

FRÉQUENTATION DE BUSES DÉDIÉES AUX PASSAGES DE LA PETITE ET MOYENNE FAUNE SOUS DEUX AUTOROUTES DE L'OUEST DE LA FRANCE. BILAN DES DEUX PREMIÈRES ANNÉES DE SUIVIS PAR PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES

Sylvain FAGART^{1*}, Cédric HEURTEBISE², Gwenaël QUAINTENNE¹, Philippe JOURDE¹
& Thierry MICOL¹.

¹ LPO, Fonderies Royales, 10 rue du Dr Pujos. F-17305 Rochefort, France. E-mails: sylvain.fagart@lpo.fr, gwenael.quaintenne@lpo.fr, philippe.jourde@lpo.fr, thierry.micol@lpo.fr

² Vinci Autoroutes - réseau ASF, Direction Technique, A7, échangeur d'Avignon Nord. F-84278 Vedène, France. E-mail: cedric.heurtebise@vinci-autoroutes.com

*Auteur correspondant: sylvain.fagart@lpo.fr

SUMMARY.— *Use by small and medium mammals of wildlife crossing structures on two motorways in south-western France. Results of the first two years of camera-trap surveys.*— Since 2012, camera-trap surveys have been carried out to study the use by wildlife of 9 newly-constructed underpasses on two motorways in south-western France (8 modified culverts and 1 underpass for small animals). A total of 5338 successful crossings of 16 small, medium and large mammal species were detected over a 9 to 24 month period (the duration varied with each site). The results comprise the majority of roadkill species, but micro-mammals were excluded from the survey. The mean observed daily crossing rate of 1.20 ± 0.70 SD per structure is comparable to other studies carried out in Western Europe at similar sites. Of the detected crossings, 91 % were made by 5 species: Eurasian badger *Meles meles* (45 %), Red fox *Vulpes vulpes* (19 %), Common rabbit *Oryctolagus cuniculus* (9 %), Common genet *Genetta genetta* (9 %) and Stone marten *Martes foina* (9 %). For these abundant species both the duration of the survey (number of days) and the season were shown to have a significant influence on the number of crossing events. Monitoring began shortly after the installation of each crossing structure. Over a 2-year period, an almost eight-fold increase in use was observed as wild fauna found the crossing structures and incorporated them into their movement patterns through adaptation periods and learning processes. Throughout the survey a decrease in refusal rate by Red fox and Badger was observed, supporting the 'habituation' hypothesis. Usage was significantly different throughout the seasons for Badger, Red fox, Rabbit, and Stone marten. Each of these seasonal patterns could be correlated with species activity throughout the year. The initial survey results are encouraging and suggest that continued long-term monitoring is important to assess the effectiveness of crossing structures after the period of adaptation. To this end, our camera-trap surveys must be accompanied by appropriate additional sampling to measure the individual and population benefits for wildlife of these underpasses.

RÉSUMÉ.— Depuis 2012, 9 passages à petite et moyenne faune (8 buses sèches au droit d'ouvrages hydrauliques et une buse sèche en milieu boisé) nouvellement installés sous deux autoroutes du centre-ouest de la France ont été suivis par pièges photographiques sur des périodes variant de 9 à 24 mois selon les sites. Au total 5338 passages concernant 16 espèces de petits, moyens et grands Mammifères (Micromammifères exclus), comptant parmi celles les plus soumises aux collisions routières, ont été détectés. Le nombre moyen de passages par jour et par ouvrage observé de $1,20 \pm 0,70$ ET est similaire à d'autres suivis menés en Europe de l'Ouest sur des ouvrages semblables. Près de 91 % de ces passages sont attribuables à 5 espèces : le Blaireau *Meles meles* (45 %), le Renard roux *Vulpes vulpes* (19 %), le Lapin de garenne *Oryctolagus cuniculus* (9 %), la Genette commune *Genetta genetta* (9 %) et la Fouine *Martes foina* (9 %). Le nombre de jours de suivi et la saison influencent tout deux significativement les nombres de passages journaliers détectés de ces cinq espèces. Une augmentation du nombre de leurs passages d'un facteur 8 est observée sur les deux premières années de l'étude. Les suivis ayant démarré juste après la mise en service des ouvrages, cette augmentation peut s'expliquer au regard du temps nécessaire aux animaux pour trouver les dispositifs de franchissement et les incorporer dans leurs patrons de déplacements via une période d'adaptation et de processus d'apprentissage. Les diminutions significatives des taux de refus observées chez les Blaireau et Renard au cours du suivi corroborent l'hypothèse d'une accoutumance de la faune aux ouvrages. Indépendamment de la durée du suivi, les nombres de passages détectés de Blaireau, Renard, Lapin et Fouine montrent des saisonnalités spécifiques marquées ; celles-ci pouvant coïncider avec le rythme d'activité des espèces au cours de l'année. Ces premiers résultats sont encourageants et incitent à poursuivre le suivi pour mesurer l'efficacité des ouvrages une fois la période d'adaptation de la faune passée. Pour ce faire, le suivi par pièges photographiques devra être couplé d'échantillonnages additionnels pour évaluer les bénéfices individuels et populationnels de ces ouvrages pour la faune sauvage.

L'impact de la fragmentation des milieux naturels par les infrastructures linéaires a fait l'objet de nombreuses études durant les deux dernières décennies (Cf. revues de Seiler, 2001 ; Coffin, 2007 ; Fahrig & Rytwinski, 2009). Les réseaux routiers et autoroutiers comptent parmi les premiers facteurs de rupture paysagère avec des conséquences directes et indirectes sérieuses sur la faune sauvage. La mortalité routière apparaît comme l'impact direct le plus prévalent. Les collisions routières peuvent ainsi représenter une part non négligeable des causes de mortalité notamment chez des espèces communes, comme le Hérisson d'Europe *Erinaceus europaeus* (Huijser, 2000) et l'Effraie des clochers *Tyto alba* (Fajardo, 2001), ou d'espèces menacées, plus rares et localisées, comme la Loutre d'Europe *Lutra lutra* (Madsen, 1996) et le Vison d'Europe *Mustela lutreola* (Lodé *et al.*, 2001). Mais, sauf cas localisés, les effets indirects des réseaux routiers sont souvent considérés comme ayant un impact écologique beaucoup plus grave que la mortalité directe induite par les collisions routières (Forman & Alexander, 1998). Ces effets incluent : la perte et la détérioration des habitats ; la perte de connectivité entre habitats qui limite ou modifie les patrons de déplacement des animaux et l'effet de barrière (Bissonette & Cramer, 2008). L'effet de barrière limite la capacité de dispersion des individus et contribue à subdiviser les populations avec des conséquences démographiques et génétiques importantes pour la faune sauvage. La structure génétique augmentant et la diversité génétique diminuant, les populations divisées en méta- ou sous-populations ont une viabilité amoindrie par un manque de brassage génétique ; les probabilités d'extinction sont supérieures à la fois sur les court et long termes en lien avec les phénomènes de consanguinité et de réduction de potentiel évolutif (Epps *et al.*, 2005).

L'installation d'aménagements adaptés, et stratégiquement localisés, peut permettre de limiter les effets indirects des infrastructures linéaires routières en rétablissant en tout ou partie les connectivités spatiales et/ou fonctionnelles perdues, tout en favorisant le passage sécurisé de la faune. Les passages à faune, classiquement associés à des barrières de non franchissement de chaussées, peuvent prendre plusieurs formes. Du simple dalot au pont écologique, spécialisés ou non, ils présentent des intérêts variables pour l'ensemble de la faune ou pour un cortège d'espèces auquel ils sont dédiés (Carsignol, 2005). Leur efficacité dépend de nombreux facteurs dont les plus importants seraient leurs localisations dans le paysage, leurs dimensionnements et leurs aménagements spécifiques (substrat, couvert végétal, grillage, barrière anti-bruit, etc., Glista *et al.*, 2009) ; certains de ces facteurs étant contraints, à la conception des ouvrages, par un cahier des charges très strict en termes de faisabilité technique et financière.

Une fois les structures de passage en place, elles doivent être suivies et évaluées pour déterminer leurs réels apports à la conservation des espèces et leurs performances écologiques. Ces évaluations s'avèrent indispensables afin de définir des structures de passage qui soient performantes à moindre coût de conception. Les mesures de performance de ces ouvrages doivent alors vérifier que les fonctions écosystémiques promues par les passages soient bien accomplies. Clevenger (2005) présente plusieurs de ces mesures selon un degré de complexité croissant en fonction de l'échelle écosystémique visée : (i) favoriser les mouvements entre populations et le brassage génétique ; (ii) permettre l'accomplissement des besoins biologiques des individus en termes de recherche de nourriture, protection et partenaire ; (iii) assurer une dispersion des individus depuis les domaines vitaux maternels et une recolonisation des territoires après de longues absences ; (iv) permettre les mouvements de population en réponse aux changements environnementaux ou catastrophes naturelles ; (v) assurer le maintien des métapopulations sur le long terme et la stabilité des communautés et des processus écosystémiques.

Une des étapes préalables à l'évaluation de l'efficacité de tout passage à faune consiste à estimer, selon un protocole adapté aux espèces et à leur écologie, le nombre d'espèces utilisant les structures et la fréquence de passage des espèces cibles (Van Der Ree *et al.*, 2007) ; la technique de suivi choisie et la durée du suivi sont connues pour impacter fortement les fréquences de passage et les espèces détectées (Clevenger & Waltho, 2003 ; Hardy *et al.*, 2003 ; Malo *et al.*, 2005 ; Ford *et al.*, 2009 ; Gužvica *et al.*, 2014). Cette étude présente les premiers résultats de suivi

par pièges photographiques de l'utilisation par la faune sauvage de 9 passages à petite et moyenne faune de type buse, créés sous les autoroutes A10 et A837 préexistantes dans le centre-ouest de la France (Charente-Maritime) : quelles espèces utilisent ces types d'ouvrages pour traverser les autoroutes ? À quelles fréquences journalières ? Comment évolue le nombre de passages journaliers depuis le début des suivis ? Quels sont les facteurs susceptibles d'influer sur la fréquence d'utilisation des passages par la faune au cours du suivi ? Ces questions peuvent paraître simples, mais elles s'avèrent indispensables dans la poursuite d'études visant à mesurer l'efficacité d'ouvrages dédiés à lutter contre la fragmentation des habitats et des populations. La faisabilité de telles études sera discutée face aux résultats des deux premières années de ce suivi.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

CARACTÉRISTIQUES STRUCTURELLES DES PASSAGES À FAUNE

Les 9 passages à faune étudiés se situent dans le département de la Charente-Maritime et se répartissent sur 130 kilomètres d'autoroutes selon une distance entre ouvrages variant de 2 à 91 km (Fig. 1).



Figure 1.— Localisation des 9 passages à faune (points gris) le long des autoroutes A10 et A837, Charente-Maritime, France. Le réseau hydrographique (polylignes bleues) est également représenté.

Huit passages sont caractérisés par un conduit sec, hors d'eau pour une crue décennale, placé à proximité direct d'un ouvrage hydraulique (« ouvrage hydraulique aménagé » selon la classification européenne COST 341 ; Iuell *et al.*, 2003) qui ne peut pas, pour des raisons techniques, être adapté au passage de la faune par installation de banquettes ou encorbellements (Fig. 2A). Un ouvrage est installé en secteur boisé sans ouvrage hydraulique associé ; il s'agit d'un passage simple de type buse sèche (« passage inférieur pour la petite faune » selon le COST 341 ; Iuell *et al.*, 2003). Le diamètre des buses constituant les ouvrages est de 1,2 m à l'exception d'un passage de 0,8 m de diamètre (Tab. I). La longueur des passages varie de 41 à 70 m selon la configuration de la portion autoroutière. Le fond de chaque buse est recouvert de 10 à 15 cm de terre végétale équilibrée (sable, limon et argile). Chacun des sites est isolé de l'autoroute par une clôture « grande faune » doublée d'un renfort en clôture « petite faune » à mailles fines (6,5mm × 6,5mm), avec ou

sans bas-volet, sur une hauteur de 70 cm hors-sol et de 30 cm enterrés. À l'entrée des ouvrages, les clôtures sont conjuguées à une structure béton en entonnoir sensée guider la faune vers les passages.



Figure 2.— (A, gauche) : Aménagement d'un passage à faune de type buse sèche le long d'un cours d'eau sur l'A10 (Charente-Maritime, France, le 24.IV.12 à la mise en service de l'ouvrage). (B, droite) Disposition des pièges photographiques à détecteurs de mouvement infrarouges à l'intérieur des passages.

TABLEAU I.

Paramètres descriptifs des ouvrages de passages et des périodes de suivis associées : dimensionnement (longueur, diamètre de la buse, hauteur de remblai, altitude relative par rapport au cours d'eau et coefficient d'ouverture), habitat environnant (type d'habitat dominant et distance moyenne amont-aval au cours d'eau le plus proche) et périodes de mise en service et de suivi (date de début du suivi par piège photographique et période de suivi).

Ouv	Caractéristiques structurelles					Caractéristiques de l'habitat		Mises en service & suivi	
	L	D	R	Δh	$w \cdot H/l$	Type d'habitat	Dist.	DS	PS
H1	44,1	1,2	2,5	2,8	0,033	Milieu ouvert/berges boisées	10,5	08.XI.12	488
H2	59,3	1,2	6,1	3,0	0,024	Boisement alluvial	12,0	16.IV.12	659
H3	56,9	1,2	4,0	3,5	0,025	Boisement alluvial	17,3	12.III.12	729
H4	59,5	1,2	2,4	4,6	0,024	Prairie alluviale/bocage	264,0	08.XI.12	468
H5	70,7	1,2	8,3	2,3	0,020	Milieu ouvert/berges boisées	11,5	03.XII.12	443
H6	41,9	0,8	2,1	2,6	0,015	Boisement alluvial	15,8	12.VI.13	252
H7	49,9	1,2	3,2	4,9	0,029	Boisement alluvial	13,3	26.VII.12	573
H8	41,0	1,2	2,1	4,7	0,035	Milieu ouvert/berges boisées	14,0	11.VI.13	253
B9	52,0	1,2	2,4	-	0,028	Boisement	-	26.II.13	358

Ouv = Ouvrage ; L = Longueur (m) ; D = Diamètre (m) ; R = Remblai (m) ; Δh = altitude relative (m) de l'ouvrage par rapport au cours d'eau ; $w \cdot H/l$ = coefficient d'ouverture des ouvrages (largeur \times hauteur / longueur) ; Dist. = Distance par rapport au cours d'eau (m) ; DS = Début du suivi ; PS = Période du suivi (en jours).

CARACTÉRISTIQUES FONCTIONNELLES DES PASSAGES À FAUNE

Le positionnement des passages à faune est issu d'un travail d'expertise de 14 mois résultant en la priorisation de 9 secteurs localisés en vallée alluviale. D'un point de vue fonctionnel, ces passages ont été créés pour restaurer la continuité de corridors écologiques, de type zone boisée (pour le passage de type « passage inférieur pour la petite faune ») et cours d'eau (pour les huit autres passages de type « ouvrage hydraulique aménagé »), dans leur rôle de « conduit » favorisant le mouvement de la faune. Les espèces ciblées sont donc multiples selon les zones. D'un point de vue structurel, les types de passage à faune étudiés sont optimaux pour le passage de la faune de petite et moyenne taille de type fousseuse et/ou nocturne utilisant des gîtes souterrains. Ces passages associés aux ouvrages hydrauliques permettent de rétablir les flux biologiques de la faune ripicole (Carsignol, 2005). En l'absence de données sur les densités relatives des mammifères sur les zones concernées, les données départementales de mortalités routières de la faune permettent de renseigner sur les espèces cibles qui, dans le cadre de leurs patrons de déplacements, peuvent potentiellement traverser les infrastructures linéaires routières et donc utiliser les passages à faune selon l'adéquation de ces derniers à leur écologie (Annexe I). Les données de mortalité routière présentées en Annexe I proviennent de l'outil de science participative Faune-Charente-Maritime (<http://www.faune-charente-maritime.org>). Ce jeu de données comporte des biais certains (principalement la sous-détection de certaines espèces et la distribution non-aléatoire de l'effort d'échantillonnage, Crall *et al.*, 2011) mais la quantité de données récoltées, inédite pour le secteur, nous paraît justifier son utilisation, avec les réserves qui s'imposent.

PÉRIODE DE SUIVI ET PRESSION D'OBSERVATION

Les chantiers se sont étalés, selon les sites, sur des périodes variant de 1 à 4 mois. Après le fonçage (forage horizontal) et la pose de la buse, une phase de travaux annexes (façonnage de la tête en béton, petit terrassement, remise en état, pose du renfort en clôture petite faune) est nécessaire avant la mise en service des ouvrages. Pendant cette période (1-4 semaines), et en dépit de la clôture limitant l'accès du chantier à la moyenne et grande faune, les ouvrages sont potentiellement accessibles par la faune, et des traces de passage sont observées (C. Heurtebise *obs. pers.*). Dans cette étude, les ouvrages ont été considérés comme mis en service après l'installation des renforts de maille petite faune. Les suivis par pièges photographiques ont débuté, pour chacun des ouvrages, au cours des deux semaines suivant la mise en service. Sont donc présentés ici les résultats des deux premières années de suivis post-aménagement des ouvrages. Les périodes de suivi des passages sur ces deux années varient entre 252 jours et 664 jours selon la date de mise en service des ouvrages (Tab. D). Tous les passages à faune ont été suivis de façon continue sur ces périodes à l'exception de deux ouvrages suivis à 90 et 95 % du temps pour des raisons de pannes de batterie et autres dysfonctionnements techniques des pièges photographiques.

DISPOSITION ET CARACTÉRISTIQUES DU MATÉRIEL UTILISÉ

Chaque ouvrage est équipé d'un piège photographique Reconyx® hyperfire HC600 (en mode « *fast shutter* » et « *high sensitivity* ») déclenchant cinq photographies successives sans délai. Ce type de piège photographique fonctionne sur le principe des détecteurs de mouvement à capteur infrarouge passif (détection des mouvements de chaleur), et est équipé de LED infrarouges dites « *black leds* » permettant de capturer des images de nuit sans production de flash dans le spectre de lumière visible (rayonnement moyen dans l'infra-rouge d'une longueur d'onde de $940,5 \pm 1,8$ ET nm ; Meek *et al.*, 2014). Les pièges photographiques sont fixés à 10 cm sous le plafond au moyen d'une barre métallique horizontale (Fig. 2B). Chaque dispositif est fixé à environ 5 mètres d'une des extrémités de la structure. L'objectif de l'appareil est orienté vers l'intérieur de l'ouvrage (vers le côté le plus long) avec une légère inclinaison (environ 15° par rapport à la verticale). Pour augmenter la probabilité de détection au passage de la faune et obtenir des clichés plus exploitables, une pierre est posée au sol devant chaque piège photographique, avec pour objectif d'inciter les animaux à ralentir leur progression pour marquer leur passage ou flairer les indices olfactifs laissés par d'autres individus. Les suivis faunistiques par pièges photographiques se montrent plus intéressants que les pièges à empreintes pour la détection des passages et l'obtention de données d'occurrence de passage concernant la moyenne et grande faune, spécialement dans le cadre d'une étude sur le long terme (Lyra-Jorge *et al.*, 2008). Leurs limites se situent par contre dans la sensibilité de détection des capteurs infra-rouges, qui est proportionnelle à la masse corporelle des individus, et de faible performance quand la T° ambiante se rapproche de la T° corporelle des cibles (Lyra-Jorge *et al.*, 2008 ; Meek *et al.*, 2012).

TRAITEMENTS DES ENREGISTREMENTS/CLICHÉS

Au total, 46 103 clichés correspondant à plus de 9400 déclenchements ont été collectés pendant les deux années de suivi ; une donnée correspond à un ou plusieurs déclenchements successifs d'un individu ou groupe d'individus de la même espèce. Les passages successifs dans un délai inférieur à 8 minutes, dans un sens puis dans l'autre de l'ouvrage, d'individus ou de groupes d'individus de la même espèce, ont été traités comme regardant le même individu ou groupe d'individus (sauf si les individus sont discernables), et donc comme une unique donnée de passage. Pour chaque donnée, le nombre de déclenchements, le sens de traversée, le nombre d'individus, l'espèce (99 % des passages identifiés jusqu'à l'espèce) et d'autres informations comportementales (transports de nourriture ou de végétaux, alerte, marquage olfactif, etc.) ont été renseignés. Les passages non effectifs ou refus de traverser ont également été enregistrés : ceux-ci sont constatés lorsqu'une série de photographies permet d'observer un individu faisant demi-tour à l'intérieur de l'ouvrage. Dans la présente étude, seules les données de passage et de refus spécifiques détectés à l'intérieur des ouvrages concernant la petite, moyenne et

grande faune seront présentées en nombre de passages effectifs (*i.e.* non suivis d'un demi-tour) ou nombre de refus par jour et par ouvrage. Les données regardant les micromammifères, reptiles et chiroptères ont été exclues de l'analyse en raison du caractère aléatoire de la détection de leurs passages en lien avec leur mauvaise détectabilité par les pièges photographiques.

ANALYSES STATISTIQUES

L'influence de deux variables explicatives – le nombre de jours depuis le début des suivis et la saison – sur le nombre de passages journaliers et la probabilité de refus a été étudiée au moyen de modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMM ; R 3.1.0, package glmmADMB 0.8.0, Skaug *et al.*, 2014). Pour tester les différences d'évolution des nombres de passages et des taux de refus au cours du suivi entre espèces, le facteur fixe *espèces* a été combiné aux deux autres facteurs fixes, *nombre de jours de suivi* et *saison*. L'identifiant du passage à faune a été défini comme effet aléatoire pour tenir compte de la pseudo-réplication des données. Les modèles retenus pour la variable réponse *nombre de passages journaliers* sont des modèles de Poisson à lien log, modèles adaptés aux jeux de données de type comptage. Les modèles retenus pour la variable réponse *taux de refus* (vecteur composé des deux variables nombre de refus et nombre de passages journaliers) sont des modèles binomiaux à lien logit, modèles adaptés aux jeux de données de type proportion. Du constat de sur-dispersion des données (selon les résidus de Pearson et nombres de degrés de liberté des résidus des modèles - fonction *overdisp_fun* définie dans *glmm_funs.R* ; Bolker *et al.*, 2011) induit par le grand nombre de zéro que comporte le jeu de données, la décision a été prise de prendre en compte cette sur-dispersion par des modèles à inflation du zéro (Bolker *et al.*, 2012). L'adéquation de chaque modèle aux données a été vérifiée par examen des résidus des modèles. Les modèles les plus informatifs ont été sélectionnés sur la base de leurs critères d'information d'Akaike corrigés (AICc) et classés du plus informatif au moins informatif selon leurs différences d'AICc (dAICc). L'influence de chaque variable explicative a été testée au moyen de statistiques du rapport de vraisemblance (*i.e.* selon les dAICc) par ajout/suppression de termes. Pour tester les modalités de variation des nombres de passages et des taux de refus en fonction des saisons, des tests *post-hoc* (test de Wald avec correction de Bonferroni) de comparaisons multiples de moyennes ont été réalisés sur les quatre niveaux de la variable explicative « saison » de chaque modèle. L'évolution des nombres de passages journaliers au cours du suivi a été étudiée pour les cinq espèces les plus fréquentes dans les passages à faune, à savoir : le Blaireau européen *Meles meles*, le Renard roux *Vulpes vulpes*, la Genette commune *Genetta genetta*, la Fouine *Martes foina* et le Lapin de garenne *Oryctolagus cuniculus*. L'évolution des taux de refus au cours du suivi a été étudiée chez les deux espèces présentant des comportements de demi-tours les plus fréquents, à savoir le Blaireau et le Renard roux.

RÉSULTATS

ESPÈCES CONTACTÉES, NOMBRES DE PASSAGES ET PREMIERS JOURS DE PASSAGE

Au total, 5 338 passages ont pu être enregistrés à l'intérieur des ouvrages soit une moyenne de $1,20 \pm 0,70$ ET passage par jour et par ouvrage (Tab. II). Le nombre de passages détectés varie selon les passages à faune de 0,18 à 2,22 passages par jour. Seize taxons identifiés jusqu'à l'espèce (hors oiseaux, micromammifères, chiroptères, reptiles et insectes) ont été détectés comme traversant les ouvrages. Certains clichés ne permettant pas la distinction Martre des pins/Fouine *Martes martes/foina*, ces passages ont été regroupés sous le taxon *Martes* sp. (11 % des passages du genre *Martes*). Près de 91 % des passages détectés sont attribuables à 5 espèces : le Blaireau européen (45 %), le Renard roux (19 %), le Lapin de garenne (9 %), la Genette commune (9 %) et la Fouine (9 %). Le délai avant la détection du premier passage d'une espèce dans les ouvrages varie significativement selon les espèces (ANOVA type III, $F(13, 57) = 2,53$; $p = 0,008$, en excluant la Belette d'Europe *Mustela nivalis* et le Putois d'Europe *Mustela putorius* détectés une seule fois dans un passage). Le Renard roux est ainsi détecté comme utilisant les passages beaucoup plus tôt (en moyenne au 100° jour de suivi \pm ET50) que la Loutre d'Europe (322° jour \pm ET16 ; test *post-hoc* de Bonferroni-Holm valeur critique = 0,0005, $p = 0,0002$) ou encore le Sanglier *Sus scrofa* (505° jour \pm ET125 ; test *post-hoc* de Bonferroni-Holm valeur critique = 0,0005, $p < 0,0001$), significativement plus tardifs dans leur utilisation des structures. Pour les autres espèces, le délai de première utilisation détectée varie fortement selon les ouvrages, depuis le premier jour de suivi pour la Fouine jusqu'au 654° jour pour le Hérisson d'Europe.

TABLEAU II

Détails des nombres moyens de passage journalier détecté (\pm Ecart-type et Minimum - Maximum) par ouvrage et par espèces, délais moyens en nombre de jours de suivi avant la détection du premier passage, classement des espèces par ordre décroissant d'occurrence des données de mortalité routière départementale disponibles (détails en Annexe 1) et nombres moyens de refus journaliers détectés.

Espèces	Nb ouvr.	Nombre de passages journaliers (Nb.jours ⁻¹ .ouvr ⁻¹ & Nb total)					Délais 1er passage (Nb jours.ouvr ⁻¹)				Mortalité routière Classement dept.	Nombre de refus journaliers (Nb.jours ⁻¹ .ouvr ⁻¹ & Nb tot.)						
		Moy.	\pm ET	Min.	Max.	Nb tot.	Moy.	\pm ET	Min.	Max.		Moy.	\pm ET	Min.	Max.	Nb tot.	%	
Carnivora																		
Loutre d'Europe	<i>Lutra lutra</i>	2	0,007	\pm 0,007	0,002	0,012	9	322	\pm 16	310	333	7e	-	-	-	-	0	-
Fouine	<i>Martes foina</i>	9	0,111	\pm 0,088	0,003	0,291	530	109	\pm 96	3	305	3e	0,000	\pm 0,001	0,000	0,002	1	0%
Marte des pins	<i>Martes martes</i>	4	0,052	\pm 0,078	0,002	0,167	58	162	\pm 130	1	318	15e	0,001	\pm 0,002	0,000	0,005	3	5%
Martes sp	<i>Martes sp</i>	6	0,037	\pm 0,048	0,009	0,133	74	255	\pm 154	10	409	-	-	-	-	-	0	-
Blaireau européen	<i>Meles meles</i>	8	0,600	\pm 0,612	0,014	1,611	2 627	135	\pm 135	11	403	2e	0,006	\pm 0,007	0,000	0,017	27	1%
Belette d'Europe	<i>Mustela nivalis</i>	1	0,005	-	-	-	1	25	-	-	-	13e	-	-	-	-	0	-
Putois d'Europe	<i>Mustela putorius</i>	1	0,005	-	-	-	1	73	-	-	-	9e	-	-	-	-	0	-
Genette commune	<i>Genetta genetta</i>	6	0,167	\pm 0,171	0,002	0,488	426	89	\pm 165	3	423	10e	-	-	-	-	0	-
Renard roux	<i>Vulpes vulpes</i>	9	0,225	\pm 0,174	0,030	0,579	942	100	\pm 50	15	179	4e	0,032	\pm 0,019	0,010	0,070	139	13%
Rodentia																		
Rat surmulot	<i>Rattus norvegicus</i>	5	0,008	\pm 0,012	0,002	0,030	12	77	\pm 104	19	261	11e	-	-	-	-	0	-
Ragondin	<i>Myocastor coypus</i>	6	0,015	\pm 0,017	0,004	0,047	43	145	\pm 110	18	328	6e	0,001	\pm 0,002	0,000	0,005	1	2%
Écureuil roux	<i>Sciurus vulgaris</i>	1	0,000	-	-	-	-	-	-	-	-	8e	1,000	-	1,000	1,000	1	100%
Lagomorpha																		
Lièvre d'Europe	<i>Lepus europaeus</i>	3	0,007	\pm 0,007	0,002	0,015	10	196	\pm 292	13	533	12e	0,001	\pm 0,001	0,000	0,002	1	9%
Lapin de garenne	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	5	0,204	\pm 0,189	0,003	0,426	435	115	\pm 137	2	346	5e	0,001	\pm 0,002	0,000	0,005	4	1%
Erinaceomorpha																		
Hérisson d'Europe	<i>Erinaceus europaeus</i>	4	0,052	\pm 0,079	0,002	0,169	114	358	\pm 265	62	654	1e	0,000	\pm 0,001	0,000	0,002	1	1%
Artiodactyla																		
Chevreuril européen	<i>Capreolus capreolus</i>	2	0,003	\pm 0,001	0,002	0,003	3	162	\pm 92	97	227	14e	0,001	\pm 0,002	0,000	0,002	1	25%
Sanglier	<i>Sus scrofa</i>	2	0,056	\pm 0,077	0,002	0,111	53	505	\pm 125	416	593	22e	0,001	\pm 0,002	0,000	0,002	1	-
	Toutes espèces	9	1,198	\pm0,696	0,179	2,222	5 338	23	\pm26	1	84		0,041	\pm0,026	0,010	0,088	180	3%
Indéterminées																		
		9	0,012	\pm 0,011	0,003	0,040	46	140	\pm 113	2	331		-	-	-	-	0	-

ÉVOLUTION DES NOMBRES DE PASSAGES AU COURS DU TEMPS

Depuis le début des suivis le nombre de passages a globalement été multiplié par 8 (Fig. 3A ; toutes espèces confondues). La saison et le nombre de jours de suivi influencent significativement le nombre de passages journaliers détectés, selon des modalités variables pour les cinq espèces les plus communes (Blaireau, Renard, Lapin, Genette et Fouine, cf. Annexe 2A) dont le nombre de passages a été multiplié par 9 sur les 664 jours de suivi. Sans tenir compte des variations saisonnières, le modèle prédit que le nombre de passages augmente pour toutes les espèces d'un facteur compris entre $1,0016 \pm 0,0003ES$ (Genette) et $1,0051 \pm 0,0004ES$ (Fouine) par jour de suivi (cf. Annexe 2B : détails des estimations des paramètres du modèle). La Fouine est l'espèce dont le nombre de passages progresse significativement le plus avec les jours de suivi, suivie par le Blaireau et le Renard, qui progressent respectivement d'un facteur de $1,0035 \pm 0,0004ES$ et de $1,0034 \pm 0,0004$, puis par le Lapin ($1,0021 \pm 0,0005$) et la Genette.

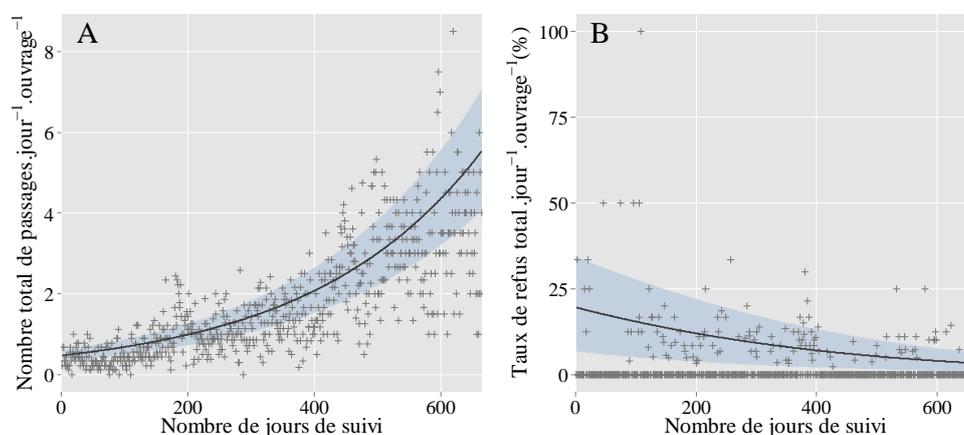


Figure 3.— (A) Évolution du nombre de passages journaliers totaux par ouvrage au cours du temps depuis le début des suivis. (B) Évolution du taux total de refus journaliers (% du nombre total d'individus) par ouvrage au cours du temps depuis le début des suivis. Les prédictions des modèles sur les nombres moyens de passages et les taux de refus par jour et par ouvrage en fonction des jours de suivi et des saisons sont représentées (courbes noires) avec leurs intervalles de prédiction entre les premier et dernier quartiles (zones bleutées).

SAISONNALITÉ DES PASSAGES

La saison influence significativement le nombre de passages détectés, selon des modalités variables en fonction des espèces (cf. Annexe 2C : analyse *post-hoc* de l'effet saison). Les cinq espèces étudiées présentent des nombres de passages qui diffèrent significativement selon les saisons (résumé en Fig. 4) : le Blaireau montre des passages plus fréquents en été ; le Renard se distingue par une utilisation accrue des passages à l'automne et en hiver ; les passages de la Genette ne montrent pas de saisonnalité marquée et les nombres de passages journaliers du Lapin sont moindres à l'automne.

ÉVOLUTION DU TAUX DE REFUS AU COURS DU TEMPS

Depuis le début des suivis, le nombre de refus à l'intérieur des ouvrages (*i.e.* demi-tours) a diminué de 73 % (Fig. 3B ; toutes espèces confondues). Deux espèces contribuent à hauteur de 92 % au nombre total de refus de passage détectés à l'intérieur des ouvrages (Tab. II) : le Renard ($0,032 \pm 0,019ET$ refus.jour⁻¹.ouvrage⁻¹) et le Blaireau ($0,006 \pm 0,007ET$ refus.jour⁻¹.ouvrage⁻¹). La

saison et le nombre de jours de suivi influencent significativement la probabilité d'observer un refus au lieu d'un passage (Cf. Annexe 3A sélection des variables explicatives des modèles). Indépendamment de la saison, la probabilité de refus diminue au cours du suivi de $0,24 \pm 0,08ES$ % par jour de suivi pour le Renard et de $0,49 \pm 0,19ES$ % par jour pour le Blaireau (Cf. Annexe 3B : estimation des coefficients des modèles). Chez le Renard, la probabilité de refus est significativement plus forte à l'automne qu'en hiver et significativement plus forte en hiver qu'au printemps (Cf Annexe 3C : analyses *post-hoc* de l'effet « saison »). Chez le Blaireau, la probabilité de refus ne montre pas de saisonnalité significative.

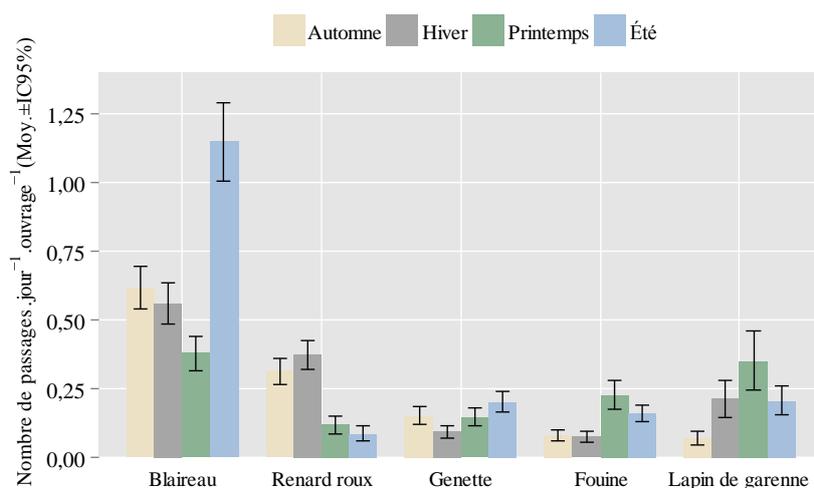


Figure 4.— Nombres moyens de passages journaliers (\pm IC 95 %) par ouvrage en fonction des saisons pour les 5 espèces les plus fréquentes dans leurs utilisations des structures.

DISCUSSION

UTILISATION DES PASSAGES À FAUNE PAR LES « ESPÈCES-CIBLES »

Les 16 espèces détectées comme utilisatrices des passages à faune étudiés ici figurent toutes dans la liste des espèces de mammifères les plus soumises aux collisions routières de la région (Annexe 1). À l'exception des espèces peu disposées à l'utilisation de terriers (Écureuil roux *Sciurus vulgaris*, Lièvre d'Europe *Lepus europaeus*, Hérisson d'Europe) et de la grande faune (Chevreuil européen *Capreolus capreolus* et Sanglier), pour laquelle les passages à faune étudiés ne sont pas adaptés, les cinq espèces de mammifères terrestres qui contribuent à plus de 90 % au nombre de passages détectés sont aussi les cinq premières espèces les plus soumises aux collisions routières : le Blaireau européen, le Renard roux, le Lapin de garenne, la Fouine et la Genette commune. Potentiellement en moindre densité dans le secteur que dans les zones humides de la région, les mammifères semi-aquatiques, la Loutre d'Europe et le Ragondin, sont ici assez peu détectés dans les structures ; ces espèces peuvent dans des conditions hydrologiques favorables préférer utiliser les ouvrages hydrauliques situés à proximité des passages. Il est également probable que les capteurs infrarouges soient inadaptés, selon les températures extérieures, à déceler la présence d'espèces à fourrure étanche dont la surface est détrempée (Kuhn & Meyer, 2009 ; Lerone *et al.*, 2011 ; Meek *et al.*, 2012). Une nouvelle étude comparant la détectabilité de pièges photographiques à capteurs infrarouges et à capteurs de pression est actuellement menée pour tester cette hypothèse. Certaines espèces (Belette, Putois) utilisent également peu les

passages, probablement en lien avec leurs faibles densités sur zones ou des problèmes de détectabilité pour une espèce d'aussi petite taille et aussi vive que la Belette.

FRÉQUENCE JOURNALIÈRE GLOBALE DE PASSAGE DANS LES OUVRAGES

Avec une moyenne de $1,22 \pm 0,70$ passage par jour et par ouvrage, notre étude se situe dans la moyenne des nombres de passages mentionnés dans la littérature pour des passages à faune similaires compris en Europe de l'Ouest entre 0,70 et $3,78 \pm 2,15$ (Yanes *et al.*, 1995 ; Underhill, 2003 ; Mata *et al.*, 2005 ; Ascensão & Mira, 2007 ; Grilo *et al.*, 2008 ; Mateus *et al.*, 2011). Bien que les pressions de population soient différentes selon les régions géographiques, nos résultats paraissent d'autant plus encourageants que toutes ces études se rapportent à des structures déjà matures (*i.e.* des passages déjà installés depuis plusieurs années), à l'opposé des ouvrages étudiés ici, nouvellement installés. Si l'efficacité des ouvrages est positivement corrélée au nombre de passages et aux passages d'espèces cibles, il est indispensable de poursuivre le suivi afin d'appréhender pleinement l'efficacité des passages, sensée croître positivement avec la maturité des ouvrages dès lors que leurs attractivité et accessibilité sont entretenues (Van Der Grift *et al.*, 2013).

ÉVOLUTION DES NOMBRES DE PASSAGES AU COURS DU SUIVI

L'augmentation de l'utilisation des structures avec le temps, ici multipliée par 8 en près de deux ans, est un phénomène souvent observé dans les suivis de passages à faune nouvellement installés (Clevenger & Waltho, 2003 ; Goosem *et al.*, 2005 ; Bellis, 2008 ; Soanes *et al.*, 2013). De multiples processus imbriqués peuvent en fait expliquer l'augmentation du nombre de passages observée au cours du suivi. Premièrement, depuis le début du suivi, qui démarre juste après la mise en service des ouvrages, la probabilité de détection et de rencontre des ouvrages par la faune a augmenté logiquement avec les jours de suivi, avec pour conséquence une augmentation du nombre de passages. Deuxièmement, les pressions de population en lien avec des processus démographiques ont pu s'accroître au cours du suivi, pouvant ainsi également contribuer à une augmentation du nombre de passages. Enfin, il se peut qu'un phénomène d'accoutumance et d'adaptation de la faune environnante à l'utilisation des passages soit impliqué. Une période d'adaptation de la faune est classiquement observée dans les suivis de passages à faune nouvellement installés (Clevenger & Waltho, 2003 ; Ford *et al.*, 2010). La faune a besoin de temps, à la fois pour trouver les ouvrages de passage mais également pour incorporer les ouvrages dans leurs patrons de déplacement. Les individus prennent plusieurs mois pour s'adapter aux passages et les populations encore plus de temps, possiblement plusieurs décades selon les espèces (Clevenger, 2011). Les passages à faune, depuis leur mise en service, ont également certainement vu leur attractivité croître avec leur intégration croissante dans l'environnement (progression des coulées et chemins olfactifs) ; le développement de la végétation à l'entrée des structures comptant parmi les facteurs considérés comme déterminants pour le passage des espèces (Rodriguez *et al.*, 1996 ; Clevenger & Waltho, 1999). Au niveau individuel, la diminution des taux de refus observée chez le Blaireau européen et le Renard roux pourrait corrobore l'hypothèse d'une accoutumance d'individus aux ouvrages et aux dispositifs de pièges photographiques. Car, en dépit du flash émettant dans l'infrarouge et du déclenchement « silencieux » de l'appareil, un large panel de mammifères, en particulier les nocturnes, entendent et voient le déclenchement des pièges photographiques (Meek *et al.*, 2014). Ce stimuli auditif et/ou visuel provoque certainement les demi-tours observés à l'intérieur des passages pour ces espèces. Le suivi doit être poursuivi dans le temps pour dépasser la période d'adaptation et d'accoutumance de la faune ; les augmentations des nombres de passages spécifiques devant atteindre un point d'inflexion et se stabiliser (Clevenger *et al.*, 2009).

SAISONNALITÉ DES PASSAGES

Les patrons saisonniers de déplacements sont bien documentés pour les cinq espèces les plus communes à utiliser les passages ici étudiés ; la saisonnalité d'utilisation des ouvrages peut donc s'avérer informative sur les conditions d'utilisation des ouvrages par les espèces, qu'il s'agisse de mouvements à l'intérieur des domaines vitaux ou de mouvements extraterritoriaux tels que les mouvements de dispersion. Les pics d'utilisation des ouvrages observés en automne et en hiver chez le Renard roux coïncident avec la période de dispersion des sub-adultes et des juvéniles (septembre-novembre) et à la période maximale de déplacements pour le rut et la recherche active de nourriture devenue rare à cette saison (novembre-février). La probabilité de refus plus faible en hiver peu ainsi possiblement correspondre à un pic de recherche plus active de partenaire ou de nourriture, avec une vigilance plus faible des individus vis-à-vis du déclenchement du piège photographique. Les passages journaliers sont maximaux en été chez la Fouine, soit pendant la période de rut de l'espèce (juillet-août). Le Blaireau européen, mustélidé particulier du fait de son organisation sociale et spatiale, et dont les mouvements extraterritoriaux sont rares, montre un pic net de passage dans les ouvrages en été. Ce pic pourrait correspondre à des déplacements non orientés de recherche de nourriture en réponse à une modification de la répartition spatiale des parcelles alimentaires de groupes sociaux, connus pour varier selon les saisons et les conditions climatiques (Do Linh San, 2002). Les marques olfactives répétées des blaireaux, laissées sur les pierres posées devant les pièges photographiques, laissent à penser que les passages ont bien été intégrés dans les domaines vitaux ; le blaireau signalant sa présence à tout autre congénère appartenant ou non à son groupe social par des marques olfactives déposées dans les différentes portions de son domaine vital (Ferrari 1998).

MESURER L'EFFICACITÉ DES OUVRAGES

La simple utilisation, par un panel d'espèces, de passages à faune ne suffit pas pour déterminer si les ouvrages sont réellement fonctionnels et efficaces en termes d'apport à la conservation des espèces et de performance écologique. Un passage à faune efficace doit permettre aux animaux de se déplacer, migrer pour subvenir à leurs besoins vitaux en termes de survie et de fitness. Sans individualisation des passages, il peut s'avérer difficile de comprendre la fonctionnalité des ouvrages pour les espèces suivies. Clevenger (2005) encourage les suivis de passage à faune à « profiler » génétiquement les individus par des pièges à ADN une fois la phase d'accoutumance de la faune passée. Cette méthode, pouvant être réalisée sur une période assez courte (2-3 ans), pourrait nous renseigner sur le nombre d'individus utilisant les ouvrages. Cette méthode permettrait également d'acquérir des paramètres démographiques indispensables à l'analyse de la viabilité des populations qui nous font actuellement défaut pour mesurer l'efficacité des passages à faune ici étudiés : sex-ratios, classes d'âge, parentés génétiques, dispersion, saisonnalité d'utilisation, traits du comportement, etc. Le Blaireau pourrait être une espèce de choix pour la poursuite de telles études selon les critères définis par Van Der Grift *et al.* (2013) : espèce soumise à une forte mortalité routière, qui s'habitue rapidement aux passages à faune, qui est suffisamment répandue dans les secteurs avec des variations naturelles de densité de population faibles et qui peut être facilement et immédiatement suivie.

REMERCIEMENTS

Nos premiers remerciements vont à Vincent Dupuis qui a mis en place et débuté ce suivi en 2012. Nous tenons également à remercier Robert Hussey pour sa relecture du résumé en anglais. Cette étude a pu être réalisée grâce à l'engagement de Gilles Calas et la collaboration entre Vinci Autoroutes - réseau ASF et la LPO. Cette étude a été financée en totalité par Vinci Autoroutes - réseau ASF dans le cadre du programme de requalification environnementale de ses autoroutes en service. Nous remercions également les six relecteurs anonymes, pour leur important travail de révision ; leurs remarques et commentaires judicieux ont fortement contribué à améliorer la qualité du présent article.

RÉFÉRENCES

- ASCENSÃO, F. & MIRA, A. (2007).— Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal. *Ecol. Res.*, 22: 57-66.
- BELLIS, M. (2008).— *Evaluating the effectiveness of wildlife crossing structures in Southern Vermont*. Masters Thesis, University of Massachusetts, Amherst.
- BISSONNETTE, J.A. & CRAMER, P.C. (2008).— *Evaluation of the use and effectiveness of wildlife crossings*. National cooperative highway research program, Washington.
- BOLKER, B.M., BROOKS, M.E., CLARK, C.J., GEANGE, S.W., POULSEN, J.R., STEVENS, M.H.H. & WHITE, J.-S.S. (2011).— *GLMMs in action: gene-by-environment interaction in total fruit production of wild populations of Arabidopsis thaliana*. Departments of Mathematics & Statistics and Biology, McMaster University Hamilton, Hamilton.
- BOLKER, B.M., BROOKS, M.E., GARDNER, B., LENNERT, C. & MINAMI, M. (2012).— *Owls example: a zero-inflated, generalized linear mixed model for count data*. Departments of Mathematics & Statistics and Biology, McMaster University Hamilton, Hamilton.
- CARSIGNOL, J. (2005).— *Aménagements et mesures pour la petite faune*. Sétra, Bagneux.
- CLEVENGER, A.P. (2005).— Conservation value of wildlife crossings: measures of performance and research directions. *GAIA*, 14: 124-129.
- CLEVENGER, A.P. (2011).— 15 years of Banff research: what we've learned and why it's important to transportation managers beyond the park boundary. Pp 433-447 in: P.J. Wagner, D. Nelson & E. Murray (eds). *Proceedings of the 2011 International Conference on Ecology and Transportation*. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh.
- CLEVENGER, A.P., FORD, A.T. & SAWAYA, M.A. (2009).— *Banff wildlife crossings project: Integrating science and education in restoring population connectivity across transportation corridors. Final report to Parks Canada Agency*. Radium Hot Springs, British Columbia.
- CLEVENGER, A.P. & WALTHO, N. (1999).— *Dry drainage culvert used and design considerations for small and medium sized mammal movement across a major transportation corridor*. Faculty of Environmental Design University of Calgary, Calgary, Alberta - Department of Forestry, Wildlife and Fisheries - University of Tennessee, Knoxville Tennessee Faculty of Environmental Studies York University, North York.
- CLEVENGER, A.P. & WALTHO, N. (2003).— Long-term, year-round monitoring of wildlife crossing structures and the importance of temporal and spatial variability in performance studies. Pp 293-302 in: C.L. Irwin, P. Garrett & K.P. McDermott (eds). *Proceedings of the 2003 International Conference on Ecology and Transportation*. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh.
- COFFIN, A.W. (2007).— From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *J. Transp. Geogr.*, 15: 396-406.
- CRALL, A.W., NEWMAN, G.J., STOHLGREN, T.J., HOLFELDER, K.A., GRAHAM, J. & WALLER, D.M. (2011).— Assessing citizen science data quality: an invasive species case study. *Conserv. Lett.*, 4: 433-442.
- DO LINH SAN, E. (2002).— Socialité, territorialité et dispersion chez le Blaireau européen (*Meles meles*): état des connaissances, hypothèses et besoins de recherche. Pp 74-86 in: G. Chapron & F. Moutou (eds). *L'étude et la conservation des carnivores*. Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères, Paris.
- EPPS, C.W., PALSBØLL, P.J., WEHAUSEN, J.D., RODERICK, G.K., RAMEY, R.R. & MCCULLOUGH, D.R. (2005).— Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecol. Lett.*, 8: 1029-1038.
- FAHRIG, L. & RYTWINSKI, T. (2009).— Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecol. Soc.*, 14(1): 21.
- FAJARDO, I. (2001).— Monitoring non-natural mortality in the barn owl (*Tyto alba*), as an indicator of land use and social awareness in Spain. *Biol. Conserv.*, 97: 143-149.
- FERRARI, N. (1998).— *Eco-éthologie du blaireau européen (Meles meles L., 1758) dans le Jura suisse: comparaison de deux populations vivant en milieu montagnard et en milieu cultivé de plaine*. PhD Thesis, University of Neuchâtel, Neuchâtel.
- FORD, A.T., CLEVENGER, A.P. & BENNETT, A. (2009).— Comparison of methods of monitoring wildlife crossing-structures on highways. *J. Wildl. Manag.*, 73: 1213-1222.
- FORD, A.T., CLEVENGER, A.P. & RETTIE, K. (2010).— The Banff Wildlife Crossings Project: An international public-private partnership. Pp 157-173 in: J.P. Beckmann, A.P. Clevenger, M.P. Huijser & J.A. Hilty (eds). *Safe passages-highways, wildlife and habitat connectivity*. Island Press, Washington.
- FORMAN, R.T.T. & ALEXANDER, L.E. (1998).— Roads and their major ecological effects. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 29: 207-231.
- GLISTA, D.J., DEVAULT, T.L. & DEWOODY, J.A. (2009).— A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landsc. Urban Plann.*, 91: 1-7.
- GOOSEM, M., WESTON, N. & BUSHNELL, S. (2005).— Effectiveness of rope bridge arboreal overpasses and faunal underpasses in providing connectivity for rainforest fauna. Pp. 304-316 in: C.L. Irwin, P. Garrett & K.P.

- Mcdermott (eds). *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh.
- GRILO, C., BISSONETTE, J.A. & SANTOS-REIS, M. (2008).— Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biodivers. Conserv.*, 17: 1685-1699.
- GUŽVICA, G., BOŠNJAK, I., BIELEN, A., BABIĆ, D., RADANOVIĆ-GUŽVICA, B. & ŠVER, L. (2014).— Comparative analysis of three different methods for monitoring the use of green bridges by wildlife. *PLoS ONE*, 9: e106194.
- HARDY, A., CLEVENGER, A.P., HUIJSER, M. & NEALE, G. (2003).— An overview of methods and approaches for evaluating the effectiveness of wildlife crossing structures: emphasizing the science in applied science. Pp 319-330 in: C.L. Irwin, P. Garrett & K.P. Mcdermott (eds). *Proceedings of the 2003 International Conference on Ecology and Transportation*. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh.
- HUIJSER, M.P. (2000).— *Life on the edge. Hedgehog traffic victims and mitigation strategies in an anthropogenic landscape*. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen.
- IUELL, B., BEKKER, G.J., CUPERUS, R., DUFEK, J., FRY, G., HICKS, C., HLAVAC, V., KELLER, V., ROSELL, C., SANGWINE, T., TORSOLV, N. & WANDALL, B.L. (2003).— *Wildlife and traffic: A European handbook for identifying conflicts and designing solutions*. KNNV Publishers, Zeist.
- KUHN, R.A. & MEYER, W. (2009).— Infrared thermography of the body surface in the Eurasian otter *Lutra lutra* and the giant otter *Pteronura brasiliensis*. *Aquat. Biol.*, 6: 143-152.
- LERONE, L., CARPANETO, G.M. & LOY, A. (2011).— Why camera traps fail to record otter presence. *XIth International Otter Colloquium - Otters in a warming world*. IUCN/SCC Otter Specialist Group, Pavia.
- LODÉ, T., CORMIER, J.-P. & LE JACQUES, D. (2001).— Decline in endangered species as an indication of anthropic pressures: the case of European Mink *Mustela Lutreola* western population. *Environ. Manage.*, 28: 727-735.
- LYRA-JORGE, M.C., CIOCHETI, G., PIVELLO, V.R. & MEIRELLES, S. (2008).— Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *Eur. J. Wildl. Res.*, 54: 739-744.
- MADSEN, A.B. (1996).— Otter (*Lutra lutra*) mortality in relation to traffic, and experience with newly established fauna passages at existing road bridges. *Lutra*, 39: 76-88.
- MALO, J.E., HERVÁS, I., HERRANZ, J., MATA, C. & SUÁREZ, F. (2005).— How many days to monitor a wildlife passage? Species detection patterns and the estimation of the vertebrate fauna using crossing structures at a motorway. Pp 406-413 in: C.L. Irwin, P. Garrett & K.P. Mcdermott (eds). *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh.
- MATA, C., HERVÁS, I., HERRANZ, J., SUÁREZ, F. & MALO, J.E. (2005).— Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biol. Conserv.*, 124: 397-405.
- MATEUS, A.R.A., GRILO, C. & SANTOS-REIS, M. (2011).— Surveying drainage culvert use by carnivores: sampling design and cost-benefit analyzes of track-pads vs. video-surveillance methods. *Environ. Monit. Assess.*, 181: 101-109.
- MEEK, P.D., BALLARD, G. & FLEMING, P. (2012).— *An introduction to camera trapping for wildlife surveys in Australia*. PestSmart Toolkit publication, Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra.
- MEEK, P.D., BALLARD, G.-A., FLEMING, P.J.S., SCHAEFER, M., WILLIAMS, W. & FALZON, G. (2014).— Camera traps can be heard and seen by animals. *PLoS ONE*, 9: e110832.
- RODRIGUEZ, A., CREMA, G. & DELIBES, M. (1996).— Use of non-wildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *J. Appl. Ecol.*, 33: 1527-1540.
- SEILER, A. (2001).— *Ecological Effects of Roads. A review*. Department of Conservation Biology, Swedish University of Agricultural Sciences, Riddarhyttan.
- SKAUG, H., FOURNIER, D., NIELSEN, A., MAGNUSSON, A. & BOLKER, B. (2014).— *Generalized Linear Mixed Models using AD Model Builder*. R package version 0.8.0.
- SOANES, K., CARMODY, L.M., VESK, P.A., MCCARTHY, M.A., MOORE, J.L. & VAN DER REE, R. (2013).— Movement re-established but not restored: inferring the effectiveness of road-crossing mitigation by monitoring use. *Biol. Conserv.*, 159: 434-441.
- UNDERHILL, J. (2003).— *Roads and wildlife: a study of the effects of roads on mammals in roadside habitats*. University of Birmingham, Birmingham.
- VAN DER GRIFT, E.A., REE, R., FAHRIG, L., FINDLAY, S., HOULAHAN, J., JAEGER, J.A.G., KLAR, N., MADRIÑAN, L.F. & OLSON, L. (2013).— Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodivers. Conserv.*, 22: 425-448.
- VAN DER REE, R., GULLE, N., HOLLAND, K., VAN DER GRIFT, E., MATA, C. & SUAREZ, F. (2007).— Overcoming the barrier effect of roads - how effective are mitigation strategies? Pp 423-431 in: C.L. Irwin, D. Nelson & K.P. Mcdermott (eds). *International Conference on Ecology and Transportation*. Centre of Transportation and The Environment - North Carolina State University, Raleigh.
- YANES, M., VELASCO, J.M. & SUÁREZ, F. (1995).— Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biol. Conserv.*, 71: 217-222.

ANNEXE 1

Données départementales 2009-2013 des cas de mortalité routière reportés en Charente-Maritime via l'outil de science participative visionature (www.faune-charente-maritime.org). Les espèces sont classées par ordre décroissant d'importance numérique des nombres de cas rapportés (pourcentage relatif et nombre cumulés par espèces).

Classement	Espèces		Mortalité routière 2009-13	
			%	nb cumulés
1	Hérisson d'Europe	<i>Erinaceus europaeus</i>	45%	1644
2	Blaireau européen	<i>Meles meles</i>	8%	307
3	Fouine	<i>Martes foina</i>	8%	304
4	Renard roux	<i>Vulpes vulpes</i>	7%	269
5	Lapin de garenne	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	7%	242
6	Ragondin	<i>Myocastor coypus</i>	5%	179
7	Loutre d'Europe	<i>Lutra lutra</i>	3%	124
8	Ecureuil roux	<i>Sciurus vulgaris</i>	3%	120
9	Putois d'Europe	<i>Mustela putorius</i>	3%	111
10	Genette commune	<i>Genetta genetta</i>	2%	58
11	Rat surmulot	<i>Rattus norvegicus</i>	2%	56
12	Lièvre d'Europe	<i>Lepus europaeus</i>	1%	52
13	Belette d'Europe	<i>Mustela nivalis</i>	1%	35
14	Chevreuil européen	<i>Capreolus capreolus</i>	1%	33
15	Martre des pins	<i>Martes martes</i>	1%	23
16	Rat musqué	<i>Ondatra zibethicus</i>	0%	14
17	Furet	<i>Mustela furo</i>	0%	10
18	Taupe d'Europe	<i>Talpa europaea</i>	0%	10
19	Souris grise	<i>Mus musculus domesticus</i>	0%	7
20	Mulot sylvestre	<i>Apodemus sylvaticus</i>	0%	6
21	Crocidure musette	<i>Crocidura russula</i>	0%	5
22	Sanglier	<i>Sus scrofa</i>	0%	5
23	Lérot	<i>Eliomys quercinus</i>	0%	4
24	Campagnol des champs	<i>Microtus arvalis</i>	0%	3
25	Chat haret	<i>Felis catus</i>	0%	3
26	Rat noir	<i>Rattus rattus</i>	0%	3
27	Vison d'Europe	<i>Mustela lutreola</i>	0%	3
28	Musaraigne couronnée	<i>Sorex coronatus</i>	0%	2
29	Campagnol amphibie	<i>Arvicola sapidus</i>	0%	1
30	Campagnol roussâtre	<i>Clethrionomys glareolus</i>	0%	1
31	Cerf élaphe	<i>Cervus elaphus</i>	0%	1
32	Crossope aquatique	<i>Neomys fodiens</i>	0%	1
33	Loir gris	<i>Glis glis</i>	0%	1
34	Musaraigne pygmée	<i>Sorex minutus</i>	0%	1

ANNEXE 2

Modèle linéaire généralisé mixte du nombre de passages : (2A) Sélection des variables explicatives, (2B) détails des estimations des coefficients du modèle et (2C) analyse post-hoc de l'effet de la variable « saison ».

2A. - Sélections des variables explicatives des modèles linéaires généralisés mixtes des nombres de passages détectés dans les ouvrages de 5 espèces contribuant à plus de 90 % au nombre total de passages (en nombre de passages par jour et par ouvrage). Le tableau comprend la statistique du critère d'information d'Akaike corrigé (AICc), la différence d'Akaike (dAICc), le degré de liberté du nombre de paramètres (df) et le poids (w). Les variables explicatives testées du modèle $\log(\text{NB_PASSAGE_JOUR}) = \text{Intercept} + \text{VARIABLES EXPLICATIVES} + (1|\text{ID_ECODUC})$ sont : l'espèce (ESPECES : 5 niveaux de facteur – Fouine n = 4112 données, Blaireau n = 3858 données, Genette n = 2891 données, Renard n = 4112 données, Lapin n = 2182 données) ; le nombre de jours depuis le début du suivi (NB_JOUR_SUIVI : de 1 à 664) ; et la saison (SAISON : 4 niveaux de facteur – Automne n = 5090 données, hiver n = 4130 données, printemps n = 3626 données, été n = 4309 données). Les modèles sont classés par ordre croissant de leurs AICc. Le modèle retenu, le plus informatif, est précisé en gras.

#Modèles	VARIABLES EXPLICATIVES	AICc	dAICc	df	w
1	ESPECES × (NB_JOUR_SUIVI + SAISON)	19142,0	0,0	27	>0,999
2	ESPECES × NB_JOUR_SUIVI	19777,0	635,0	13	<0,001
3	ESPECES × SAISON	19821,6	679,6	23	<0,001
4	Intercept seul	20395,2	1253,2	4	<0,001

2B. - Détails des estimations des coefficients (\pm ES, statistique du test Z et significativité) du modèle $\log(\text{NB_PASSAGE_JOUR}) = \text{Intercept} + \text{ESPECES} \times (\text{NB_JOUR_SUIVI} + \text{SAISON}) + (1|\text{ID_ECODUC})$ sélectionné en 2A.

VARIABLES	Estimation	ES	Z	Pr(> z)
Modèle #1				
(Intercept)	-3,449	0,307	-11,22	<0,001
Blaireau	2,353	0,190	12,36	<0,001
Genette	1,862	0,226	8,24	<0,001
Renard	2,078	0,199	10,42	<0,001
Lapin	0,881	0,276	3,19	0,001
NB_JOUR_SUIVI	0,005	0,000	15,20	<0,001
Hiver	0,113	0,175	0,65	0,519
Printemps	1,612	0,143	11,29	<0,001
Été	0,995	0,148	6,73	<0,001
Blaireau : NB_JOUR_SUIVI	-0,002	0,000	-4,34	<0,001
Genette : NB_JOUR_SUIVI	-0,003	0,000	-7,79	<0,001
Renard : NB_JOUR_SUIVI	-0,002	0,000	-4,37	<0,001
Lapin : NB_JOUR_SUIVI	-0,003	0,001	-5,54	<0,001
Blaireau : Hiver	-0,120	0,186	-0,65	0,517
Genette : Hiver	-0,459	0,242	-1,89	0,059
Renard : Hiver	-0,053	0,195	-0,27	0,785
Lapin : Hiver	1,498	0,274	5,46	<0,001
Blaireau : Printemps	-1,481	0,163	-9,09	<0,001
Genette : Printemps	-1,331	0,210	-6,33	<0,001
Renard : Printemps	-2,078	0,194	-10,70	<0,001
Lapin : Printemps	0,712	0,253	2,82	<0,001
Blaireau : Été	-0,235	0,157	-1,50	0,134
Genette : Été	-0,657	0,204	-3,22	0,001
Renard : Été	-2,100	0,198	-10,60	<0,001
Lapin : Été	0,259	0,250	1,04	0,301

2C. - Analyse post hoc de comparaisons multiples sur les 4 niveaux de facteur de la variable explicative SAISON du modèle #1 $\log(\text{NB_PASSAGE_JOUR}) = \text{Intercept} + \text{ESPECES} \times (\text{NB_JOUR_SUIVI} + \text{SAISON}) + (1|\text{ID_ECODUC})$ sélectionné en 2A, pour les 5 niveaux du facteur ESPECES fixes : hypothèses testées, estimations, statistiques et significativités du test de Wald (Chi2) et conclusions.

	Hypothèses	Estimation	Chi2	Pr(>Chi2)	Conclusion
Fouine	Automne-Hiver	-0,11	0,42	1	Automne==Hiver
	Automne-Printemps	-1,61	127,57	<0,001	Printemps>Automne
	Automne-Été	-0,99	45,26	<0,001	Été>Automne
	Hiver-Printemps	-1,50	40,68	<0,001	Printemps>Hivers
	Hiver-Été	-0,88	17,33	<0,001	Été>Hiver
	Printemps-Été	0,62	9,13	0,075	Printemps==Été
Blaireau	Automne-Hiver	0,01	0,00	1	Automne==Hiver
	Automne-Printemps	-0,13	0,47	1	Automne==Printemps
	Automne-Été	-0,76	12,33	0,013	Été>Automne
	Hiver-Printemps	-0,14	0,17	1	Hiver==Printemps
	Hiver-Été	-0,77	6,27	0,367	Hiver==Été
	Printemps-Été	-0,63	5,19	0,681	Printemps==Été
Genette	Automne-Hiver	0,35	1,34	1	Automne==Hiver
	Automne-Printemps	-0,28	1,28	1	Automne==Printemps
	Automne-Été	-0,34	1,80	1	Automne==Été
	Hiver-Printemps	-0,63	1,92	1	Hiver==Printemps
	Hiver-Été	-0,68	3,16	1	Hiver==Été
	Printemps-Été	-0,06	0,02	1	Printemps==Été
Renard roux	Automne-Hiver	-0,06	0,05	1	Automne==Hiver
	Automne-Printemps	0,47	3,89	1	Automne==Printemps
	Automne-Été	1,11	19,89	<0,001	Automne>Été
	Hiver-Printemps	0,53	2,19	1	Hiver==Printemps
	Hiver-Été	1,17	11,11	0,026	Hiver>Été
	Printemps-Été	0,64	3,62	1	Printemps==Été
Lapin de garenne	Automne-Hiver	-1,61	25,48	<0,001	Hiver>Automne
	Automne-Printemps	-2,32	68,41	<0,001	Printemps>Automne
	Automne-Été	-1,25	22,26	<0,001	Été>Automne
	Hiver-Printemps	-0,71	2,36	1	Hiver==Printemps
	Hiver-Été	0,36	0,68	1	Hiver==Été
	Printemps-Été	1,07	7,34	0,202	Printemps==Été

ANNEXE 3

Modèle linéaire généralisé mixte des taux de refus : (3A) Sélections des variables explicatives, (3B) détails des paramètres du modèle et (3C) analyses post-hoc de l'effet de la variable saison.

3A. Sélections des variables explicatives des modèles linéaires généralisés mixtes des taux de refus du Blaireau (n = 1058 données) et du Renard (n = 524 données). Le tableau comprend la statistique du critère d'information d'Akaike corrigé (AICc), la différence d'Akaike (dAICc), le degré de liberté du nombre de paramètres (df) et le poids (w). Les variables explicatives testées du modèle $\text{Logit}(\text{cbin}(\text{NB_REFUS_JOUR}, \text{NB_PASSAGE_JOUR})) = \text{Intercept} + \text{VARIABLES EXPLICATIVES} + (1|\text{ID_ECODUC})$ sont : le nombre de jours depuis le début du suivi (NB_JOUR_SUIVI : de 1 à 664) et la saison (SAISON : 4 niveaux de facteur – automne n = 503 données, hiver n = 455 données, printemps n = 247 données, été n = 377 données). Les modèles retenus, les plus informatifs sont précisés en gras.

#Modèle	VARIABLES EXPLICATIVES	AICc	dAICc	df	w
Blaireau					
1	NB_JOUR_SUIVI + SAISON	226,6	0,0	7	0,853
2	NB_JOUR_SUIVI	231,0	4,4	4	0,096
3	SAISON	232,9	6,3	6	0,037
4	Intercept seul	234,9	8,3	3	0,013
Renard					
1	NB_JOUR_SUIVI + SAISON	507,1	0,0	7	0,983
3	SAISON	515,2	8,2	6	0,017
2	NB_JOUR_SUIVI	523,1	16,1	4	<0,001
4	Intercept seul	527,6	20,5	3	<0,001

3B. - Détails des estimations des coefficients (\pm ES, statistique du test Z et significativité) du modèle #1 $\text{Logit}(\text{cbin}(\text{NB_REFUS_JOUR}, \text{NB_PASSAGE_JOUR})) = \text{Intercept} + \text{NB_JOUR_SUIVI} + \text{SAISON} + (1|\text{ID_ECODUC})$ sélectionné en 2A pour le Renard et le Blaireau.

VARIABLES	Estimation	ES	Z	Pr(> z)
Blaireau - Modèle #1				
(Intercept)	-0,571	0,829	-0,69	0,491
NB_JOUR_SUIVI	-0,005	0,002	-2,64	0,008
Hiver	1,017	0,427	2,38	0,017
Printemps	-0,103	0,451	-0,23	0,820
Été	0,146	0,456	0,32	0,749
Renard - Modèle #1				
(Intercept)	-1,240	0,341	-3,63	<0,001
NB_JOUR_SUIVI	-0,002	0,001	-3,19	0,001
Hiver	0,619	0,164	3,77	<0,001
Printemps	-0,407	0,185	-2,20	0,028
Été	0,208	0,224	0,93	0,353

3C. - Analyse post hoc de comparaisons multiples sur les 4 niveaux de facteur de la variable explicative SAISON du modèle #1 $\text{Logit}(\text{cbin}(\text{NB_REFUS_JOUR}, \text{NB_PASSAGE_JOUR})) = \text{Intercept} + \text{NB_JOUR_SUIVI} + \text{SAISON} + (1|\text{ID_ECODUC})$ pour le Renard et le Blaireau : hypothèses testées, estimations, statistiques et significativités du test de Wald (Chi2) et conclusions.

Hypothèses	Estimation	Chi2	Pr(>Chi2)	Conclusion
Blaireau				
Automne-Hiver	1,12	2,50	0,681	Automne==Hiver
Automne-Printemps	0,87	2,53	0,669	Automne==Printemps
Automne-Été	2,08	3,89	0,291	Automne==Été
Hiver-Printemps	-0,25	0,15	1	Hiver==Printemps
Hiver-Été	0,96	0,84	1	Hiver==Été
Printemps-Été	1,21	1,11	1	Printemps==Été
Renard roux				
Automne-Hiver	1,03	15,65	<0,001	Automne>Hiver
Automne-Printemps	0,41	2,42	0,721	Automne==Printemps
Automne-Été	1,04	4,63	0,188	Automne==Été
Hiver-Printemps	-0,61	8,35	0,023	Printemps>Hiver
Hiver-Été	0,01	0,00	1,000	Hiver==Été
Printemps-Été	0,63	1,14	1,000	Printemps==Été