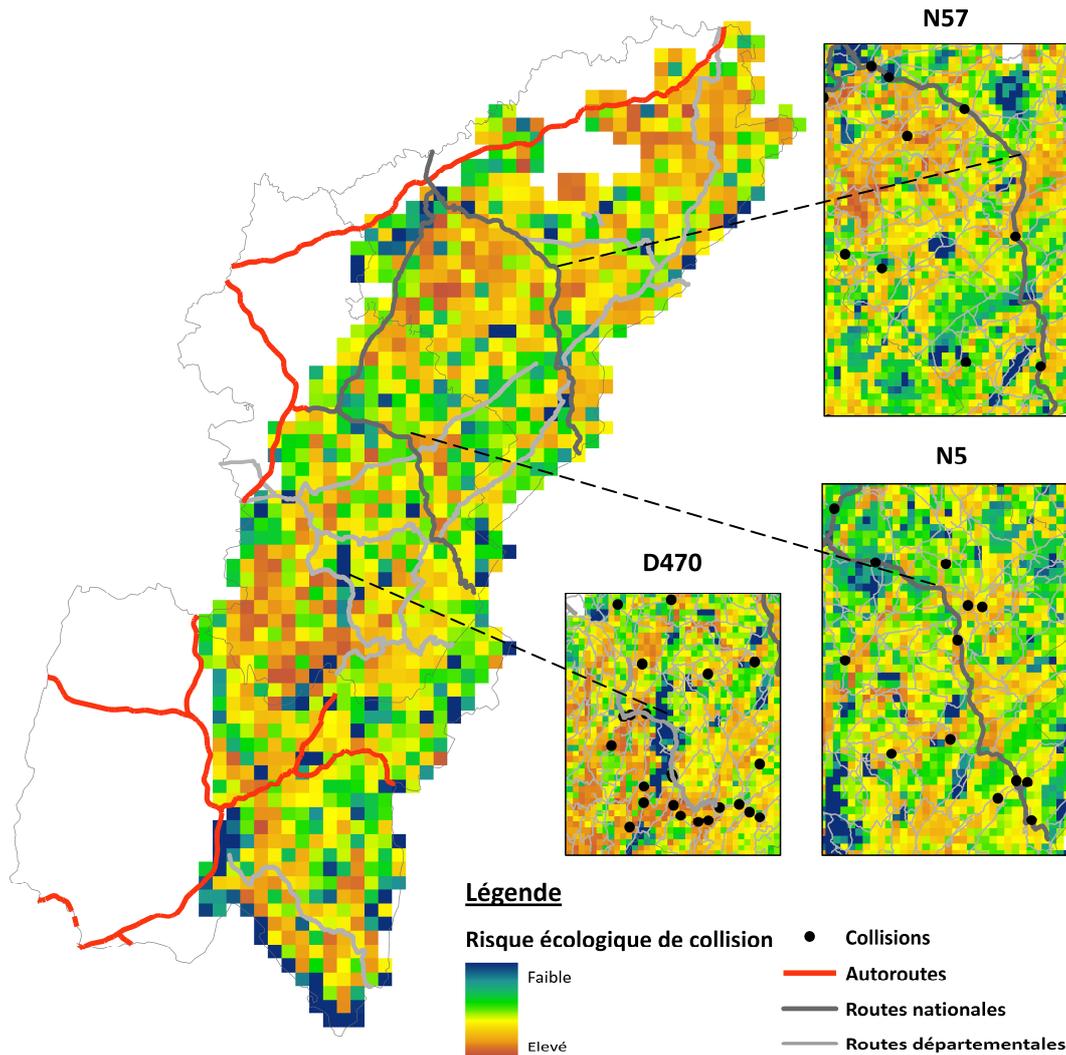


Figure 30 : Carte de prédiction du risque écologique à partir des points experts. A gauche, la carte de toute l'aire d'étude a une résolution de 3km*3km ; seules les routes principales y figurent. Les vignettes sont des gros plans sur les trois routes les plus meurtrières du volet biostatistique : la N57, la N5 et la D470, à une résolution de 1km*1km ; toutes les départementales y figurent. Les points noirs dans les vignettes correspondent aux points « experts ».

En standardisant ces deux cartes et en soustrayant l'une à l'autre, on peut faire ressortir les régions pour lesquelles les deux approches ne prédisent pas la même intensité de risque de collision (Figure 8). On peut ainsi constater que le risque de collision prédit par les experts est plus faible dans les zones de lacs et de grandes rivières que celui prédit à partir des collisions-vraies. Mais ces zones « à signal négatif » sont principalement de grandes étendues d'eau, comme le lac de Vouglans dont la superficie avoisine les 16 km² et donc 16 pixels dans l'analyse (zone verte au centre de la carte de la figure 31). Ces étendues s'interprètent probablement plutôt comme des zones d'absence d'ITT et donc d'impossibilité de collision, plutôt que comme des zones défavorables aux collisions de lynx.

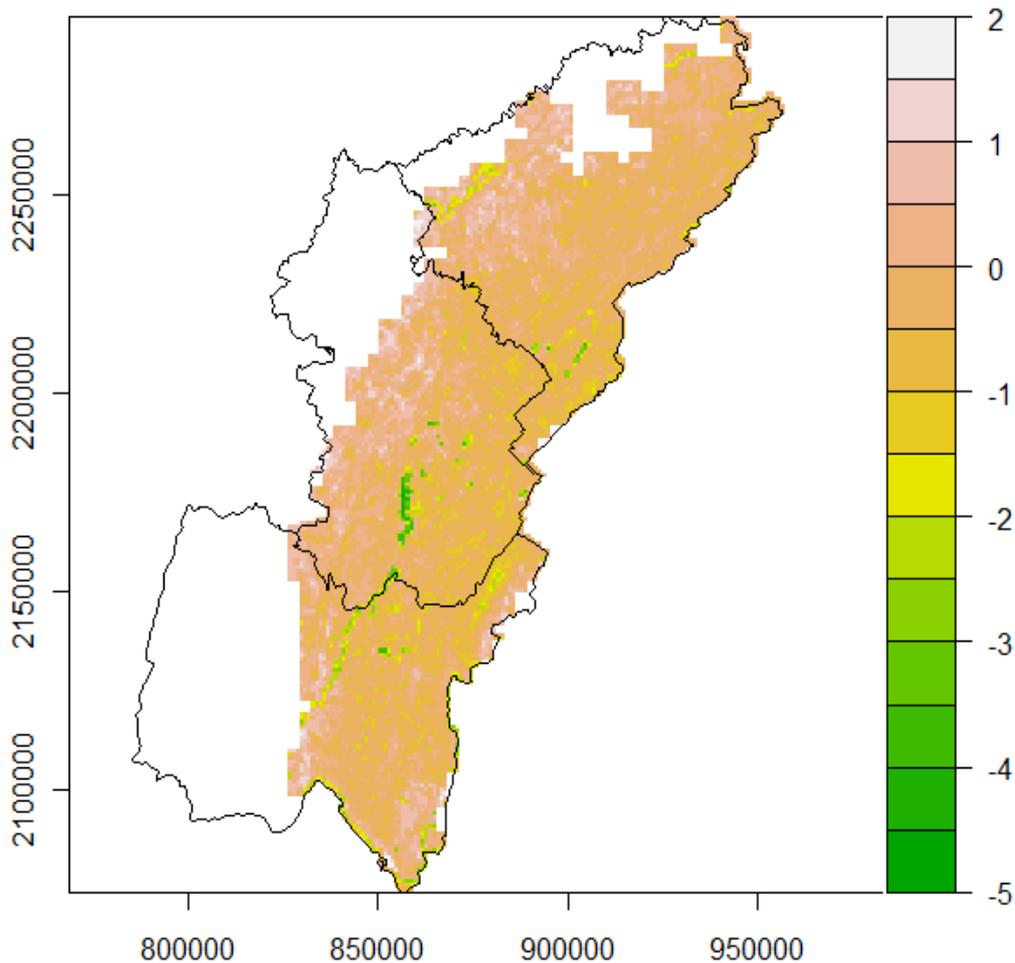


Figure 31 : Comparaison des cartes de risque écologique à partir des collisions-vraies et des dires d'experts. Les zones négatives, en jaune et vert, correspondent aux régions où le risque estimé à partir des dires d'experts est plus faible que celui estimé à partir des collisions-vraies. Avant d'être soustrait l'un à l'autre, l'échelle de chacun de ces deux risques va de 0 à 10, avec 0 pour le risque le plus fort.

α Intensité du risque de collision selon les experts :

Lors des entretiens avec les experts, ces derniers pouvaient accorder un poids aux points qu'ils positionnaient, en fonction du niveau de risque de collision qu'ils estimaient faible, moyen ou important.

Lorsque l'on prend en compte ces poids attribués aux points de collisions dans les analyses, la carte de risque écologique obtenue est quasiment similaire à celle que l'on obtient sans les considérer (Figure 32). Cependant, les régions non-agricoles (zones en jaune et vert sur la figure 32) ont un risque de collision légèrement plus important quand on prend en compte ce poids. Selon les experts, les zones agricoles présenteraient un risque de collision plus faible que les milieux naturels. A nouveau, un tel résultat est parfaitement cohérent avec toutes les autres analyses qui soulignent explicitement la prédilection de l'espèce pour les zones les moins anthropisées.

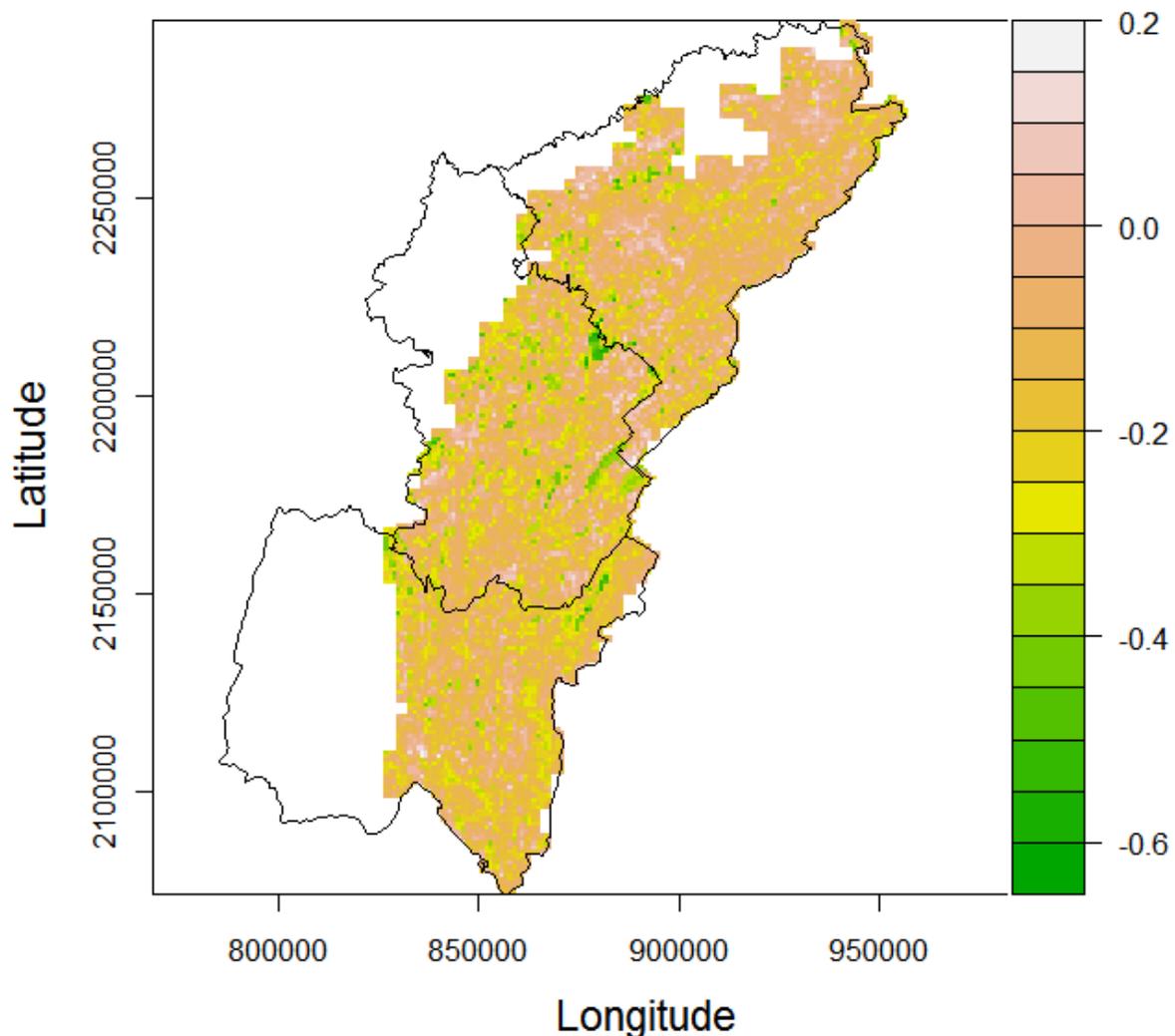


Figure 32 : Comparaison de la carte de risque écologique obtenue à partir des dires d'experts avec celle obtenue en attribuant un niveau de risque de collision aux points experts. Les zones positives, en rose et gris clair, correspondent aux régions où le risque estimé en prenant en compte les niveaux de risque établis par les experts est plus faible que celui estimé sans ce niveau de risque. Avant d'être soustrait l'un à l'autre, l'échelle de chacun de ces deux risques va de 0 à 10, avec 0 pour le risque le plus fort.

→ Le risque structurel

Le modèle additif mixte généralisé (GAMM) retenu dans le volet « biostatistique » a été appliqué aux données issues de l'analyse à dire d'experts. Des quatre variables retenues dans le premier chapitre (à savoir « Type », « Largeur », « Trafic » et « Zone »), le type de route ne peut pas être conservé dans le modèle, selon la méthode expliquée précédemment (« Type », $p_{moy} = 0.48$). Trois variables ont donc été gardées : le trafic routier (« Trafic », $p_{moy} = 0.021$), la largeur de la chaussée (« Largeur », $p_{moy} = 0.004$) et la localisation des segments en fonction du statut de présence du lynx dans le Jura (« Zone », $p_{moy} = 0.054$) (Figure 33). Les deux dernières variables structurelles, la sinuosité des segments (« Sinuosity ») ainsi que la présence ou non d'infrastructures comme les ponts et les tunnels (« Structures ») n'ont pas été retenues dans le modèle final, comme dans le volet « biostatistique ».

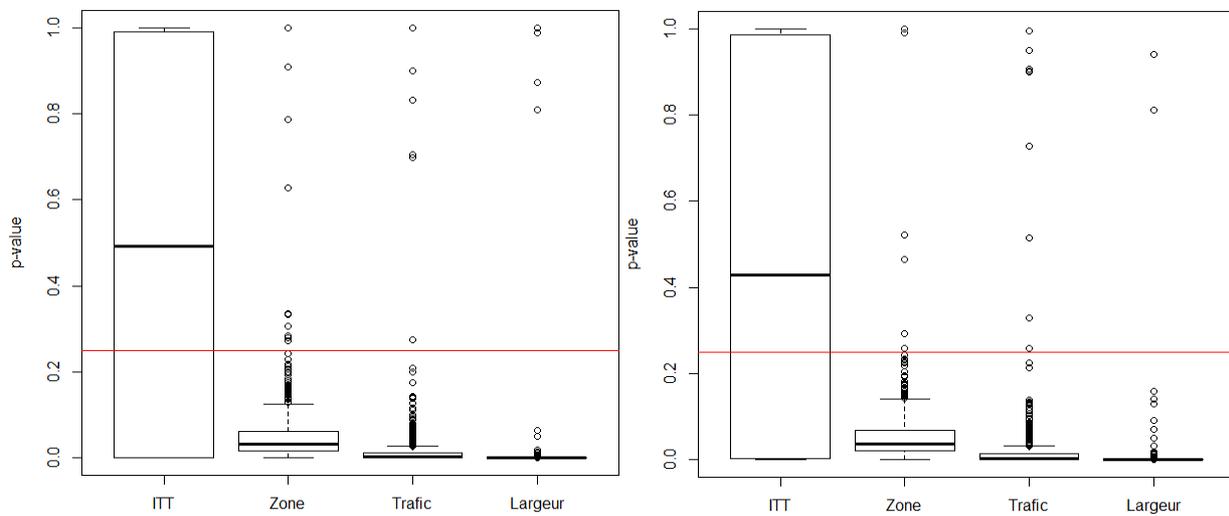


Figure 33 : Boîtes à moustaches des p -values issues des 1000 répétitions de deux modèles additifs mixtes généralisés : à gauche le modèle sans tenir compte du poids de risque attribué par les experts, à droite le modèle en prenant en compte ce poids de risque. Le trait rouge marque le seuil de significativité à 0.25.

Le modèle a été testé en tenant compte ou non du niveau de risque attribué par les experts aux points de collisions. Les résultats sont similaires, que l'on prenne en compte ou non ces poids (Figure 33). Pour la suite de l'analyse, nous avons donc retenu le modèle sans niveau de risque.

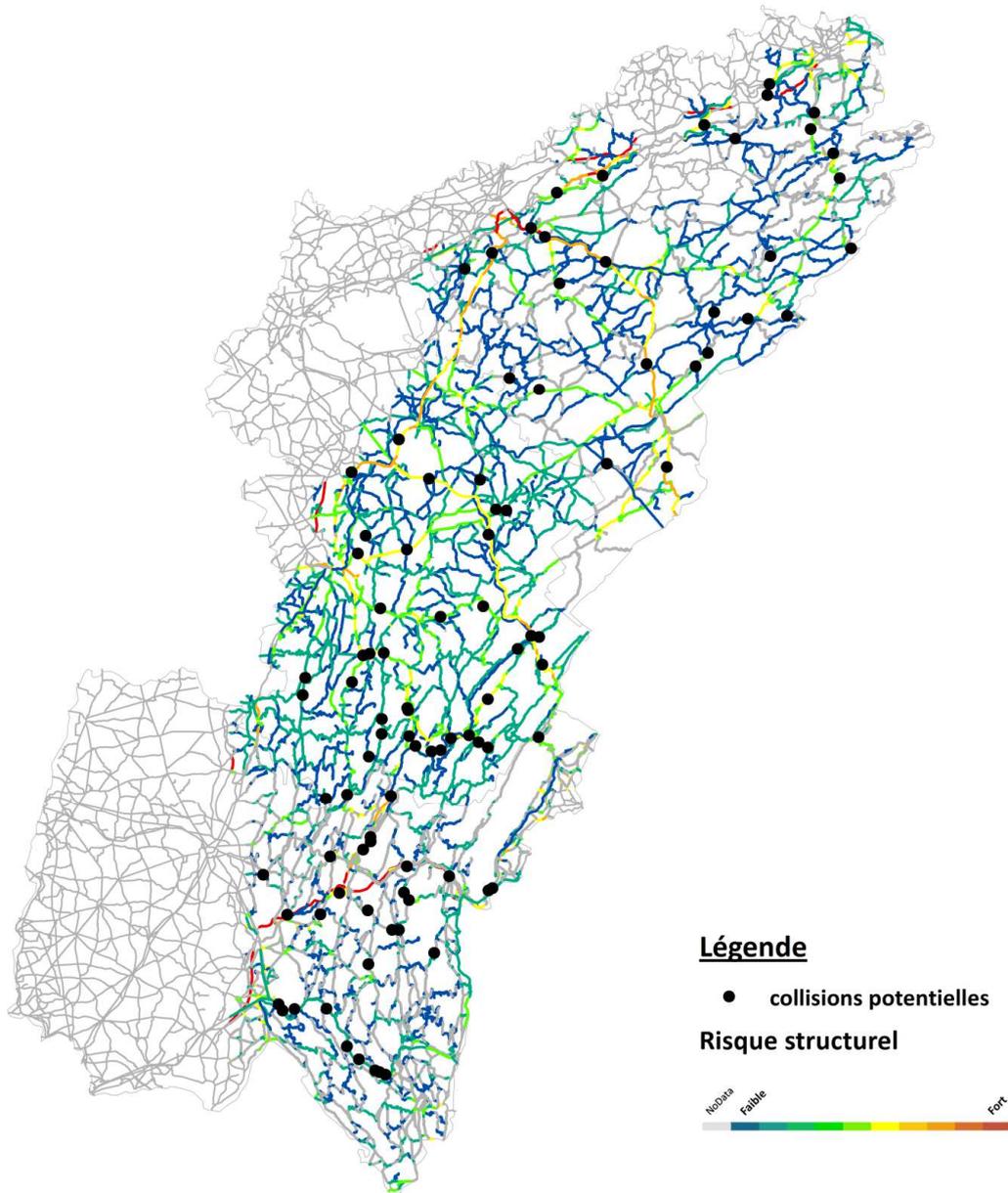


Figure 34 : Carte de prédiction du « risque structurel » sur le réseau routier principal du massif du Jura, à partir des points positionnés par les experts (points noirs).

Ces résultats nous permettent d’inférer le risque de collision pour un lynx sur toutes les ITT de la zone d’étude, selon les experts (Figure 34). Une grande majorité des axes du massif jurassien ont un risque faible de collision, seuls certains d’entre eux semblent être particulièrement accidentogènes. Parmi ces axes à risque, il faut noter la présence de toutes les autoroutes de la zone d’étude (A36, A39, A40, A42 et A404), des nationales N5 et N57, de la nationale N83 et de ses sections déclassées en départementales (D683 et D1083) ainsi que deux autres anciennes nationales maintenant départementales (D673 et D678).

→ Le risque global

Avant de pouvoir calculer le risque global, il faut vérifier que le risque écologique et le risque structurel ne sont pas corrélés en effectuant un test de corrélation de Spearman. Statistiquement, et au regard de la distribution des données (Figure 35), il n'existe pas de corrélation entre ces deux variables ($r = -0.13$). Nous pouvons donc considérer que les risques écologique et structurel ne sont pas corrélés.

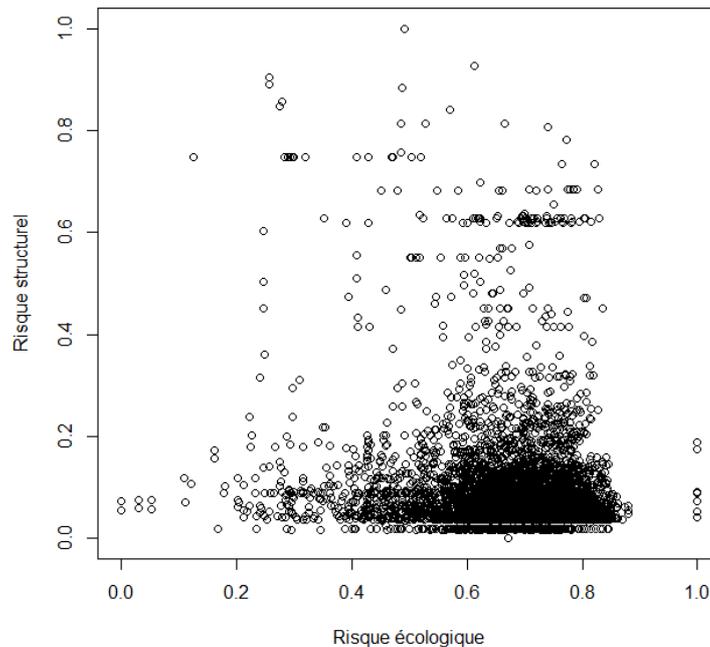


Figure 35 : Relation entre le risque écologique (en abscisse) et le risque structurel (en ordonnée).

Pour obtenir le « risque global », nous avons donc pu faire le produit entre le risque écologique et le risque structurel, et ainsi produire la carte du risque global de collision avec un lynx sur l'ensemble des ITT du massif jurassien, selon les experts rencontrés (Figure 36).

Ces résultats sont assez proches de ceux obtenus avec le risque structurel (Figure 34), c'est-à-dire que la quasi-totalité des ITT de la zone d'étude présente un risque faible de collision et que seules certaines routes semblent être particulièrement accidentogènes. Mais parmi ces dernières, très peu présentent un fort risque de collision. Par exemple, la nationale N5, axe particulièrement à risque mis en évidence dans le volet « biostatistique », n'est plus prédite avec un fort risque de collision, mais avec un risque moyen.

Pour juger de la pertinence de ce modèle par rapport à celui obtenu à partir des collisions observées, nous avons fait l'inventaire des points de collisions en fonction du niveau de risque prédit pour les ITT où se situent ces collisions. Nous avons comparé les collisions observées avec la carte de risque prédit à partir des points experts, et inversement nous avons dénombré les points experts en utilisant la carte de risque obtenue dans le premier chapitre de cette étude (Tableau 4). Une grande majorité des collisions observées sont situées sur des sections d'ITT pour lesquelles le modèle « experts » prédit un faible risque de collision, alors qu'à l'inverse, plus de la moitié des points experts sont positionnés sur des ITT à risque moyen de collision. Le modèle « expert » semble donc

moins pertinent quant à la prédiction du risque de collision avec un lynx sur les axes routiers du massif du Jura.

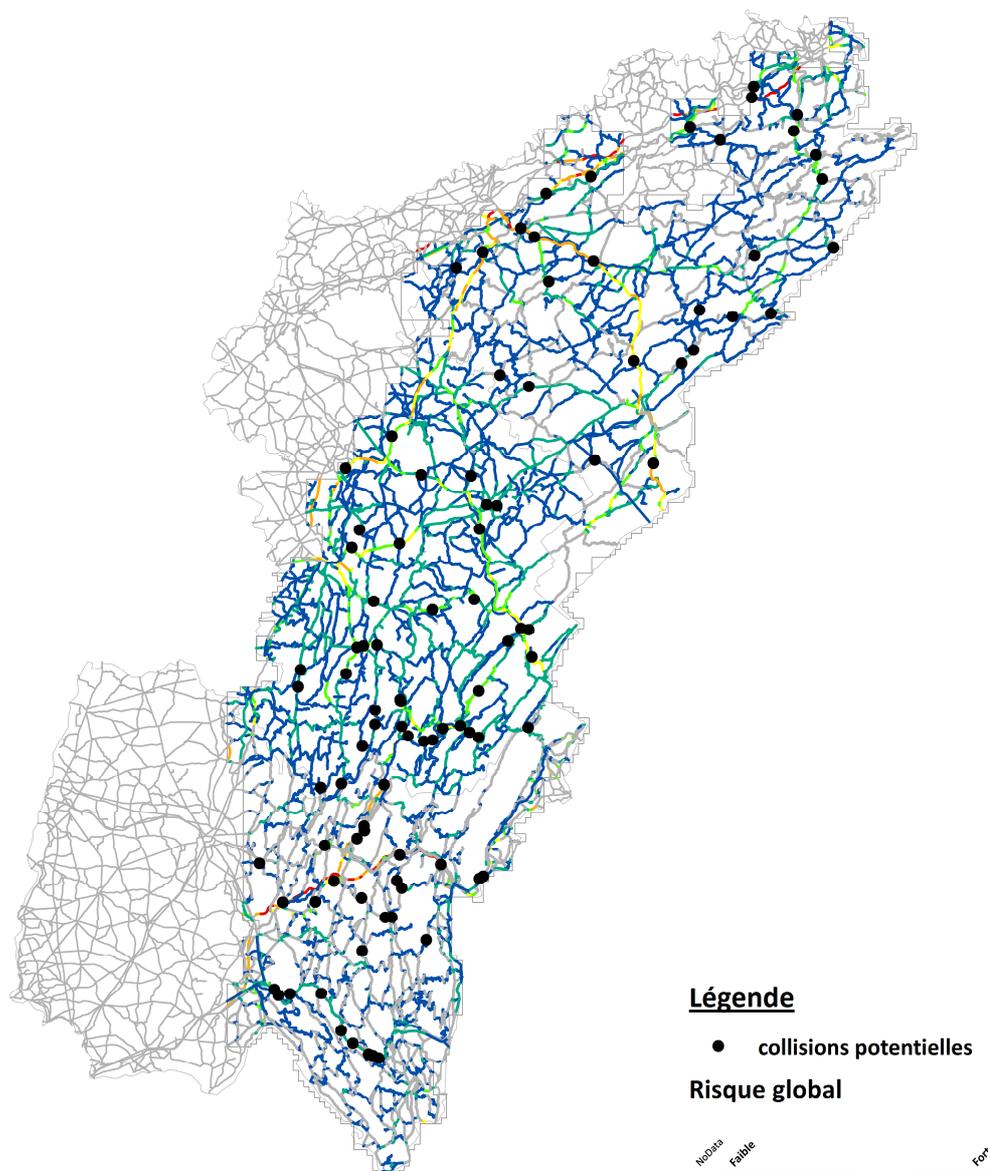


Figure 36 : Carte de prédiction du « risque global » sur le réseau routier principal du massif du Jura, à partir des points positionnés par les experts (points noirs).

Tableau 4 : Niveau de risque des sections d'ITT sur lesquelles sont situés les points de collisions ; NoData correspond aux sections pour lesquelles le risque n'a pas pu être calculé par absence d'une donnée. Les collisions observées (N=67) ont été comparées à la carte de prédiction issue des points experts et ces points experts (N=126) ont été comparés à celle issue des collisions observées.

	Risque fort	Risque moyen	Risque faible	NoData
<u>Collisions observées vs Prédictions "experts"</u>	9,0%	29,9%	43,3%	17,9%
<u>Points "experts" vs Prédictions "observées"</u>	5,6%	59,5%	18,3%	16,7%

- La typologie des experts

Pour déterminer les composantes de l'habitat recherchées par chaque expert pour positionner un point potentiel de collision, nous avons réalisé une k-select à partir des points placés par ces experts et des variables d'habitats de la zone d'étude.

L'histogramme des valeurs propres (Figure 37) indique la part de la marginalité expliquée par chaque axe factoriel. Le premier axe explique à lui seul 49 % de la marginalité et le second axe 27,2 %, ce qui fait à eux deux un peu plus des trois quarts de la marginalité totale. Comme on peut le constater sur la figure 10, la part de marginalité expliquée par les axes suivants décroît de manière importante à partir du troisième axe. Nous analyserons donc la marginalité sur le plan factoriel composé des deux premiers axes.

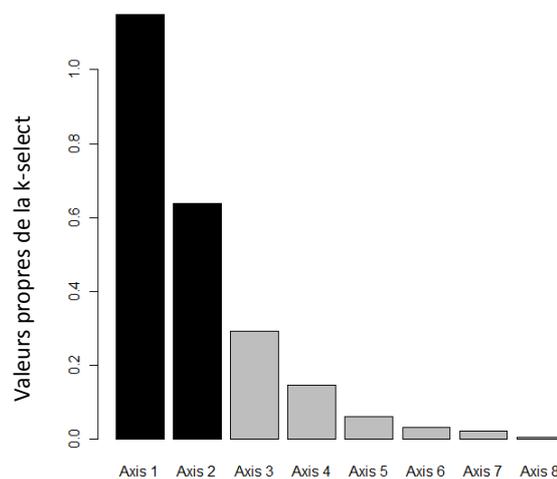


Figure 37 : Histogramme des valeurs propres, mesurant la marginalité moyenne expliquée par chaque axe factoriel de la k-select.

Quand la k-select est employée dans un but de sélection d'habitats par des animaux équipés de collier GPS, il est conseillé de commencer par une interprétation biologique des deux premiers axes, composant le premier plan factoriel. Cette interprétation se fait à partir des contributions des variables d'habitats aux axes (Table 5 et Figure 38).

Cependant, dans notre cas où la méthode a été appliquée à des décisions d'experts, dans le but d'analyser leurs stratégies de détermination de points de collisions potentielles, il est plus pertinent d'interpréter les zones du premier plan factoriel où se regroupent ces experts plutôt que les axes composant ce plan. Cette interprétation se fait également à partir du graphe des variables d'habitats (Figure 38), mais en le comparant au graphe des individus (Figure 39) pour déterminer les zones intéressantes à analyser.

Table 5 : Contributions des variables d'habitats sur les deux premiers axes factoriels de la k-select.

	Axe 1	Axe 2
Urban	0.003	-0.473
Agric	-0.408	0.009
Forest	0.332	-0.101
Water	0.113	-0.094
Slope	0.413	-0.494
Elevation	0.015	-0.110
Deer	-0.670	-0.063
Chamois	-0.302	-0.705

Figure 38 : Projection des variables d'habitats contribuant aux deux premiers axes factoriels (1^e axe = axe X ; 2^e axe = axe Y).

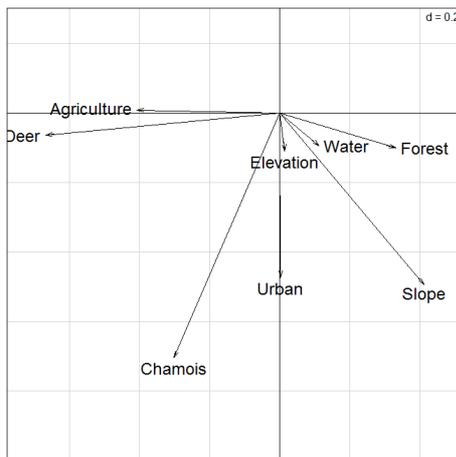
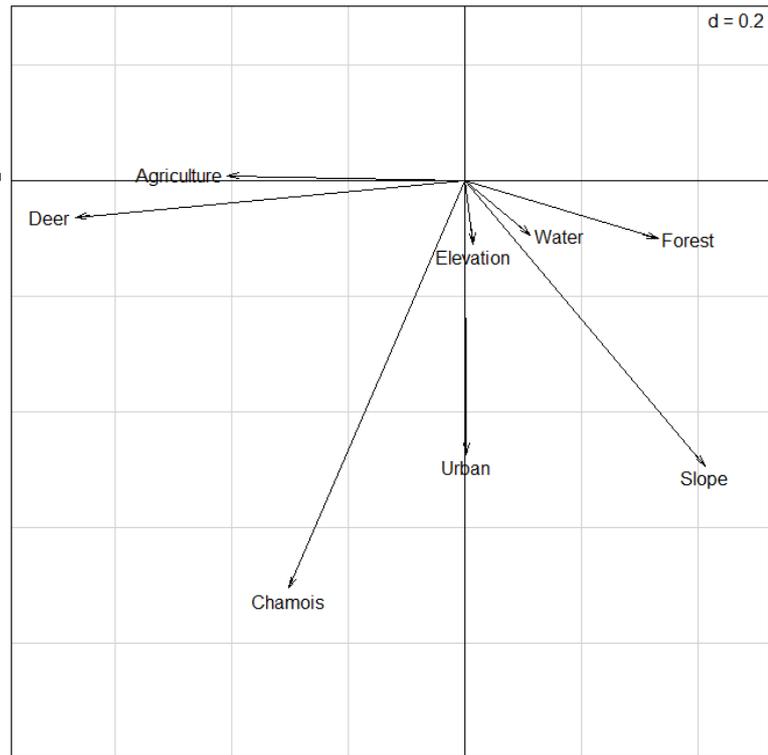
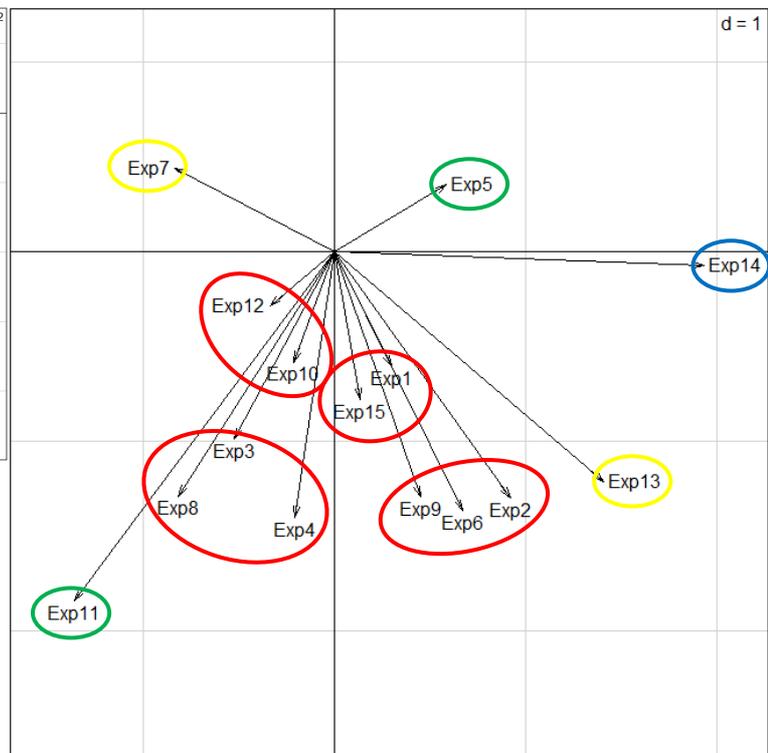


Figure 39 : Projection des vecteurs de marginalité pour les quinze experts sur le premier plan factoriel (à droite) et rappel de la figure 11 (à gauche).



La figure 39 nous permet de mettre en évidence l'utilisation des variables environnementales par chacun des 15 experts consultés, grâce à l'interprétation des vecteurs de marginalité et plus précisément par leur longueur et leur direction. Les 15 vecteurs partent de l'origine du graphique car l'habitat disponible est identique pour tous les experts.

Les vecteurs de marginalité des experts 1, 15, 2, 6, 9 et 13 vont globalement dans la même direction, vers une zone du premier plan factoriel caractérisée par un ensemble de variables fortement contraignantes pour l'organisation des déplacements de l'espèce lynx (variables « Slope », « Water », « Forest », « Urban »). Cette région du graphe correspondrait à un raisonnement analytique de type « paysage - centré » tel que nous l'avons décrit dans le volet « dire d'experts » et qui correspond à une stratégie d'analyse basée principalement sur les configurations « abiotiques » de l'environnement qui déterminent les modalités de circulation des lynx sur le territoire.

Les vecteurs de marginalité des experts 10, 12, 3, 4, 8 et 11 vont dans une autre direction, que seules les variables « Chamois » et « Deer » semblent pouvoir expliquer. Ces experts semblent privilégier un raisonnement analytique de type « bio-éthologique », ou « lynx – centré », tel que nous l'avons mis en évidence dans le volet « dire d'experts » et qui correspond à une stratégie centrée principalement sur l'analyse des circonstances « biologiques » susceptibles d'occasionner une collision. Ces derniers vont notamment faire référence aux comportements de prédation des lynx. En regardant de plus près les résultats de l'analyse des dire d'experts, on constate que les experts concernés tendent à privilégier par ailleurs les variables biologiques liées au sexe et à l'âge des individus d'une part et, à la saisonnalité d'autre part.

Par ailleurs, la longueur de ces vecteurs traduit l'intensité de la sélection d'habitats par chaque expert. Plus le vecteur est long, plus l'individu est sélectif. D'après la figure 39, on remarque qu'il y a deux stratégies :

- a) les experts peu sélectifs, pointant des zones de collision relativement différentes les unes des autres ou alors assez proches de l'habitat moyen de la zone d'étude (experts 1, 5, 10, 12 et 15) ;
- b) les experts plutôt sélectifs, choisissant comme points de collisions potentielles des endroits similaires (experts 2, 4, 6, 8, 9, 11, 13 et 14).

Deux experts (3 et 7) ont par ailleurs adopté une stratégie intermédiaire.

Les experts du groupe b) sont constants dans leurs choix de sites de collisions potentielles ; ils devaient avoir une idée bien précise des composantes de l'habitat à risque et ont recherché ces configurations sur les cartes. A l'inverse, les experts du groupe a) ont probablement d'abord observé les cartes pour ensuite en déduire des zones à risque. Les deux experts intermédiaires ont probablement adopté la stratégie a) pour certains points et la stratégie b) pour d'autres.

De plus, la figure 39 nous permet de faire des regroupements d'experts, mais également d'en opposer d'autres. On peut dénombrer quatre groupes : les experts [2-6-9], les experts [3-4-8], les experts [10-12] et les experts [1-15]. Un seul expert, le 14, semble sortir du lot : sa stratégie ne peut être rapprochée de ni opposée à celle d'aucun autre expert consulté.

Pour mieux interpréter certains de ces regroupements et oppositions entre les experts, il faut s'intéresser à leurs connaissances de la région, de l'espèce, de la problématique des collisions, ainsi qu'à des informations professionnelles comme leur formation initiale ou l'organisme qui les emploie :

- Les experts 2, 6 et 9 ont plutôt des profils d'ingénieurs. Ils se caractérisent principalement par une forte expérience des interactions ITT/faune sauvage et une connaissance générale de la zone d'étude mais n'ont pas une vision détaillée du terrain et des conditions écologiques qui prévalent dans le massif du Jura.

- Les experts 3, 4 et 8 sont des techniciens qui se caractérisent avant tout par une très bonne connaissance empirique du réseau routier qu'ils sont amenés à parcourir régulièrement dans le cadre de leurs activités professionnelles. Cette connaissance les conduit à avoir une lecture relativement micro du terrain et à être particulièrement sélectifs dans l'identification des points à risque de collision. Cette connaissance est combinée à une bonne connaissance des problématiques de collision routière.
- L'expert 11 a un profil très proche des experts 3, 4 et 8. Il s'en distingue néanmoins par une plus forte sélectivité dans l'identification des points de collision potentielle. Une telle caractéristique pourrait s'expliquer par la forte implication de cet expert dans le suivi scientifique de terrain des populations de lynx par télémétrie et piégeage photo.
- La proximité des experts 10 et 12 est plus surprenante. Si l'on s'intéresse à leur parcours, à leur expérience des lynx, de la région et des interactions ITT/faune sauvage, ces personnes ont un profil très différent : d'un côté, un autodidacte, spécialiste du lynx mais pas des interactions ITT/faune sauvage ; de l'autre côté, un ingénieur, spécialiste des interactions ITT/faune sauvage mais pas du lynx.
- L'opposition des experts 5 et 7 avec le reste du panel d'experts ne peut pas être analysée car ces experts n'ont positionné qu'un ou deux points, ce qui rend toute analyse plutôt hasardeuse.

↯ Pertinence des experts dans leur choix :

Lorsque l'on s'intéresse à la pertinence de chacun des quinze experts à placer des points dans les zones estimées à risque selon les modèles établis, on constate qu'ils ne sont pas tous égaux (Figure 40 et 41). On peut les comparer sur deux paramètres :

- a) le risque moyen des points placés par chaque expert, pouvant s'interpréter comme l'estimation moyenne du risque par l'expert concerné ;
- b) l'écart-type des points de chaque expert, correspondant à la précision de l'expert dans ses choix (plus l'écart-type est faible et plus l'expert cible des zones à risque similaire).

La plupart des experts ont positionné leurs points dans des zones où le « risque écologique » de collision estimé par le modèle est supérieur au risque moyen de la zone d'étude (Figure 40, à gauche). Seuls deux experts (6 et 7) ont diagnostiqué des points à un risque moyen inférieur à la moyenne de la zone d'étude : l'expert 7 pour l'ensemble de ses points (l'écart-type ne dépasse pas la moyenne), mais l'expert 6 pour seulement une partie de ses points (l'écart-type dépasse la moyenne).

Par ailleurs, l'écart-type associé au risque moyen nous permet d'analyser la précision des experts dans leur capacité à cibler des zones au risque similaire. Par exemple, l'expert 7 a pointé des régions pour lesquelles le risque prédit est inférieur à la moyenne de la zone d'étude, mais cet expert est plutôt constant dans ses choix de zones car son écart-type associé est relativement faible. Par contre, l'expert 4 a ciblé en moyenne des régions à fort risque de collision, mais de manière moins précise car certains de ses points ont un risque de collision prédit par le modèle inférieur à la moyenne de la zone d'étude. En résumé, six experts (10, 11, 2, 3, 7 et 9) font preuve d'une bonne précision dans leurs choix de points de collision potentielle, alors que les 9 autres sont moins précis.

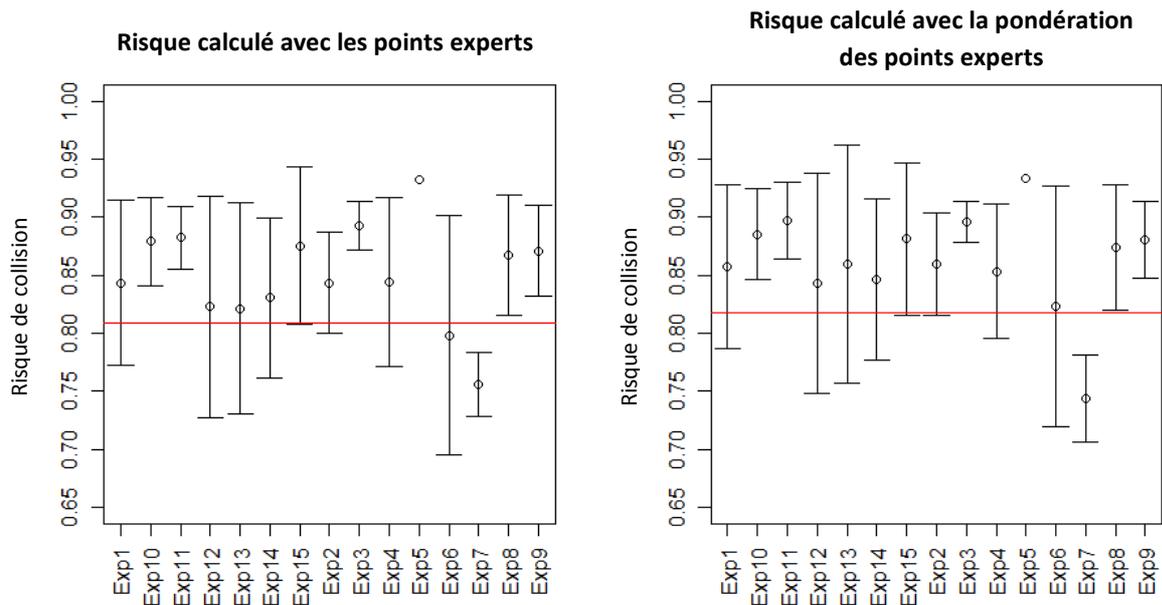


Figure 40 : Risque de collision prédit par chacun des quinze experts, calculé à partir du modèle de risque écologique basé sur les points experts (à gauche) et en intégrant le poids de risque attribué par chaque expert à ses points (à droite). Chaque point correspond au risque moyen de chaque expert, associé à son écart-type. Le trait plein correspond au risque moyen de la zone d'étude.

Lorsque l'on prend en compte le poids de risque attribué par les experts à leurs points, ces résultats sont quasiment identiques, à deux experts près, le 6 et le 13, pour lesquels le risque prédit moyen est légèrement supérieur.

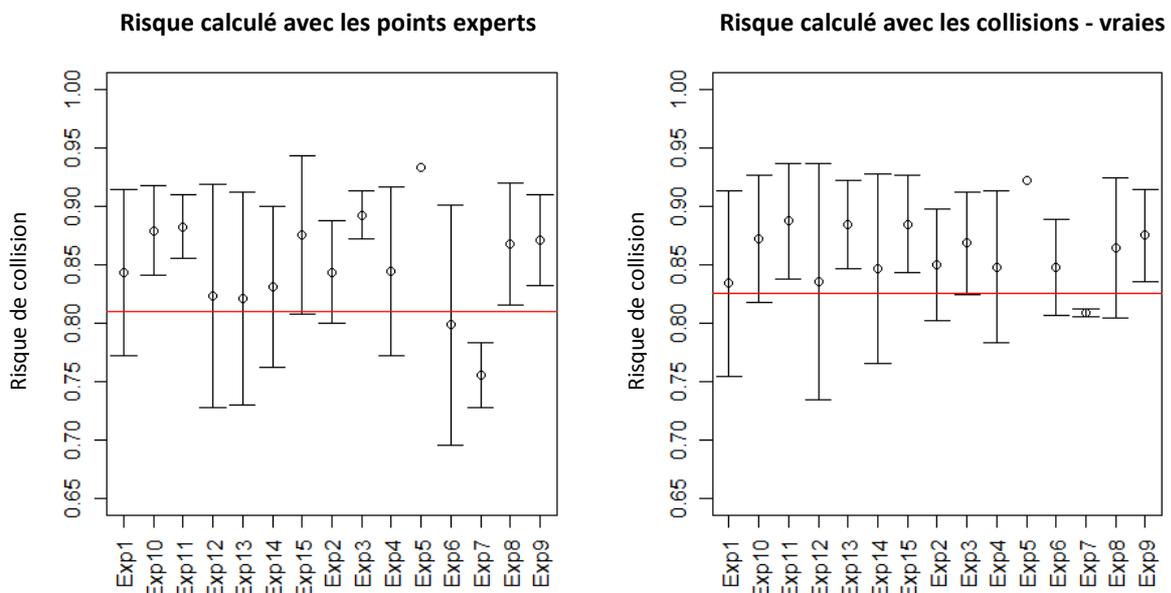


Figure 41 : Risque de collision prédit par chacun des quinze experts, calculé à partir du modèle de risque écologique basé sur les points experts (à gauche) et à partir du modèle de risque écologique basé sur les collisions observées (à droite). Chaque point correspond au risque moyen de chaque expert, associé à son écart-type. Le trait plein correspond au risque moyen de la zone d'étude.

On peut également comparer ces résultats en utilisant la carte de risque écologique obtenue dans la partie « analyses biostatistiques » (Figure 41). Le risque moyen des points, tous experts confondus, est légèrement supérieur quand on considère la carte de risque écologique obtenue à partir des « collisions observées » que celle obtenue à partir des « points experts ». Environ la moitié des experts (8/15) ont un risque moyen stable d'une méthode à l'autre ; un tiers des experts ont un risque moyen plus élevé avec l'approche « points experts » qu'avec l'approche « collisions vraies » ; et seulement deux experts (3 et 5) ont un risque de collision plus faible avec l'approche « points experts » qu'avec l'approche « collisions vraies ». Lorsque l'on prend en compte la carte de risque écologique de l'analyse biostatistique, seul l'expert 7 est inférieur à la moyenne de la zone d'étude.

Concernant la précision des experts dans leurs choix, environ un tiers d'entre eux (4/15) est plus précis quand on considère le risque écologique calculé à partir des collisions-observées, comme par exemple l'expert 7 ; un autre tiers (4/15) est moins précis, comme l'expert 3 ; et le dernier tiers (6/15) est plutôt stable, comme l'expert 4.

↯ Cohérence des experts avec la carte de risque du volet « biostatistique » :

Nous pouvons également caractériser les experts en fonction de leur pertinence à positionner des points sur les axes prédits à risque selon le modèle global du volet « biostatistique ». Peu d'experts ont ciblé des axes à fort risque de collisions, et ceux qui l'ont fait (experts 2, 8, 12, 13 & 15) n'ont positionné qu'un ou deux points sur ces axes.

En retirant les points situés sur des sections d'ITT pour lesquelles le modèle n'a pu prédire de niveau de risque, seuls six experts (experts 1, 2, 3, 5, 9 & 11) ont pointé des axes à risque fort ou moyen de collision avec un lynx. Par ailleurs, deux experts (experts 7 & 8) ont ciblé autant d'ITT à faible risque de collision que d'ITT à risque moyen ou fort.

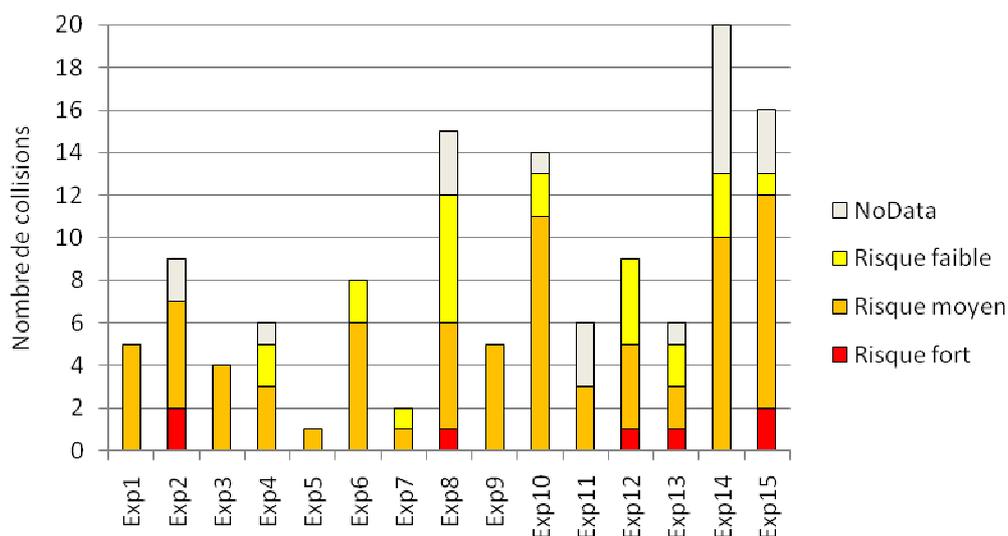


Figure 42 : Niveau de risque des sections d'ITT sur lesquelles sont situés les points de collisions, expert par expert ; NoData correspond aux sections pour lesquelles le risque n'a pas pu être calculé par absence d'une donnée.

4. Synthèse

La combinaison de l'approche « biostatistique » et de l'approche « à dire d'experts » nous a permis de mettre en évidence un résultat important : la carte de risque de collision produite sur la base des dires d'experts est moins précise que celle basée sur une approche purement analytique, à partir des données de collisions observées. Par ailleurs, le protocole de récolte des données du volet à dires d'experts (consistant à placer des points de collision sur une carte) nous a permis d'appliquer des méthodes d'analyse de données issues de l'écologie et de produire ainsi une typologie des experts rencontrés, affinant alors les interprétations des entretiens pratiqués.

L'analyse à dire d'experts est complémentaire de l'analyse biostatistique car elle permet, d'une part, de cibler certaines variables qui pourraient être ignorées par l'approche analytique, et d'autre part, de mettre en évidence certaines zones à risque bien précises. En effet, du fait de la résolution plus ou moins bonne des données disponibles pour l'analyse biostatistique, il est possible que certaines variables échappent à cette analyse. La vision plus pragmatique des experts permet d'apporter des détails parfois difficiles à prendre en compte par une approche analytique (comme par exemple l'enrillagement des autoroutes, probable frein à la traversée de cette route par un lynx). De plus, les experts sont capables de définir des zones à fort risque de collision, ce qui traduit leur capacité à sélectionner des sites présentant une combinaison particulière de facteurs écologiques et structurels augmentant les risques de collision avec un lynx.

De ce fait, favoriser une approche biostatistique au détriment d'une approche à dire d'experts, ou inversement, n'est pas une stratégie recommandée. Nous conseillons plutôt d'associer ces deux approches qui nous paraissent complémentaires plutôt qu'exclusives l'une de l'autre. Cependant, comme la carte de risque issue des points experts est moins précise que celle obtenue à partir des collisions observées, et que les experts utilisent dans un quart des cas des localisations de collisions existantes (et fournissent du même coup la même information que les données observées), nous suggérons d'établir la carte de risque à partir uniquement des données de collisions observées, mais d'intégrer des variables préalablement définies à l'aide d'experts de la problématique.

Il est donc important de bien constituer le panel d'experts à rencontrer. En effet, la variabilité des experts (leur connaissance du milieu, de l'espèce, leur implication dans l'exercice qui leur est demandé, etc.) suggère que la constitution même de ce panel peut avoir des conséquences sur la qualité et la pertinence des résultats finaux. Par exemple, des experts confrontés au terrain donneront des informations plus pertinentes et plus précises que les autres quant aux habitats propices aux collisions. De plus, l'exercice demandant aux experts de pointer des zones à risque de collision s'avère pertinent quant à la validation du panel d'experts, mais également pour accorder un poids plus ou moins important à l'interprétation de leurs entretiens.

Enfin, les zones à risque pointées par les experts couplées aux résultats de l'approche analytique pourront permettre de mettre en place une validation sur le terrain des résultats obtenus. Cette validation est nécessaire pour écarter l'oubli éventuel de variables importantes qu'aucun expert n'aurait relevé lors des entretiens.

CONCLUSION

Le projet ITTECOP – Lynx avait pour objectif d'étudier les interactions entre le paysage, les infrastructures de transports terrestres et la population de lynx du massif du Jura. Il s'est articulé autour de trois volets : un volet « biostatistique », un volet « à dire d'experts » et un volet couplant les deux approches précédentes.

Du point de vue des résultats opérationnels de la recherche, ce projet visait à produire une carte de risques, en fonction de paramètres identifiés comme étant de bons prédicteurs des collisions. Cette carte doit ensuite pouvoir servir à la mise en place de structures de réduction des risques de collisions. D'un point de vue méthodologique, le projet Lynx devait également permettre de mettre au point des outils de diagnostic qui pourront ensuite être mis à disposition pour la sauvegarde d'autres espèces affectées par des collisions routières.

Le premier volet de l'étude, le volet « biostatistiques », nous a permis de mettre au point, à partir de données numériques, un modèle de diagnostic des collisions avec un lynx sur les infrastructures de transports terrestres du massif du Jura. Ce modèle, et la carte qui en découle, a rendu possible la mise en évidence d'un certain nombre d'axes à fort risque de collision. Ces axes particuliers sont principalement les nationales, les autoroutes et les anciennes nationales déclassées en départementales, d'autant plus lorsque ces axes traversent des régions accidentées et fortement boisées en conifères ou en forêts mixtes.

Les principaux facteurs structurels de risque sont la largeur des ITT ainsi que leur trafic. Cependant, d'autres facteurs structurels que l'on aurait pu penser à risque, comme la présence de grillage le long de l'axe ou d'un talus central boisé, n'ont pas pu être pris en compte par absence d'une géolocalisation de ces structures.

Par ailleurs, le modèle obtenu présente un bon pouvoir prédictif car 42% des collisions vraies ont eu lieu sur des axes prédits à fort risque et 20% de ces collisions sur des axes à risque moyen. Seules 12% des collisions ont été recensées sur des ITT à faible risque, les collisions restantes ayant eu lieu sur des routes pour lesquelles nous n'avons pas pu calculer le risque par absence d'une ou plusieurs données.

Le deuxième volet de l'étude, le volet « dire d'experts » nous a permis d'identifier 179 points à fort risque de collision sur les trois départements, selon les experts consultés. Il nous a également permis d'identifier les principaux facteurs de collisions mobilisés sous la forme de trois types de raisonnement d'experts. Au-delà d'un certain nombre de facteurs génériques utilisés par la plupart des experts rencontrés, ce volet a permis de mettre en évidence quelques facteurs spécifiques mobilisés par certains experts ayant une expérience de terrain. L'analyse de ces derniers s'inscrit généralement dans une temporalité particulière, caractérisant des situations spécifiques plutôt que des grandes structures générales.

Ceci suggère un enrichissement de l'expertise lorsqu'on inclut dans le panel d'experts des personnes ayant une importante expérience de terrain ; des personnes ayant une connaissance très fine des comportements de déplacement de l'espèce à une échelle micro (exemple du cinéaste animalier) ou des personnes travaillant plus généralement sur la faune sauvage et ayant une

connaissance précise du réseau routier de certains secteurs (exemple des agents techniques des fédérations de chasse et de l'ONCFS qui parcourent quotidiennement les routes de leur département).

Enfin, le dernier volet de cette étude a consisté en une comparaison entre l'approche biostatistique et l'approche à dire d'experts. Il nous a tout d'abord permis de montrer qu'un quart des collisions positionnées par les experts était issu de leurs souvenirs de cas réels, certains experts faisant même appel à ces souvenirs pour 80% de leurs points. Ce résultat a probablement affecté le pouvoir de prédiction des modèles basés sur ces points car la carte de risque issue des points experts a un pouvoir prédictif moins bon que celle issue des collisions observées.

Par ailleurs, ce volet nous a permis de mettre en évidence une typologie des experts rencontrés. Tous ne sont pas égaux dans leur pertinence à positionner des points dans les zones à risque. Cette typologie met en avant l'importance d'experts de terrain, connaissant très bien la zone d'étude et/ou l'espèce étudiée. Ces paramètres sont à prendre en compte au moment d'établir le panel des experts qui seront consultés.

Au final, le projet ITTECOP-Lynx aboutit à la proposition d'une méthode de travail originale et souple qui tire parti d'analyses statistiques récentes (MADIFA, K-select, ...) permettant de prendre en compte un grand nombre de variables écologiques ainsi que certaines données issues des dires d'experts.

Chacune des trois phases principales de ce projet (les deux volets et leur couplage) présente certaines limites et contraintes spécifiques. Tout d'abord, l'acquisition des données nécessaires à la mise en œuvre de l'analyse biostatistique n'est pas toujours aisée. Les différents transferts de compétences entre les services de l'Etat compliquent l'identification des organismes à contacter pour l'obtention de tel ou tel type de données et conduisent parfois à la dispersion, voir à la perte, de certaines données. L'anticipation du temps d'acquisition et de la disponibilité réelle des données s'avèrent donc difficiles. Ensuite, la méthode à dire d'experts est tributaire de la disponibilité des personnes ressources. Elle suppose un temps d'enquête relativement long (environ une demi-journée en moyenne par expert pour la seule phase de l'entretien individuel) et des frais de mission non négligeables. La mise en œuvre d'entretiens collectifs s'avère difficile à organiser : outre les difficultés liées aux contraintes et priorités d'agenda des personnes ressources, l'organisation de « focus groupes » nécessite un budget important d'indemnisation, voir de rémunération, des experts sollicités.

La méthode décrite conduit cependant à la production d'une carte des risques globaux de collisions pouvant être utilisée dans le cadre de projets d'aménagements d'infrastructures de transports terrestres intégrant des problématiques de conservation de la faune sauvage. Cette méthode, développée à partir du cas particulier de l'espèce lynx, semble tout à fait transposable à d'autres espèces ou groupes d'espèces (ongulés notamment). Pour être pleinement mise en œuvre, celle-ci suppose néanmoins un long travail préalable de collecte de données. En effet, les résultats de cette étude n'ont pu être obtenus que grâce au protocole de collecte des informations de collision des lynx encadré par l'ONCFS et mis en œuvre par un réseau d'observateurs. Cette étude montre néanmoins qu'en l'absence de données de collisions réelles, le traitement analytique des points potentiels de collision identifiés par les dires d'experts conduit dans le cas du lynx à l'obtention d'une

carte de risque comparable à la carte issue de l'analyse des points de collisions réels mais moins précise.

Toutefois, il est envisageable d'améliorer la méthode proposée ici en allant plus loin dans la combinaison des deux approches. En effet, une intégration des résultats de l'analyse à dire d'experts dans les modèles biostatistiques, dans un cadre bayésien par exemple, pourrait permettre d'obtenir des prédictions plus robustes avec, comme objectif ultime, de produire un modèle final de diagnostic des collisions de lynx dans le massif du Jura.

Lors de l'appel d'offre, les porteurs du projet s'étaient engagés à valoriser leur travail par des publications scientifiques dans des revues écologiques et/ou méthodologiques de renommée internationale, ainsi que par des publications de vulgarisation scientifique.

Deux premiers articles sont déjà parus, un de vulgarisation scientifique dans le bulletin du Réseau Lynx, et une publication scientifique dans une revue d'écologie :

- **Hemery A. & Doré A., 2011.** Vers une prise en compte de la problématique des collisions par les infrastructures terrestres chez le lynx ? La réflexion avance... *Bulletin d'information du réseau lynx – ONCFS* 17 : 7–9.
- **Rolland J., Basille M., Marboutin E. & Gaillard J.M., 2011.** Comparing profile methods and site-occupancy modelling for the study of occurrence of an elusive species. *European Journal of Wildlife Research* 57 : 1115–1118.

Un article est en soumission dans un journal scientifique d'écologie :

- **Basille M., Van Moorter B., Herfindal I., Martin J., Linnell J.D.C., Odden J., Andersen R., Gaillard J.M., 2012.** Selecting habitat to survive: Eurasian lynx avoid areas with high mortality risks. (sub.)

Trois derniers articles sont en préparation :

- un premier sur le volet biostatistique, destiné à une revue scientifique d'écologie ;
- un second sur la combinaison des deux approches, qui sera publié dans un journal scientifique à l'interface entre l'écologie et la sociologie ;
- un dernier article, dont l'objectif sera de vulgariser l'intégralité du projet, sera proposé à la revue Faune Sauvage.

BIBLIOGRAPHIE

- Austin M., 2007.** Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* 200 : 1-19.
- Austin P.C. & Tu J.V. , 2004.** Bootstrap methods for developing predictive models. *The American Statistician* 58 : 131–137.
- Austin P.C., 2008a.** Bootstrap model selection had similar performance for selecting authentic and noise variables compared to backward variable elimination: a simulation study. *Journal of Clinical Epidemiology* 61 : 1009–1017.
- Austin P.C., 2008b.** Using the bootstrap to improve estimation and confidence intervals for regression coefficients selected using backwards variable elimination. *Statistics in Medicine* 27 : 3286–3300.
- Basille M., 2008.** Habitat selection by Lynx (*Lynx lynx*) in a human-dominated landscape – from theory to application. *University of Lyon, Ph-D thesis*.
- Basille M., Calenge C., Marboutin E., Andersen R. & Gaillard J.M., 2008.** Assessing habitat selection using multivariate statistics: Some refinements of the ecological-niche factor analysis. *Ecological Modelling* 211 : 233–240.
- Cain A.T., Tuovila V.R., Hewitt D.G. & Tewes M.E., 2003.** Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. *Biological Conservation* 114 : 189–197.
- Calenge C., Dufour A.B. & Maillard D., 2005.** K-select analysis: a new method to analyse habitat selection in radio-tracking studies. *Ecological Modelling* 186 : 143–153.
- Calenge C., 2007.** Exploring habitat selection by wildlife with adehabitat. *Journal of Statistical Software* 22 : 1–19.
- Calenge C. & Basille M., 2008.** A general framework for the statistical exploration of the ecological niche. *Journal of the Theoretical Biology* 252 : 674–685.
- Calenge C., Darmon G., Basille M., Loison A. & Jullien J.M., 2008.** The factorial decomposition of the mahalanobis distances in habitat selection studies. *Ecology* 89 : 555–566.
- Clevenger A.P., Chruszcz B. & Gunson K.E., 2003.** Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109 : 15–26.
- Colino-Rabanal V.J., Lizana M. & Peris S.J., 2011.** Factors influencing wolf *Canis lupus* roadkills in Northwest Spain. *European Journal of Wildlife Research* 57 : 399–409.

- Collins, H. M., & Evans, R., 2002.** The third wave of science studies: studies of expertise and experience. *Social Studies of Science*, 32(2), 235-296.
- Craig M.H., Sharp L.B., Mabaso M.L.H. & Kleinschmidt I., 2007.** Developing a spatial-statistical model and map of historical malaria prevalence in Botswana using a staged variable selection procedure. *International Journal of Health Geographics* 6 : 44–58.
- Dormann F. C., McPherson J. M., Araújo M.B., Bivand R., Bolliger J., Carl G., Davies R. G., Hirzel A., Jetz W., Kissling W. D., Kühn I., Ohlemüller R., Peres-Neto P. R., Reineking B., Schröder B., Schurr F. M. & Wilson R., 2007.** Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30 : 609–628.
- Elith J., Graham C. H., Anderson R. P., Dudik M., Ferrier S., Guisan A., Hijmans R. J., Huettmann F., Leathwick J. R., Lehmann A., Li, J., Lohmann L. G., Loiselle B. A., Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., Overton J. M., Peterson A. T., Phillips S. J., Richardson K., Scachetti-Pereira R., Schapire R. E., Soberon J., Williams S., Wisz M. S. & Zimmermann N. E., 2006.** Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29 : 129–151.
- Epstein, S., 1995.** The Construction of Lay Expertise: AIDS Activism and the Forging of credibility in the Reform of Clinical Trials. *Social Studies of Science*, 20(4), 408-437.
- Finder R.A., Roseberry J.L. & Woolf A., 1999.** Site and landscape conditions at white-tailed deer / vehicle collision locations in Illinois. *Landscape and Urban Planning* 44 : 77–85.
- Granjou C., Mauz I. & Cosson A., 2010.** Le recours aux savoirs dans l'action publique environnementale: un foisonnement expérimental. *Sciences de la société* 79 : 115–129.
- Grilo C., Bissonette J.A. & Santos-Reis M., 2008.** Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation* 17 : 1685–1699.
- Grilo C., Bissonette J.A. & Santos-Reis M., 2009.** Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualty : Consequences for mitigation. *Biological Conservation* 142 : 301–313.
- Hansen B.B., Herfindal I., Aanes R., Saether B.E. & Henriksen S., 2009.** Functional response in habitat selection and the tradeoffs between foraging niche components in a large herbivore. *Oikos* 118 : 859–872.
- Herfindal I., Linnell J.D.C., Odden J., Nielsen E.B. & Andersen R., 2005.** Prey density, environmental productivity and home-range size in European lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology* 265 : 67–71.
- Hetherington D.A. & Gorman M.L., 2007.** Using prey densities to estimate the potential size of reintroduced populations of Eurasian lynx. *Biological Conservation* 137 : 37–44.

- Jasanoff S., 2003.** Breaking the Waves in Science Studies: Comment on H.M. Collins and Robert Evans, 'The Third Wave of Science Studies'. *Social Studies of Science* 33 : 389–400.
- King G. & Zeng L., 2000.** Explaining rare events in international relations. *International Organization* 55 : 693–715.
- King G. & Zeng L., 2001.** Logistic regression in rare events data. *Political Analysis* 9 : 137–163.
- Kowolski J.M. & Nielsen C.K., 2008.** Using Penrose distance to identify potential risk of wildlife–vehicle collisions. *Biological Conservation* 141 : 1119–1128.
- Lande U.S., Herfindal I., Finne M.H. & Kastdalen L., 2010.** Use of hunters in wildlife surveys: does hunter and forest grouse habitat selection coincide? *European Journal of Wildlife Research* 56 : 107–115.
- Litvaitis J.A. & Tach J.P., 2008.** An approach toward understanding wildlife-vehicle collisions. *Environmental Management* 42 : 688–697.
- 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.
- Ng S.J., Dole J.W., Sauvajot R.M., Riley S.P.D. & Valone T.J., 2004.** Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation* 115 : 499–507.
- Nilsen E.B., Linnell J.D.C., Odden J. & Andersen R., 2009.** Climate, season, and social status modulate the functional response of an efficient stalking predator: the Eurarian lynx. *Journal of Animal Ecology* 78 : 741C751.
- Odden J., Linnell J.D.C. & Andersen R., 2006.** Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forest of southeastern Norway: the relative importance of livestock and hares at low roe deer density. *European Journal of Wildlife Research* 52 : 237–244.
- Paine R.T., 1995.** A conversation of refining the concept of keystone species. *Conservation Biology* 9 : 962–964.
- Passeron J.C. & Revel J., 2005.** Penser par cas : raisonner à partir de singularités. In J.-C. Passeron et J. Revel (Eds.), *Penser par cas*. Paris: Editions de l'EHESS. pp. 9-44.
- Pellerin M., Calenge C., Saïd S., Gaillard J.M., Fritz H., Duncan P. & Van Laere G., 2010.** Habitat use by female western roe deer (*Capreolus capreolus*): influence of resource availability on habitat selection in two contrasting years. *Canadian Journal of Zoology* 88 : 1052–1062.
- Réseau Lynx, 2009.** Analyse des cas de mortalité enregistrés par le réseau. *Bulletin d'information du réseau lynx – ONCFS* 15 : 25–26.

- Réseau Lynx, 2011.** Le suivi du statut de conservation de la population de lynx en France ; bilan triennal 2008-2010. *Bulletin d'information du réseau lynx – ONCFS* 17 : 24–29.
- Rip A., 2003.** Constructive expertise: in a third wave of science studies? *Social Studies of Science* 33 : 419–434.
- Roberge J.M. & Angelstam P., 2004.** Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18 : 76–85.
- Roqueplo P., 1997.** *Entre savoir et décision, l'expertise scientifique*. Paris: INRA Ed.
- Schadt S., Revilla E., Wiegand T., Knauer F., Kaczensky P., Breitenmoser U., Bufka L., Cerveny J., Koubek P., Huber T., Stanisa C. & Trepl L., 2002.** Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 39 : 189–203.
- Seiler A., 2005.** Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42 : 371–382.
- Verissimo D., MacMillan D.C. & Smith R.J., 2011.** Toward a systematic approach for identifying conservation flagships. *Conservation Letters* 4 : 1–8.
- Wood S.N., 2006.** *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapman and Hall/CRC eds. Boca Raton, Florida.
- Wynne B., 2003.** Seasick on the Third Wave? Subverting the Hegemony of Propositionalism: Response to Collins & Evans (2002). *Social Studies of Science* 33 : 401–417.
- Zuur A.F., Ieno E. N., Walker N. J., Saveliev A. A. & Smith G. M., 2009.** *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*, Springer eds. New York.

ORGANISMES COLLABORATEURS

- **Accès aux informations sur les Infrastructures de Transports Terrestres :**
 - Conseil Général de l'Ain
 - Conseil Général du Doubs
 - Conseil Général du Jura
 - Autoroutes Paris-Rhin-Rhône
 - Réseau Ferré de France
 - Direction Interdépartementale des Routes Centre-Est

- **Accès aux tableaux de chasse de chevreuil et de chamois :**
 - Fédération Départementale des Chasseurs de l'Ain
 - Fédération Départementale des Chasseurs du Doubs
 - Fédération Départementale des Chasseurs du Jura

- **Participation aux entretiens pour la partie « dire d'experts » :**
 - Centre Athenas
 - Centre d'Etudes Techniques de Lyon
 - Conseil Général du Doubs
 - Conseil Général du Jura
 - Direction Départementale des Territoires du Doubs
 - Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Franche – Comté
 - Fédération Départementale des Chasseurs du Doubs
 - Fédération Départementale des Chasseurs du Jura
 - KORA
 - Ligue pour la Protection des Oiseaux de Franche - Comté
 - LYNCEE - Production
 - Office de Génie Ecologique
 - ONCFS – CNERA PAD
 - ONCFS – Service Départemental du Doubs
 - ONCFS – Service Départemental du Jura
 - Pôle Grands Prédateurs du Jura
 - Réseau Ferré de France

TABLE DES FIGURES

- Figure 1** : Répartition des causes de mortalité détectée du lynx français, toutes années confondues entre 1974 et 2008 (Réseau Lynx, 2009). - 5 -
- Figure 2** : Nombre de collisions de lynx par an, dans le massif du Jura..... - 5 -
- Figure 3** : Zone géographique de la présente étude. A droite, en gris, l'aire de présence continue de la population de lynx jurassienne, correspondant à la zone d'étude retenue..... - 7 -
- Figure 4** : Répartition des infrastructures de transports terrestres dans les trois départements de l'Ain, du Doubs et du Jura. La zone grisée correspond à l'aire de présence continue du Lynx dans ces trois départements. Les points verts correspondent aux collisions répertoriées par le Réseau-Lynx de l'ONCFS (n=67). - 9 -
- Figure 5** : Exemple de raster intégré dans l'ENFA et la MADIFA, ici l'altitude. Les points noirs sont les collisions. - 12 -
- Figure 6** : Fréquence des collisions impliquant le lynx en fonction de leur sexe, de leur âge et de la saison au cours de laquelle a eu lieu la collision. L'étoile indique la variable pour laquelle le test statistique met en évidence des différences..... - 15 -
- Figure 7** : Répartition des lynx accidentés en fonction de leur sexe, de leur âge et de la saison au cours de laquelle a eu lieu la collision, variables couplées deux à deux. L'étoile indique les variables pour lesquelles le test statistique met en évidence des différences. - 15 -
- Figure 8** : Répartition des lynx accidentés en fonction du jour de la collision. Dans le graphique de gauche, « week » regroupe les cinq jours ouvrés et « weekend » le samedi et le dimanche..... - 16 -
- Figure 9** : Nombre de collisions pour chaque axe de transport terrestre sur lequel au moins une collision a été recensée. En noir les autoroutes, en gris foncé les départementales, en gris les nationales et en gris clair les voies de chemin de fer. - 16 -
- Figure 10** : Localisation des trois axes les plus accidentogènes pour les lynx. - 17 -
- Figure 11** : Marginalité (à gauche) et Spécificité (à droite) de l'ENFA. En blanc est représenté l'habitat disponible et en gris l'habitat utilisé..... - 17 -
- Figure 12** : Répartition de l'habitat disponible (en orange) et utilisé (en rouge), décomposé variable par variable. Les moyennes sont représentées par les traits verticaux pointillés. - 18 -
- Figure 13a (à gauche) et 13b (à droite)** : Plan factoriel de la « niche écologique » des collisions de lynx (à gauche). Les points jaunes correspondent à l'habitat disponible et les points rouges à l'habitat où se concentrent les collisions. En vignette à gauche est représenté l'histogramme des valeurs propres. A droite, le graphe des corrélations entre les variables environnementales et les axes de la MADIFA (le 1^e axe en X et le 2nd axe en Y). - 19 -
- Figure 14** : Carte de prédiction du « risque écologique » des collisions de lynx dans le massif du Jura. A gauche, la carte de toute l'aire d'étude a une résolution de 3km*3km ; seules les routes principales y figurent. Les vignettes sont des gros plans sur les trois routes les plus meurtrières : la N57, la N5 et la

D470, à une résolution de 1km*1km; toutes les départementales y figurent. Les points noirs correspondent aux collisions répertoriées..... - 20 -

Figure 15 : Boîtes à moustaches des p-values issues des 1000 répétitions de deux modèles additifs mixtes généralisés : à gauche le modèle complet, à droite le modèle retenu. Le trait rouge marque le seuil de significativité de 0.15 retenue pour cette étude. - 21 -

Figure 16 : Boîtes à moustaches des estimateurs issus du meilleur modèle, à gauche pour la variable « Type » et à droite pour la variable « Zone ». La référence de « Type » est la modalité « Autoroute » et celle de « Zone » est la modalité « Irrégulière ». Une modalité supérieure (inférieure) à la référence a un risque de collision plus (moins) élevé que cette référence. - 22 -

Figure 17 : Prédiction du risque de collision par le meilleur modèle, pour les variables « Largeur » à gauche et « Trafic » à droite. Les unités en abscisse correspondent aux valeurs centrées-réduites pour la largeur et le trafic. - 22 -

Figure 18 : Carte de prédiction du « risque structurel » sur le réseau routier principal du massif du Jura. A gauche, la carte de toute l'aire d'étude ; le tracé des routes de l'Ain, du Doubs et du Jura ne faisant pas partie de la zone d'étude apparaissent en gris clair (NoData). Les vignettes sont des gros plans sur les trois routes les plus meurtrières : la N57, la N5 et la D470 ; toutes les routes y figurent mais avec un tracé moins épais que la route mise en évidence. Les points noirs correspondent aux collisions répertoriées. - 23 -

Figure 19 : Relation entre le risque écologique (en abscisse) et le risque structurel (en ordonnée). - 24 -

Figure 20 : Carte de prédiction du « risque global ». A gauche, la carte de toute l'aire d'étude ; le tracé des routes de l'Ain, du Doubs et du Jura ne faisant pas partie de la zone d'étude apparaissent en gris clair (NoData). Les vignettes sont des gros plans sur les trois routes les plus meurtrières : la N57, la N5 et la D470 ; toutes les routes y figurent mais avec un tracé moins épais que la route mise en évidence. Les points noirs correspondent aux collisions déjà existantes..... - 25 -

Figure 21 : Répartition des infrastructures de transports terrestres dans les trois départements de l'Ain, du Doubs et du Jura. La zone grisée correspond à l'aire de présence continue du Lynx dans ces trois départements. Les points jaunes correspondent aux collisions potentielles positionnées par les experts consultés (n=179)..... - 36 -

Figure 22 : Nombre de points de collisions potentielles positionnés par les experts. - 36 -

Figure 23 : Distribution de la mobilisation des différents facteurs de risque de collision dans les dires d'experts recueillis..... - 37 -

Figure 24 : Répartition des infrastructures de transports terrestres dans les trois départements de l'Ain, du Doubs et du Jura. La zone grisée correspond à l'aire de présence continue du Lynx dans ces trois départements. Les points jaunes correspondent aux points de risque de collision positionnés par les experts consultés (n=179). - 46 -

Figure 25 : Nombre de points de risque de collisions, positionnés par les experts, pour chaque axe de transport terrestre pour lequel au moins une collision a été placée. En noir les autoroutes, en gris foncé les départementales et en gris clair les nationales. Les flèches rouges et les flèches noires matérialisent les axes prédits à « risque fort » par l'analyse sur les collisions vraies ; les rouges pour les axes régulièrement cités par les experts, les noires pour ceux peu cités. La flèche orange indique un axe dont certaines portions du tracé ont été prédites à risque fort par l'analyse précédente. - 49 -

Figure 26 : Taux de points obtenus par remémoration des points de collision, expert par expert. Le trait rouge correspond au taux moyen de l'ensemble du panel d'experts (0.31).....	50 -
Figure 27 : Marginalité (à gauche) et spécificité (à droite) de l'ENFA basées sur la localisation des collisions de lynx prédites par le panel d'experts. En blanc est représenté le disponible et en gris l'utilisé.	51 -
Figure 28 : Répartition de l'habitat disponible (en orange) et de l'utilisé (en rouge), décomposé variable par variable. Les moyennes sont représentées en pointillés.	52 -
Figure 29a (à gauche) et 29b (à droite) : Plan factoriel de la « niche écologique » des collisions de lynx prédites par le panel d'experts (à gauche). Les points jaunes correspondent à l'habitat disponible et les points rouges à l'habitat où se concentrent les collisions attendues. En vignette à gauche est représenté l'histogramme des valeurs propres. A droite, le graphique des corrélations entre les variables environnementales et les axes de la MADIFA (le 1 ^e axe en X et le 2 nd axe en Y).....	53 -
Figure 30 : Carte de prédiction du risque écologique à partir des points experts. A gauche, la carte de toute l'aire d'étude a une résolution de 3km*3km ; seules les routes principales y figurent. Les vignettes sont des gros plans sur les trois routes les plus meurtrières du volet biostatistique : la N57, la N5 et la D470, à une résolution de 1km*1km ; toutes les départementales y figurent. Les points noirs dans les vignettes correspondent aux points « experts ».....	54 -
Figure 31 : Comparaison des cartes de risque écologique à partir des collisions-vraies et des dire d'experts. Les zones négatives, en jaune et vert, correspondent aux régions où le risque estimé à partir des dire d'experts est plus faible que celui estimé à partir des collisions-vraies. Avant d'être soustrait l'un à l'autre, l'échelle de chacun de ces deux risques va de 0 à 10, avec 0 pour le risque le plus fort.	55 -
Figure 32 : Comparaison de la carte de risque écologique obtenue à partir des dire d'experts avec celle obtenue en attribuant un niveau de risque de collision aux points experts. Les zones positives, en rose et gris clair, correspondent aux régions où le risque estimé en prenant en compte les niveaux de risque établis par les experts est plus faible que celui estimé sans ce niveau de risque. Avant d'être soustrait l'un à l'autre, l'échelle de chacun de ces deux risques va de 0 à 10, avec 0 pour le risque le plus fort.	56 -
Figure 33 : Boîtes à moustaches des p-values issues des 1000 répétitions de deux modèles additifs mixtes généralisés : à gauche le modèle sans tenir compte du poids de risque attribué par les experts, à droite le modèle en prenant en compte ce poids de risque. Le trait rouge marque le seuil de significativité de 0.15 retenue pour cette étude.....	57 -
Figure 34 : Carte de prédiction du « risque structurel » sur le réseau routier principal du massif du Jura, à partir des points positionnés par les experts (points noirs).....	58 -
Figure 35 : Relation entre le risque écologique (en abscisse) et le risque structurel (en ordonnée). -	59 -
Figure 36 : Carte de prédiction du « risque global » sur le réseau routier principal du massif du Jura, à partir des points positionnés par les experts (points noirs).....	60 -
Figure 37 : Histogramme des valeurs propres, mesurant la marginalité moyenne expliquée par chaque axe factoriel de la k-select.....	61 -

Figure 38 : Projection des variables d'habitats contribuant aux deux premiers axes factoriels (1^e axe = axe X ; 2^e axe = axe Y). - 62 -

Figure 39 : Projection des vecteurs de marginalité pour les quinze experts sur le premier plan factoriel (à droite) et rappel de la figure 11 (à gauche). - 62 -

Figure 40 : Risque de collision prédit par chacun des quinze experts, calculé à partir du modèle de risque écologique basé sur les points experts (à gauche) et en intégrant le poids de risque attribué par chaque expert à ses points (à droite). Chaque point correspond au risque moyen de chaque expert, associé à son écart-type. Le trait plein correspond au risque moyen de la zone d'étude. - 65 -

Figure 41 : Risque de collision prédit par chacun des quinze experts, calculé à partir du modèle de risque écologique basé sur les points experts (à gauche) et à partir du modèle de risque écologique basé sur les collisions observées (à droite). Chaque point correspond au risque moyen de chaque expert, associé à son écart-type. Le trait plein correspond au risque moyen de la zone d'étude. - 65 -

Figure 42 : Niveau de risque des sections d'ITT sur lesquelles sont situés les points de collisions, expert par expert ; NoData correspond aux sections pour lesquelles le risque n'a pas pu être calculé par absence d'une donnée. - 66 -

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Variables écologiques utilisées dans les analyses. - 11 -

Tableau 2 : Système de codes retenu pour l'analyse des dires d'experts..... - 33 -

Tableau 3 : Liste des experts rencontrés. Inverser les colonnes statut et institution pour améliorer la visibilité du tableau + liste des acronymes en annexe - 34 -

Tableau 4 : Niveau de risque des sections d'ITT sur lesquelles sont situés les points de collisions ; NoData correspond aux sections pour lesquelles le risque n'a pas pu être calculé par absence d'une donnée. Les collisions observées (N=67) ont été comparées à la carte de prédiction issue des points experts et ces points experts (N=126) ont été comparés à celle issue des collisions observées. - 60 -

Tableau 5 : Contributions des variables d'habitats sur les deux premiers axes factoriels de la k-select. - 62 -

GLOSSAIRE

AIC : Critère d'Information d'Akaike

CNERA-PAD : Centre National d'Etude et de Recherche Appliquée – Prédateurs et Animaux
Déprédateurs

CNRS : Centre National de la Recherche Scientifique

ENFA : Analyse Factorielle des Niches Ecologiques

GAMM : Modèle Additif Mixte Généralisé

GLMM : Modèle Linéaire Mixte Généralisé

IRSTEA : Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et
l'Agriculture

ITT : Infrastructures de Transports Terrestres

ITTECOP : Infrastructures de Transports Terrestres, Paysages et ECOsystèmes

LBBE : Laboratoire de Biométrie et Biologie Evolutive

LVN : Ligne à Vitesse Normale

MADIFA : Analyse Factorielle des Distances de Mahalanobis

MNT : Modèle Numérique de Terrain

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

SAC : Segment Avec Collision

SSC : Segment Sans Collision

ANNEXES

Annexe 1 : Hemery A. & Doré A., 2011. Vers une prise en compte de la problématique des collisions par les infrastructures terrestres chez le lynx ? La réflexion avance... *Bulletin d'information du réseau lynx – ONCFS* 17 : 7–9.

Annexe 2 : Rolland J., Basille M., Marboutin E. & Gaillard J.M., 2011. Comparing profile methods and site-occupancy modelling for the study of occurrence of an elusive species. *European Journal of Wildlife Research* 57 : 1115–1118.

Annexe 3 : Basille M., Van Moorter B., Herfindal I., Martin J., Linnell J.D.C., Odden J., Andersen R., Gaillard J.M., 2012. Selecting habitat to survive: Eurasian lynx avoid areas with high mortality risks. (sub.)



Collision jeune femelle Orchamps-Vennes le 3 avril 2011 - ONCFS, SD 25

Pour en savoir plus...

Vers une prise en compte de la problématique des collisions par les infrastructures terrestres chez le lynx ? La réflexion avance...

Contexte

Le bilan descriptif des causes de mortalité détectées chez le lynx (cf. bulletin Lynx n° 15, p. 25-26) a fait ressortir la forte fréquence des cas de collision sur infrastructures terrestres (ITT : routes + voies ferroviaires). Une étude a donc été initiée, en collaboration entre le Cnrs de Lyon, le Cemagref de Grenoble, et l'équipe loup-lynx de l'ONCFS. Ce projet commun aux 3 organismes a été sélectionné pour cofinancement dans le cadre d'un appel d'offre ministériel.

Objectifs

Il y a deux volets techniques: un volet de modélisation « classique » des facteurs de risques de collision, et un volet de caractérisation de ces risques à « dire d'experts ». Le premier volet s'appuie sur des données numériques pour

construire un modèle de diagnostic des collisions de lynx sur les ITT du massif du Jura. Le second volet est basé sur la consultation individuelle d'un panel élargi d'acteurs spécialistes de l'espèce ou des questions d'interactions faune sauvage / infrastructures terrestres et doit produire un « modèle à dire d'experts » (TE et ATE, services techniques FDC, biologistes, naturalistes, ...etc.). Chaque approche est conduite indépendamment l'une de l'autre ; les dire d'experts seront aussi analysés dans un cadre statistique classique pour en extraire ensuite une approche standardisée. Les résultats des deux approches seront comparés, et au final, l'approche à dire d'experts fournira une information de départ « injectée » a priori dans le modèle statistique classique pour améliorer les performances du diagnostic (cadre bayésien).

Résultats

Approche n°1 « classique » : établie en 2 étapes ; d'abord la modélisation des facteurs environnementaux associés aux collisions, comme l'occupation du sol (e.g. proportion et nature de la couverture forestière, etc.), la pente, l'abondance relative locale des chevreuils et chamois, le type de présence

Actualités

du lynx (régulière, front de colonisation) ; ensuite la modélisation des facteurs structuraux associés aux collisions, comme le volume du trafic routier, la largeur de la chaussée, le nombre de voies, la localisation des ponts et tunnels, ainsi que la sinuosité. Les cartes de risques issues de chacune de ces sous-analyses sont ensuite combinées (cf. carte).

En gros trois axes particulièrement meurtriers ont été mis en évidence, à savoir la N57 dans le département du Doubs, la N5 et la D470 dans le département du Jura. Ce sont trois routes trans-jurassiennes, allant de la plaine vers la Suisse et où le trafic routier est relativement dense. Le risque de collision est plus élevé dans les régions d'altitude, accidentées et recouvertes de forêts de conifères ou de forêts mixtes, que dans les secteurs « de plaine », boisés de feuillus et présentant une densité de chevreuil plus importante que la moyenne. Concernant les caractéristiques des infrastructures terrestres de transports, trois facteurs structurels et un facteur géographique ont été retenus : le type d'ITT, la largeur de la chaussée, le trafic routier, et la localisation des segments routiers en fonction du statut de présence du lynx dans le Jura. Le risque de collision augmente avec la largeur de la chaussée et le trafic routier. La sinuosité semble ne pas avoir d'incidence, peut-être car elle entraîne une réduction de la vitesse et donc une meilleure



Un exemple de situation à risque pour le lynx... - ONCFS, SD39

détection du lynx.

Approche n°2 « à dire d'experts » : pour proposer une méthode formalisée de diagnostic à « dire d'experts », il faut d'abord expliciter les étapes successives de la mobilisation d'une telle capacité d'expertise : constitution d'un panel d'experts ; consultation de ce panel ; analyse et représentation des différents avis ; évaluation de l'expertise. Pour chacune de ces étapes, il faut analyser les facteurs associés à une mobilisation positive ou négative de

l'expertise. Cette phase permet de formaliser un cadre théorique pour la mise en œuvre standardisée des recueils de « dire d'experts ».

16 experts ont été rencontrés (3 ONCFS, 2 Fdc, 2 Conseil Général, 3 APN, 1 RFF, 1 Cete, 1 DDT, 2 « biologistes » Lynx – Kora & Lyncée-, 1 MNHN/DREAL) et interviewés selon une méthode semi-directive (zones de risques selon eux ; facteurs de risques associés ; comment ont-ils construits leur propre expertise). Au total, 154 points accidentogènes ont été identifiés par les 16 experts rencontrés : 45 points à risque faible ; 49 points à risque moyen ; 60 points à risque fort.

Trois types principaux de facteurs de risque associés ressortent de leur analyse:

- Facteurs biologiques liés à l'espèce : notamment âge, sexe, modalités de présence (régulière, permanente, occasionnelle), facteurs saisonniers
- Facteurs écologiques : notamment relief, habitats, présence de proies
- Facteurs liés aux ITT : notamment type d'ITT, largeur, sinuosité, trafic, vitesse, équipement (ponts, tunnels, passes à faune).

La conjonction de 3 facteurs est mentionnée de manière récurrente par l'ensemble des personnes rencontrées : l'orientation des massifs, la continuité forestière et le trafic routier. Quand les experts enquêtés acceptent d'extrapoler leur raisonnement au-delà des cas de collision qu'ils connaissent, ils cherchent alors les points d'intersection entre une ligne de crête forestière et une route importante (notamment les routes nationales). Le raisonnement « par cas » adopté par la plupart des conduits à être prudents quant à ces formes d'extrapolation. Ils privilégient souvent la description circonstanciée des situations de collision et en dégagent une série de facteurs qu'ils hésitent le plus souvent à généraliser.

Au final dans l'optique de formaliser la démarche, deux grands types de facteurs de risques peuvent être distingués: d'une part des facteurs que l'on peut qualifier de génériques, mis en avant par la quasi-totalité des personnes sollicitées; d'autre part des facteurs spécifiques, pointés par certains experts ayant une bonne connaissance de terrain. Les premiers font appel à des connaissances générales sur l'écologie de l'espèce et sont mobilisés dans le cadre d'une lecture macro (continuité forestière, orientation des massifs, cycles saisonniers de l'espèce, présence/absence, typologie générale des axes routiers, etc.). Les seconds font plutôt appel à des expériences de terrain particulières et sont mobilisés dans le cadre d'une lecture micro qui s'inscrit généralement dans une temporalité particulière, caractérisant des situations spécifiques plutôt que des grandes structures générales.

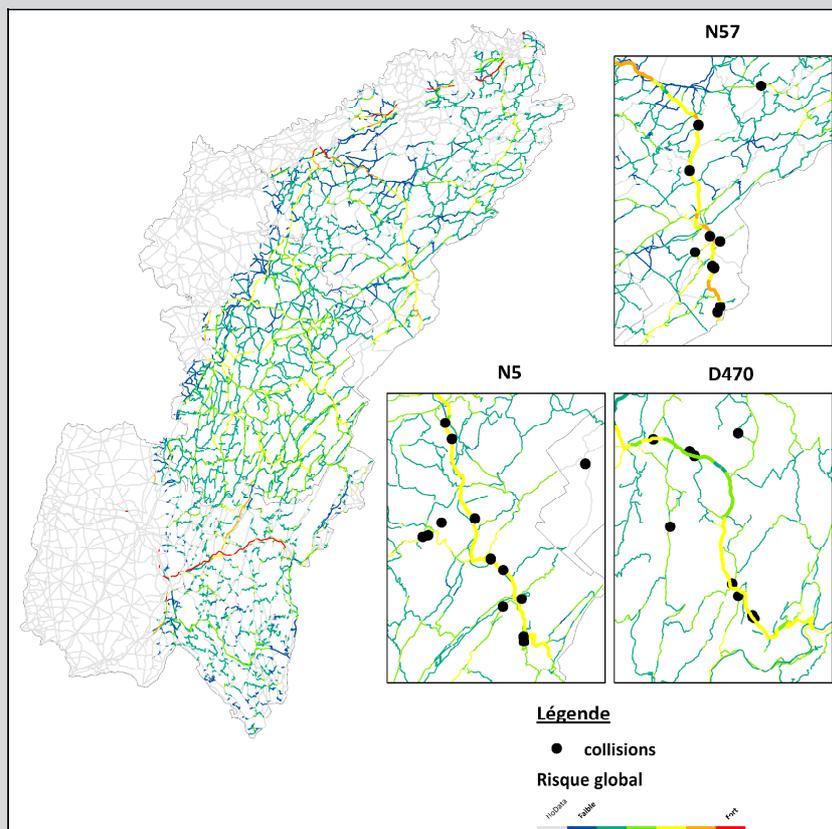
Actualités

La dernière phase de mise en commun et confrontation des résultats obtenus par les deux approches sera réalisée d'ici la fin de l'année ; cette approche, très originale par les méthodes mises en œuvre, n'aurait pu être conduite sans les données collectées par le Réseau, ni sans la bonne volonté et la disponibilité de participation du panel d'experts, correspondants du Réseau pour la très grande majorité d'entre eux. Un grand merci à tous, et encore un bel exemple de valorisation utile des informations de terrain patiemment glanées par les correspondants !

*A. Hemery, CNRS Lyon et
A. Doré, Cemagref Grenoble*



Cize, 2009 - ONCFS, SD 39



Carte de prédiction du « risque global ». A gauche, la carte de toute l'aire d'étude ; le tracé des routes de l'Ain, du Doubs et du Jura ne faisant pas parties de la zone d'étude apparaissent en gris clair. Les vignettes sont des gros plans sur les trois routes les plus meurtrières : la N57, la N5 et la D470 ; toutes les routes y figurent mais avec un tracé moins épais que la route mise en évidence. Les points noirs correspondent aux collisions déjà existantes.

Comparing profile methods and site-occupancy modelling for the study of occurrence of an elusive species

Jonathan Rolland · Mathieu Basille · Éric Marboutin ·
Jean-Michel Gaillard

Received: 27 November 2010 / Revised: 9 May 2011 / Accepted: 13 May 2011 / Published online: 28 May 2011
© Springer-Verlag 2011

Abstract Based on 1,053 signs of presence collected between 2002 and 2006 by a network of well-trained observers, we modelled the occurrence of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in France using two methods. The Mahalanobis distance factor analysis (MADIFA) provided a measure of habitat suitability based on environmental covariates, and site-occupancy modelling provided estimates of both presence and detection probabilities over time. Environmental covariates included in the site-occupancy modelling markedly improved the fit of the lynx presence model. We found a strong correlation between habitat suitability scores estimated from the MADIFA and probabilities of presence estimated from the site-occupancy modelling, indicating that both methods provided a convergent assessment of lynx potential occurrence.

Keywords Detection probability · Eurasian lynx · *Lynx lynx* · MADIFA · Presence · Spatial distribution

Introduction

Elusive species, and among them large carnivores, are usually monitored based on the collection of indirect signs of presence (Linnell et al. 1998). “Profile methods” (sensu Pearce and Boyce 2006) were developed to explore presence-only designs without the need of generating “pseudo-absences” and aim at extracting the characteristics of the environment used by a given organism (Calenge et al. 2005). Among them, the ecological-niche factor analysis (ENFA, Hirzel et al., 2002) gained a high popularity due to its easy application. However, Calenge et al. (2008) demonstrated that the ENFA was not statistically appropriate for computing habitat suitability maps (HSM). They proposed instead the Mahalanobis distance factor analysis (MADIFA, Calenge et al. 2008) to this very purpose, a method built upon the same statistical framework as the ENFA (Calenge and Basille 2008). Studying the detection of presence using site-occupancy modelling (MacKenzie et al. 2006) offers an alternative to tackle presence-only designs. Following a framework similar to mark–recapture methods (e.g., Chao 1987), site-occupancy modelling provides the estimates of both presence and detection probabilities of signs from sites sampled over time (MacKenzie et al. 2006). Both profile techniques and site-occupancy modelling may be helpful when assessing a species’ range by relying on presence-only data (Austin 2007).

In the present paper, we compared the results obtained from both methods applied to occurrences of Eurasian lynx

Communicated by C. Gortázar

J. Rolland
École Normale Supérieure,
45 rue d’Ulm,
75005 Paris, France

J. Rolland (✉) · M. Basille · J.-M. Gaillard
Laboratoire de Biométrie et Biologie Évolutive,
Université de Lyon, F-69000, Lyon;
Université Lyon 1; CNRS, UMR5558,
F-69622 Villeurbanne, France
e-mail: jonathanketoi@hotmail.fr

M. Basille
Chaire de Recherche Industrielle CRSNG-Université Laval en
Sylviculture et Faune, Département de Biologie, Université Laval,
1045 Av. de la Médecine, Pavillon Alexandre Vachon,
Québec, QC G1V 0A6, Canada

É. Marboutin
Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage,
Z.I. de Mayencin, 5 allée de Béthlèém,
38 610 Gières, France

(*Lynx lynx*) in the French Jura Mountains. After their disappearance from France in the 1920s, lynx re-colonized the French Jura in the 1970s after reintroductions in neighbouring Switzerland (Vandel et al. 2006). Lynx are cryptic large carnivores for which problems of variable detection have already been identified (e.g. Marboutin et al. 2006). We aimed here at assessing whether profile methods and modelling approaches provided similar patterns of lynx occurrence in the Jura Mountains.

Material and methods

Study area and data collection

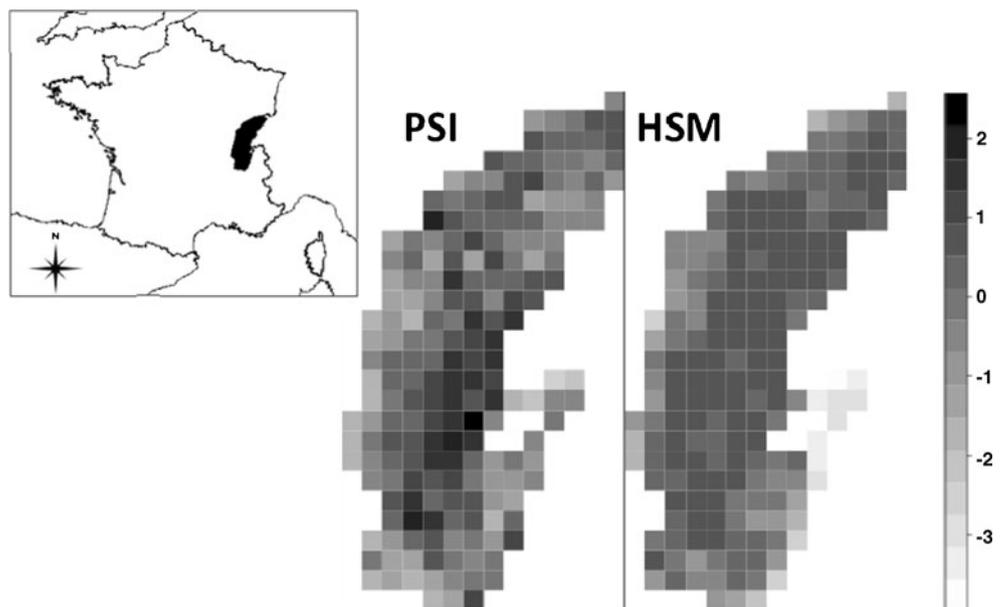
Within the French species range, the Jura Mountains (~16,000 km², including the French departments of Doubs, Jura and Ain, see also Fig. 1) have been re-colonized early so that most of the suitable habitat is now occupied. A network of ca. 1,200 specifically trained volunteers (mostly state employees like game wardens, park rangers and foresters), set up by the French National Game And Wildlife Agency, collected signs of lynx presence in the field, later checked and validated by a lynx specialist (Vandel and Stahl 2005). Although particular landscape features (e.g. steep slopes in forested areas) might have led to some spatial heterogeneity in the detection probability of lynx signs, the high level of experience and training of observers are likely to have kept such heterogeneities at a minimum. As our analysis averages over any variation in p over time, we thus assumed a constant detection probability throughout the lynx distribution area in French Jura.

During the study period (2002–2006), 1,053 presence signs (i.e. faeces, hair, tracks, visual observations, wild and domestic preys, camera traps) have been validated in the Jura Mountains, which represent 65% of the signs validated over the entire country. This selection of presence indices mostly excludes possible false positives. A grid of fixed resolution (81 km², i.e. cells of 9×9 km, which corresponds to half an average female lynx home range, Vandel and Stahl 2005) was first superimposed on the sign distribution. The study period was then split into five 1-year periods, for which each cell was assumed to have been visited at least once. The presence of lynx was finally defined as the occurrence of at least one lynx sign in a cell during that period, while an absence of sign corresponded to no detection. On the same grid, we used the Corine Land Cover 2006 database (European Environment Agency 2006) to define a set of environmental variables (including railway density, road density, river density, distance to highway, distance to railway, distance to river and proportion of forest cover) that could potentially influence lynx distribution based on previous analyses (Basille et al. 2008).

Methods

The MADIFA is based on a decomposition of Mahalanobis distances, i.e. the distance from each grid cell to the species' optimum given the correlation structure of the niche (Calenge et al. 2008) into successive uncorrelated axes. Based on the associated eigenvalues, the first few axes are then selected to compute a score of habitat suitability for each cell leading to an estimated HSM. These scores are in fact Mahalanobis distances; the greater the score, the farther the cell is from the

Fig. 1 Occupancy map estimated using the best site-occupancy model (*left*), i.e. $\psi(\text{forest})$ $p(\text{forest} + \text{PC1})$ and HSM drawn from the MADIFA (*right*). Both maps represent an estimation of the probability of presence of the lynx for each cell. To improve clarity, both maps were normalised and HSM scores were multiplied by -1 ; in both cases, *darker colours* correspond to a higher suitability. Each pixel is 9×9 km²



species’ optimum. All lynx signs (2002–2006) were used to build the HSM.

Using the site-occupancy modelling, we estimated the occupancy ψ in each cell (i.e. the probability of presence, given its history) and the detection probability p . The presence of lynx was defined as the occurrence of at least one lynx sign in a cell during 1 year. We fitted a model with both ψ and p constant (“ $\psi(\cdot)p(\cdot)$ ”) and a model with ψ constant and p varying over time (“ $\psi(\cdot)p(t)$ ”) to take into account the potential variation of detection probability over time. We then tested for the effect of environmental covariates on both detection and occupancy probabilities at each cell using a logistic model as described in MacKenzie (2005). As environmental variables were inter-correlated, we computed a principal component analysis (PCA) with the seven variables. We used the first axis (PC1), which was mostly driven by river and road densities; and the proportion of forest cover that was the main variable involved in PC2 and thereby statistically independent of PC1. We used an information–theoretic framework based on Akaike information criterion (AIC, Burnham and Anderson 2002) to rank all models and select the one with the best compromise between deviance and complexity.

Finally, we calculated the correlation between MADIFA scores and occupancy probabilities using a Pearson’s correlation test based on paired values for each cell. The site-occupancy modelling was computed using PRESENCE 2.0 (MacKenzie 2005); the MADIFA and all other statistical analyses were conducted using R 2.10.0 (R Development Core Team 2010) and the R package “adehabitat” (Calenge 2006).

Results

The first three axes of the MADIFA accounted for 67% of the Mahalanobis distances and were kept for the computation of the HSM. Both high road and river densities led to

lower habitat suitability on the first two axes of the analysis, while higher proportions of forest indicated higher values of habitat suitability on the third axis.

The site-occupancy model with a constant detection probability received more support than the model including a time-dependent detection (Table 1), indicating that the detection can be considered as constant over the entire period. Models including covariates had also more support than the reference models $\Psi(\cdot)p(t)$ and $\Psi(\cdot)p(\cdot)$, indicating that environmental covariates markedly influenced occupancy. Among them, two models had AIC values within 2 units, the one including both PC1 and the proportion of forest cover, and the one including only the proportion of forest cover. Based on parsimony rules, the latter model should be selected.

Occupancy maps (i.e. estimation of Ψ) from both models were correlated with the HSM drawn using the MADIFA ($R^2 > 0.25$, all $p < 0.001$, Table 1). Therefore, both analytical approaches provided strongly convergent assessment of lynx occurrence (Fig. 1).

Discussion

In the case of rare or elusive species, “profile methods” (sensu Pearce and Boyce 2006) like the MADIFA allow computing habitat suitability maps that are biologically coherent with former knowledge of the species (e.g. Bryan and Metaxas 2007). Occupancy modelling provides a suitable alternative to the difficulties of estimating presence by taking into account detection probability less than one (MacKenzie 2005). The main factors structuring lynx occurrence identified in that study (i.e. road and river density, and proportion of forest) were consistent with previous findings on lynx ecological requirements (Vandel et al. 2006). The spatial patterns of lynx occurrence as assessed from the MADIFA and site-occupancy modelling were remarkably similar as illustrated in Fig. 1. In particular, the

Table 1 Modelling site occupancy with environmental covariates

Models	AIC	Delta AIC	AIC weight	Ranking of the combination of covariates	R^2 correlation between HSM and MADIFA
$\psi(\text{forest} + \text{PC1})p(\text{forest} + \text{PC1})$	1,015.10	0	0.531	1	0.280
$\psi(\text{forest})p(\text{forest} + \text{PC1})$	1,014.41	0.31	0.454	2	0.500
$\psi(\text{forest} + \text{PC1})p(\text{forest})$	1,022.90	7.80	0.0107	3	0.222
$\psi(\text{forest})p(\text{forest})$	1,025.40	10.30	0.0031	4	0.500
$\psi(\text{forest})p(\text{PC1})$	1,028.31	13.21	0.0007	5	0.502
$\psi(\cdot)p(\cdot)$	1,058.12	43.02	0		
$\psi(\cdot)p(t)$	1,060.90	45.80	0		

Models without any environmental covariate are bolded as references

forest proportion of forest, PC1 first axis of the PCA (see text for further details), AIC Akaike information criterion, HSM habitat suitability maps, MADIFA Mahalanobis distance factor analysis

probability of lynx occurrence was lower at the periphery of the study area than in the centre, likely in relation with the presence of high human presence (and particularly roads) when we get closer to Lake Léman. The negative influence of road density highlighted by both approaches supports a negative effect of human presence on lynx occurrence. On the other hand, the probability of lynx occurrence steadily increases in the centre of the Jura Mountains, indicating that the well-trained observers were able to maintain a high detection probability even in remote areas.

Detection probabilities were also constant over time, likely because of a constant sampling effort. Such a constancy of detection probability confirmed that the study period considered corresponds to a closure period well suited for the use of the site-occupancy modelling. Our results underlined that both analyses, based on the same environmental covariates, yielded to convergent qualitative conclusions about the probability of presence. Therefore, our study provides the first empirical evidence that profile and modelling approaches may give similar assessment of the occurrence of an elusive species such as the lynx.

Profile methods provide a qualitative assessment of the most structuring factors of species distribution and can be used as explorative analyses. On the other hand, site-occupancy modelling uses a quantitative measure (i.e. AIC) to select the relevant environmental factors that shape the species distribution. Their concurrent use could lead to finer approaches which are able to estimate the presence of an elusive species like lynx with increased accuracy. We thus recommend performing first a MADIFA to disentangle the structuring covariates before using the site-occupancy approach for checking model robustness given the factors included.

Acknowledgements We thank Mark Kéry and two anonymous referees for their helpful comments that markedly improved our paper.

References

Austin M (2007) Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecol Modell* 200:1–19

- Basille M, Calenge C, Marboutin É, Andersen R, Gaillard J-M (2008) Assessing habitat selection using multivariate statistics: some refinements of the ecological-niche factor analysis. *Ecol Modell* 211:233–240
- Bryan T, Metaxas A (2007) Predicting suitable habitat for deep-water gorgonian corals on the Atlantic and Pacific continental margins of North America. *Mar Ecol Prog Ser* 330:113–126
- Burnham K, Anderson D (2002) Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach. Springer, Heidelberg, pp. 514
- Calenge C (2006) The package "adehabitat" for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecol Modell* 197:516–519
- Calenge C, Basille M (2008) A general framework for the statistical exploration of the ecological niche. *J Theor Biol* 252:674–685
- Calenge C, Dufour A, Maillard D (2005) K-select analysis: a new method to analyse habitat selection in radio-tracking studies. *Ecol Modell* 186:143–153
- Calenge C, Darmon G, Basille M, Loison A, Jullien J (2008) The factorial decomposition of the Mahalanobis distances in habitat selection studies. *Ecology* 89:555–566
- Chao A (1987) Estimating the population size for capture–recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43:783–791
- Hirzel AH, Hausser J, Chessel D, Perrin N (2002) Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83:2027–2036
- Linnell J, Swenson J, Landa A, Kvam T (1998) Methods for monitoring large carnivores: a worldwide review of relevant experience. *NINA Oppdragsmeld* 549:1–38
- MacKenzie DI (2005) Was it there? Dealing with imperfect detection for species presence/absence data. *Aust N Z J Stat* 47(1):65–74
- MacKenzie DI, Nichols JD, Royle JA, Pollock KH, Bailey LL, Hines JE (2006) Occupancy estimation and modelling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic Press, New York
- Marboutin E, Duchamp C, Rouland P, Leonard Y, Boyer J, Michallet D, Catusse M, Migot P, Vandel J-M, Stahl P (2006) Survey of the lynx distribution in the French Alps: 2000–2004 population status analysis. *Acta Biol Slov* 49(1):19–26
- Pearce JL, Boyce MS (2006) Modelling distribution and abundance with presence-only data. *J Appl Ecol* 43:405–412
- R Development Core Team (2010) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna
- Vandel J-M, Stahl P (2005) Distribution trend of the Eurasian Lynx lynx populations in France. *Mammalia* 69:145–158
- Vandel J-M, Stahl P, Herrenschildt V, Marboutin E (2006) Reintroduction of the lynx into the Vosges mountain massif: from animal survival and movements to population development. *Biol Conserv* 131:370–385

1 **Running title:** Selecting habitat to survive

2 **Number of words:** ~8400 (abstract: 290)

3 **Date of submission:** 12th April 2012

4 **Selecting habitat to survive: Eurasian lynx avoid areas**
5 **with high mortality risks**

6 Mathieu Basille, Bram Van Moorter,
7 Ivar Herfindal, Jodie Martin, John D. C. Linnell,
8 John Odden, Reidar Andersen and Jean-Michel Gaillard

- 9 1. *M. Basille (basille@ase-research.org), Université de Lyon, université Lyon 1, CNRS,*
10 *UMR 5558, Laboratoire de Biométrie et Biologie Évolutive, 43 boulevard du 11 novembre*
11 *1918, Villeurbanne F-69622, France; Centre for Conservation Biology, Department of*
12 *Biology, Norwegian University of Science and Technology, NO-7491 Trondheim, Norway,*
13 *and Chaire de recherche industrielle CRSNG-Université Laval en sylviculture et faune,*
14 *Département de biologie, Université Laval, 1045 Av. de la Médecine, pavillon Alexandre*
15 *Vachon, Québec, QC G1V 0A6, Canada.*
- 16 2. *B. Van Moorter, Université de Lyon, université Lyon 1, CNRS, UMR 5558, Laboratoire*
17 *de Biométrie et Biologie Évolutive, 43 boulevard du 11 novembre 1918, Villeurbanne*
18 *F-69622, France, and Centre for Conservation Biology, Department of Biology,*
19 *Norwegian University of Science and Technology, NO-7491 Trondheim, Norway.*
- 20 3. *I. Herfindal, Centre for Conservation Biology, Department of Biology, Norwegian*
21 *University of Science and Technology, NO-7491 Trondheim, Norway.*
- 22 4. *J. Martin and J.-M. Gaillard, Université de Lyon, université Lyon 1, CNRS, UMR 5558,*
23 *Laboratoire de Biométrie et Biologie Évolutive, 43 boulevard du 11 novembre 1918,*
24 *Villeurbanne F-69622, France.*
- 25 5. *J. D. C. Linnell and J. Odden, Norwegian Institute for Nature Research; NO-7485*
26 *Trondheim, Norway.*
- 27 6. *R. Andersen, Norwegian Institute for Nature Research; NO-7485 Trondheim, Norway,*
28 *and Vitenskapsmuseet; Norwegian University of Science and Technology; NO-7491*
29 *Trondheim, Norway.*

Abstract

Large individual variation in fitness occurs in relation to habitat at multiple scales, reflecting the hierarchy of limiting factors. In a landmark paper, Rettie and Messier (2000) proposed that the most limiting factor should drive behaviour at coarser spatial scales, but should be less influential at finer spatial scales. This hypothesis remains yet to be supported by an assessment of the most limiting factors with a measure of fitness. We used spatial variation in human disturbance, and its consequences on lynx survival, a component of fitness, to test this model in an intensively studied population of Eurasian lynx *Lynx lynx* in southern Norway. Data from 46 lynx monitored with radio-telemetry indicated that lynx selected for areas with higher road density than generally available in their home ranges, where roe deer *Capreolus capreolus*, their main prey, occur. However, a shift occurred towards an avoidance of roads when the home ranges had a very high road density. This individual variation in habitat selection and home range composition was then related to mortality rates caused by legal hunting and poaching, the main cause of mortality. Lynx living in areas with a low road density had lower mortality rates from legal hunting; likewise, the selection within individual home ranges of areas including a low road density led to a lower mortality from legal hunting. Contrary to the model's expectation, human impact, associated with high accessibility, was thus equally strong at large as at fine scales, with large-scale characteristics nevertheless constraining fine-scale behaviours. Our study demonstrates the truly hierarchical nature of habitat selection as assessed with a fitness component, and indicates that scale-specific heterogeneity of the environment is driving individual behaviour, by means of trade-offs across spatial scales.

54 Introduction

55 Habitat characteristics influence animal performance at several spatio-temporal scales,
56 from fine scale characteristics of feeding patches that determine individual energy gain
57 (Stephens and Krebs 1986) to landscape characteristics that drive population growth
58 (Melis et al. 2010). A large individual variation in Darwinian fitness generally occurs in
59 relation to habitat features (Gaillard et al. 2010). The process of habitat selection, by
60 which individuals choose particular habitat attributes, allows individuals to deal with
61 this environmental heterogeneity to maximise fitness at multiple nested scales (Johnson
62 1980). The relationship between habitat selection and fitness should thus also be
63 scale-specific (Mayor et al. 2009, Litvaitis et al. 1996) to reflect the hierarchy of factors
64 potentially limiting individual fitness. In a landmark paper, Rettie and Messier (2000)
65 proposed that the most limiting factor should drive behaviour at coarser spatial scales,
66 but should be less influential at finer spatial scales. Based on empirical data collected on
67 woodland caribou *Rangifer tarandus caribou*, these authors suggested that species mostly
68 limited by predation should exhibit a strong avoidance of risky areas at large scales,
69 while the search for quality food should predominate at finer scales (Rettie and Messier
70 2000).

71 Few studies have directly addressed Rettie & Messier's hypothesis, which has received
72 mixed support in a large range of animal species. A first set of studies could not reveal
73 any selection against the most limiting factor at large scales in contrast to fine-scale
74 selection (e.g. Morin et al. 2005, Harvey and Weatherhead 2006). Secondly, several
75 species over a large range of taxa demonstrated a consistent selection pattern across
76 scales, with no successive domination of the most limiting factor at each scale (e.g.
77 Moyer et al. 2008, Indermaur et al. 2009, Singh et al. 2010, Crampton and Sedinger
78 2011). On the other hand, some studies were more conclusive about the hierarchical

79 nature of habitat selection. For example, migratory elk *Cervus elaphus* strongly reduced
80 their exposure to wolf predation at the landscape scale, and used areas that were higher
81 in forage digestibility at the fine scale (Hebblewhite and Merrill 2009). Similarly,
82 woodland caribou (in a different area than in Rettie and Messier's 2000 study) directed
83 their large scale movements against predation risk, and their fine scale movements
84 towards foraging areas (Johnson et al. 2002). Altogether, these studies emphasise the key
85 importance of trade-offs (generally between energy intake and mortality risk) at a given
86 spatial scale (Dussault et al. 2005). However, to our knowledge, no study assessed
87 habitat selection at different scales with a measure of fitness, at the risk of an incorrect
88 assessment of habitat quality and the most limiting factors (Aldridge and Boyce 2008).

89 In the modern world, a large proportion of environmental variation is human-caused.
90 Humans impact animal performance directly, notably through hunting or poaching
91 (Treves 2009, Palazy et al. In press), but also indirectly through the effects of habitat
92 fragmentation (Tigas et al. 2002), and through climate change (Carroll 2007).
93 Altogether, human disturbance increases spatial heterogeneity in the environment, which
94 can have an important impact on population dynamics (Lande 1998, Gorini et al. 2012),
95 and, consequently, on the selective pressure to select the best habitat. Given the high
96 mobility of humans in any environment compared to most animal species, it is expected
97 that their impacts should be highest at the largest spatial scales. However, as human
98 impact on the environment is measurable from a global to a very local perspective
99 (Turner II et al. 1990), its consequences will most likely affect animal habitat selection at
100 every scale from large to fine. To reliably assess human impacts on animal fitness, it is
101 crucial to understand how space use affects individual performance by relating habitat
102 use and selection with fitness components over a continuum of spatial scales (Gaillard
103 et al. 2010, Sih et al. 2011).

104 In this study, we implemented a formal test of the hierarchy of limiting factors, by

105 relating a measure of individual performance and habitat selection at two nested scales.
106 We investigated the relationship between habitat and mortality for the Eurasian lynx
107 *Lynx lynx* in Norway at the scales of home-range location and habitat selection within
108 home ranges (level 2 and 3 from Johnson 1980), and how habitat characteristics
109 influence this relationship. Lynx in southern Norway occupy relatively large home ranges
110 (up to 1,400 km² for males, Linnell et al. 2001a, Herfindal et al. 2005), and tolerate quite
111 a large environmental variability in a generally human-dominated landscape (Basille
112 et al. 2009). Besides, lynx are currently managed through a quota hunting system that
113 aims to stabilise their population density and attempts to limit depredation on domestic
114 sheep (Linnell et al. 2010). As a consequence, mortality of lynx is mostly human-caused,
115 with nearly 90 % of mortality events reported in Scandinavian lynx due to legal hunting
116 and poaching (Andrén et al. 2006). Lynx hunting is allowed from February 1st to March
117 31st, and is generally conducted by large hunting teams localising lynx from their tracks
118 in the snow along roads, before beginning a drive or encirclement process. On the other
119 hand, poaching normally occurs opportunistically during the hunting season for other
120 species (mainly in autumn) when snow is absent, which makes roads less important
121 because tracks are not actively sought (Andrén et al. 2006). The occurrence of a marked,
122 human-caused, spatial heterogeneity in habitat within individual home ranges makes
123 lynx a good model to study habitat selection in relation to fitness because of the
124 quasi-experimental nature of the study design, in which humans acts as a predator for
125 lynx.

126 At the landscape scale, lynx tend to trade safety for food Basille et al. (2009), by
127 establishing in areas with a high human accessibility (with the exception of the most
128 densely occupied areas) where their main prey, roe deer *Capreolus capreolus* (Odden
129 et al. 2006, 2008), generally occur (Torres et al. 2011). At a fine spatial scale, we thus
130 expect lynx to select for remote areas within their home ranges, characterised by a low

131 accessibility to humans, to minimise mortality risk (Bunnefeld et al. 2006, Sunde et al.
132 1998) and hence maximise their fitness (**H1**). As a consequence, we expect human
133 disturbance to impose a greater impact on survival at large (home-range scale) than fine
134 (habitat selection within home ranges) scale (**H2**). Due to the importance of roads for
135 the pursuit of legal hunting, we would expect availability of roads to have a critical effect
136 on the exposure of animals to legal hunting, but not poaching (**H3**).

137 **Material & Methods**

138 **Lynx monitoring**

139 Between 1995 and 2008, 74 lynx were intensively monitored by telemetry (VHF collars)
140 in two adjacent study sites in southern Norway (in the counties of Hedmark, Østfold,
141 and Oslo & Akershus), between approximately 59–62°N and 10–12°E (Fig. 1). Lynx were
142 captured using standard techniques (see Nilsen et al. 2009b). We sexed each individual,
143 and the age was either known exactly (lynx followed from birth or retrospectively aged
144 by sectioning a tooth following their death) or estimated *a minima* (estimated from
145 length, weight, and dental characteristics of the lynx). We only retained resident
146 individuals (i.e. adults that were established in a home range after dispersal) in the
147 analyses ($N = 46$).

148 We sexed each individual, and the age was either known exactly (lynx followed from
149 birth or retrospectively aged by sectioning a tooth following their death) or estimated *a*
150 *minima* (estimated from length, weight, and dental characteristics of the lynx). We only
151 retained resident individuals (i.e. adults that were established in a home range after
152 dispersal) in the analyses. Based on the life cycle of lynx and the timing of the hunting
153 season, we defined three biological seasons: *Summer* (May–August) as the reproductive
154 season (most births occur around May 28th \pm 5 days, $N = 37$, J. D. C. Linnell,

155 Norwegian Institute for Nature Research, unpublished data); *Autumn*
156 (September–December) as the snow-free season in which most hunting activity for other
157 species brings many hunters into the forest; and *Winter* (January–April) as the season
158 with snow cover and legal lynx hunting.

159 Mortality events were tracked during and after the telemetry monitoring until the
160 lynx was found dead. Cause of death was attributed to legal hunting, poaching
161 (confirmed, probable, and possible), and other causes (Andrén et al. 2006). Poaching is
162 very difficult to quantify. Confirmed poaching included cases where the lynx carcass was
163 found with a gunshot wound, when the radio-transmitter was found at the bottom of a
164 lake and the collar had been cut off the lynx, or a collar was found smashed. To separate
165 between probable poaching, possible poaching and unknown disappearance (e.g.
166 transmitter failure) we used several criteria. Probable poaching included cases where the
167 individual had two separate transmitters (i.e. one radio-collar and one implanted
168 radio-transmitter) and both of the transmitters suddenly disappeared, or when a female
169 with kittens disappeared and the (collared) kittens were observed alone. It also included
170 cases where a resident female with a new collar disappeared, and no family groups were
171 snow-tracked in the area the next seasons. Possible poaching included cases where a
172 resident adult lynx suddenly disappeared and was not recovered despite intensive
173 radio-tracking from the air immediately after the disappearance, while no evidence of
174 technical problems (e.g. strange or weak signals) occurred with the radio-transmitter.
175 Otherwise, the lynx was classified as having an unknown fate.

176 **Habitat characteristics**

177 The study site represents a gradient of elevation from north to south, corresponding to a
178 similar gradient in human use of the landscape. We described the landscape in terms of
179 human-lynx relationships on a resolution of $1 \times 1 \text{ km}^2$. We used the habitat typology

180 based on the Global Land Cover 2000 database (Bartholomé et al. 2002) to compute the
181 proportion of forest and fields per square kilometre. Data on road density were obtained
182 from the Norwegian Mapping Authority. Public and private road densities were
183 calculated as the total length of public and private roads (km) within each $1 \times 1 \text{ km}^2$
184 pixel, respectively. In addition, human density throughout the area was included as the
185 number of inhabitants per square kilometre (Takle 2002).

186 As the telemetry monitoring varied in intensity throughout the study period we
187 randomly selected one location per day when more than one daily location was recorded
188 to avoid any sampling bias in the characterisation of habitat availability and use. We
189 first retained individuals with at least 20 locations to define a lifetime home range, which
190 was estimated by the 95 % minimum convex polygon (Mohr 1947). We determined the
191 average composition of the lifetime home ranges for each environmental variable. We
192 estimated seasonal habitat selection with a measure of third-order selection (*sensu*
193 Johnson 1980), i.e. the difference between what was available to each individual within
194 their lifetime home range and what was actually used during a given season (Johnson
195 1980, Hall et al. 1997), for each environmental characteristic. The availability was
196 defined by the average composition of the home range, while the use was defined by the
197 average characteristics recorded at each location for a given season. We only retained
198 individuals with a least 10 locations per season to define seasonal habitat selection.

199 We rescaled all home-range composition variables to be between zero and one, by
200 subtracting their minimum and dividing by their range, to ensure that all variables were
201 on the same scale to compare their respective importance and to improve model
202 convergence. Third-order selection variables, as defined above, were transformed by
203 dividing them by the range of the corresponding home-range composition variable, so
204 that the transformed seasonal selection on one variable had the same scale as the
205 transformed home-range composition on the same variable. Thereby, the sign of the

206 seasonal habitat selection variables (either positive or negative for characteristics greater
207 or less than the lifetime home-range characteristics) remained unchanged.

208 **Statistical analyses**

209 The seasonal selection of characteristics within the home range corresponds to a
210 particular case of a discrete-choice model, with two units in the choice set (Manly et al.
211 2002), the current habitat use during a given season and the lifetime home-range
212 composition. Such discrete-choice is modelled using a conditional logistic regression with
213 no constant term, which compares the habitat characteristics used during a season with
214 the habitat composition in the lifetime home range of each individual, i.e. the measure of
215 seasonal selection (Manly et al. 2002, p.152). Specifically, the full model included
216 seasonal habitat selection measured on each environmental variable. In addition, we
217 checked for potential hierarchical cumulative effects by including an interaction term
218 between the seasonal selection and the lifetime home-range composition for each
219 environmental variable. This term thus allows individual selection to vary in response to
220 different lifetime home-range characteristics, which enabled us to test for a functional
221 response in habitat use (Hebblewhite and Merrill 2008). We adjusted a first model on
222 habitat selection during the season of legal hunting, using data collected in winter only.
223 Secondly, we fitted a model of habitat selection for all seasons together, since poaching
224 occurs all the year round.

225 We then fitted a Cox proportional hazards regression model on the follow-up time
226 (expressed in number of seasons, i.e. $1 \text{ yr} = 3 \text{ seasons}$) given the status of the lynx at
227 the end of the monitoring. The risk for a lynx being killed at a given season s (i.e. the
228 instantaneous risk of death, also known as the hazard rate), is then modelled as a
229 multiplicative function of the baseline hazard and a set of explanatory variables.
230 Specifically, the full model included sex, and lifetime home-range composition and

231 seasonal habitat selection for each environmental variable (see above). We also included
232 an interaction term between the lifetime home-range composition and the seasonal
233 habitat selection for each environmental variable, to account for the aforementioned
234 potential hierarchical cumulative effects. We proceeded in two steps, as for the habitat
235 selection analysis. We adjusted a first model on mortality caused by legal hunting only
236 (i.e. winter-only data). Secondly, we adjusted a model on mortality caused by poaching
237 only, including probable and possible poaching (see *Material and Methods*), all the year
238 round.

239 For both survival and habitat selection analyses, we used an information theoretic
240 framework to rank all models from the full model to the null model, based on AIC_c
241 (Burnham and Anderson 2002). All models within a ΔAIC_c of 2 were retained and were
242 averaged according to their AIC_c weights (ω_i) to derive coefficient estimates and relative
243 importance of every variable (Burnham and Anderson 2002). All analyses were
244 conducted using R (R Development Core Team 2008), with the help of the R packages
245 “adehabitat” for the estimation of habitat characteristics (Calenge 2006) and “MuMIn”
246 for multi-model inference (Bartoń 2009).

247 Results

248 Monitoring of radio-collared lynx

249 Individual lynx were monitored for an average of 6.9 (\pm 4.5) seasons, corresponding to
250 slightly more than 2 years, with an average of 239 [range 7–1218] locations available per
251 individual. Forty-seven of 74 (63.5 %) lynx monitored were killed or found dead during
252 the study period. Among them, 26 died from legal hunting, 6 from confirmed poaching,
253 9 from probable or possible poaching, and 6 from other causes. The final fate of 27 lynx
254 could not be attributed, and were considered alive until telemetry contact was lost or

255 they dispersed from the study area. Altogether, the median lifespan was 245 weeks, i.e.
256 slightly more than 4 years and a half. After the random selection of one location per day,
257 the data set was reduced to an average of 133 [range 7–474] locations per individual.
258 After the application of the selection rules (see *Material and Methods*), 46 individuals
259 were kept for further analyses.

260 **Habitat selection in winter**

261 Four models of habitat selection during winter had a $\Delta AIC_c < 2$, accounting for 25 % of
262 the total AIC_c weights of the candidate set (the null model had a $\Delta AIC_c = 96.82$). All
263 these models included selection for fields, forest and areas with a high public road
264 density, and the interaction between selection and home-range composition in terms of
265 public road density (contribution of 100 %, Table 1). The selection for areas with a high
266 private road density was included in two models (contribution of 56 %), while the
267 interactions between selection and home-range composition in terms of private road
268 density and human density were included in only one model (contributions of 16–26 %).

269 According to the averaged model, the probability of selecting an area in winter was
270 positively related to its proportion of fields and forest and to its public road density. In
271 other words, in winter, lynx were more likely to use areas with a higher proportion of
272 fields and forest, and a higher public road density, than the general availability in their
273 lifetime home ranges indicated (Table 1). However, the selection for areas with a high
274 public road density strongly decreased with the average road density in lifetime home
275 ranges (Fig. 2). Other variables had confidence intervals largely overlapping with zero
276 (Table 1).

277 **Year round habitat selection**

278 Four models of year round habitat selection had a $\Delta AIC_c < 2$, accounting for 31 % of
279 the total AIC_c weights of the candidate set (the null model had a $\Delta AIC_c = 223.6$). All
280 these models included selection for fields and forest, and areas with a high private and
281 public road density, with the interactions between selection and home-range composition
282 in terms of density of both kinds of roads (contribution of 100 %, Table 2). The selection
283 for areas with a high human density, and the interactions between selection and
284 home-range composition in terms of human density and proportion of forest were
285 included in only one model (contributions of 16–20 %).

286 According to the averaged model, the probability of selecting an area in all seasons
287 was positively related to its proportion of fields and forest and to its private and public
288 road density. In other words, in winter, lynx were more likely to use areas with a higher
289 proportion of fields and forest, and a higher road density, than the general availability in
290 their lifetime home ranges indicated (Table 2). However, the selection for areas with a
291 high private and public road density strongly decreased with their average density in
292 lifetime home ranges (Fig. 3). Other variables had confidence intervals largely
293 overlapping with zero (Table 2).

294 **Mortality from legal hunting**

295 Nine models of the factors affecting mortality had a $\Delta AIC_c < 2$, accounting for 14 % of
296 the total AIC_c weights of the candidate set (the null model had a $\Delta AIC_c = 13.47$). All
297 these models included the proportion of forest, human density, and private road density
298 in the home range, as well as selection for fields, areas with a high private and public
299 road density, and the interaction between selection and home-range composition in terms
300 of private road density (with thus a relative contribution of 100 %, Table 3). In addition,

301 selection for forest was included in 5 models (contribution of 48 %). The proportion of
302 fields and public road density in the home range, as well as the selection for areas with a
303 high human density, and the interaction between selection and composition in terms of
304 proportion of fields were included in two models (contributions of 17–33 %). Finally, the
305 interaction between selection and composition in terms of proportion of forests was only
306 included in one model (contribution of 8 %).

307 According to the averaged model, the probability of being legally killed during the
308 winter hunting season increased with private road density in the home range, while it
309 decreased with the proportion of forest and human density in the home range (Table 3).
310 Regarding habitat selection, selection for areas with a high private and public road
311 density strongly increased the probability of being legally killed during winter (the
312 former being reinforced by a strong positive interaction with private road density in the
313 lifetime home range), while selection for fields decreased it. Other variables had
314 confidence intervals largely overlapping with zero (Table 3).

315 The exponent coefficients are interpretable as multiplicative effects on the hazard,
316 holding the other covariates constant. In particular, one additional percent of private
317 road density in the home range increased the seasonal risk of death by a factor of 1.07
318 (i.e. $(e^{\beta_{\text{PrivateRoads}}})^{0.01}$) on average (Table 3 and Fig. 4), while an increase of one additional
319 percent of forest or human density in the home range decreased it by 16 % and 12 %,
320 respectively. On the other hand, one additional percent of selection for areas with a high
321 private and public road density increased the mortality rate by 16 % and 7 %, respectively,
322 while one additional percent of selection for fields decreased it by 6 %. All
323 other things being equal lynx mortality was affected primarily by variation in the
324 proportion of forest and human density at the lifetime home-range scale, and by
325 variation in the selection areas with a high for private road density at the seasonal scale.

326 Mortality from poaching

327 Lynx were poached primarily in autumn ($N = 7$), but poaching also occurred in summer
328 ($N = 5$) and winter ($N = 3$). Twenty models evaluating mortality due to poaching had a
329 $\Delta AIC_c < 2$, accounting for only 6 % of the total AIC_c weights of the candidate set (the
330 null model had a $\Delta AIC_c = 2.94$). Only the selection for fields was included in all the
331 best models except one (contribution of 95 %, Table 4). In addition, each main effect of
332 home-range composition or habitat selection was included in 1–7 models (contributions
333 of 4–32 %), while the effect of sex was included in 3 models (contribution of 26 %).
334 Finally, three interactions between selection and home-range composition, in terms of
335 proportion of fields, human density, and private road density were also included in 1–3
336 models (contributions of 4–16 %).

337 According to the averaged model, the probability of being poached during the year
338 decreased with the selection for fields (Table 4). All home-range composition variables
339 and all interactions included in the final model had confidence intervals largely
340 overlapping with zero. Based on the exponent coefficient, one additional percent of
341 selection on fields decreased the seasonal risk of death by 32 %.

342 Discussion

343 Using human disturbance as a quasi-experimental design, this study successfully related
344 mortality (i.e. a fitness component), home-range characteristics and habitat selection in
345 a common framework (Gaillard et al. 2010), providing a mechanistic explanation of the
346 risk of mortality based on animal behaviour, and, hence, a formal test of the hierarchy of
347 limiting factors across scales. We first demonstrated that lynx strongly avoided areas
348 with the highest road densities within their home ranges all the year round (**H1**
349 supported). However, human impact on survival, associated with high accessibility, was

350 as strong at large (home-range characteristics) as at fine (selection within home ranges)
351 scales, contrary to our expectation (**H2** not supported). Finally, as expected, we could
352 not highlight any effect of road availability on the risk of poaching (**H3** supported).

353 The model of Rettie and Messier (2000) is strongly grounded in hierarchy theory, in
354 which processes occurring at larger scales constrain lower-level processes in a nested
355 fashion, enabling the selection of the most limiting factors at large scale (Mayor et al.
356 2009). At a broad spatial scale, lynx trade-off foraging, measured through roe deer
357 abundance, for safety, indexed by human development (Basille et al. 2009). The results
358 from this study indicate that at a fine spatial scale, the consequences of this trade-off
359 apparently constrain lynx that establish in areas highly accessible to human to
360 compensate with a strong avoidance of areas with highest human impact within their
361 home ranges. This compensation suggests that lynx make “the best of a bad job”—while
362 the distribution of the species might lead lynx to establish their home ranges in riskier
363 areas, their large home ranges (especially for males, Linnell et al. 2001a) allow them to
364 secure their space use by avoiding areas associated with their main risk of death. Our
365 study thus presents a clear demonstration of the hierarchical nature of habitat selection,
366 with large-scale characteristics constraining fine-scale behaviours. However, we were not
367 able to reveal the hierarchy of limiting factors across scale, as the same factor (human
368 accessibility) was as limiting at large as at fine scales.

369 Our study (using an expanded data set from 2 of the 4 study areas included in
370 Andr en et al. 2006) revealed a ratio of 87 % of documented deaths associated with legal
371 hunting and poaching, making human-caused mortality the most critical factor for lynx
372 demography (Linnell et al. 2010). However, contrary to the proposition of Rettie and
373 Messier (2000), lynx seem to give priority to food at the expense of a greater risk, and
374 only avoid strongly human-disturbed areas, at both large and fine scales. As previously
375 reported in other systems (e.g. Morin et al. 2005, Harvey and Weatherhead 2006), our

376 case study of lynx demonstrates that the most limiting factor for fitness does not
377 consistently occur at the broader spatial scale. This can probably be explained by the
378 conditions experienced by lynx in southern Norway, which live in areas characterised
379 with low roe deer densities compared to those in continental Europe (density can be as
380 low as < 1 deer per km^2 , Nilsen et al. 2009a). In particularly poor environments, food,
381 instead of predation, can thus become the most limiting factor at large spatial scale, and
382 drive the avoidance of predation at finer scale, as shown for several ungulates in northern
383 or Alpine areas, or in winter (Jenkins et al. 2007, Zweifel-Schielly et al. 2009, Panzacchi
384 et al. 2010).

385 Our findings of a consistent degree of selection across spatial scales imply the need
386 for two modifications to the top-down hierarchical selection theory proposed by Rettie
387 and Messier (2000). First, for a selection pattern to emerge, the environment should
388 express some degree of heterogeneity at the focal scale (Åberg et al. 2000); in other
389 words, in a completely homogeneous environment, there is nothing to select at all.
390 Although fairly trivial, it is often ignored in habitat selection studies (see, however,
391 Morin et al. 2005, Harvey and Weatherhead 2006). But heterogeneity alone cannot
392 explain strong and congruent selection patterns across spatial scales. A possible
393 explanation is that, in relation to their variability, animals are able to mitigate the
394 impact of the most limiting factors by the means of trade-offs across spatial scales
395 (Hebblewhite and Merrill 2009, Tolon et al. 2009). Dussault et al. (2005) proposed that
396 this situation should arise when the effects of multiple factors occur at the same spatial
397 scales. Specifically, we suggest that the scale of potential limiting factors should be
398 considered in agreement with the scale of their operation on the focal species, by
399 considering their scale-specific heterogeneity (Pickett and Cadenasso 1995, Boyce et al.
400 2003). Indeed, in environments displaying the same heterogeneity at large and fine
401 spatial scales, animals may exhibit the same selection pattern at every scales. In our

402 case, lynx have to trade security for food at large scale because of the relatively
403 well-developed road network (1.58 km/km² on average in the area) compared to their
404 large spatial requirements (home ranges up to 1,400 km² for males). In other words,
405 given the low roe deer density, there is no possibility for lynx to establish their home
406 ranges in entirely secure areas (i.e. without roads) if they are to eat, and lynx only avoid
407 areas with the greatest level of road density. Consequently, lynx are forced to adjust
408 their space use at a fine spatial scale too, by trading their security for food, until the risk
409 gets too high.

410 Our study identified a clear cost of human accessibility on survival, which could lead
411 to maladaptive behavioural responses (Tuomainen and Candolin 2011), as can be the
412 case in habitats modified by human activity or when the mortality is from human
413 harvesting (Battin 2004, Abrams et al. In press). It is interesting to note, however, that
414 lynx affinity for areas with a high road density (i.e. high-risk areas) decreases as the road
415 density increases, until it becomes an avoidance at the highest densities. Lynx thus
416 seemed to correctly assess the source of disturbance, contrary to the ecological trap
417 hypothesis (Donovan and Thompson 2001), which relies on an error in the assessment of
418 habitat quality (Kristan 2003, Battin 2004). Moreover, potential benefits associated to
419 areas with a high road density might offset the cost of human accessibility on survival.
420 Contrary to other predators such as grey wolves *Canis lupus*, which use roads to patrol
421 their territories more efficiently (James and Stuart-Smith 2000), lynx likely selected
422 areas where roads tend to be, and not roads *per se*. Areas with a high density of roads
423 are generally low-lying areas close to fields and houses, where their main prey, roe deer,
424 generally occur (Torres et al. 2011). This higher food availability can result in higher
425 litter sizes of female lynx, and higher juvenile survival. As a consequence, selection of
426 areas with high mortality risks could be the result of a trade-off between survival and
427 reproduction, the latter remaining to be evaluated before any conclusion about the

428 maladaptive nature of lynx habitat selection in human-dominated landscapes. In other
429 words, our study demonstrated how high-risk areas were attractive to lynx, at an
430 expense of a cost on survival, but it remains to be tested whether these areas actually
431 correspond to sinks (Delibes et al. 2001).

432 In the European multi-use landscape, human-caused mortality is directly related to
433 human infrastructural development and access. In particular, although most large
434 carnivores are able to cross roads (Blanco et al. 2005, Kusak et al. 2009), road-related
435 mortality strongly impacts the population dynamics of large carnivores through collisions
436 (Kaczensky et al. 2003), modification of animal behavior (Roever et al. 2010), and
437 increased accessibility of areas to hunters (review in Trombulak and Frissell 2000). On
438 one hand, lynx that established in areas highly accessible to humans—i.e. with a high
439 road density—are exposed to a high risk of mortality. At a finer spatial scale, this risk
440 increases in the most accessible areas within lynx home ranges. On the other hand,
441 poaching occurred primarily in rural areas, characterized by high proportions of fields at
442 fine spatial scales, but no other relationship regarding road density was detected. While
443 the statistical power associated with the survival analyses was lower for the risk of
444 poaching than for the risk of legal hunting (15 deaths vs. 26), these differences are likely
445 to reflect the relative importance of roads in legal hunting vs. poaching. Lynx hunting
446 heavily relies on roads to detect tracks in the snow, and initiates an active encirclement
447 of the lynx, but poaching basically depends on the probability of directly sighting a lynx
448 during other kinds of hunting in the forest.

449 We demonstrated that lynx manage to live in quite heavily human-dominated areas
450 characterised by high mortality risks by making behavioural decisions favouring their
451 survival under such conditions. These results are important to assist planning for lynx
452 recovery over large scales as it indicates that lynx, as many large carnivores (Linnell
453 et al. 2001b), can persist in areas heavily dominated by human infrastructure. This was

454 made possible by the collection of a large amount of individually based data, which is a
455 prerequisite to understand population dynamics in relation to habitat selection (Mosser
456 et al. 2009). The identification of different attributes of areas where lynx are at risk to
457 legal harvest is a further step in being able to build spatially explicit models that link
458 population viability to landscape, which is potentially a powerful tool in conservation
459 planning (Falcucci et al. 2009). We found that poaching, while less intense than hunting,
460 is less predictable so that lynx cannot mount any behavioural response to this threat.
461 Poaching thus provides an uncontrolled and unpredictable source of additive mortality
462 that makes it hard to develop a robust management system of lynx populations (Sæther
463 et al. 2010). Finally, we highlighted the key importance of defining environmental
464 heterogeneity at several spatial scales, which can have a tremendous impact on
465 predator-prey relationships (Gorini et al. 2012).

466 **Acknowledgements**

467 The data collection was conducted within the framework of Scandlynx, the Scandinavian Lynx
468 Project (<http://scandlynx.nina.no/>), with funding from the Directorate for Nature
469 Management, the Research Council of Norway, the European Union's 7th Framework
470 Programme and the county governor's offices of Oslo & Akershus, Østfold, Hedmark, Oppland,
471 Telemark and Buskerud counties as well as the regional Large Carnivore Management
472 Committees in southeastern Norway. The French Ministry of Research, the University of Lyon,
473 the Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, the research program ITTECOP, and
474 the Norwegian Institute for Nature Research provided financial support for this study. We
475 thank many people for letting us work on their land, and all the people that have been involved
476 in catching and tracking radio-collared lynx, often under harsh conditions. We warmly thank
477 Kamil Bartoń for his great help in using the MuMIn package.

478 References

- 479 Åberg, J. et al. 2000. Difficulties in detecting habitat selection by animals in generally suitable
480 areas. – *Wildlife Biology* 6: 89–99.
- 481 Abrams, P. A. et al. In press. Harvesting creates ecological traps: Consequences of invisible
482 mortality risks in predator-prey metacommunities. – *Ecology* .
- 483 Aldridge, C. L. and Boyce, M. S. 2008. Accounting for fitness: Combining survival and selection
484 when assessing wildlife-habitat relationships. – *Israel Journal of Ecology and Evolution* 54:
485 389–419.
- 486 Andrén, H. et al. 2006. Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in
487 multi-use landscapes. – *Biological Conservation* 131: 23–32.
- 488 Bartholomé, E. et al. 2002. GLC 2000 Global Land Cover mapping for the year 2000. Tech.
489 rep., European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and
490 Sustainability.
- 491 Bartoń, K. 2009. MuMIn: Multi-model inference. R package version 0.12.2/r18.
- 492 Basille, M. et al. 2009. What shapes Eurasian lynx distribution in human dominated
493 landscapes: selecting prey or avoiding people? – *Ecography* 32: 683–691.
- 494 Battin, J. 2004. When good animals love bad habitats: Ecological traps and the conservation of
495 animal populations. – *Conservation Biology* 18: 1482–1491.
- 496 Blanco, J. C. et al. 2005. Wolf response to two kinds of barriers in an agricultural habitat in
497 Spain. – *Canadian Journal of Zoology* 83: 312–323.
- 498 Boyce, M. S. et al. 2003. Scale and heterogeneity in habitat selection by elk in Yellowstone
499 National Park. – *Ecoscience* 10: 421–431.

- 500 Bunnefeld, N. et al. 2006. Risk taking by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in a human-dominated
501 landscape: effects of sex and reproductive status. – Journal of Zoology (London) 270: 31–39.
- 502 Burnham, K. P. and Anderson, D. R. 2002. Model selection and multi-model inference: A
503 practical information-theoretic approach. Second edn. – Springer-Verlag, Berlin.
- 504 Calenge, C. 2006. The package "adehabitat" for the R software: A tool for the analysis of space
505 and habitat use by animals. – Ecological Modelling 197: 516–519.
- 506 Carroll, C. 2007. Interacting effects of climate change, landscape conversion, and harvest on
507 carnivore populations at the range margin: Marten and lynx in the northern Appalachians. –
508 Conservation Biology 21: 1092–1104.
- 509 Crampton, L. H. and Sedinger, J. S. 2011. Nest-habitat selection by the Phainopepla:
510 Congruence across spatial scales but not habitat types. – The Condor 113: 209–222.
- 511 Delibes, M. et al. 2001. Effects of an attractive sink leading into maladaptive habitat selection.
512 – The American Naturalist 158: 277–285.
- 513 Donovan, T. M. and Thompson, F. R. 2001. Modeling the ecological trap hypothesis: A habitat
514 and demographic analysis for migrant songbirds. – Ecological Applications 11: 871–882.
- 515 Dussault, C. et al. 2005. Linking moose habitat selection to limiting factors. – Ecography 28:
516 619–628.
- 517 Falcucci, A. et al. 2009. Assessing habitat quality for conservation using an integrated
518 occurrence-mortality model. – Journal of Applied Ecology 46: 600–609.
- 519 Gaillard, J.-M. et al. 2010. Habitat–performance relationships: finding the right metric at a
520 given spatial scale. – Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences
521 365: 2255–2265.
- 522 Gorini, L. et al. 2012. Habitat heterogeneity and mammalian predator–prey interactions. –
523 Mammal Review 42: 55–77.

- 524 Hall, L. S. et al. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. – Wildlife
525 Society Bulletin 25: 173–182.
- 526 Harvey, D. and Weatherhead, P. 2006. A test of the hierarchical model of habitat selection
527 using eastern massasauga rattlesnakes (*Sistrurus c. catenatus*). – Biological Conservation
528 130: 206–216.
- 529 Hebblewhite, M. and Merrill, E. 2008. Modelling wildlife-human relationships for social species
530 with mixed-effects resource selection models. – Journal of Applied Ecology 45: 834–844.
- 531 Hebblewhite, M. and Merrill, E. H. 2009. Trade-offs between predation risk and forage differ
532 between migrant strategies in a migratory ungulate. – Ecology 90: 3445–3454.
- 533 Herfindal, I. et al. 2005. Prey density, environmental productivity and home-range size in the
534 Eurasian lynx (*Lynx lynx*). – Journal of Zoology (London) 265: 63–71.
- 535 Indermaur, L. et al. 2009. Differential resource selection within shared habitat types across
536 spatial scales in sympatric toads. – Ecology 90: 3430–3444.
- 537 James, A. R. C. and Stuart-Smith, A. K. 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to
538 linear corridors. – Journal of Wildlife Management 64: 154–159.
- 539 Jenkins, D. A. et al. 2007. Winter resource selection of reintroduced elk and sympatric
540 white-tailed deer at multiple spatial scales. – Journal of Mammalogy 88: 614–624.
- 541 Johnson, C. J. et al. 2002. Movement parameters of ungulates and scale-specific responses to
542 the environment. – Journal of Animal Ecology 71: 225–235.
- 543 Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating
544 resource preference. – Ecology 61: 65–71.
- 545 Kaczensky, P. et al. 2003. The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in
546 Slovenia. – Biological Conservation 111: 191–204.

- 547 Kristan, W. B. I. 2003. The role of habitat selection behavior in population dynamics:
548 source-sink systems and ecological traps. – *Oikos* 103: 457–468.
- 549 Kusak, J. et al. 2009. The permeability of highway in Gorski kotar (Croatia) for large
550 mammals. – *European Journal of Wildlife Research* 55: 7–21.
- 551 Lande, R. 1998. Anthropogenic, ecological and genetic factors in extinction and conservation. –
552 *Researches on Population Ecology* 40: 259–269.
- 553 Linnell, J. et al. 2010. Sustainably harvesting a large carnivore? Development of Eurasian lynx
554 populations in Norway during 160 years of shifting policy. – *Environmental Management* 45:
555 1142–1154.
- 556 Linnell, J. D. C. et al. 2001a. Home range size and choice of management strategy for lynx in
557 Scandinavia. – *Environmental Management* 27: 869–879.
- 558 Linnell, J. D. C. et al. 2001b. Predators and people: Conservation of large carnivores is possible
559 at high human densities if management policy is favourable. – *Animal Conservation* 4:
560 345–349.
- 561 Litvaitis, J. A. et al. 1996. Sustaining felid populations in human-dominated landscapes. –
562 *Journal of Wildlife Research* 1: 292–296.
- 563 Manly, B. F. J. et al. 2002. Resource selection by animals. Statistical design and analysis for
564 field studies. Second edition. – Kluwer Academic, Dordrecht.
- 565 Mayor, S. J. et al. 2009. Habitat selection at multiple scales. – *Ecoscience* 16: 238–247.
- 566 Melis, C. et al. 2010. Roe deer population growth and lynx predation along a gradient of
567 environmental productivity and climate in Norway. – *Ecoscience* 17: 166–174.
- 568 Mohr, C. O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. –
569 *American Midland Naturalist* 37: 223–249.

570 Morin, P. et al. 2005. Hierarchical habitat selection by North American porcupines in southern
571 boreal forest. – Canadian Journal of Zoology 83: 1333–1342.

572 Mosser, A. et al. 2009. Serengeti real estate: density vs. fitness-based indicators of lion habitat
573 quality. – Ecology Letters 12: 1050–1060.

574 Moyer, M. A. et al. 2008. Scale-dependent habitat selection by female Florida black bears in
575 Ocala National Forest, Florida. – Southeastern Naturalist 7: 111–124.

576 Nilsen, E. B. et al. 2009a. A slow life in hell or a fast life in heaven: demographic analyses of
577 contrasting roe deer populations. – Journal of Animal Ecology 78: 585–594.

578 Nilsen, E. B. et al. 2009b. Climate, season, and social status modulate the functional response
579 of an efficient stalking predator: the Eurasian lynx. – Journal of Animal Ecology 78:
580 741–751.

581 Odden, J. et al. 2006. Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forest of southeastern
582 Norway: The relative importance of livestock and hares at low roe deer density. – European
583 Journal of Wildlife Research 52: 237–244.

584 Odden, J. et al. 2008. Vulnerability of domestic sheep to lynx depredation in relation to roe
585 deer density. – Journal of Wildlife Management 72: 276–282.

586 Palazy, L. et al. In press. Rarity, trophy hunting and ungulates. – Animal Conservation DOI:
587 10.1111/j.1469-1795.2011.00476.x.

588 Panzacchi, M. et al. 2010. Trade-offs between maternal foraging and fawn predation risk in an
589 income breeder. – Behavioral Ecology and Sociobiology 64: 1267–1278.

590 Pickett, S. T. A. and Cadenasso, M. L. 1995. Landscape ecology: Spatial heterogeneity in
591 ecological systems. – Science 269: 331–334.

592 R Development Core Team 2008. R: A language and environment for statistical computing. R
593 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- 594 Rettie, W. J. and Messier, F. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: Its
595 relationship to limiting factors. – *Ecography* 23: 466–478.
- 596 Roever, C. L. et al. 2010. Grizzly bear movements relative to roads: application of step
597 selection functions. – *Ecography* 33: 1113–1122.
- 598 Sih, A. et al. 2011. Evolution and behavioural responses to human-induced rapid environmental
599 change. – *Evolutionary Applications* 4: 367–387.
- 600 Singh, N. J. et al. 2010. Scale and selection of habitat and resources: Tibetan argali (*Ovis*
601 *ammon hodgsoni*) in high-altitude rangelands. – *Canadian Journal of Zoology* 88: 436–447.
- 602 Stephens, D. and Krebs, J. 1986. *Foraging theory*. – Princeton University Press, Princeton, NJ,
603 USA.
- 604 Sunde, P. et al. 1998. Culling of lynxes *Lynx lynx* related to livestock predation in a
605 heterogeneous landscape. – *Wildlife Biology* 4: 169–175.
- 606 Sæther, B.-E. et al. 2010. Sustainable harvest strategies for age-structured Eurasian lynx
607 populations: The use of reproductive value. – *Biological Conservation* 143: 1970–1979.
- 608 Takle, M. 2002. Befolkningsstatistikk på rutenett - dokumentasjon. Notat 2002/22. Statistics
609 Norway (In Norwegian).
- 610 Tigas, L. A. et al. 2002. Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation
611 and corridors in an urban environment. – *Biological Conservation* 108: 299–306.
- 612 Tolon, V. et al. 2009. Responding to spatial and temporal variations in predation risk: space
613 use of a game species in a changing landscape of fear. – *Canadian Journal of Zoology* 87:
614 1129–1137.
- 615 Torres, R. T. et al. 2011. Comparative use of forest habitats by roe deer and moose in a
616 human-modified landscape in southeastern Norway during winter. – *Ecological Research* 26:
617 781–789.

- 618 Treves, A. 2009. Hunting for large carnivore conservation. – *Journal of Applied Ecology* 46:
619 1350–1356.
- 620 Trombulak, S. C. and Frissell, C. A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial
621 and aquatic communities. – *Conservation Biology* 14: 18–30.
- 622 Tuomainen, U. and Candolin, U. 2011. Behavioural responses to human-induced environmental
623 change. – *Biological Reviews* 86: 640–657.
- 624 Turner II, B. et al. 1990. Two types of global environmental change: Definitional and
625 spatial-scale issues in their human dimensions. – *Global Environmental Change* 1: 14–22.
- 626 Zweifel-Schielly, B. et al. 2009. Habitat selection by an Alpine ungulate: the significance of
627 forage characteristics varies with scale and season. – *Ecography* 32: 103–113.

628 **Tables**

Table 1: Results of the averaged model of habitat selection during winter only, based on all models with $\Delta AIC_c < 2$. For the variable names, “LHR” stands for lifetime home-range characteristics, “HS” stands for habitat selection measures. Details for each variable can be found in the *Material & Methods* section. Coeff: regression coefficient, SE: standard error, lower CI and upper CI: confidence intervals computed at the 95 % interval, ω : contribution, computed on AIC_c weights, of each variable in the set of selected models. Variables with 95 % CI non-overlapping with zero are highlighted in bold font.

Variable	Coeff	SE	Lower CI	Upper CI	ω
FieldsHS	11.10	2.68	5.80	16.40	1.00
ForestHS	10.70	2.05	6.60	14.70	1.00
PrivateHS	0.99	1.12	-1.21	3.18	0.56
PublicHS	14.60	3.96	6.77	22.40	1.00
HumanHS:HumanLHR	-0.42	1.17	-2.72	1.87	0.16
PrivateHS:PrivateLHR	0.88	1.48	-2.03	3.79	0.26
PublicHS:PublicLHR	-127.00	31.60	-189.00	-64.10	1.00

Table 2: Results of the averaged model of habitat selection all the year round, based on all models with $\Delta AIC_c < 2$. For the variable names, “LHR” stands for lifetime home-range characteristics, “HS” stands for habitat selection measures. Details for each variable can be found in the *Material & Methods* section. Coeff: regression coefficient, SE: standard error, lower CI and upper CI: confidence intervals computed at the 95 % interval, ω : contribution, computed on AIC_c weights, of each variable in the set of selected models. Variables with 95 % and 90 % CI non-overlapping with zero are highlighted in bold and italic font, respectively.

Variable	Coeff	SE	Lower CI	Upper CI	ω
FieldsHS	7.98	1.60	4.84	11.10	1.00
ForestHS	11.00	1.25	8.54	13.50	1.00
HumanHS	-0.13	0.31	-0.74	0.49	0.20
PrivateHS	3.06	1.07	0.96	5.16	1.00
PublicHS	7.17	2.22	2.81	11.50	1.00
FieldsHS:FieldsLHR	-0.46	1.16	-2.73	1.81	0.19
HumanHS:HumanLHR	-0.14	0.56	-1.24	0.97	0.16
<i>PrivateHS:PrivateLHR</i>	<i>-5.54</i>	<i>2.97</i>	<i>-11.40</i>	<i>0.29</i>	<i>1.00</i>
PublicHS:PublicLHR	-57.50	14.30	-85.60	-29.40	1.00

Table 3: Results of the averaged model of legal hunting mortality in winter, based on all models with $\Delta AIC_c < 2$. For the variable names, “LHR” stands for lifetime home-range characteristics, “HS” stands for habitat selection measures. Details for each variable can be found in the *Material & Methods* section. Coeff: regression coefficient, SE: standard error, lower CI and upper CI: confidence intervals computed at the 95 % interval, ω : contribution, computed on AIC_c weights, of each variable in the set of selected models. Variables with 95 % and 90 % CI non-overlapping with zero are highlighted in bold and italic font, respectively.

Variable	Coeff	SE	Lower CI	Upper CI	ω
FieldsLHR	-0.32	0.88	-2.07	1.42	1.00
<i>FieldsHS</i>	<i>-6.22</i>	<i>3.34</i>	<i>-12.80</i>	<i>0.35</i>	<i>1.00</i>
ForestLHR	-18.00	6.46	-30.80	-5.28	1.00
ForestHS	-2.24	3.19	-8.51	4.03	0.48
<i>HumanLHR</i>	<i>-13.30</i>	<i>7.49</i>	<i>-28.10</i>	<i>1.42</i>	<i>1.00</i>
HumanHS	1.37	2.15	-2.86	5.60	0.33
PrivateLHR	6.65	2.78	1.15	12.10	1.00
PrivateHS	-3.26	2.07	-7.36	0.83	1.00
PublicLHR	-2.00	3.72	-9.31	5.31	0.20
PublicHS	7.08	2.25	2.62	11.50	1.00
FieldsHS:FieldsLHR	1.64	3.04	-4.32	7.60	0.17
ForestHS:ForestLHR	1.19	2.46	-3.64	6.01	0.08
PrivateHS:PrivateLHR	18.10	6.78	4.70	31.50	1.00

Table 4: Results of the averaged model of poaching mortality all the year round, based on all models with $\Delta AIC_c < 2$. For the variable names, “LHR” stands for lifetime home-range characteristics, “HS” stands for habitat selection measures. Details for each variable can be found in the *Material & Methods* section. Coeff: regression coefficient, SE: standard error, lower CI and upper CI: confidence intervals computed at the 95 % interval, ω : contribution, computed on AIC_c weights, of each variable in the set of selected models. Variables with 95 % and 90 % CI non-overlapping with zero are highlighted in bold and italic font, respectively.

Variable	Coeff	SE	Lower CI	Upper CI	ω
Sex	0.21	0.38	-0.54	0.97	0.26
FieldsLHR	0.37	0.83	-1.26	2.00	0.17
<i>FieldsHS</i>	<i>-3.80</i>	<i>2.20</i>	<i>-8.13</i>	<i>0.53</i>	<i>0.95</i>
ForestLHR	0.24	0.54	-0.81	1.30	0.10
ForestHS	-0.07	0.19	-0.45	0.31	0.04
HumanLHR	-1.97	3.48	-8.81	4.87	0.32
HumanHS	-1.78	3.50	-8.66	5.09	0.23
PrivateLHR	-0.02	0.40	-0.81	0.77	0.20
PrivateHS	-0.49	0.96	-2.36	1.38	0.20
PublicLHR	-0.07	0.21	-0.47	0.34	0.04
PublicHS	0.04	0.13	-0.22	0.29	0.04
FieldsHS:FieldsLHR	0.42	0.88	-1.30	2.13	0.04
HumanHS:HumanLHR	1.47	3.34	-5.09	8.02	0.04
PrivateHS:PrivateLHR	1.65	2.98	-4.20	7.49	0.16

629 **Figures**

Figure 1: The insert depicts the position of the study area in southern Norway, between ca. 59–62°N and 10–12°E. Lifetime home ranges are displayed on the left panel, while public road density is represented in the right panel (light grey is low road density and dark grey is high road density).

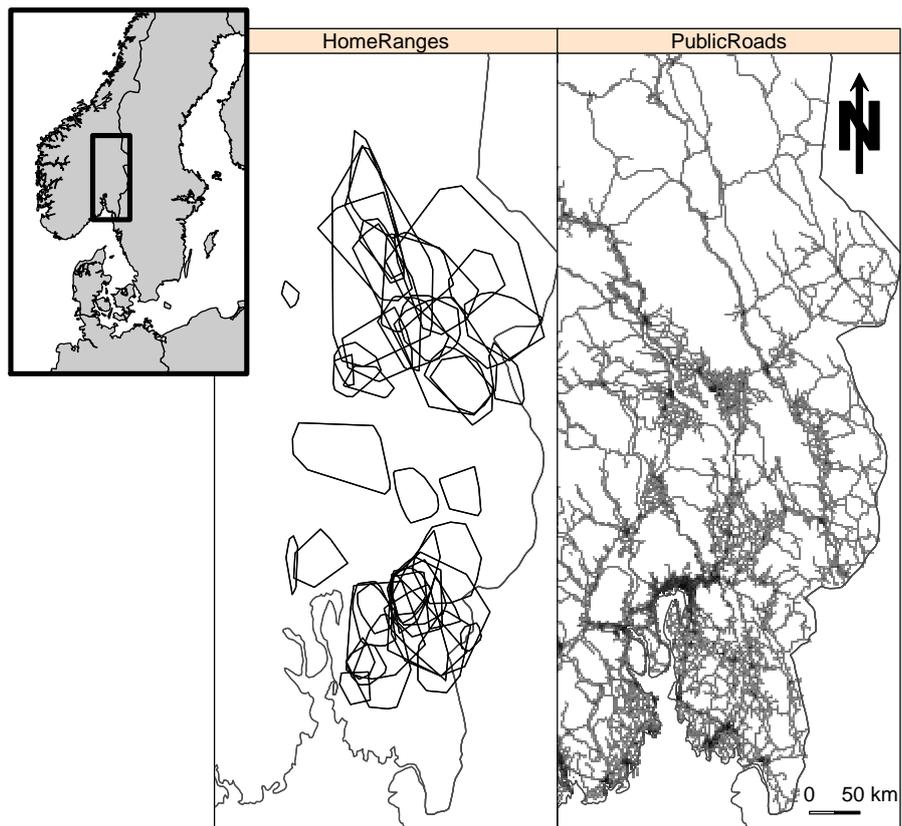


Figure 2: Winter selection for areas with a high public road density, as a function of the public road density within the lifetime home range, with the 95 % confidence interval. The dashed line indicates where the switch from a positive selection to a negative selection (i.e. avoidance) occurs, together with the 95 % confidence interval in light grey. Each observation is indicated by a vertical segments on the X-axis. Note that for improved clarity, public road density was restricted to the 95 % quantile on the X-axis, a few lynx having a very high public road density within their lifetime home range.

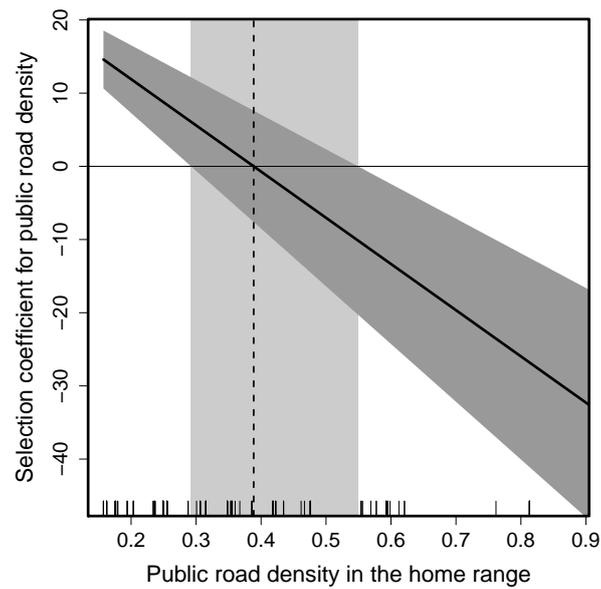


Figure 3: Year round selection for areas with a high public, resp. private, road density, as a function of the public, resp. private, road density within the lifetime home range, with the 95 % confidence interval. The dashed line indicates where the switch from a positive selection to a negative selection (i.e. avoidance) occurs, together with the 95 % confidence interval in light grey. Each observation is indicated by a vertical segments on the X-axis. Note that for improved clarity, public road density was restricted to the 95 % quantile on the X-axis, a few lynx having a very high public road density within their lifetime home range.

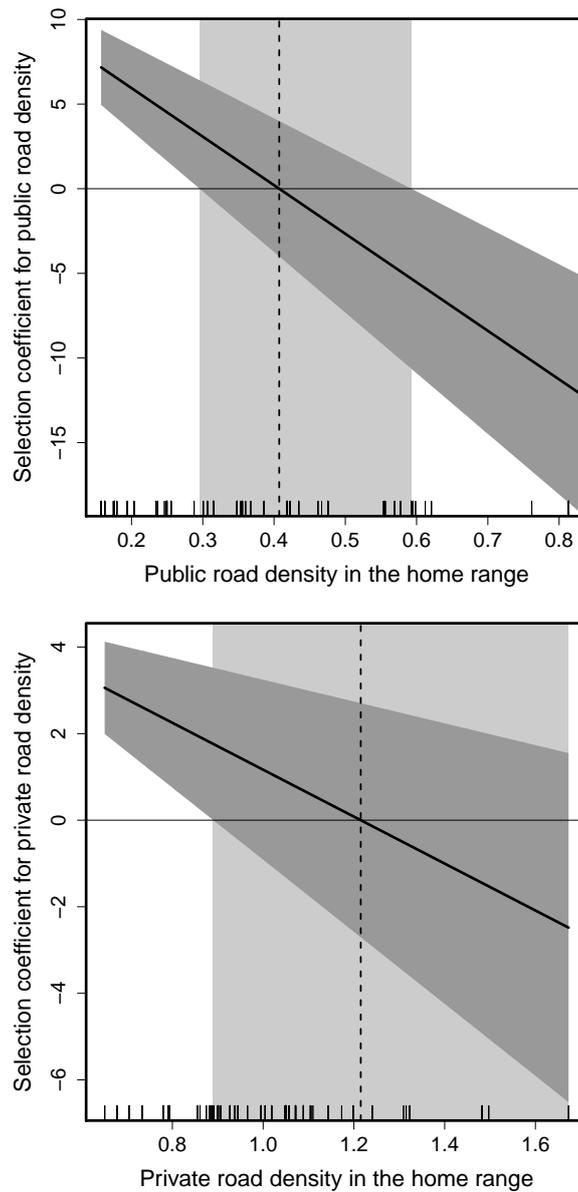


Figure 4: Seasonal hazard rate (i.e. the risk of death in a given season) regarding legal hunting during winter, as a function of selection for areas with a high private road density. The hazard rate is displayed on a log scale (i.e. on the scale of the linear predictors) to improve readability. The dashed, solid and dotted lines, correspond to 0.70, 0.94, and 1.32 km of private roads per km² within the home range, respectively (i.e. the 5 %, 50 % and 95 % percentiles of private road density in the home range). Each observation is indicated by a vertical segments on the X-axis.

