

Quelle est l'influence du bocage sur les méso-carnivores en région d'élevage avicole de plein air ?



Dans les milieux ouverts ou semi-ouverts, le bocage est souvent présenté comme un corridor écologique pour les méso-carnivores. En facilitant leurs déplacements, il permettrait la dispersion des individus, assurerait le flux de gènes dans l'espace et soutiendrait la variabilité génétique des populations. Cet argument est souvent évoqué comme une condition nécessaire et indispensable à la conservation des carnivores arboricoles comme la martre. Mais le bocage faciliterait également l'accès des carnivores aux ressources alimentaires et pourrait ainsi favoriser la prédation dans les élevages avicoles de plein air. Le projet PoulHaieCREM ambitionne de vérifier ces hypothèses pour le renard, la martre et la fouine.

▼ Vue aérienne du bocage bressan.



JEAN-MICHEL VANDEL¹, ARZHELA HEMERY^{1, 2}, JEREMY LARROQUE^{1, 2}, SANDRINE RUETTE¹, BÉNÉDICTE MONCERET³, SOPHIE LUBAC⁴, SÉBASTIEN DEVILLARD²

¹ ONCFS, Unité Prédateurs-animaux déprédateurs – Birieux.

² UMR CNRS, Laboratoire de biométrie et biologie évolutive – Villeurbanne.

³ Chambre d'agriculture de l'Ain – Bourg-en-Bresse.

⁴ Institut technique de l'aviculture – Lyon.

Derrière cet acronyme gustatif se cachent des problématiques à des échelles géographiques différentes : à l'échelle micro-locale du parc avicole (hectare) pour les enjeux de prédation sur la volaille ; à l'échelle du domaine d'activité (10 km²) pour l'étude des déplacements des carnivores ; et enfin à l'échelle régionale ou des paysages agricoles (2 000 km²), qui présentent des milieux uniformes pour la génétique des populations. Cette approche se veut également multipartenaire, en proposant un terrain quasi expérimental pour la mise en place d'une collaboration entre tous les acteurs du monde rural : organismes de recherche et de gestion de la faune sauvage, organismes impliqués dans la filière agricole, associations et acteurs de l'aménagement et de la gestion du territoire.

La volaille de Bresse, une production à risque...

Ce travail a été réalisé en région bressane où est produite la fameuse volaille de Bresse, seule AOP de volaille française. Cet élevage de haute qualité se caractérise par de petites unités de production (700 volailles au maximum par bâtiment), la présence des oiseaux en parcours herbeux pendant de longues périodes (depuis l'âge de 5 semaines jusqu'à 14 ou 28 semaines selon les techniques d'élevage) et à de faible densité sur parcours (10 m² minimum par volaille). Ces conditions sont propices à la prédation. Selon les éleveurs, elle peut atteindre jusqu'à 30 % de

la production annuelle. Les prédateurs le plus souvent cités sont la corneille noire pour les jeunes volailles, la buse, l'autour des palombes et, chez les mammifères, le renard et les mustélidés. La zone d'étude concerne 16 communes (350 km²), aux confins des départements de l'Ain et de Saône-et-Loire, qui présentent la plus forte densité d'élevages (36 exploitations, soit 21,6 % des exploitations AOP).

Des taux de prédation différents selon les parcs avicoles

Le premier volet de ce projet a consisté à réaliser un état des lieux quantitatif et qualitatif de la prédation. Le taux de pertes a été estimé par lot de production associé à un parc avicole. Il a été calculé en comptant les poulets toutes les deux semaines lors de leur sortie des bâtiments, le matin. Les volailles ont été filmées en disposant une caméra à proximité des ouvertures. Ces comptages ont été réalisés de mai 2012 à septembre 2013 pour 70 lots, chez 25 éleveurs différents. À 19 semaines, les pertes totales ont concerné en moyenne 13,3 % (\pm 11,9 %) de l'effectif des volailles (figure 1). Ce taux de pertes en nature ne prend pas en compte les autres pertes intrinsèques à l'élevage comme la mortalité liée aux maladies, détectées par les éleveurs lors de leur visite quotidienne. Il correspond pour l'essentiel à de la mortalité due à la prédation, même si les preuves font souvent défaut. Ce taux moyen masque une forte disparité en fonction des lots. Quatre lots ont présenté un taux de pertes supérieur à 30 %. La variabilité du taux de pertes a été enregistrée au niveau spatial et à une échelle locale (figure 2). Des lots proches ont pu subir des pertes différentes, montrant l'influence de facteurs micro-locaux.

En 2000, un protocole similaire avait mesuré un taux de perte de 6,3 % (\pm 6,3 %), soit deux fois moins élevé que ce nouveau constat (Gros *et al.*, 2003).

Le taux de pertes est expliqué en partie par l'état de la clôture et des bâtiments des parcs avicoles...

Une analyse multivariée de type Hill et Smith a été utilisée pour chercher des correspondances entre le taux de pertes, défini en trois classes (faible : < 6,3 % ; moyen : [6,3-15 %] ; fort : \geq 15 %), et 61 variables micro-environnementales pouvant favoriser ou limiter le déplacement des prédateurs. Elle a été décomposée en six groupes de variables décrivant : les bâtiments utilisés, les parcours herbeux et leurs clôtures, le couvert végétal dans le parcours, l'environnement des parcs dans un rayon de 100 mètres, le nombre de terriers de renards et de prélèvements de renards, martres et fouines dans

Figure 1 Évolution des taux de pertes dans les 8 lots les plus concernés pendant l'élevage des volailles de bresse en parcours herbeux.

Chaque lot est représenté par un cercle coloré ; le taux moyen de pertes est représenté par un cercle noir.

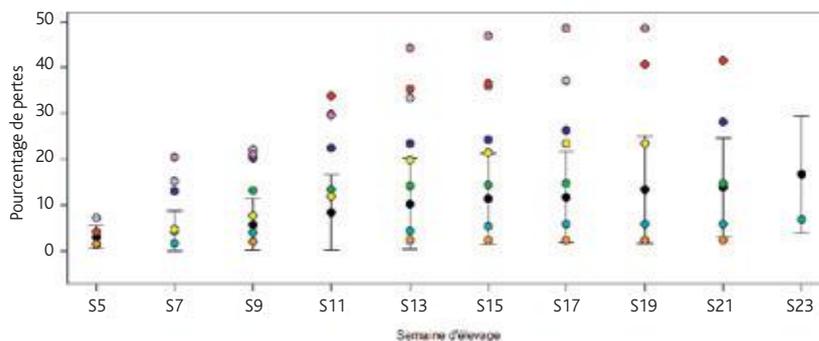
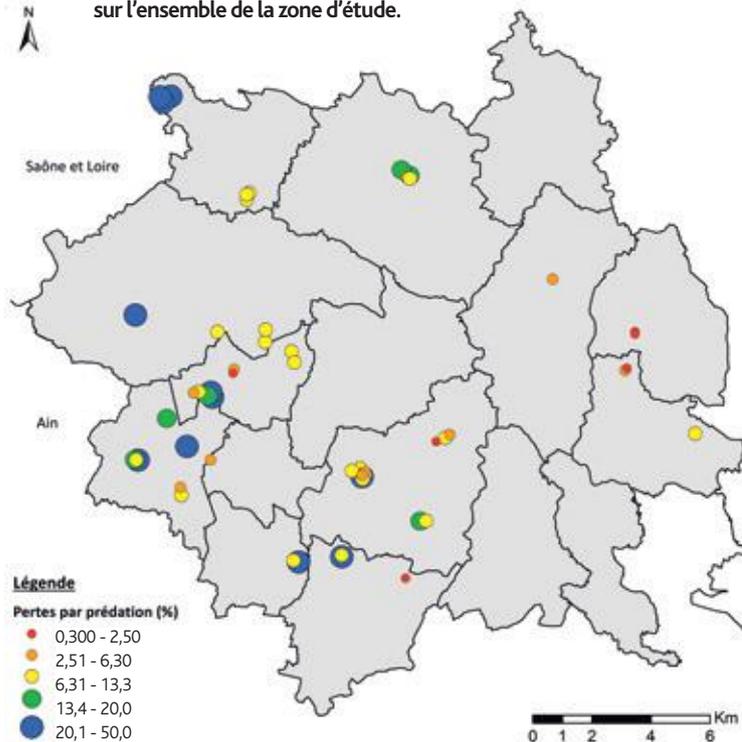


Figure 2 Répartition spatiale des taux de pertes en nature, lot par lot, sur l'ensemble de la zone d'étude.



un rayon de 1, 2 ou 5 km autour du parc avicole et les techniques d'élevage utilisées. Une modélisation du taux de pertes après 100 jours d'élevage a été réalisée en fonction des covariables retenues. Le faible taux de pertes a été associé aux modalités décrivant le bon état de la clôture et la protection des aérations des bâtiments. En revanche, aucun lien n'a été mis en évidence entre le taux de pertes et les autres variables, notamment les prélèvements de carnivores. Ceci ne peut pas être interprété comme un manque d'efficacité du piégeage (environ 400 renards, 75 fouines et 20 martres capturés par an sur la zone d'étude). Des taux de pertes importants ont été observés en l'absence de piégeage et, à l'inverse, des renards ont été capturés dans des parcs peu concernés par la prédation. La densité de renards estimée par la méthode *point transect* en distance sampling a été inférieure à 0,7 individu/km², une valeur basse par rapport à d'autres régions (Ruet *et al.*, 2003).

Malgré une surveillance accrue, la prédation est passée inaperçue dans 53 % des cas...

Pour tenter de préciser quels étaient les prédateurs en cause, un suivi a été réalisé sur les quatre lots de poulets concernés par les taux de prédation les plus élevés. Le suivi a consisté, deux fois par semaine, à compter les lots, mais aussi à rechercher les cas de prédation comme les cadavres de poulets, qui ont alors fait l'objet d'une autopsie pour identifier les traces de saisissement. Nous avons également recensé les plumées et les éventuels indices de présence des prédateurs. Pour intensifier cette surveillance, des pièges photos ont été installés sur les coulées. Ce suivi a représenté 71 visites étalées sur 2,5 mois pendant le printemps et l'été 2013. Pour 78 % des visites, des pertes ont été détectées lors des comptages. Aucun indice de prédation n'a été relevé pour 53 % des visites avec pertes. Non seulement le

recensement des dommages n'a pas été exhaustif, mais les cas de prédation repérés n'ont bien souvent pas permis la reconnaissance des espèces. Dans 62 % des cas, il a été possible au mieux de distinguer les prédateurs aviaires des prédateurs carnivores, sans autre précision sur les espèces de carnivores en cause. Ces résultats montrent une nouvelle fois qu'il est très difficile d'estimer la part relative de la prédation par espèce de prédateurs.

Déplacements de renards identifiés par suivi GPS

Le second volet de l'étude a pour but d'identifier les trajectoires de déplacement des trois espèces visées, avec une précision permettant de mesurer la sélectivité de l'habitat et notamment des éléments linéaires comme les haies. La collecte des données sur le terrain est toujours en cours. Pour le renard, nous utilisons des colliers GPS/VHF de 210 g (Lotek Biotrack). Ces colliers ont été paramétrés pour réaliser des localisations toutes les cinq minutes pendant six heures en début et fin de nuit. Neuf renards (1 femelle subadulte, 3 femelles adultes, 5 mâles adultes) ont été suivis jusqu'à la mort de l'animal ou le déchargement de la batterie (2 mois). Six individus ont été suivis plus de 43 jours. Pour la martre et la fouine, nous avons dû mettre au point un collier adapté à nos besoins. Le collier en cours d'élaboration par la Dutch Otter Fondation aura les mêmes paramètres que le suivi renard. Nous aurons la possibilité d'équiper quinze mustélidés différents.

En Bresse, le morcellement du milieu forestier n'induit pas de structuration spatiale génétique des populations

Le troisième volet a consisté à mesurer l'influence du bocage sur la variabilité génétique des populations de martres et de fouines. Ce travail en génétique du paysage (**encadré 1**) a reposé sur l'analyse des cadavres de 126 martres et 370 fouines, collectés sur l'ensemble de la Bresse (2 000 km²). Pour tous ces individus, l'âge, le sexe et le lieu de la découverte étaient connus. La variabilité génétique a été mesurée à partir de 8 marqueurs non spécifiques pour la martre et 17 marqueurs spécifiques pour la fouine. Pour ces deux espèces, la diversité génétique est considérée comme modérée, mais similaire à celle des autres espèces de mustélidés européens et plus généralement des vertébrés terrestres en Europe (Merger *et al.*, 2012 ; Larroque *et al.*, en prép.). L'analyse de la structuration spatiale de la diversité génétique en fonction des éléments du paysage a montré que le bâti, les routes et le milieu ouvert n'agissent pas comme des barrières à la dispersion. Pour disperser, ces deux espèces n'auraient pas forcément d'avantage à utiliser la haie et le bocage. Les éléments du paysage influencent le flux de gènes à faible échelle, mais il n'y a pas de preuve que les éléments linéaires du paysage tels que les haies contribuent en plus grande proportion à la connectivité que les autres classes de végétation. Dans cette région, le morcellement du milieu favorable ne serait pas assez élevé pour induire une fragmentation génétique.



© ONCFS



© ONCFS

▲ Renard et fouine photographiés à proximité d'un parc avicole.

▼ Dans les élevages de volaille de Bresse, la prédation peut atteindre jusqu'à 30 % de la production annuelle.



© J.-M. Mandel

Conclusion

À mi-parcours, et sous réserve des analyses définitives, les premiers résultats du programme « PoulHaieCREM » ne confirment pas l'idée selon laquelle la haie et le bocage pourraient influencer directement le comportement des méso-carnivores en région bressane, et notamment leur prédation sur les exploitations avicoles de plein air. À l'échelle du parc avicole, le rôle de la haie sur le taux de pertes n'a pas été établi. La raison peut être liée au fait que la majorité des dommages n'ont pas pu être attribués à une espèce de prédateur en particulier. Ils ont été analysés globalement, alors que les facteurs favorisant les attaques sont sûrement différents en fonction des prédateurs. Une clôture hermétique au passage d'un mammifère aura peu d'effet pour un prédateur aviaire. Le rôle de la haie sur le comportement spatial des carnivores sera

mesuré pour le renard dont le suivi GPS a démarré depuis un an et demi seulement. Enfin, la variabilité génétique des populations de martres et fouines ne semblerait pas être affectée par la fragmentation du milieu et, dans ces conditions, le bocage ne serait pas le seul élément du paysage à jouer le rôle de corridor écologique.

Remerciements

Ce projet est soutenu financièrement par le ministère chargé de l'écologie dans le cadre d'un programme DIVA 3. Il a été réalisé grâce à la participation des éleveurs regroupés au sein du Comité interprofessionnel de la volaille de Bresse, des piégeurs et chasseurs de la zone d'étude. Nous remercions également les chambres d'agriculture, les fédérations des chasseurs et associations de piégeurs agréés des départements de l'Ain et de Saône-et-Loire.



© J.-M. Vandel/ONCFS

◀ Mise en place d'un transpondeur pendant le marquage d'un renard.

Bibliographie

- ▶ Gros, L., Stahl, P., Ruetter, S., Morand, J., Grandjean, D., Gigout, L., Boucault, C., Pelus, J., Peyrton, J. & Rousset, D. 2003. L'impact de la prédation sur la production en plein air de volaille de Bresse. *Faune sauvage* n° 258 : 41-46.
- ▶ Larroque, J., Ruetter, S., Vandel, J.-M. & Devillard, S. En prép. Stone marten (*Martes foina*) spatial genetic structure under the influence of landscape cover and trapping. *Conservation Genetics*.
- ▶ Larroque, J., Ruetter, S., Vandel, J.-M. & Devillard, S. Soumis. Divergent landscape effects on genetic differentiation in two populations of the European pine marten (*Martes martes*). *Landscape Ecology*.
- ▶ Mergey, M., Larroque, J., Ruetter, S., Vandel, J.-M., Helder, R., Queney, G. & Devillard, S. 2012. Linking habitat characteristics with genetic diversity of the European pine marten (*Martes martes*) in France. *European Journal of Wildlife Research* 58: 909-922.
- ▶ Ruetter, S., Stahl, P. & Albaret, M. 2003. Applying distance-sampling methods to spotlight counts of red foxes. *Journal of Applied Ecology* 40(1): 32-43.

► Encadré 1 • La génétique du paysage : comparer les distances génétiques et écologiques entre individus

Cette discipline récente combine la génétique des populations, l'écologie du paysage et des statistiques spatiales. Elle consiste à dresser le bilan de la variabilité génétique d'une population et à rechercher les éléments du paysage qui pourraient expliquer une éventuelle structuration spatiale de cette variabilité génétique. L'analyse consiste à calculer la distance génétique et la distance écologique entre deux individus d'une même espèce.

Prenons un exemple : deux individus sont trouvés morts ou capturés sur le terrain. Ces deux individus ont une distance génétique qui peut être mesurée (pourcentage d'allèles en commun par exemple). La distance entre leurs lieux de capture peut être également mesurée. La distance euclidienne (à vol d'oiseau) ne prend pas en compte les exigences écologiques de l'espèce. Si ces dernières sont connues, notamment grâce à un suivi GPS comme dans le volet d'étude précédent, il sera alors possible de calculer une distance écologique, celle la plus probablement utilisée par l'espèce. La comparaison des distances génétiques et écologiques entre individus permettra d'identifier les secteurs limitant le flux de gènes (distance génétique élevée et distance écologique faible) ou, à l'inverse, le favorisant (distance génétique faible et distance écologique importante). Dans la pratique, les éléments du paysage pouvant influencer le déplacement de l'espèce étudiée sont représentés spatialement en fonction d'une matrice

(figure 3). Pour chaque cellule de cette matrice est attribué un coefficient de friction représentant la perméabilité, c'est-à-dire la mesure du coût, pour l'animal, de ses déplacements en fonction des éléments du paysage. Sur cette matrice, la distance écologique entre deux points est représentée par l'itinéraire qui minimise la somme des coefficients, c'est-à-dire qui offre le moins de résistance au passage de l'espèce.

Figure 3 Schéma de matrice permettant de calculer, entre deux points, la distance écologique offrant le moins de résistance au passage de l'espèce.



- Espace ouvert
- Élément rasteurisé
- Haie
- 100 Coefficient de friction
- Route
- ■ ■ ■ Distance du moindre coût
- Forêt