



L'impact des routes, au-delà des collisions : le cas des oiseaux forestiers et des amphibiens

Marc-André Villard, Marc J. Mazerolle and Samuel Haché

Volume 136, Number 2, Spring 2012

Routes et faune terrestre : de la science aux solutions

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/1009108ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/1009108ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

ISSN

0028-0798 (print)

1929-3208 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Villard, M.-A., Mazerolle, M. J. & Haché, S. (2012). L'impact des routes, au-delà des collisions : le cas des oiseaux forestiers et des amphibiens. *Le Naturaliste canadien*, 136(2), 61–65. <https://doi.org/10.7202/1009108ar>

Article abstract

Bien que plus difficiles à quantifier, les effets indirects des routes sur la faune devraient être considérés au même titre que la mortalité routière, car certaines espèces évitent les abords des routes au moins durant une partie de l'année, ce qui peut mener à une fragmentation plus ou moins permanente de leurs populations. D'autre part, on observe chez plusieurs espèces un effet de bordure suivant lequel les abords des routes constituent un habitat de qualité marginale en raison du bruit, des substances et particules projetées par le passage des véhicules, des substances utilisées pour l'entretien routier (p. ex. sels de déglçage) ou d'autres facteurs. Les oiseaux forestiers étudiés s'avèrent sensibles à la présence de routes à circulation intense, probablement en raison de la pollution sonore, alors qu'une espèce étudiée s'est avérée relativement tolérante à la construction d'une route de gravier. Quant aux amphibiens, les juvéniles en dispersion de 3 des 5 espèces étudiées semblaient éviter la traversée de routes pavées. Les gestionnaires de l'environnement devraient planifier l'aménagement des réseaux routiers dans la perspective du paysage afin d'éviter de dégrader ou de fragmenter les habitats critiques et de créer des barrières pour les mouvements saisonniers des espèces sensibles.

L'impact des routes, au-delà des collisions : le cas des oiseaux forestiers et des amphibiens

Marc-André Villard, Marc J. Mazerolle et Samuel Haché

Résumé

Bien que plus difficiles à quantifier, les effets indirects des routes sur la faune devraient être considérés au même titre que la mortalité routière, car certaines espèces évitent les abords des routes au moins durant une partie de l'année, ce qui peut mener à une fragmentation plus ou moins permanente de leurs populations. D'autre part, on observe chez plusieurs espèces un effet de bordure suivant lequel les abords des routes constituent un habitat de qualité marginale en raison du bruit, des substances et particules projetées par le passage des véhicules, des substances utilisées pour l'entretien routier (p. ex. sels de déglacage) ou d'autres facteurs. Les oiseaux forestiers étudiés s'avèrent sensibles à la présence de routes à circulation intense, probablement en raison de la pollution sonore, alors qu'une espèce étudiée s'est avérée relativement tolérante à la construction d'une route de gravier. Quant aux amphibiens, les juvéniles en dispersion de 3 des 5 espèces étudiées semblaient éviter la traversée de routes pavées. Les gestionnaires de l'environnement devraient planifier l'aménagement des réseaux routiers dans la perspective du paysage afin d'éviter de dégrader ou de fragmenter les habitats critiques et de créer des barrières pour les mouvements saisonniers des espèces sensibles.

MOTS CLÉS : amphibiens, écologie routière, effet de barrière, effet de bordure, oiseaux

Introduction

Les impacts écologiques des routes sur la faune ont d'abord et avant tout été analysés sous l'angle de la mortalité associée aux collisions (p. ex. : Mazerolle, 2004 ; Seiler, 2005). Certains groupes taxinomiques (amphibiens, reptiles, mammifères, certains insectes) subissent un taux de mortalité routière qui peut parfois se traduire par un déclin important de leur abondance (Carr et Fahrig, 2001 ; McCall et collab., 2010). Certains taxons comme les amphibiens sont particulièrement vulnérables aux collisions en raison de leur réponse comportementale (Mazerolle et collab., 2005 ; Bouchard et collab., 2009) alors que d'autres taxons seraient capables d'ajuster leur comportement afin de réduire la probabilité de collision (Baker et collab., 2007 ; Shepard et collab., 2008).

Au-delà de la mortalité associée aux routes, nous nous sommes demandé si la présence même d'infrastructures routières pouvait altérer la répartition, les mouvements ou encore le succès de reproduction de différentes espèces animales. Par exemple, si les infrastructures routières sont évitées lors des déplacements ou encore durant la sélection du site de reproduction, nous pourrions noter une diminution du flux génique, de la connectivité fonctionnelle (échange d'individus entre les populations) ou encore de la quantité d'habitat propice à la reproduction à l'échelle régionale. Afin d'évaluer ce type d'impacts, nous jugeons que le concept de fragmentation des habitats constitue un cadre théorique approprié.

Dans le sens strict du terme, la fragmentation des habitats est le phénomène par lequel des massifs sont brisés en entités disjointes appelées fragments (Fahrig, 2003). L'agriculture, la coupe forestière et l'urbanisation sont des agents bien connus de perte et de fragmentation des habitats (figure 1) bien que la durée de leur effet soit variable. On peut aussi parler de dégradation ou d'altération de l'habitat, par

exemple lorsqu'un peuplement forestier est traité par une coupe partielle. Dans un tel cas, la dégradation peut survenir sans qu'il y ait perte ou fragmentation. Cela dit, le terme fragmentation est souvent employé pour désigner à la fois la perte et la fragmentation proprement dite, mais il est utile de préciser l'influence relative de ces 2 phénomènes même s'ils se produisent parfois simultanément.

Les routes et les différentes perturbations linéaires (p. ex. : corridors de transport d'énergie, lignes d'exploration sismique) constituent avant tout des agents de fragmentation, car elles ont pour effet de diviser l'habitat en fragments, tout en occasionnant une perte d'habitat relativement faible (< 100 m de largeur, en général). Dans cet article, nous examinons les effets des routes et des réseaux routiers sur la faune sous l'angle de la fragmentation et de la dégradation des habitats.

Les infrastructures routières : perte ou dégradation de l'habitat environnant ?

La construction d'une route peut entraîner divers impacts pour les habitats environnants, tels que la modification du drainage, le lessivage de certaines substances toxiques appliquées sur les routes ou encore la dispersion de particules.

Marc-André Villard est professeur au Département de biologie de l'Université de Moncton.

marc-andre.villard@umoncton.ca

Marc J. Mazerolle est professionnel de recherche attaché au Centre d'étude de la forêt et professeur associé à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

marc.mazerolle@uqat.ca

Samuel Haché est étudiant au doctorat en biologie à l'Université de l'Alberta.

hach@ualberta.ca

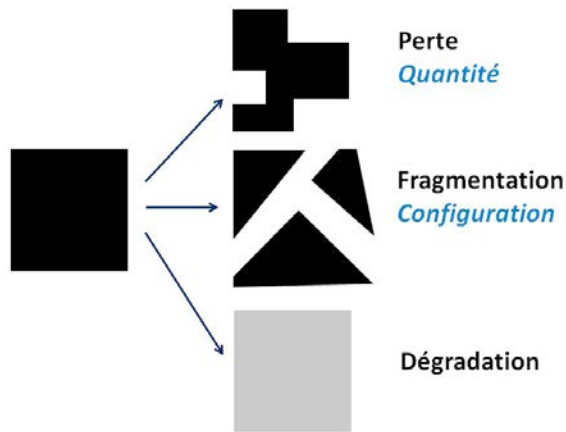


Figure 1. Illustration schématique des concepts de perte et de fragmentation d'un habitat (en noir) ou de sa dégradation (en grisé). Analysés d'un point de vue statique (p. ex. sur une seule année), les 2 premiers phénomènes correspondent respectivement à la quantité et à la configuration de l'habitat.

Par exemple, les sels de déglacage ou la poussière peuvent réduire respectivement le développement embryonnaire et larvaire des amphibiens (Sanzo et Hecnar, 2006; Karraker et collab., 2008) et l'abondance d'invertébrés de la litière (Haskell, 2000). L'habitat en bordure des routes peut aussi être rendu peu propice, voire inutilisable, pour les espèces sensibles au bruit, aux mouvements ou à d'autres perturbations spécifiques aux infrastructures routières, ce qui constitue une dégradation de l'habitat des espèces en question, voire une perte fonctionnelle.

Aux Pays-Bas, l'utilisation de l'habitat situé aux abords d'une autoroute par un pouillot fitis (*Phylloscopus trochilus*), variait en fonction de la distance à la route (Reijnen et Foppen, 1994; Foppen et Reijnen, 1994). Sur une période de plusieurs années, ces chercheurs ont observé que, bien que l'habitat situé dans une bande de 200 m de chaque côté de l'autoroute ait été occupé par le pouillot, il s'agissait principalement de jeunes mâles dont le succès reproducteur était 50 % plus faible que celui des mâles de même âge nichant à plus de 200 m de l'autoroute. De plus, ces jeunes mâles montraient une forte tendance à se disperser plus loin de l'autoroute durant les saisons de reproduction subséquentes. Chez le pouillot fitis, les routes semblent donc avoir pour effet de créer des habitats de reproduction sous-optimaux, donc de dégrader l'habitat. Bien que l'effet négatif ait été observé dans une zone relativement restreinte (bande d'environ 200 m), cet impact est important si l'on considère qu'il s'applique à l'ensemble du réseau autoroutier.

Dans le cas du pouillot fitis, les chercheurs ont conclu que l'habitat situé à proximité de l'autoroute était de qualité marginale pour cette espèce en raison du bruit émis par le passage des véhicules. Les hypothèses alternatives (mortalité accrue, diminution de la quantité de nourriture, pollution atmosphérique, dérangement lié à l'éclairage par les phares) ont toutes été rejetées (Reijnen et Foppen, 1994). Summers

et collab. (2011) ont, pour leur part, observé un déclin dans l'abondance et la richesse spécifique d'oiseaux en bordure de routes, mais ils ont conclu que ce déclin était plus accentué que prévu en fonction uniquement du niveau de bruit associé à la route et que d'autres facteurs (p. ex. la mortalité routière) étaient en cause. D'après une revue de la littérature, Kociolek et collab. (2011) concluent que la mortalité routière et le bruit seraient les deux facteurs les plus importants pour expliquer l'effet négatif des routes sur les oiseaux.

La pollution sonore affecterait d'autres taxons. Par exemple, chez les amphibiens, le bruit associé à la circulation peut perturber le comportement (vocalisation) et, par conséquent, la reproduction (Sun et Narins, 2005; Bee et Swanson, 2007). L'efficacité de la chasse serait également affectée par le niveau sonore à proximité des routes chez le grand murin (*Myotis myotis*), une chauve-souris d'Europe (Siemers et Schaub, 2011). Par contre, MacGregor et collab. (2008) n'ont pas observé de diminution de l'abondance à proximité des routes, chez 2 espèces de rongeurs, indépendamment de l'intensité de la circulation, donc du niveau sonore. Pour sa part, le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) évite les structures linéaires telles que les routes (St-Laurent et collab., 2012) et les lignes d'exploration sismique (Dyer et collab., 2001), quoique ce phénomène s'observe surtout durant certaines périodes de l'année (p. ex. en fin d'hiver et durant la saison de mise bas). Là où les réseaux de perturbations linéaires sont denses (p. ex. nord de l'Alberta; Schneider, 2002), Dyer et collab. (2001) ont estimé que la proportion de territoire sous-utilisé par le caribou pouvait atteindre de 22 à 48 %.

Globalement, ces exemples illustrent l'importance de considérer non seulement la perte nette d'habitat associée à la construction d'infrastructures routières, mais surtout la dégradation de l'habitat environnant que l'on observe chez plusieurs taxons. La section suivante présente des données originales sur la réponse numérique et fonctionnelle d'une population d'oiseaux avant et après l'élargissement d'un chemin forestier.

Effets de bordure associés aux routes : étude de cas chez un oiseau forestier

Dans le cadre d'une étude portant sur les impacts de la coupe forestière sur les oiseaux (Haché et Villard, 2010), nous avons mesuré les effets de la réfection et de l'élargissement d'un chemin forestier sur la position des territoires et le succès à l'envol de la paruline couronnée (*Seiurus aurocapilla*). Avant l'élargissement, le chemin n'était qu'un sentier d'environ 3 m de largeur le long duquel poussaient des gaulis et au-dessus duquel les arbres formaient une voûte bien développée. À la suite de la réfection, le nouveau chemin avait 4 m de largeur tandis qu'une bande de 8 m avait été déboisée afin d'empiler temporairement des billots et des têtes d'arbres.

La paruline couronnée est un passereau qui niche au sol et se nourrit principalement d'invertébrés présents dans la litière de feuilles mortes. Nous avons effectué un suivi intensif

des territoires de paruline le long du chemin avant et après l'élargissement, ainsi que du succès de reproduction dans chacun des territoires. Outre un déplacement des territoires qui chevauchaient l'ancien chemin avant l'élargissement, nos résultats démontrent des effets relativement mineurs 1 an suivant la réfection (figure 2). Les territoires qui chevauchaient le vieux chemin en 2009 sont disparus en 2010. D'autre part, même si 4 mâles présents en 2009 sont revenus en 2010, nous avons noté une diminution de la densité (de 8 à 6 territoires) dans une bande de 100 m le long du chemin forestier. En tenant compte de l'identité des mâles qui ont maintenu leur territoire 1 an après l'élargissement, aucune différence significative dans la probabilité de succès des territoires (c'est-à-dire la production d'au moins 1 jeune à l'envol) n'a pu être observée entre les 2 années (modèle mixte généralisé avec fonction logit, $F_{1,3} = 1,04$; $P = 0,38$). Ces résultats concordent généralement avec ceux d'Ortega et Capen (1999) sur la même espèce. Ces auteurs n'ont pas observé de différence dans le nombre de jeunes à l'envol entre les mâles occupant des territoires en bordure de chemins forestiers (0-150 m) et les mâles présents plus loin (150-300 m). Toutefois, ils rapportent que les densités en bordure des chemins étaient 40 % plus faibles.

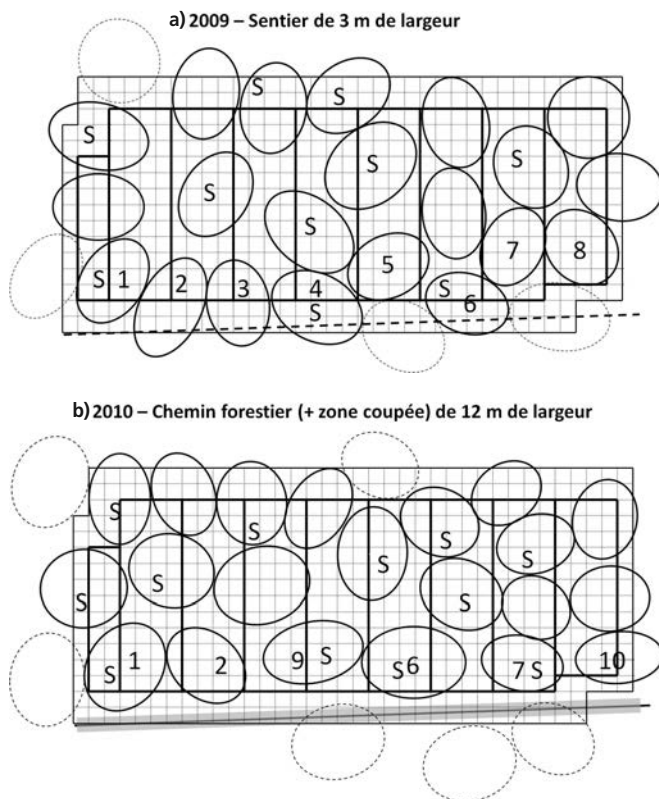


Figure 2. Impacts de l'élargissement d'un vieux chemin forestier de 3 m en 2009 (a: pointillé) à 12 m en 2010 (b: trait grisé) sur la position de territoires de paruline couronnée (ellipses), le succès à l'envol (S) et la présence de groupes familiaux (au moins 1 adulte et 1 juvénile incapable de soutenir le vol). Les chiffres dans les territoires indiquent l'identité des mâles présents le long de la route, certains mâles bagués (#1,2,6,7) étant revenus en 2010.

Dans la même aire d'étude, Poulin et Villard (2011) ont noté que la probabilité de succès des nids du grimpeur brun (*Certhia americana*) dans des parcelles dominées par les feuillus était significativement plus élevée quand on s'éloignait à plus de 100 m de la bordure la plus proche. Nous avons considéré toutes les interfaces d'habitat suivantes comme étant des bordures : les chemins forestiers entretenus, les sentiers de débardage et les plantations d'épinettes (*Picea* spp.). D'autre part, le succès à l'envol diminuait significativement avec la proportion de plantations d'épinettes (>10 ans) dans un rayon de 2 km. Or, il s'avère que l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*) est un prédateur confirmé des nids de grimpeur (Poulin, D'Astous et Villard, non pub.) et que son abondance fluctue en relation avec la production de graines d'épinettes (Kemp et Keith, 1970). Dans le cas du grimpeur, nous ne croyons pas que les routes soient responsables de l'effet de bordure négatif que nous avons observé, mais plutôt que les plantations agissent comme des sources importantes de nourriture pour l'écureuil roux, qui envahit ensuite les milieux environnants durant les années où la production de cônes est faible.

Les routes : des barrières aux mouvements des amphibiens ?

A priori, on s'attendrait à ce que les infrastructures routières représentent des barrières significatives pour les animaux les moins mobiles, en particulier s'ils sont sensibles à l'exposition à un milieu ouvert et relativement sec. Les amphibiens correspondent très bien à cette description, notamment en raison de leur peau hautement perméable, qui les rend vulnérables à la déshydratation. Une étude récente (Gravel et collab., 2012) nous a permis de tester l'hypothèse suivant laquelle les routes pavées constitueraient des barrières pour les amphibiens en déplacement en raison de la sécheresse qui caractérise généralement ce milieu ainsi que d'autres milieux anthropisés et possiblement de la tendance des individus à éviter de s'exposer à la prédation (Rothermel et Semlitsch, 2002; Chan-McLeod, 2003; Mazerolle et Desrochers, 2005). Notre dispositif comprenait 16 étangs situés en bordure de routes pavées (8 à 11 m de largeur), caractérisées par une circulation variable (<700 à >2000 voitures/jour). Nous disposions ensuite une barrière munie de pièges-fosses de part et d'autre de chaque étang à distance égale de celui-ci, l'une des barrières étant séparée de l'étang par la route (figure 3). Nous avons visé explicitement les juvéniles pendant les 2 saisons de notre étude puisqu'ils se dispersent à partir des étangs après la métamorphose, qu'ils assurent la connectivité fonctionnelle entre les populations, qu'ils sont vulnérables aux effets des routes et qu'ils sont une composante essentielle à la persistance des populations. Étant donné que les mouvements des amphibiens varient beaucoup en fonction de la température et de l'humidité, nous avons prédit que la différence entre les captures des barrières séparées par une route varierait avec les conditions météorologiques.

Parmi les 5 espèces étudiées, nos résultats indiquent que le taux de capture des salamandres fousseuses (*Ambystoma laterale*, *A. maculatum*) juvéniles était effectivement plus élevé

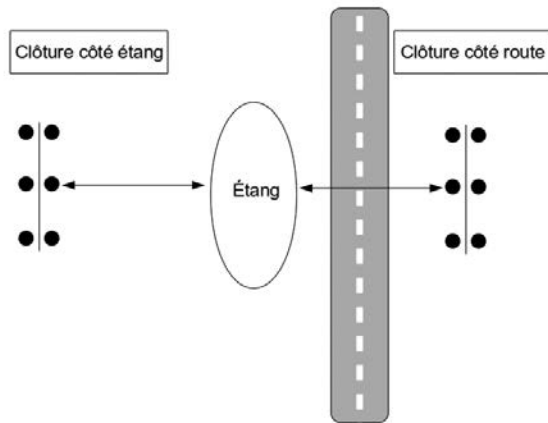


Figure 3. Dispositif utilisé par Gravel et collab. (2012) afin de tester l'existence d'un effet de barrière associé à la présence de routes pavées sur les mouvements des amphibiens juvéniles de 5 espèces différentes. Chacun des points noirs de part et d'autre de chaque clôture représente un piège-fosse.

aux barrières côté étang qu'à celles qui étaient séparées de l'étang par une route. Nous avons aussi observé que les taux de captures de grenouilles des bois (*Lithobates sylvaticus*) juvéniles augmentaient avec la température minimale de l'air, mais que cet effet était plus prononcé aux barrières côté étang. Chez ces 3 espèces, les routes semblaient donc constituer une véritable barrière aux mouvements des juvéniles, seules ou en interaction avec les conditions météorologiques. Le mécanisme sous-jacent à l'effet de barrière observé n'a pu être élucidé dans le cadre de cette étude; nous ne sommes donc pas en mesure de confirmer qu'il s'agissait d'un évitement comportemental des routes plutôt que d'une mortalité accrue sur celles-ci. Toutefois, les segments routiers dont il s'agit ici étaient caractérisés par une circulation routière modérée à l'exception de quelques sites situés le long d'une autoroute.

Synthèse

Cette revue non exhaustive de la littérature suggère que la seule considération des effets directs des routes sur la faune par le biais de la mortalité liée aux véhicules automobiles ne permet pas de saisir l'ampleur globale des impacts. En effet, chez plusieurs vertébrés, les abords des routes sont évités par certaines espèces, sont occupés principalement par des individus inexpérimentés chez d'autres et le succès de reproduction y est parfois nettement moins élevé. Chez les assemblages d'espèces d'oiseaux forestiers, Summers et collab. (2011) ont rejeté l'hypothèse d'un effet du bruit, suggérant plutôt que la plus faible abondance détectée à proximité des routes reflétait une mortalité plus élevée. Ces résultats contrastent avec ceux de Reijnen et Foppen qui suggéraient plutôt un effet négatif du bruit (Reijnen et Foppen, 1994; Foppen et Reijnen, 1994). Dans ces études, la mortalité routière expliquait difficilement la dispersion active des individus vers les zones plus éloignées de l'autoroute dès leur deuxième année ou encore le fait que les jeunes individus établissaient leur territoire en bordure de

l'autoroute nettement plus tard au printemps. Quant au bruit, il semblait perturber la communication entre les individus, ce qui peut affecter notamment l'attraction d'un partenaire. Il a été démontré expérimentalement que les oiseaux soumis à un bruit persistant ajustent les paramètres sonores de leur chant (Hanna et collab., 2011).

Un autre effet indirect des routes est lié aux mouvements des individus. Un effet de barrière relié à la présence de routes a été rapporté chez certaines espèces d'amphibiens (Lesbarrères et collab., 2006; Gravel et collab., 2012), de reptiles (Shine et collab., 2004; Shepard et collab., 2008; Clark et collab., 2010) et de mammifères (Dyer et collab., 2001; Proctor et collab., 2005; Epps et collab., 2005). Toutefois, il est très difficile de distinguer les effets de la mortalité routière de ceux qui sont associés à un évitement comportemental des infrastructures routières. Les études fondées sur la structure génétique des populations (Epps et collab., 2005; Proctor et collab., 2005; Lesbarrères et collab., 2006; Clark et collab., 2010) font face au même défi. Seul un suivi des individus en déplacement peut permettre de distinguer l'effet de barrière « comportemental » de la mortalité routière.

Certaines espèces de tortues et de serpents montrent un potentiel d'apprentissage de l'évitement des routes (Shepard et collab., 2008), mais l'importance numérique de la mortalité routière chez d'autres espèces de reptiles et d'autres taxons (p. ex.: insectes, cervidés) suggère que ce potentiel est limité. De plus, un évitement efficace des traversées ne peut qu'entraîner des effets négatifs sur le flux génique, voire l'extinction locale des populations les plus isolées.

Bien que bénins en apparence, les effets de l'évitement comportemental des routes ou de la dégradation de l'habitat avoisinant sont loin d'être négligeables, surtout lorsque l'on considère l'étendue grandissante du réseau routier dans la plupart des régions du monde. Dans le nord du Canada, l'intensification de l'utilisation des ressources naturelles s'accompagne d'une augmentation considérable de l'étendue des infrastructures routières et autres perturbations linéaires. Les perturbations y sont d'autant plus négatives que les écosystèmes y sont moins résilients. De plus, l'intensité de la circulation est faible par rapport à celle observée plus au sud, ce qui fait de l'évitement des routes l'enjeu majeur dans les régions septentrionales. ◀

Références

- BAKER, P.J., C.V. DOWDING, S.E. MOLONY, P.C.L. WHITE et S. HARRIS, 2007. Activity patterns of urban red foxes (*Vulpes vulpes*) reduce the risk of traffic-related mortality. *Behavioral Ecology*, 18: 716-724.
- BEE, M.A. et E.M. SWANSON, 2007. Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. *Animal Behaviour*, 74: 1765-1776.
- BOUCHARD, J., A.T. FORD, F.E. EIGENBROD et L. FAHRIG, 2009. Behavioral responses of northern leopard frogs (*Rana pipiens*) to roads and traffic: implications for population persistence. [En ligne] *Ecology and Society* 14(2): art. 23.
- CARR, L.W. et L. FAHRIG, 2001. Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. *Conservation Biology*, 15: 1071-1078.
- CHAN-MCLEOD, A.C.A., 2003. Factors affecting the permeability of clearcuts to red-legged frogs. *Journal of Wildlife Management*, 67: 663-671.

- CLARK, R.W., W.S. BROWN, R. STECHERT et K.R. ZAMUDIO, 2010. Roads, interrupted dispersal, and genetic diversity in timber rattlesnakes. *Conservation Biology*, 24 : 1059-1069.
- DYER, S.J., J.P. O'NEILL, S.M. WASEL et S. BOUTIN, 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *Journal of Wildlife Management*, 65 : 531-542.
- EPPS, C.W., P.J. PALSBOU, J.D. WEHAUSEN, G.K. RODERICK et R.R. RAMEY, 2005. Highways block gene flow and cause rapid decline in genetic diversity of bighorn sheep. *Ecology Letters*, 8 : 1029-1038.
- FAHRIG, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34 : 487-515.
- FAHRIG, L., J.H. PEDLAR, S.E. POPE, P.D. TAYLOR et J.F. WEGNER, 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, 73 : 177-182.
- FOPPEN, R. et R. REIJNEN, 1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. II. Breeding dispersal of male willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) in relation to the proximity of a highway. *Journal of Applied Ecology*, 31 : 95-101.
- GRAVEL, M., M.J. MAZEROLLE et M.-A. VILLARD, 2012. Interactive effects of roads and weather on juvenile amphibian movements. *Amphibia-Reptilia*, 33 : sous presse.
- HACHÉ, S. et M.-A. VILLARD, 2010. Age-specific response of a migratory bird to an experimental alteration of its habitat. *Journal of Animal Ecology*, 79 : 897-905.
- HANNA, D., G. BLOUIN-DEMERS, D.R. WILSON et D.J. MENNILL, 2011. Anthropogenic noise affects song structure in red-winged blackbirds (*Agelaius phoeniceus*). *Journal of Experimental Biology*, 214 : 3549-3556.
- HASKELL, D.G., 2000. Effects of forest roads on macroinvertebrate soil fauna of the southern Appalachian mountains. *Conservation Biology*, 14 : 57-63.
- KARRAKER, N.E., 2008. Impacts of road deicing salts on amphibians and their habitats. Dans : MITCHELL, J.C., R. E. JUNG BROWN et B. BARTHOLOMEW (édit.). *Urban herpetology*. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Salt Lake City, p. 211-223.
- KEMP, G.A. et L.B. KEITH, 1970. Dynamics and regulation of red squirrel (*Tamiasciurus hudsonicus*) populations. *Ecology*, 51 : 763-779.
- KOCIOLEK, A.V., A.P. CLEVENGER, C.C. ST CLAIR et D.S. PROPPE, 2011. Effects of road networks on bird populations. *Conservation Biology*, 25 : 241-249.
- LESBARRÈRES, D., C.R. PRIMMER, T. LODE et J. MERILA, 2006. The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations. *Écoscience*, 13 : 531-538.
- MAZEROLLE, M.J., 2004. Amphibian road mortality in response to nightly VARIATIONS in traffic intensity. *Herpetologica*, 60 : 45-53.
- MAZEROLLE, M.J. et A. DESROCHERS., 2005. Landscape resistance to frog movements. *Canadian Journal of Zoology*, 83 : 455-464.
- MAZEROLLE, M.J., M. HUOT et M. GRAVEL, 2005. Behavior of amphibians on the road in response to car traffic. *Herpetologica*, 61 : 380-388.
- MCCALL, S.C., M.A. MCCARTHY, R. VAN DER REE, M.J. HARPER, S. CESARINI et K. SOANES, 2010. Evidence that a highway reduces apparent survival rates of squirrel gliders. [En ligne] *Ecology and Society*, 15(3) : art. 27.
- MCGREGOR, R.L., D.J. BENDER et L. FAHRIG, 2008. Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology*, 45 : 117-123.
- ORTEGA, Y. et D.E. CAPEN, 1999. Effects of forest roads on habitat quality for ovenbirds in a forested landscape. *Auk*, 116 : 937-946.
- POULIN, J.-F. et M.-A. VILLARD, 2011. Edge effect and matrix influence on nest survival of an old forest specialist, the brown creeper (*Certhia americana*). *Landscape Ecology*, 26 : 911-922.
- PROCTOR, M.F., B.N. MCLELLAN, C. STROBECK, et R.M.R. BARCLAY, 2005. Genetic analysis reveals demographic fragmentation of grizzly bears yielding vulnerably small populations. *Proceeding of the Royal Society B-Biological Sciences*, 272 : 2409-2416.
- REIJNEN, R. et R. FOPPEN, 1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality of willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. *Journal of Applied Ecology*, 31 : 85-94.
- ROTHERMEL, B.B. et R.D. SEMLITSCH, 2002. An experimental investigation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. *Conservation Biology*, 16 : 1324-1332.
- SANZO, D. et S.J. HECNAR, 2006. Effects of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environmental Pollution*, 140 : 247-256.
- SCHNEIDER, R.R., 2002. Alternative futures: Alberta's boreal forest at the crossroads. *Federation of Alberta Naturalists and Alberta Center for Boreal Research*, Edmonton, 152 p.
- SEILER, A., 2005. Predicting location of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology*, 42 : 371-382.
- SHEPARD, D.B., A.R. KUHN, M.J. DRESLICK et C.A. PHILLIPS, 2008. Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation*, 11 : 288-296.
- SHINE, R., M. P. LEMASTER, M. WALL, T. LANGKILDE et R.T. MASON, 2004. Why did the snake cross the road? Effects of roads on movement and location of mates by garter snakes (*Thamnophis sirtalis parietalis*). [En ligne] *Ecology and Society* 9(1) : art. 9.
- ST-LAURENT, M.-H., L.-A. RENAUD, M. LEBLOND et D. BEAUCHESNE, 2012. Synthèse des connaissances relatives aux impacts des routes sur l'écologie du caribou. *Le Naturaliste canadien*, 136 (2) : 42-47.
- SUMMERS, P.D., J.M. CUNNINGTON et L. FAHRIG, 2011. Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise? *Journal of Applied Ecology*, 48 : 1527-1534.
- SUN, J.W.C. et P.M. NARINS, 2005. Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. *Biological Conservation*, 121 : 419-427.

Des femmes, des hommes, des régions, **nos ressources...**



**... vos ressources fauniques
sont entre bonnes mains**

Ressources naturelles
et Faune

Québec

