

Université Libre de Bruxelles
Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire
Faculté des Sciences
Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

**Atténuation des impacts des infrastructures de transport sur la
faune terrestre : déterminer la localisation optimale des passages
fauniques grâce aux Systèmes d'information géographique (SIG).**

**Étude de cas au sein des Parcs naturels Deux-Ourthes et
Haute-Sûre Forêt d'Anlier (Belgique).**

Mémoire de Fin d'Études présenté par
DENYS Margaux
en vue de l'obtention du grade académique de
Master en Sciences et Gestion de l'Environnement
Finalité Gestion de l'Environnement Ma120ECTS M-ENVIG

Année académique : 2016-2017

Directeur : Prof. GODART Marie-Françoise

Codirecteur : LENNERT Moritz

REMERCIEMENTS

Avant tout, je tiens à remercier ma directrice de mémoire, Marie-Françoise Godart pour son encadrement, ses conseils avisés et son intérêt vis-à-vis du thème de ce mémoire. Merci aussi pour le temps que vous m'avez consacré en vue de discuter de mon avancement, tant lors de nos entrevues que de la préréfense des mémoires. Je tiens également à remercier mon co-directeur de mémoire, Moritz Lennert, pour son aide et ses enseignements, notamment concernant la méthodologie de l'étude de cas et l'utilisation des systèmes d'information géographique.

Un grand merci également à Xavier Girardet, Maître de conférence à l'Université de Franche-Comté et membre du Laboratoire ThéMA, qui a répondu à mes questions au sujet de la mise en œuvre de la méthode qu'il a développée en collaboration avec Jean-Christophe Foltête, Céline Clauzel et Gilles Vuidel.

Je remercie aussi Nicolas Mayon, responsable Environnement - Contrat de Rivière au sein du Parc naturel Haute-Sûre Forêt d'Anlier, ainsi que l'équipe du Géoportail de la Wallonie, pour leur disponibilité et leur travail.

Enfin, un énorme merci à David pour son soutien et sa présence à mes côtés tout au long de l'élaboration de ce mémoire. Sans toi, rien n'aurait jamais été possible. Pleins de nouvelles aventures et de projets à réaliser nous attendent encore, et je suis heureuse de pouvoir parcourir ce chemin auprès de toi.

Un tout grand merci aussi à Alice pour son aide précieuse, nos longues discussions et sa relecture attentive, ainsi qu'à Jessica, pour sa contribution à la traduction anglaise du résumé et ses encouragements, mais aussi pour notre amitié.

Merci également à toute ma famille, Anne, Michel, Théo, Marie, Jacqueline, Isabelle, Olga et Marc, ainsi que Jacques, Antoine et Lucette qui ont déjà rejoint les étoiles.

Et pour finir merci à tous les amis de l'IGEAT pour les bons moments partagés durant ces études.

Ce mémoire a constitué une longue quête présentant son lot de difficultés et de rebondissements, depuis la définition du sujet et la recherche d'une méthodologie, jusqu'à la collecte des données, l'acquisition de la maîtrise d'un nouveau logiciel et la rédaction. J'espère que le résultat de ce travail permettra aux lecteurs d'en apprendre davantage concernant l'atténuation des impacts des infrastructures de transport sur la faune terrestre.

RÉSUMÉ

Les impacts négatifs des infrastructures de transport sur la faune sont nombreux. Parmi ces impacts, peuvent notamment être cités la destruction d'habitats naturels et semi-naturels, l'effet de barrière, les perturbations et pollutions diverses ainsi que la mortalité due à des collisions avec les véhicules.

Les réseaux de transport contribuent en outre à la fragmentation des habitats naturels et semi-naturels, conjointement avec l'urbanisation croissante des territoires, l'agriculture intensive, la sylviculture ainsi que d'autres activités anthropiques. La Belgique fait partie des pays les plus fragmentés d'Europe, avec les Pays-Bas et le Luxembourg (EEA, 2011).

Pour atténuer les impacts des infrastructures et du trafic routier sur la faune, des mesures variées existent. Les passages fauniques constituent l'une d'entre elles ; ces structures permettent aux animaux de franchir les axes routiers en passant par-dessus ou par-dessous ceux-ci.

L'objectif de ce mémoire est d'expérimenter, sur une portion du territoire de la Région wallonne, une approche pouvant être mobilisée à l'échelle régionale, nationale, ou encore transfrontalière, dans le but de localiser les lieux d'implantation les plus adaptés pour établir des passages fauniques. Cette approche se veut complémentaire aux savoirs et expertises locales et de terrain, et doit idéalement pouvoir s'intégrer aux tracés des réseaux écologiques existants ou à leur planification.

Pour ce faire, une étude de cas est réalisée au sein des Parcs naturels Deux Ourthes et Haute-Sûre Forêt d'Anlier (Sud-est de la Belgique) en vue d'identifier une série de localisations optimales pour implanter des passages fauniques le long des autoroutes E25 et E411.

La méthode mobilisée a été développée par Girardet *et al.* (2016) et Foltête, Girardet et Clauzel (2014). Elle s'appuie sur la modélisation de graphes paysagers représentant les réseaux écologiques de 3 profils d'espèces forestières (petits, moyens et grands mammifères). Au sein des graphes, les nœuds représentent les taches d'habitat, et les liens constituent des déplacements potentiels ou d'autres types de relations. L'étude de cas est réalisée à l'aide du programme Graphab (Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012).

La comparaison des situations antérieures et postérieures à la création de ces autoroutes permet d'identifier les liens du graphes affectés par la construction de ces infrastructures.

Parmi ceux-ci, les dix liens permettant théoriquement de maximiser la probabilité de connectivité globale sont sélectionnés pour chaque profil d'espèces, à l'aide d'une procédure itérative. Les localisations des liens identifiés pour les petits, moyens et grands mammifères sont ensuite comparées.

Cette comparaison permet notamment d'identifier deux zones adaptées à la création d'un passage destiné aux trois profils d'espèces.

La méthode mobilisée et l'outil Graphab offrent de nombreuses perspectives pour atténuer les impacts des réseaux routiers sur la faune, mais également pour définir des réseaux écologiques au sein de milieux forestiers, agricoles ou urbains, à l'échelle de vastes territoires.

Mots-clés : fragmentation des habitats, infrastructures de transport, faune terrestre, mesures d'atténuation, passages fauniques, écoducs, graphes paysagers, écologie du paysage, Graphab, SIG, aide à la décision, réseaux écologiques, corridors écologiques, connectivité, Wallonie.

ABSTRACT

The negative impacts of transport infrastructure on wildlife are numerous. Among the impacts are the destruction of habitats, the barrier effect, various disturbances and pollution, as well as mortality from collisions with vehicles.

Furthermore, transport networks also contribute to the fragmentation of natural and semi-natural habitats, in conjunction with the increasing urbanization of land, intensive agriculture, forestry and other activities. Belgium is one of the most fragmented countries in Europe, together with the Netherlands and Luxembourg (EEA, 2011). To mitigate the impacts on wildlife caused by road infrastructure and traffic, various measures exist. Among these measures, wildlife crossings are structures allowing the passage of animals over or under roads.

The aim of this thesis is to test, on a portion of the territory of Wallonia, an approach that can be mobilized at the regional, national or cross-border scale, in order to locate the most suitable locations for wildlife crossing structures. This approach is intended to complement local and field knowledge and expertise, and ideally should be able to integrate with existing ecological networks or their planning.

As part of this thesis, a case study is carried out within the Natural Parks “Deux Ourthes” and “Haute-Sûre Forêt d’Anlier” (South-East of Belgium) in order to define a set of optimal locations for the implantation of wildlife crossing structures along the E25 and E411 motorways.

The method adopted is developed by Girardet et al. (2016) and Foltête, Girardet and Clauzel (2014), and relies on the modeling of landscape graphs representing the ecological networks of 3 profiles of forest species (small, medium and large mammals). In these graphs, the nodes represent the habitat spots, and the links constitute potential movement trajectories or other types of relationships. The case study is carried out using the Graphab program (Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012).

The comparison of the situations before and after the construction of these highways makes it possible to identify the links of the graphs that were suppressed following the construction of these infrastructures.

Out of these links, the 10 links allowing to theoretically maximize the likelihood of global connectivity are selected for each species profile, using an iterative procedure. The locations of the identified links for small, medium and large mammals are then compared.

This comparison enables in particular to identify two zones adapted for the establishment of the same crossing suitable for the three species profiles.

The adopted method and the Graphab tool offer many possibilities to mitigate the impacts of road networks, but also to define ecological networks within forested, agricultural or urban environments on a vast territorial scale.

Keywords : habitat fragmentation, transportation infrastructures, terrestrial fauna, mitigation measures, fauna passages, wildlife crossings, ecoducts, ecobridges, fauna overpasses, fauna underpasses, landscape ecology, landscape graphs, Graphab, GIS, decision support tool, ecological networks, ecological corridors, connectivity, Wallonia, Belgium, biodiversity.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ	IV
ABSTRACT	V
TABLE DES MATIÈRES	VI
TABLE DES FIGURES	VIII
INTRODUCTION	2
PROBLÉMATIQUE	2
QUESTIONS DE RECHERCHE	4
MÉTHODOLOGIE	5
MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE	5
MÉTHODES DE COLLECTE ET D'ANALYSE DE DONNÉES	5
LIMITES DE L'ÉTUDE	6
PARTIE 1 - CADRE THÉORIQUE	8
1. CADRE D'ANALYSE ET CONCEPTS FONDAMENTAUX	8
Théorie de la Biogéographie insulaire	8
Écologie des populations	9
Théorie et modèle des métapopulations	10
Écologie du paysage	13
1) Le paysage écologique et ses composantes	15
2) Structures spatiales (patterns) et processus (process)	16
3) Importance de l'échelle d'analyse	17
4) Connectivité structurelle et connectivité fonctionnelle	18
5) Réseaux écologiques	19
Écologie des routes	22
2. SYNTHÈSE DES IMPACTS DES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORTS SUR LA FAUNE TERRESTRE	23
1.1. Effets et impacts directs des infrastructures routières sur la faune	24
1) Destruction et perte d'habitats naturels et semi-naturels	24
2) Effet de barrière	25
3) Animaux blessés ou tués suite à des collisions avec les véhicules	27
4) Perturbations et pollutions	29

5) Fragmentation des habitats naturels et semi-naturels	29
6) Fonctions écologiques des lisières et accotements	32
1.2. Effets et impacts indirects des infrastructures routières sur la faune	34
1) Modifications de l'occupation du sol et urbanisation suite à la construction des réseaux de transport	34
2) Accroissement de l'accessibilité humaine et des perturbations qui y sont liées	34
3) Modification de l'abondance, des aires de répartition et des dynamiques des populations	34
4) Interactions entre la fragmentation des habitats et les changements climatiques	35
3. ATTÉNUATION DES IMPACTS DES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORTS	37
1.1. Typologie des mesures d'atténuation des impacts	37
1.2. Types de passages fauniques et caractéristiques	Erreur ! Signet non défini.
1) Types de passages fauniques et caractéristiques	39
2) Efficacité et performances	45
3) Critères d'efficacité	46
4) Coûts des mesures d'atténuation	46
5) Exemples de réalisation	47
4. MÉTHODES D'AIDE À LA DÉCISION POUR LE CHOIX DE LA LOCALISATION DES PASSAGES FAUNIQUES	49
5. CONCLUSION INTERMÉDIAIRE	51
PARTIE 2 - ÉTUDE DE CAS AU SEIN DES PARCS NATURELS DEUX OURTHES ET HAUTE-SÛRE FORÊT D'ANLIER	52
1. CONTEXTUALISATION	52
2. DESCRIPTION DE LA ZONE D'ÉTUDE	54
3. MÉTHODE DE COLLECTE ET D'ANALYSE DES DONNÉES	55
Collecte des données	55
méthode d'analyse des données	55
4. RÉSULTATS DE L'ANALYSE	58
CONCLUSION	63
BIBLIOGRAPHIE	66
ANNEXES	83

TABLE DES FIGURES

Figure 1. Évolution du nombre standardisé de citations (repris en ordonnée) des termes "metapopulation", " <i>island biogeography/biogeographic</i> " (biogéographie insulaire) et " <i>Landscape ecology</i> " (écologie du paysage) au cours de la période 1970-2001. Source : Extrait de Hanski, Gaggiotti, 2004.....	11
Figure 2. Représentation de la variation des structures de métapopulations en fonction de la connectivité et du nombre d'individus. Les flèches hachurées représentent les anciennes connexions, les flèches pleines représentent les dynamiques de dispersion existantes. Source : Hawkins <i>et al.</i> (2016) d'après Fullerton <i>et al.</i> (2011) et Taylor (1997).....	11
Figure 3. Conséquences sur les métapopulations des effets de barrière causés par les infrastructures. L'infrastructure peut entraîner d'une part une perte directe de certaines populations du fait de sa construction, et, d'autre part, agir en tant que barrière à la dispersion des individus entre les populations locales, Occasionnant leur isolation suite à l'impossibilité de recolonisation. Source : Trocmé <i>et al.</i> , 2002.....	12
Figure 4. Gauche : Un exemple de représentation d'un paysage écologique et de ses composantes, au sens de l'écologie du paysage. Source : Gökyer, 2013. Droite : Différents exemples de représentation d'un paysage, selon les concepts théoriques mobilisés. (A) : modèle matrice-habitat, les patches sont des îles au sein d'une matrice homogène ; (b) modèle en mosaïque, qui prend en compte l'hétérogénéité du paysage au travers de la cartographie de différents types de milieux ; (c) Modèle continu, où chaque point de l'espace est caractérisé par une variable d'état ; (d) Modèle en graphes, au sein duquel les taches d'habitat constituent les nœuds d'un réseau. Source : Deconchat, Sirami, 2017.	16
Figure 5. Exemple de représentation de la structure d'un réseau écologique. Source : Bernier, Théau, 2013.....	19
Figure 6. Représentation schématique des effets directs des infrastructures de transport sur la faune terrestre. Les numéros se rapportent à la liste ci-dessus. Source : Iuell <i>et al.</i> , 2003.....	24
Figure 7. Illustration de la perte de zones internes d'habitats, transformées en lisières suite à la construction d'un axe routier. Source : Iuell <i>et al.</i> , 2003.	25
Figure 8. Éléments participant à l'effet de barrière causé par les infrastructures de transport sur la faune terrestre. Source : Trocmé <i>et al.</i> , 2002.	25
Figure 9. Influence de la densité de circulation sur la perméabilité des infrastructures routières. Source : O'Brien, 2006, d'après Iuell <i>et al.</i> , 2003.	26
Figure 10. Gauche : facteurs influençant la survenue ou le nombre de collisions entre les véhicules et les animaux. Source : SEiler, Helldin, 2006 ; Trocmé <i>et al.</i> , 2002. Droite : Illustration de la mortalité suite aux collisions. Source : Natuurpunt, Wim Declercq, 2017 ; IUELL <i>ET AL.</i> , 2013.	27
Figure 11. Illustration du processus de fragmentation des habitats causés par les infrastructures routières. Source : Trocmé <i>et al.</i> , 2002.	32

Figure 12. Typologie des mesures d'atténuation de la fragmentation des habitats et des impacts des infrastructures de transport sur la faune. Source : Iuell et al., 2003.	38
Figure 13. Exemples de passages fauniques supérieurs en Allemagne, en France et aux Pays-Bas. En bas à droite, plans d'une structure en bois (photo-montage). Sources : EEA, 2011 ; Iuell <i>et al.</i> , 2003 ; Vanpeene-Bruhier, 2014.	40
Figure 14. Gauche : Exemple de bandes enherbées établies sur un pont existant pour faciliter son éventuel usage par la faune. Source : Iuell <i>et al.</i> , 2003. ; Droite Et bas : Exemples de Passages sur canopée (voir ci-dessous). Source : Zimmerman Teixeira <i>et al.</i> , 2013.	41
Figure 15. Passage sous viaduc permettant le passage de la faune terrestre et aquatique (France). Sources : Iuell <i>et al.</i> , 2003 ; Sétra, 2006.	42
Figure 16. Exemples de passages à faunes inférieurs pour la grande faune. Source : Iuell <i>et al.</i> , 2003.	42
Figure 17. Exemple de passages à usages mixtes en République Tchèque et au Danemark. Source : Iuell <i>et al.</i> , 2003.	43
Figure 18. Passages pour petits animaux en Allemagne, en République Tchèque et aux Pays-Bas. ...	43
Figure 19. Exemples d'ouvrages hydrauliques modifiés pour permettre le passage de la faune (Pays-Bas). Source : Iuell <i>et al.</i> , 2003.	44
Figure 20. Passages pour amphibiens en Allemagne, en Espagne et en France. Source : Iuell <i>et al.</i> , 2003 ; Sétra, 2006.	44
Figure 21. Quelques exemples de coûts pour la réalisation de passages fauniques supérieurs. Tableau complet à consulter à l'annexe 8. Source : Legrand, 2011, d'après Sétra, 2009.	47
Figure 22. Passage faunique supérieur existant au sein du Parc naturel Haute-Sûre Forêt D'Anlier. Source : Legrand, 2011. Le passage est également localisé sur une carte à l'Annexe 8 (page U).....	48
Figure 23. Gauche : Fragmentation du paysage par pays en Union Européenne (2009). Source : EEA, 2011. Droite : Fragmentation des habitats naturels en Wallonie (2006). Les couleurs claires indiquent les territoires les plus fragmentés. Source : CPDT, 2011.	52
Figure 24. Haut et gauche : Évolution du nombre d'accidents impliquant des animaux en Wallonie, données collectées auprès de la police (2003-2010). Source : Lehaire <i>et al.</i> , 2013. Droite : Carte d'inventaire des collisions avec la petite faune (oiseaux et petits mammifères) en Wallonie, réalisée suite à une campagne de la Ligue Royale Belge de Protection des Oiseaux. Source : Legrand, 2011	53
Figure 25. Situation des parcs naturels Deux-Ourthes et Haute-Sûre Forêt d'Anlier en Wallonie. Source des données : Service public de Wallonie, 2007.	54
Figure 26. Profils d'espèces et leurs caractéristiques. Source : D'après Girardet <i>et al.</i> , 2016.	56
Figure 27. Classes d'occupation du sol et valeurs de résistance correspondantes.	56
Figure 28. Formule Probabilité de connectivité globale appliquée à chaque graphe généré. Source : Clauzel <i>et al.</i> , 2016.	57
Figure 29. Modélisation Réseau écologique Petits mammifères.....	58

Figure 30. Modélisation Réseau écologique Mammifères moyens - Localisations optimales pour les passages fauniques. Voir Annexe 5.....	59
Figure 31. Profil d'espèces Grands mammifères - Graphe en représentation réaliste avant (Gauche) et après la constructon de l'infrastructure (Droite). L'exemple du lien 7-1 illustre le changement de La configuration spatiale des liens entre ces deux situations, malgré que leur nombre reste inchangé (Voir aussi représentations topologiques en annexes). Source : Réalisation M. Denys.	60
Figure 32. Modélisation Réseau écologique Grands mammifères - Localisations optimales pour les passages fauniques. Voir Annexe 6.....	61
Figure 33. Carte de synthèse - Emplacements des passages fauniques pour les petits, moyens et grands mammifères. Voir Annexe 7.	62

INTRODUCTION

Depuis longtemps dans l'Histoire, et toujours davantage au sein de nos sociétés contemporaines, la mobilité spatiale des personnes revêt un caractère essentiel (Antrop, 2004 ; Féblot-Augustin, 1999 ; Mertens, 1964 ; Rodrigue *et al.*, 2016 ; Van der Ree *et al.*, 2011). Les réseaux de transports nécessaires à ces déplacements s'appuient sur des infrastructures telles que les routes, les lignes ferroviaires ou les canaux (Rodrigue *et al.*, 2016). Au niveau mondial, les réseaux routiers s'étendent actuellement sur approximativement 102.000.000 km, tous types de routes confondus (Lister *et al.*, 2015).

Au sein de l'Union européenne, la densité des réseaux de transport a considérablement augmenté au cours des 50 dernières années (EEA, 2011 ; Tillmann, 2005). Les infrastructures qui les composent engendrent différents types de pressions et d'impacts sur l'environnement (Chester, Horvath, 2009 ; Coffin, 2007 ; EEA, 2011 ; Fu *et al.*, 2010 ; Hill *et al.*, 2012 ; Iuell *et al.*, 2003). Elles contribuent notamment à la consommation de territoire et à la fragmentation des habitats naturels et semi-naturels (CREAT, 2010 ; Coffin, 2007 ; EEA, 2011 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Jaeger *et al.*, 2007 ; Lehaire *et al.*, 2013 ; Trocmé *et al.*, 2002 ; Villard *et al.*, 2012). En outre, ces infrastructures génèrent des nombreux effets négatifs sur les compartiments biotiques et abiotiques des écosystèmes, tant au niveau de leurs composantes et de leurs structures que des processus qui s'y déroulent (Coffin, 2007 ; Fahrig, Rytwinsky, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003).

PROBLÉMATIQUE

Les impacts des infrastructures de transport sur la faune terrestre sont multiples (Coffin, 2007 ; Fu *et al.*, 2010 ; Wiegand *et al.*, 2005). En effet, celles-ci engendrent sur les populations animales des effets directs, tels que la mortalité suite à des collisions avec des véhicules lors du franchissement des infrastructures (Lehaire *et al.*, 2013), ainsi que de nombreux effets indirects, en occasionnant par exemple la modification des aires de répartition, de l'agencement dans l'espace ainsi que de la dynamique de ces populations (Coffin, 2007 ; EEA, 2011).

Les infrastructures de transport participent notamment à la fragmentation des paysages et des habitats naturels et semi-naturels¹ (EEA, 2011 ; Trocmé *et al.*, 2002), qui constitue l'un des facteurs majeurs contribuant à l'érosion de la biodiversité en Wallonie, en Europe et dans le monde (CREAT, 2010 ; EEA, 2011 ; Fischer, Lindenmayer, 2007 ; Ruiz-Capillas *et al.*, 2015 ; Tillmann, 2005 ; Trocmé *et al.*, 2002). Elles participent également à la propagation d'animaux et de plantes invasives (Coffin, 2007).

¹ Le terme « fragmentation des habitats » désigne le « processus de morcellement d'un habitat continu en différents fragments [...] (COLLINGE, 1996; JONGMAN, 2002) plus isolés les uns des autres (GENELETTI, 2005). » (CREAT, 2010, p.4 ; Didham, 2010 ; Fahrig, 2003 ; Villard, Metzger, 2014 ; Wu, 2009).

En 1992, la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique tenue à Rio de Janeiro mettait déjà en exergue la fragmentation engendrée par les activités et infrastructures humaines, dont les réseaux de transport, en tant que menace majeure pour les habitats et les espèces (Tillmann, 2005).

Différents moyens sont mis en œuvre en vue d'atténuer les impacts des infrastructures de transport sur la faune terrestre (Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003). Parmi ceux-ci figurent la création d'infrastructures regroupées sous l'appellation « passages fauniques » ou « passages à faunes », tels que les écoducs et écotunnels (Clevenger, 2012 ; Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Trocmé *et al.*, 2002). Les passages fauniques peuvent être défini comme « *des structures spécifiquement conçues pour relier les habitats situés de part et d'autre d'une route et aménagées de façon à ce que la faune puisse se déplacer de façon sécuritaire entre les deux côtés* » (El Jai, Pruneau, 2015, p.4).

À l'échelle globale, de nombreuses initiatives visant à l'atténuation de ces impacts sont déployées, notamment l'aménagement et la construction de passages fauniques (Bédard *et al.*, 2012 ; Bouffard *et al.*, 2012 ; Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003).

En Belgique, peut être par exemple cité l'actuel projet Life - OZON (*Ontsnippering Zoniënwood*, défragmentation de la Forêt de Soignes) mis en œuvre depuis 2013, suite à un partenariat entre les administrations régionales de l'environnement des Régions flamande et bruxelloise (European Commission, s.d.). Ce projet comprend notamment la création de deux écoducs, l'un au-dessus de la ligne ferroviaire 161 et l'autre, dont la construction a débuté en mai 2016, à Groenendael.

Cependant, ces initiatives semblent demeurer relativement peu présentes à l'échelle de la Région wallonne. Trois passages supérieurs et sept passages inférieurs sont recensés, comme nous le verrons au sein de ce mémoire. D'autres passages sont en outre réalisés dans le cadre des travaux du contournement de Couvin (vingt au total), dont certains pour la petite faune et d'autres pour la faune aquatiques, ce qui souligne l'intérêt de la Région pour cette problématique (Parlement de Wallonie, 2013).

Pourtant, « *avec une densité de 4,7 km de voirie publique par kilomètre carré, la Wallonie possède le réseau routier le plus dense d'Europe et un des plus denses au monde* » (Lehaire *et al.*, 2013, p.14). Il paraît dès lors pertinent de fournir des pistes de réflexion en vue d'atténuer les impacts des infrastructures de transport existantes ou futures à l'échelle de cette région.

L'objectif de ce mémoire est d'expérimenter, sur une portion du territoire de la Région wallonne, une approche permettant de fournir une aide à la décision pour localiser les lieux les plus adaptés à l'implantation de passages fauniques. Cette approche peut également être mobilisée dans le cadre d'analyses régionales, nationales ou encore transfrontalières. Elle se veut complémentaire aux

expertises et savoirs locaux et de terrain, et doit idéalement pouvoir s'intégrer aux tracés des réseaux écologiques existants ou à leur planification.

Pour ce faire, une étude de cas est réalisée au sein des Parcs naturels Deux Ourthes et Haute-Sûre Forêt d'Anlier (Sud-est de la Belgique) en vue d'identifier une série de localisations optimales pour implanter des passages fauniques le long des autoroutes E25 et E411.

Le Parc naturel des Deux-Ourthes s'étend sur 760km², et le Parc naturel Haute-Sûre Forêt d'Anlier sur 805km². Ils sont situés dans le Sud-est de la Wallonie (Cooparch-R.U. *et al.*, 2007 ; PNHSFA, 2012).

La sélection de cette zone d'étude s'explique notamment par l'existence de plusieurs infrastructures de transport traversant ces deux Parcs naturels (A26-E25, A4-E411 et N4). ainsi que par la présence de milieux diversifiés, qu'ils soient forestiers, ruraux ou urbains (Cooparch-R.U. *et al.*, 2007 ; PNHSFA, 2012). Le choix d'analyser uniquement le réseau routier à grand gabarit (autoroutes E25 et E411) dans l'étude de cas est réalisé en vertu de la relation existant entre la densité du trafic routier et l'effet de barrière engendré vis-à-vis des populations animales. Les routes et autoroutes présentant une densité de trafic supérieure à 10.000 véhicules par jour constituent en effet des barrières infranchissables pour la plupart des espèces (Iuell *et al.*, 2003).

QUESTIONS DE RECHERCHE

Les trois questions de recherche suivantes ont été définies en vue de guider la réflexion développée au sein de ce mémoire :

- Quels sont les mesures actuellement mises en œuvre en vue d'atténuer les impacts des infrastructures de transport sur la faune terrestre, et quelle est leur efficacité ?
- Quels sont les critères à prendre en considération en vue de choisir les lieux d'implantation optimale de structures de franchissement de type passages fauniques ?
- Quelles seraient les localisations prioritaires à envisager pour la mise en place de passages fauniques au sein des Parcs naturels Deux-Ourthes et Haute-Sûre Forêt d'Anlier ?

Pour répondre à ces interrogations, une approche relevant principalement de l'écologie du paysage, de la géographie, ainsi que des sciences et de la gestion de l'environnement est mobilisée. Ce mémoire vise donc dans un premier temps à identifier les différentes mesures envisageables en vue de remédier aux impacts des infrastructures de transport sur les populations animales. Il évalue en outre leurs caractéristiques et performances respectives, afin de disposer des fondements scientifiques nécessaires à la réalisation de l'étude de cas.

Ensuite, une analyse des critères et méthodes permettant le choix des lieux d'implantation optimale pour les structures de franchissement de type passages fauniques est mise en œuvre. Une attention particulière est consacrée aux approches permettant de déterminer la localisation optimale des

passages fauniques grâce aux outils Systèmes d'information géographique (SIG). Cette analyse permet de sélectionner la méthode la plus appropriée en vue de rencontrer les objectifs du présent mémoire.

L'étude de cas consiste en la réalisation d'une analyse exploitant les outils SIG et les graphes paysagers en vue de localiser les emplacements préférentiels pour l'établissement de passages fauniques, au sein des Parcs naturels Deux-Ourthes et Haute-Sûre Forêt d'Anlier.

Préalablement à cette étude de cas, l'état de l'art identifie notamment quelles sont les méthodes appliquées à la localisation des passages fauniques, et sélectionne la plus appropriée au contexte de la zone d'étude, ainsi qu'aux données et moyens disponibles.

MÉTHODOLOGIE

MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE

Dans un premier temps, une revue de la littérature est réalisée, en vue de présenter une synthèse des impacts générés par les infrastructures de transport sur la faune terrestre. Celle-ci exploite majoritairement des articles issus de la littérature scientifique, ainsi que divers rapports issus de la littérature grise. Les principaux champs disciplinaires mobilisés en vue de guider cet état de l'art sont les suivants : Écologie des populations, Écologie du paysage, Écologie des routes, Gestion de l'environnement, Géomatique et systèmes d'information géographique, Géographie, Aménagement du territoire, Gestion des paysages, et enfin Mobilité et gestion des transports.

Ensuite, toujours dans le cadre de cette revue de la littérature, les mesures actuellement mis en œuvre en vue d'atténuer ces impacts sont identifiées. Une attention particulière est accordée aux diverses infrastructures regroupées sous l'appellation « passages fauniques ». Une caractérisation de ces dernières ainsi que de leurs performances respectives est réalisée.

Les critères et méthodes mobilisées permettant d'identifier la localisation optimale de ces différents types de passages fauniques sont ensuite recensés et analysés. Différentes approches peuvent en effet être adoptées, parmi lesquelles certaines impliquant la mobilisation de méthodes exploitant les outils SIG et la modélisation (Chen, 2010 ; CREAT, 2010). Il convient par conséquent d'étudier et de comparer ces approches et méthodes.

Cette base théorique est ensuite exploitée afin de réaliser l'étude de cas.

L'analyse des données est notamment effectuée au moyen des systèmes d'information géographique. Le choix de la méthode appliquée est déterminé suite à la revue de la littérature.

MÉTHODES DE COLLECTE ET D'ANALYSE DE DONNÉES

L'étude de cas repose principalement sur l'étude et l'exploitation de données géographiques, étant donné qu'il s'agit de déterminer des localisations optimales pour les passages fauniques, nécessitant par conséquent un ancrage spatial de la réflexion.

Différentes données relatives à la zone d'étude ont été obtenues, sous licence, auprès du Service public de Wallonie (Géoportail de la Wallonie). Il s'agit notamment de la Carte d'Occupation du Sol de la Wallonie (version 2_07) et du Modèle Numérique de Terrain (version 2013-2014).

L'analyse des données collectées est effectuée à l'aide d'un logiciel SIG. Elle permet de définir une série de localisations optimales pour l'implantation des passages fauniques sur les autoroutes E25 et E411.

La méthode mobilisée est développée par Girardet *et al.* (2016) et Foltête, Girardet et Clauzel (2014) en vue de localiser des emplacements pour les passages à faunes le long de la ligne ferroviaire à grande vitesse Rhin-Rhône. Elle s'appuie sur la modélisation de graphes paysagers représentant les réseaux écologiques de trois profils d'espèces forestières (petits, moyens et grands mammifères). Au sein de ces graphes, les nœuds représentent les taches d'habitats, et les liens constituent des déplacements potentiels ou d'autres types de relations (Girardet *et al.*, 2016 ; Foltête, Girardet, Clauzel, 2014). L'étude de cas est réalisée à l'aide du programme Graphab (Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012).

La comparaison des situations antérieures et postérieures à la création de ces autoroutes permet d'identifier les liens du graphe affectés par la construction de ces infrastructures.

Parmi ceux-ci, dix liens permettant théoriquement de maximiser la probabilité de connectivité globale sont sélectionnés pour chaque profil d'espèces, à l'aide d'une procédure itérative. Les localisations des liens identifiés pour les petits, moyens et grands mammifères sont ensuite comparées. Une description détaillée de la méthodologie est présentée au sein de l'étude de cas.

LIMITES DE L'ÉTUDE

Au sein du présent mémoire, nous présentons les impacts des infrastructures routières sur la faune terrestre. Il convient cependant de préciser que les espèces végétales et aquatiques peuvent également être affectées négativement par l'existence de ces infrastructures (Damschen *et al.*, 2008 ; Forman *et al.*, 2003 ; Trocmé *et al.*, 2002 ; Trombulak, Frissen, 2000). Cependant, ces impacts ne seront pas abordés au sein du présent mémoire. En effet, les mesures permettant leur atténuation présentent souvent des caractéristiques différentes de celles qui sont consacrées à la faune terrestre (Iuell *et al.*, 2003). En outre, à l'échelle de notre zone d'étude, un projet de restauration de la continuité écologique du réseau hydrographique est déjà mis en œuvre, en s'appuyant sur le géotypage des populations de Truite fario (Mayon *et al.*, s.d. ; Mayon, Chaumont, 2012).

En outre, les apports théoriques de la littérature qui seront présentés par la suite sont volontairement centrés à l'échelle des États membres de l'Union européenne, ainsi que la Belgique et la Wallonie dans certains cas.

De surcroît, il est important de souligner que nous proposons ici d'expérimenter une approche d'aide à la décision, qui se veut complémentaire aux savoirs et expertises locales et de terrain, et doit idéalement pouvoir s'intégrer aux tracés des réseaux écologiques existants ou à leur planification.

De nombreuses études et initiatives locales et régionales existent déjà, et doivent être prises en compte et mobilisées dans le cas de la localisation de passages fauniques ou du tracé de réseaux écologiques.

En outre, il est nécessaire de souligner que le choix de la méthode adoptée conditionne fortement les résultats obtenus (Bernier, Théau, 2013).

Le but n'est donc pas d'apporter des localisations extrêmement précises, ou de prétendre que les zones identifiées peuvent faire l'objet d'une planification de mesures sans considérer bien d'autres étapes à effectuer. Il serait notamment intéressant de comparer les résultats obtenus au sein de l'étude de cas avec les localisations obtenues grâce à d'autres approches et méthodes mises en œuvre au sein de la même zone.

De plus, l'exercice devrait idéalement être reproduit à l'échelle de l'ensemble de la Région wallonne, en intégrant les expertises et initiatives régionales et locales, ainsi qu'en prenant en compte les réseaux écologiques transfrontaliers.

PARTIE 1 - CADRE THÉORIQUE

1. CADRE D'ANALYSE ET CONCEPTS FONDAMENTAUX

Plusieurs champs disciplinaires traitent des impacts des infrastructures de transport sur la faune terrestre, ainsi que du processus de fragmentation auquel celles-ci contribuent.

Avant de définir ces différents impacts et les mesures d'atténuation qui y sont consacrées, il convient de présenter les principaux apports de l'écologie des populations, de l'écologie du paysage et de l'écologie des routes à la construction du cadre théorique du présent mémoire.

THÉORIE DE LA BIOGÉOGRAPHIE INSULAIRE

La théorie de la biogéographie insulaire, développée par MacArthur et Wilson en 1967, a été largement mobilisée au sein des premières études scientifiques consacrées à la fragmentation des habitats (Bennett, Saunders, 2010 ; Cheptou *et al.*, 2017 ; Didham, 2010 ; Laurance, 2008 ; Trocmé *et al.*, 2002 ; Wu, 2009). Au travers de leurs recherches, ces auteurs se sont appuyés sur l'analyse des systèmes insulaires pour développer un modèle visant à enrichir la compréhension des processus écologiques et le cadre conceptuel de l'écologie des communautés (MacArthur, Wilson, 1967 ; Warren *et al.*, 2015).

La théorie de la biogéographie insulaire avance que l'immigration et l'extinction sont les deux processus influençant principalement le nombre d'espèces présentes sur une île (Bennett, Saunders, 2010 ; Warren *et al.*, 2015 ; Wu, 2009). En effet, selon cette théorie, la richesse spécifique d'une île est le fruit d'un équilibre dynamique entre le taux de colonisation par de nouvelles espèces et le taux d'extinction des espèces déjà présentes (Bennett, Saunders, 2010 ; MacArthur, Wilson, 1967). La diversité d'espèces atteint un équilibre dynamique quand les taux d'immigration et d'extinction sont égaux (Wu, 2009).

Sur cette base, les auteurs formulent les deux hypothèses suivantes : d'une part, le taux d'extinction diminue lorsque la surface de l'île considérée est plus élevée, car celle-ci permet le développement de populations comportant davantage d'individus. D'autre part, le taux d'immigration décroît à mesure qu'augmente la distance entre l'île et le continent, étant donné les capacités de dispersions variables des espèces (Wu, 2009). La théorie de la biogéographie insulaire établit donc un lien direct entre la surface et l'isolement d'une île et le nombre d'espèces pouvant y être recensées (Bennett, Saunders, 2010 ; Wu, 2009).

De nombreuses études se sont ensuite inspirées de cette théorie pour comprendre les effets de l'isolement et de la superficie de régions géographiques terrestres sur les processus d'immigration et

d'extinction qui s'y déroulent, ainsi que sur leur richesse spécifique. Les fragments d'habitat sont dès lors considérés en tant qu'îles au sein d'une mer de territoires artificialisés (Bennett, Saunders, 2010 ; Haila, 2002 ; Laurance, 2008 ; Trocmé *et al.*, 2002 ; Warren *et al.*, 2015 ; Wu, 2009).

Cependant, la théorie de la biogéographie insulaire semble s'être rapidement révélée inadaptée pour saisir la complexité de paysages hétérogènes, fragmentés et soumis à des pressions anthropogéniques complexes (Bennett, Saunders, 2010 ; Didham, 2010 ; Laurance, 2008 ; Wu, 2009). En effet, le postulat d'équilibre soutenu par cette théorie est difficilement applicable à des paysages en perpétuelles transformations, et souvent de plus en plus fragmentés du fait de l'action de l'Homme (Wu, 2009). De plus, différents facteurs n'y sont pas pris en compte, tels que les influences complexes exercées par la matrice sur la tache d'habitat concernée, les effets de barrière, les perturbations, ainsi que l'existence de nombreuses sources d'espèces colonisatrices (Laurance, 2008 ; Wu, 2009). De surcroît, le modèle présenté par MacArthur et Wilson ne permet pas d'appréhender le caractère hétérogène de la matrice entourant les « îles », ni le fait que celle-ci puisse ne pas être inhospitalière pour certaines espèces, ou l'être à des degrés variés (Bennett, Saunders, 2010 ; Didham *et al.*, 2011 ; Fischer, Lindenmayer, 2007 ; Laurance, 2008). En outre, la théorie de la biogéographie insulaire suppose que l'ensemble des espèces répondent de manière similaire aux caractéristiques de la structure spatiale, ignorant par conséquent que les limites de ce qui constitue une « île » peuvent être très variées selon la perspective et l'échelle adoptée, et que ce qui constitue un habitat approprié pour certaines espèces ne l'est pas forcément pour d'autres (Didham *et al.*, 2011 ; Fischer, Lindenmayer, 2007).

Étant donné ces différentes limites, les recherches consacrées à la fragmentation des habitats et à ses effets se sont progressivement diversifiées, en faisant notamment appel aux cadres conceptuels fournis par l'écologie des populations et l'écologie du paysage (Hanski, 2001 ; Hanski, Gaggiotti, 2004 ; Laurance, 2008 ; Trocmé *et al.*, 2002 ; Wu, 2009).

ÉCOLOGIE DES POPULATIONS

Le terme « population » désigne un groupe d'individus d'une même espèce, vivant au sein du même habitat et dont les membres se reproduisent entre eux (Trocmé *et al.*, 2002). L'écologie des populations (ou démécologie) est une branche de l'écologie consacrée à l'étude de la distribution, de l'abondance et des dynamiques des populations de plantes et d'animaux (Post, Thompson, 2015). Parmi les apports de l'écologie des populations, deux théories ont principalement permis d'accroître la compréhension des impacts de la fragmentation des habitats : la théorie des métapopulations et le modèle sources-puits (Trocmé *et al.*, 2002).

Théorie et modèle des métapopulations

Une métapopulation est constituée de différentes populations locales vivant au sein de taches d'habitat (*patch*) séparées dans l'espace, qui restent connectées grâce à la dispersion d'individus se déplaçant au travers de la matrice paysagère (Bennett, Saunders, 2010 ; Hanski, 2009 ; Hanski, Gaggiotti, 2004 ; Trocmé *et al.*, 2002 ; Wu, 2009). Bien que connectées, ces populations locales présentent une isolation permettant l'existence de dynamiques indépendantes (Trocmé *et al.*, 2002).

La théorie des métapopulations s'appuie sur le modèle développé par Levins en 1969, également dénommé « théorie des métapopulations classiques » (Hanski, 2001 ; Levins, 1969). Le modèle de Levins suppose l'existence d'une infinité de taches d'habitat identiques dans le paysage. Il ne prend pas en compte l'influence des dynamiques internes à ces taches, ni l'influence des caractéristiques de la matrice sur les dynamiques des métapopulations (Hanski, 2001 ; Wu, 2009). Selon ce modèle, la proportion de taches d'habitat occupées par une espèce dépend des processus d'émigration-immigration et d'extinction qui s'y produisent (Wu, 2009). Une métapopulation est formée de sous-populations présentant des extinctions locales et des recolonisations des taches d'habitat inoccupées à l'échelle régionale (Hanski, 2009 ; Wu, 2009). Malgré ces extinctions locales (qui sont susceptibles de se produire pour diverses raisons, notamment du fait de la taille réduite des populations ou des taches d'habitat), la persistance à long-terme de la métapopulation peut être assurée grâce à des processus de colonisation par de nouveaux individus, si le taux de recolonisations est suffisamment élevé (Bennett, Saunders, 2010 ; Hanski, 2009). Cependant, selon la théorie des métapopulations, les recolonisations peuvent être influencées par la connectivité des taches d'habitat. Celle-ci influence le taux d'immigration vers une population ou une tache d'habitat depuis les taches d'habitat avoisinantes. En effet, une faible connectivité, notamment du fait de l'existence de barrières entravant les déplacements des individus au sein de la matrice, engendre des taux réduits de recolonisation. Si les recolonisations ne parviennent pas, du fait de leur lenteur, à compenser les extinctions locales, une extinction de la métapopulation peut alors se produire (Hanski, 2009).

Le concept de métapopulation identifie donc les extinctions et colonisations comme des processus fondamentaux, à l'instar de la théorie de la biogéographie insulaire, mais se concentre davantage sur la dynamique des populations et la persistance des espèces (Hanski, Gaggiotti, 2004 ; Wu, 2009). Il apporte en outre une perspective nouvelle en permettant d'établir des liens entre les dynamiques des populations locales et les structures et processus globaux (Baguette, 2004).

À la fin des années 80, ce que certains auteurs nomment « changement de paradigme » peut être observé au sein des sciences écologiques spatiales ; la théorie de la biogéographie est délaissée au profit de celle des métapopulations (Hanski, 2001 ; Wu, 2009). La popularité croissante de cette dernière se reflète dans le nombre de citations du terme métapopulation au sein d'articles scientifiques recensés dans la base de données BIOSIS au cours de la période 1970-2001 (cf. figure ci-après) (Hanski, Gaggiotti, 2004).

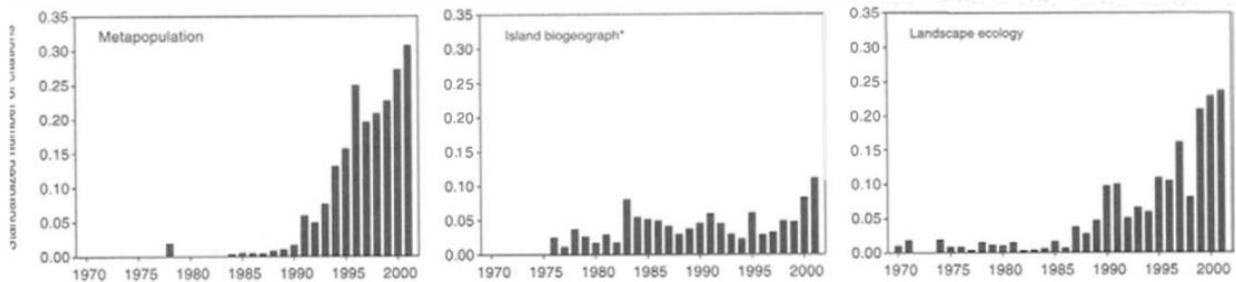


Figure 1. Évolution du nombre standardisé de citations (repris en ordonnée) des termes "metapopulation", "island biogeography/biogeographic" (biogéographie insulaire) et "Landscape ecology" (écologie du paysage) au cours de la période 1970-2001. Source : Extrait de Hanski, Gaggiotti, 2004.

Depuis lors, certains auteurs ont proposé de nouveaux modèles en vue d'étudier les métapopulations (Wu, 2009), parfois en combinant les apports du modèle de Levins et de la théorie de la biogéographie insulaire (Hanski, 2001 ; Hanski, Ovaskainen, 2003). Les modèles les plus utilisés aujourd'hui sont issus de la théorie des métapopulations spatialement réalistes (Wu, 2009), développée par Hanski (2001).

Hanski (2009) identifie quatre types de métapopulations au sein de la littérature : les métapopulations classiques, telles que décrites par le modèle de Levins (cf. figure 2. (b) ci-après), les métapopulations îles-continents (e), les métapopulations sources-puits (e), et enfin les métapopulations de non-équilibre (c). Cependant, l'auteur précise qu'en réalité, il existe une grande diversité de structures de métapopulation, s'apparentant davantage à un continuum (Hanski, 2009 ; Hanski, Gaggiotti, 2004).

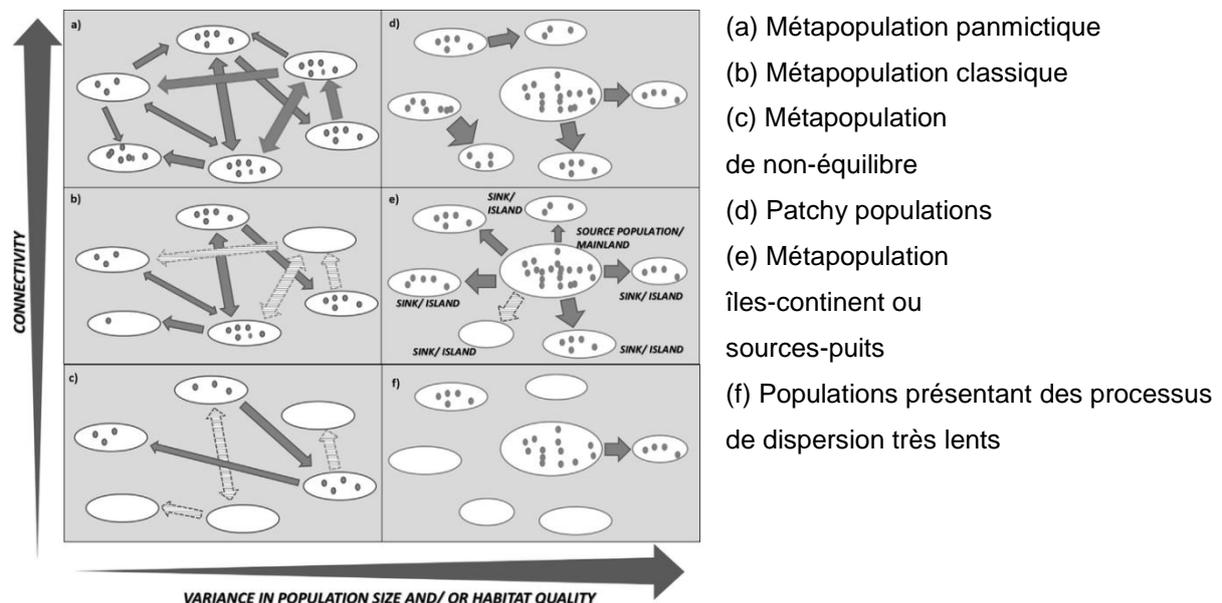


Figure 2. Représentation de la variation des structures de métapopulations en fonction de la connectivité et du nombre d'individus. Les flèches hachurées représentent les anciennes connexions, les flèches pleines représentent les dynamiques de dispersion existantes. Source : Hawkins *et al.* (2016) d'après Fullerton *et al.* (2011) et Taylor (1997).

Les métapopulations îles-continentes comprennent une ou plusieurs populations-continentes, composées de nombreux individus ayant à disposition un habitat s'étendant sur de vastes surfaces, ce qui diminue nettement leur risque d'extinction à l'échelle locale. Ces populations-continentes constituent des sources permettant la migration de nouveaux individus vers d'autres populations locales situées au sein de taches d'habitat plus réduites, appelées populations-îles. Le modèle de biogéographie insulaire développé par MacArthur et Wilson peut être apparenté à un modèle îles-continentes appliqués à une communauté d'espèces (Hanski, 2009).

Les métapopulations sources-puits sont définies par le modèle sources-puits des dynamiques des métapopulations, présenté par Pulliam en 1988. Au sein de ces métapopulations, certaines des populations locales disposant d'un habitat de bonne qualité agissent comme des sources d'individus, lorsque le nombre de naissances y excède le nombre de décès. Si la migration entre les populations locales est possible, ces populations peuvent constituer des sources d'immigrants pour des populations-puits résidant au sein de taches d'habitat de qualité moindre, dont le taux d'accroissement est négatif (taux de natalité par individu inférieur au taux de mortalité) en l'absence d'immigrations (Hanski, 2009 ; Pulliam, 1988 ; Trocmé *et al.*, 2002).

En présence de barrières à la migration telles que les infrastructures de transport, les populations-puits sont menacées par la perte de l'apport essentiel d'immigrants depuis les populations-sources, ce qui peut provoquer leur déclin voire leur extinction (cf. figure ci-après) (Trocmé *et al.*, 2002).

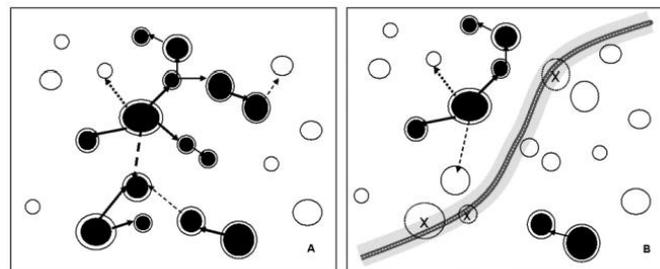


Figure 2.4 - Barrier effects on populations: (A) A metapopulation consists of a network of local populations that may vary in size and local dynamics, but are linked to each other through dispersal. Small local populations are more likely to go extinct than large populations, but the risks of this are minimised if they are well connected to surrounding populations from where they can be re-colonised; **(B)** Infrastructure construction causes a disturbance and loss of local populations within the network. In addition, infrastructure imposes a dispersal barrier that can prevent re-colonisation and isolate local populations from the rest of the metapopulation. If important source populations are cut off from the remaining sink populations, the entire metapopulation may be at risk of extinction.

Figure 3. Conséquences sur les métapopulations des effets de barrière causés par les infrastructures. L'infrastructure peut entraîner d'une part une perte directe de certaines populations du fait de sa construction, et, d'autre part, agir en tant que barrière à la dispersion des individus entre les populations locales, Occasionnant leur isolation suite à l'impossibilité de recolonisation. Source : Trocmé *et al.*, 2002.

La théorie des métapopulations a donc permis d'accroître la compréhension des dynamiques des populations au sein de territoires fragmentés (Hanski, 2001 ; Hanski, Ovaskainen, 2003 ; Trocmé *et al.*, 2002 ; Wu, 2009). Cependant, malgré l'utilité de ce concept et des différents modèles qui en

découlent, certaines limites ont été mises en avant, notamment dans le cadre d'applications concrètes liées au domaine de la gestion de la biodiversité (Baguette, 2004 ; Wu, 2009).

Parmi ces limites, l'absence de prise en compte de l'hétérogénéité de la matrice et des processus internes aux taches d'habitat peut être soulignée (Wu, 2009). En réalité, les populations vivent au sein de paysages hétérogènes présentant des dynamiques complexes, et sont sous l'influence de nombreux processus, qu'ils soient biologiques, physiques ou socio-économiques. En outre, les modèles de métapopulations concernent des populations appartenant à une même espèce, ce qui peut constituer un obstacle lorsque l'objectif poursuivi est la conservation et la gestion de la biodiversité dans son ensemble (populations, communautés, écosystèmes, paysages, etc.) (Wu, 2009).

Depuis plusieurs décennies, de nombreux développements tentent de dépasser ces différentes limites, notamment en exploitant certains concepts issus de l'écologie du paysage (With, 2004).

Le concept de métacommunautés, qui permet l'analyse des interactions entre métapopulations d'espèces différentes, a par exemple été formalisé (Didham, 2010 ; Hanski, Gaggiotti, 2004 ; Leibold, Miller, 2004). Le terme métacommunauté désigne un ensemble de communautés, c'est-à-dire de populations appartenant à différentes espèces vivant au sein d'un espace donné et interagissant entre elles, qui sont connectées par la migration d'individus malgré leur séparation dans l'espace (Leibold, Miller, 2004).

ÉCOLOGIE DU PAYSAGE

L'écologie du paysage est un champ scientifique se consacrant principalement à l'étude des relations et interactions à différentes échelles entre structures spatiales et processus écologiques (Gerbeaud Maulin, Long, 2008 ; Turner *et al.*, 2001 ; Wu, 2009). Qualifié d'interdisciplinaire ou de transdisciplinaire (Antrop, 2001 ; Turner *et al.*, 2001), ce champ mobilise en effet différents apports issus de l'écologie, de la géographie, de l'architecture du paysage, de l'aménagement du territoire, de la sylviculture, de l'histoire, de la sociologie ou encore des sciences économiques (Antrop *et al.*, 2013 ; Turner, 2005 ; Turner *et al.*, 2001).

En Europe, des disciplines variées mobilisent le concept de paysage depuis plusieurs siècles, telles que les arts picturaux, l'architecture, la géographie ou encore la littérature (Burel, Baudry, 2003). L'intérêt scientifique pour l'étude du paysage émerge sur ce continent au XIX^e siècle, au travers notamment du développement des sciences naturelles (Antrop *et al.*, 2013).

Au cours de la première moitié du XX^e siècle, l'attention de certains chercheurs issus de la géographie, de la biologie et de l'écologie se porte sur l'analyse des paysages (Antrop, 2000 ; Marty *et al.*, 2006). Le terme allemand *Landschaftökologie*, qui signifie écologie du paysage, est utilisé pour la première fois par Troll en 1939 (Antrop *et al.*, 2013 ; Forman, 1995 ; Marty *et al.*, 2006 ; Turner *et al.*, 2001). L'objectif de ce géographe était alors de combiner l'approche spatiale issue de la géographie avec

l'approche fonctionnelle de l'écologie, en vue d'étudier les paysages et les usages du sol, notamment grâce aux perspectives nouvelles offertes par le développement de la photographie aérienne (Antrop, 2000 ; Burel, Baudry, 2003 ; Marty *et al.*, 2006 ; Turner, 2005 ; Turner *et al.*, 2001).

Dans un premier temps, c'est au sein de la littérature germanophone et néerlandophone que l'écologie du paysage gagne en notoriété, au cours des années 1950 et 1960 (Turner *et al.*, 2001). Durant la période d'après-guerre, un désintérêt pour l'approche intégrée proposée par Troll semble ensuite se développer au sein des sciences géographiques en Europe occidentale. Il s'avèrera cependant temporaire (Antrop, 2000 ; Antrop *et al.*, 2013).

Au cours des années 1970, la prise de conscience des atteintes causées par l'humanité à l'environnement et la complexité des phénomènes agissant à l'échelle des paysages ravive le besoin de développer des approches scientifiques interdisciplinaires (Antrop *et al.*, 2013 ; Burel, Baudry, 2003).

Aux Pays-Bas, le *Werkgroep Landschapsecologisch Onderzoek* (WLO), groupe de travail sur la recherche consacrée aux paysages, et la *Society of Landscape Ecology* sont créés en 1972, entre autres dans le but de restaurer une approche interdisciplinaire des paysages (Antrop, 2000 ; Turner *et al.*, 2001). En 1981, un congrès international sur le thème « *Perspectives in Landscape Ecology - Contributions to research, planning and management of our environment* » est organisé par le WLO à Veldhoven aux Pays-Bas. Rassemblant des scientifiques issus de multiples domaines, ce congrès engendre la reconnaissance et la formalisation de l'écologie du paysage en tant que discipline scientifique (Antrop *et al.*, 2013).

Dans les années qui suivent, l'écologie du paysage acquiert une portée internationale, marquée notamment par la création de l'Association internationale pour l'écologie du paysage en 1982 (*International Association for Landscape Ecology*, IALE), ainsi que par la publication des revues scientifiques *Landscape and Urban Planning* et *Landscape Ecology* et des premiers manuels consacrés à l'écologie du paysage (Antrop *et al.*, 2013 ; Antrop, 2001 ; Burel, Baudry, 2003 ; Forman, Godron, 1986 ; Marty *et al.*, 2006). C'est également durant les années 1980 qu'un intérêt apparaît pour la discipline en Amérique du Nord, suite à la propagation des concepts et méthodes de l'écologie du paysage par des scientifiques ayant assistés aux conférences organisées en Europe (Forman, Godron, 1986 ; Forman, 1995 ; Burel, Baudry, 2003 ; Turner *et al.*, 2001).

Depuis lors, ce champ scientifique s'est considérablement développé et a fait l'objet de nombreuses applications, notamment en vue de répondre aux demandes d'acteurs impliqués dans l'aménagement du territoire ou encore dans la gestion et la conservation des paysages ainsi que de la biodiversité (Burel, Baudry, 2003 ; Turner *et al.*, 2001). Différents éléments contextuels ont permis ce développement, parmi lesquels les progrès technologiques dans des domaines tels que l'informatique, la télédétection ou la géomatique, ainsi que la disponibilité croissante des données et l'amélioration de la puissance de traitement des ordinateurs (Turner *et al.*, 2001 ; Wu, 2009).

L'écologie du paysage a grandement contribué aux recherches consacrées à la fragmentation des habitats (Bennett, Saunders, 2010 ; Haila, 2002 ; Turner *et al.*, 2001 ; Wu, 2009). En effet, parmi les questions environnementales concrètes ayant mené à la formalisation de ce champ disciplinaire dans les années 1980 se trouve notamment la volonté de protéger les milieux forestiers contre les effets de la fragmentation (Burel, Baudry, 2003).

La reconnaissance de l'importance du contexte spatial dans lequel se situent les taches d'habitat, ainsi que celle de l'influence des processus biologiques et physiques agissant à l'échelle des paysages, a offert un nouveau cadre d'analyse pour envisager la fragmentation et ses conséquences sur les populations animales (Bennett, Saunders, 2010 ; Wu, 2009). La prise en compte des effets de l'hétérogénéité de la matrice (notamment vis-à-vis du mouvement des organismes) ainsi que l'apport de concepts, méthodes et modèles novateurs ont également ouvert de nouvelles perspectives dans ce domaine (Burel, Baudry, 2003 ; Turner *et al.*, 2001).

1) Le paysage écologique et ses composantes

Le terme « paysage » porte différentes significations selon l'approche adoptée. Dans le champ de l'écologie du paysage, « *le paysage écologique, en termes de fonctions écologiques, est défini comme un niveau d'organisation des systèmes écologiques, une portion de territoire hétérogène composée d'un ensemble d'écosystèmes en interaction qui se répètent de façon similaire dans l'espace (FORMAN et GODRON, 1986) et existe indépendamment de la perception (BUREL et BAUDRY, 1999* » (CREAT, 2010, p.5).

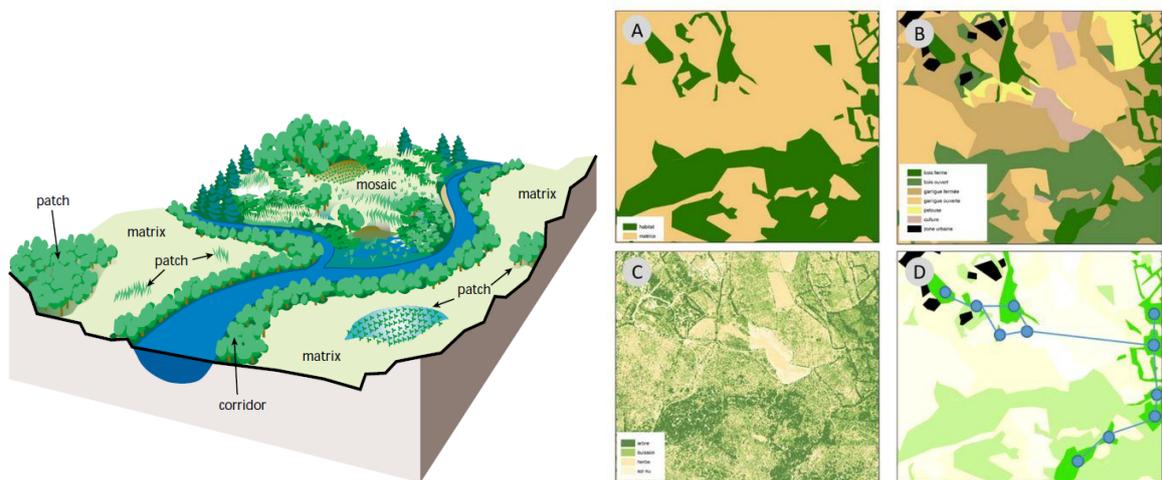
Cette caractérisation du paysage se différencie de la définition établie par la Convention Européenne du Paysage, et adoptée en 2000, en ce qui concerne l'importance accordée à la perception. Ratifiée par 38 États, cette dernière précise en effet que le paysage « *désigne une partie de territoire telle que perçue par les populations, dont le caractère résulte de l'action de facteurs naturels et/ou humains et de leurs interrelations* » (Conseil de l'Europe, 2000). Néanmoins, la prise en compte des influences humaines et naturelles est portée tant par l'écologie du paysage que par la Convention (Burel, Baudry, 2003). Tel qu'exprimé par Marty *et al.* (2006, p.360), « *l'écologie du paysage affirme clairement mais sans naïveté la nécessité de prendre en compte les activités humaines et les sciences qui les étudient* ». En effet, les relations entretenues par les sociétés humaines avec leur environnement influencent fortement les dynamiques temporelles et spatiales des paysages (Burel, Baudry, 2003 ; Forman, 1995 ; Turner *et al.*, 2001).

L'écologie du paysage est appliquée à des écosystèmes terrestres, aquatiques et maritimes (Turner, 2005). Le paysage écologique se compose de différents types d'éléments : la matrice, les taches d'habitat (ou *patch*) et les corridors (cf. figure ci-après) (Burel, Baudry, 2003 ; CREAT, 2010 ; Gerbeaud Maulin, Long, 2008).

La matrice est définie, à une échelle donnée, comme « *l'élément englobant, dominant au sein du paysage écologique, sans pour autant que cet élément soit indifférencié (« homogène »)* » (CREAT, 2010, p.6). Il s'agit d'un concept théorique qui permet de décrire et de cartographier les éléments du paysage, d'une « *construction de l'esprit pour appréhender la complexité des interrelations entre habitats ou écosystèmes à l'échelle d'un paysage* » (Gerbeaud Maulin, Long, 2008, p.10).

Les taches d'habitat constituent « *des éléments non linéaires différents de la matrice, déterminés par leur taille, leur forme et leur nature. L'ensemble de ces taches constitue la mosaïque paysagère au sens écologique du terme.* » (CREAT, 2010, p.6).

Les corridors écologiques, qui relient les taches d'habitat, « *sont des éléments paysagers linéaires permettant la dispersion des espèces animales et végétales entre deux habitats au sein de la matrice* » (CREAT, 2010, p.7).



2) Structures spatiales (patterns) et processus (process)

Tel qu'évoqué précédemment, l'écologie du paysage se consacre principalement à l'étude des structures spatiales et de leur organisation (les patrons, *patterns*) ainsi qu'à celle des processus écologiques (*process*) et des interactions entre ces *patterns* et *process* (Gerbeaud Maulin, Long, 2008 ; Turner *et al.*, 2001 ; Wu, 2009). En effet, « *lire et comprendre un paysage demande de prendre en compte à la fois des réalités immédiatement visibles, des objets, et les relations qu'ils entretiennent, des processus* » (Marty *et al.*, 2006, p.357).

L'hétérogénéité spatiale est un concept-clé en écologie du paysage (Burel, Baudry, 2003 ; Turner *et al.*, 2001 ; Wu, 2013). Les paysages et systèmes écologiques se structurent dans l'espace sous l'effet de certains facteurs abiotiques (topographie, géologie, climat, température, hygrométrie), d'interactions biotiques (par exemple les relations de prédation et de compétition entre organismes), de perturbations de différents types ainsi que de l'utilisation anthropique passée et présente du territoire (Turner, 2005 ; Turner *et al.*, 2001). Leur organisation résulte de relations complexes entre ces différents facteurs (Turner, 2005).

L'agencement des éléments structurels du paysage constitue l'un des déterminants essentiels des mouvements et flux fonctionnels qui le parcourent, ainsi que de l'évolution des structures et processus qu'il accueille (Forman, 1995 ; Turner *et al.*, 2001). En effet, l'organisation spatiale influence de multiples processus écologiques, tels que les mouvements des organismes, les flux de matière et d'énergie, les cycles biogéochimiques, ainsi que la diffusion des effets de perturbations (Turner *et al.*, 2001). Comme le soulignent Marty *et al.* (2006, p. 360), « *les processus ont au moins autant d'importance que la description des différentes configurations* ». En écologie du paysage, les processus étudiés et pris en compte peuvent être écologiques ou d'autres natures (influence des activités humaines, systèmes socio-écologiques) (Wu, 2013).

Les structures et les processus doivent en outre être étudiés à différentes échelles, les effets qu'ils produisent ainsi que leurs interactions variant en fonction de l'échelle considérée (Wu, 2013). Ceci fait partie des éléments expliquant l'importance accordée à l'échelle d'analyse en écologie du paysage, que nous évoquons ci-après.

3) Importance de l'échelle d'analyse

La notion d'échelle revêt beaucoup d'importance en écologie depuis les années 1980 (Turner *et al.*, 2001). Son importance est particulièrement significative en écologie du paysage, au même titre que celle de l'hétérogénéité, des structures et des processus (Turner *et al.*, 2001 ; Wu, 2013). Ce concept est en effet essentiel pour comprendre les structures et processus écologiques à l'échelle des paysages (Burel, Baudry, 2003 ; Farina, 2006 ; Trocmé *et al.*, 2002).

Au sens de l'écologie du paysage, le terme « échelle » désigne la dimension spatiale ou temporelle d'un objet ou d'un processus donné au sein du paysage. L'échelle est caractérisée par son grain, qui correspond à la résolution spatiale la plus fine des données considérées, et par son étendue, c'est-à-dire la taille de la zone d'étude. Chaque espèce, structure ou processus est susceptible de posséder son échelle propre (Trocmé *et al.*, 2002 ; Turner *et al.*, 2001).

L'échelle adoptée pour l'analyse influence les mesures effectuées, les résultats de recherche et les possibilités d'interpolation de ceux-ci. L'écologie du paysage ne définit pas une échelle unique pouvant s'appliquer à chaque cas envisagé. Il est dès lors nécessaire d'identifier l'échelle la plus adaptée à l'objectif poursuivi, ainsi qu'à la représentation des relations existant entre les processus étudiés et

l'hétérogénéité de l'espace (Turner *et al.*, 2001). Bien qu'elle soit souvent mobilisée pour étudier de vastes territoires (surfaces de centaines ou milliers de km²), l'écologie du paysage est applicable à n'importe quelle échelle (Burel, Baudry, 2003 ; Wu *et al.*, 2013).

Également dépendant de l'échelle d'analyse, l'organisation hiérarchique de la nature s'appuie sur le concept de niveaux d'organisation développé en écologie (Trocmé *et al.*, 2002 ; Turner *et al.*, 2001 ; Wu, 2013). Selon ce concept, chaque système (individus, populations, communautés, écosystèmes, etc.) considéré à une échelle donnée est composé d'une série de sous-systèmes au niveau inférieur, et fait lui-même partie d'un ensemble constituant un système au niveau supérieur (Trocmé *et al.*, 2002). Les apports de la théorie de la hiérarchie soulignent, qu'en écologie du paysage, tout changement d'échelle d'analyse spatiale ou temporelle peut modifier l'influence relative des variables et processus considérés ou les caractéristiques des interrelations observées (Turner *et al.*, 2001).

4) *Connectivité structurelle et connectivité fonctionnelle*

Les mouvements et flux d'organismes, de matières et d'énergie au travers de la mosaïque paysagère constituent des processus essentiels (Burel, Baudry, 2003). Au sens de l'écologie du paysage, la connectivité du paysage est un concept-clé, qui « *correspond à la mesure selon laquelle le paysage facilite ou influence les mouvements entre les taches d'habitat préférentiel pour une espèce donnée* » (Girardet *et al.*, 2016, p.13, d'après Taylor *et al.*, 1993), ou à « *la capacité d'un paysage à assurer la satisfaction des besoins de déplacements des espèces entre les différents éléments qui le composent, par l'existence d'un maillage paysager diversifié* » (Gerbeaud Maulin, Long, 2008, p.16). Cette définition souligne l'influence de la nature, de la quantité et de l'organisation des habitats ou des occupations du sol, sur les mouvements et dynamiques des populations et des communautés au sein des paysages (Chen, 2010).

Certains auteurs distinguent deux types de connectivité : la connectivité structurelle et la connectivité fonctionnelle (Chen, 2010 ; CREAT, 2010 ; Girardet *et al.*, 2016 ; Wu, 2009). La connectivité structurelle qualifie « *l'agencement des structures spatiales d'un paysage* » (Girardet *et al.*, 2016, p.13) et constitue « *une mesure de la présence de liens physiques entre les taches d'habitats à l'échelle du paysage* » (CREAT, 2010, p.8). La connectivité fonctionnelle reflète quant à elle « *l'influence des structures paysagères sur les organismes* » (Girardet *et al.*, 2016, p.13). Il s'agit d'une mesure dépendant de l'espèce considérée et des caractéristiques du paysage (perméabilité et degré d'hostilité de la matrice) et qui vise à représenter plus fidèlement les processus écologiques (CREAT, 2010).

Fischer et Lindenmayer (2007) proposent quant à eux de distinguer trois types de connectivité : la connectivité des habitats pour une espèce donnée (qui peut être partiellement assimilée à la connectivité fonctionnelle), la connectivité du paysage (perspective humaine du degré de connectivité de la couverture végétale au sein d'un paysage donné) et la connectivité écologique (degré de connexion des processus écologiques à de multiples échelles). Selon ces auteurs, la connectivité du

paysage peut se traduire par une connectivité des habitats pour certains espèces et non pour d'autres. En ce sens, les corridors et éléments-relais contribuent à la connectivité des paysages, mais pas toujours à la connectivité des habitats (Fischer, Lindenmayer, 2007). En effet, la connectivité du paysage ne nécessitant pas une compréhension détaillée des processus écologiques à l'œuvre ou des exigences spécifiques des espèces considérées en matière d'habitat, il s'agit d'une caractéristique facile à gérer et à restaurer dans la pratique, notamment par le maintien d'une matrice perméable aux déplacements ainsi que par la création de corridors (Fischer, Lindenmayer, 2007).

La fragmentation croissante des habitats occasionne une diminution de la connectivité des paysages, comme nous le verrons au sein du chapitre suivant (Gerbeaud Maulin, Long, 2008 ; Wu, 2009).

5) Réseaux écologiques

Un réseau écologique est généralement défini comme « un ensemble d'écosystèmes liés entre eux par des flux d'organismes dans un ensemble spatialement cohérent, en interaction avec la matrice du

Figure 1. Structure type d'un réseau écologique / Typical structure of an ecological network

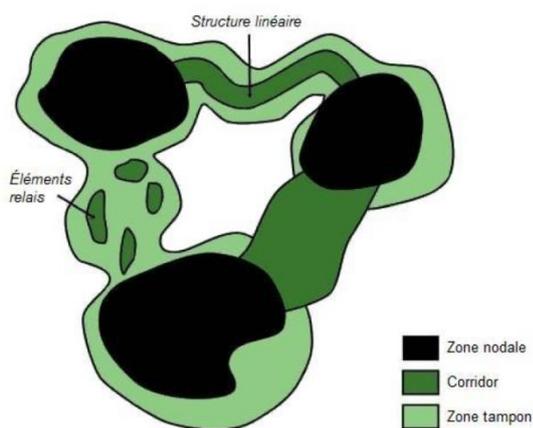


Figure 5. Exemple de représentation de la structure d'un réseau écologique. Source : Bernier, Théau, 2013.

paysage » (Bernier, Théau, 2013, p.2). Dès les années 1980, le concept de réseau écologique s'est développé notamment au travers de la synthèse des apports des théories de la biogéographie insulaire et des métapopulations, permise par l'écologie du paysage (Boitani *et al.*, 2007 ; Théau *et al.*, 2015 ; Wiens, 2009).

Comme l'expliquent Bernier et Théau (2013, p.2), « l'émergence du concept de réseau écologique découle de la volonté de protéger la biodiversité non seulement en conservant des territoires isolés, mais également en contribuant à protéger les processus écologiques dans le paysage par le

maintien de la connectivité entre les habitats (Fahrig et Merriam, 1994 ; Bennett et Wit, 2001). » Cette émergence s'appuie également sur le constat de la nécessité d'agir face à la fragmentation des habitats, qui constitue une menace pour la survie des espèces, en limitant les mouvements des individus et les échanges génétiques (Théau *et al.*, 2015 ; Tillmann, 2005).

Le modèle de réseau le plus couramment adopté est constitué de zones nodales et de corridors, parfois entourés de zones tampons (cfr. figure ci-après) (Théau *et al.*, 2015 ; Jongman *et al.*, 2004). Les zones nodales sont des espaces naturels ou semi-naturels consacrés à la conservation de la biodiversité, visant la préservation d'espèces et d'écosystèmes donnés et constituant des « réservoirs » d'individus susceptibles de se disperser vers d'autres habitats (Bernier, Théau, 2013). Les corridors sont des surfaces linéaires ou des éléments-relais (*stepping stones*) qui « assurent les liaisons fonctionnelles

entre les zones nodales » (Bernier, Théau, 2013, p.3). Ces corridors permettent les déplacements des espèces en vue d'assurer les échanges d'individus et de gènes entre les habitats. Ils peuvent en outre remplir d'autres fonctions, telles que celles de zones d'habitats, de filtres, de sources ou de puits d'individus (Chen, 2010 ; Gerbeau Maulin, Long, 2008). Les zones tampons qui entourent le réseau sont établies en vue de servir de protection vis-à-vis des perturbations externes et de sauvegarder certains processus écologiques (Bernier, Théau, 2013). Des passages fauniques terrestres ou aquatiques peuvent être intégrés aux réseaux écologiques existants, ou prévus en tant qu'éléments entrant dans leur composition (Trocmé *et al.*, 2002 ; Von Haaren, Reich, 2006).

Il est important de signaler que la validité scientifique du concept de réseau écologique et son application dans le cadre de stratégies de conservation font l'objet de nombreux débats, notamment liés à la complexe mesure de leur efficacité (Jongman *et al.*, 2004 ; Boitani *et al.*, 2007 ; Vanpeene-Bruhier *et al.*, 2014). Cependant, selon différents auteurs, un nombre croissant d'études attestent de l'effet positif des corridors sur les déplacements de différentes espèces (Gilbert-Norton *et al.*, 2010 ; Théau *et al.*, 2015 ; Vanpeene-Bruhier *et al.*, 2014). Il convient de plus de noter que le choix de l'approche conceptuelle adoptée pour établir la localisation et l'organisation spatiale des éléments du réseau écologique possède une influence directe sur les résultats obtenus, et donc sur le tracé et la performance des réseaux établis sur cette base (Bernier, Théau, 2013 ; Théau *et al.*, 2015).

Les incertitudes liées aux méthodes de conception des réseaux écologiques nécessitent de sélectionner une approche appropriée aux stratégies et objectifs définis, au type de territoire, à l'échelle la plus adaptée et aux ressources financières disponibles (Théau *et al.*, 2015).

a. Réseaux écologiques en Europe

En Europe, le concept de réseau écologique a été mis en application au sein de nombreux États et à différentes échelles (locales, régionales, nationales, transfrontalières, supranationales) dans le cadre de stratégies de protection de la nature (Jongman *et al.*, 2004 ; Tillmann, 2005 ; Von Haaren, Reich, 2006). Les caractéristiques de ces développements varient en fonction du contexte territorial, politique, culturel et législatif dans lequel ils s'inscrivent (Jongman *et al.*, 2011 ; Jongman *et al.*, 2004 ; Théau *et al.*, 2015). En Belgique, différentes initiatives sont organisées à l'échelle des régions (Born *et al.*, 2014 ; Jongman *et al.*, 2004). L'état de la planification du réseau écologique en Wallonie sera abordé dans l'étude de cas du présent mémoire.

Parmi les nombreuses applications développées en Europe sur base de ce concept, il convient de citer le Réseau Natura 2000, « *réseau écologique européen cohérent de zones spéciales de conservation* » établi par la Directive « Habitats, Faune, Flore » (92/43/CEE) et la Directive « Oiseaux » (79/409/CEE) de l'Union Européenne, ainsi que le Réseau Émeraude (lié à la Convention de Berne relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe) et le Réseau écologique paneuropéen (*Pan European Ecological Network*, PEEN) (Born *et al.*, 2014 ; Jones-Walters, 2007 ; Tillmann, 2005 ; Trocmé *et al.*, 2002 ; Wiens, 2009).

La nécessité d'envisager, lorsque c'est possible, les réseaux écologiques dans un contexte transfrontalier est soulignée par différents auteurs (Boitani *et al.*, 2007 ; Jongman *et al.*, 2004). C'est notamment l'objectif poursuivi au travers de la planification du Réseau écologique paneuropéen. Celle-ci s'établit dans le cadre de la Stratégie paneuropéenne de protection de la diversité biologique et paysagère du Conseil de l'Europe, ratifiée en 1995 par 54 États, et conçue suite à l'adoption de la Convention sur la diversité biologique des Nations Unies dans le contexte du Sommet de la Terre de Rio de Janeiro en 1992 (Jones-Walters, 2007 ; Jongman *et al.*, 2011 ; Tillmann, 2005 ; Wiens, 2009). Le PEEN doit intégrer les initiatives existantes, telles que le Réseau Natura 2000 et le Réseau Émeraude, qui semblent en pratique se consacrer davantage à la protection de zones d'habitats plutôt qu'à la mise en connexion de ces espaces à une échelle globale (Biondi *et al.*, 2012 ; Jones-Walters, 2007 ; Tillmann, 2005). En 2011, bien que des réseaux écologiques existent ou aient été mis en place à l'échelle nationale ou régionale dans différents États, le PEEN semble rester davantage à l'état d'ambition ou de stratégie, les corridors européens prévus n'étant en général pas développés, notamment du fait de difficultés de coordination (Jongman *et al.*, 2011). Malgré tout, en 2015, 34 pays ayant ratifié la Convention de Berne mentionnent l'existence de réseaux écologiques au sein de leurs territoires, que ceux-ci soient à l'état de documents de politique, en tant que plans et programmes, ou déjà en cours de mise en œuvre (Conseil de l'Europe, 2015). D'autres projets prometteurs semblent également exister, tel que celui de Ceinture verte européenne (*European Green Belt*), né en 2003 à l'initiative de l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN). Ce projet propose la création d'un réseau écologique transfrontalier le long de l'ancien Rideau de fer datant de la Guerre froide, et fait partie intégrante du Réseau écologique paneuropéen (Marschall *et al.*, 2012 ; Terry *et al.*, 2006 ; Zmelik *et al.*, 2011).

Plus récemment, le concept, plus global, d'infrastructure verte a été adopté par l'Union européenne et constitue l'un des éléments de sa Stratégie biodiversité à l'horizon 2020 (Born *et al.*, 2014 ; European Commission, 2013a,b ; Laforteza *et al.*, 2013 ; Mazza *et al.*, 2011 ; Vanpeene-Bruhier *et al.*, 2014). L'infrastructure verte est définie comme « *un réseau constitué de zones naturelles et semi-naturelles et d'autres éléments environnementaux faisant l'objet d'une planification stratégique, conçu et géré aux fins de la production d'une large gamme de services écosystémiques. Il intègre des espaces verts (ou aquatiques dans le cas d'écosystèmes de ce type) et d'autres éléments physiques des zones terrestres (y compris côtières) et marines. À terre, l'infrastructure verte se retrouve en milieu rural ou urbain.* » (European Commission, 2013a). Parmi les composantes potentielles des infrastructures vertes, on peut notamment trouver les zones du réseau Natura 2000, les passages fauniques terrestres ou aquatiques, le projet de Ceinture verte européenne, mais aussi les toitures vertes et murs végétaux ainsi que les haies (European Commission, 2013 a,b).

ÉCOLOGIE DES ROUTES

L'écologie des routes (*road ecology*), également dénommée écologie des transports, est une branche de la discipline écologique s'attachant à étudier, mesurer et atténuer les effets induits par les infrastructures de transport sur les écosystèmes, qui s'est développée à la fin du XX^e siècle, parallèlement à l'avènement de l'écologie du paysage (Coffin, 2007 ; Davenport, Davenport, 2006 ; Van der Ree *et al.*, 2011). L'écologie des routes est un courant de recherche interdisciplinaire, ancré à la fois dans l'écologie, la géographie, l'ingénierie et l'aménagement du territoire. Le terme *road ecology*, issu de *Straßenökologie*, a été conceptualisé et proposé en tant que champ de recherche par Forman *et al.* en 2003 (Forman, Hersperger, 1998 ; Forman, 1998 ; Forman *et al.*, 2003 ; Van de Ree *et al.*, 2011).

Depuis lors, un nombre croissant de publications scientifiques, d'études, de colloques et de conférences (e.g. IENE, ICOET) sont organisés sur différentes thématiques en lien avec l'écologie des routes. L'ICOET (*International Conference on Ecology and Transportation*) développée en Amérique du Nord et L'IENE (*Infra Eco Network Europe*) rassemblent chaque année des chercheurs et des praticiens issus de nombreux secteurs et disciplines (Van der Ree *et al.*, 2011).

La première conférence portant sur la fragmentation des habitats par les infrastructures de transport et ses conséquences en matière de préservation de la biodiversité s'est tenue aux Pays-Bas en 1995. Elle a donné lieu à la création de l'IENE. Ce groupe d'experts issus de différents horizons (scientifiques, acteurs de l'aménagement du territoire, décideurs politiques, ingénieurs, etc.) s'est constitué pour étudier la fragmentation engendrée par les réseaux de transport ainsi que pour permettre et encourager le partage de connaissances à ce sujet (Tillmann, 2005). Dans ce but, les membres de l'IENE initient en 1998 l'Action COST341 « Habitat fragmentation due to Transportation Infrastructure » (Tillmann, 2005 ; Trocmé *et al.*, 2002). 16 États membres de l'Union européenne ont participé à cette action de mise en commun des compétences et des savoirs, parmi lesquels la Région flamande en Belgique (Trocmé *et al.*, 2002). En 2002, l'Action COST341 aboutit à la publication d'un rapport faisant la synthèse des différents états de l'art réalisés à l'échelle nationale, ainsi qu'à celle d'un guide de bonnes pratiques (Iuell *et al.*, 2003 ; Trocmé *et al.*, 2002). En 2015, un guide consacré à l'écologie des routes rassemble les contributions de plus de 60 auteurs en vue de synthétiser les avancées réalisées au cours des 30 dernières années au sein de cette discipline (Van der Ree *et al.*, 2015).

2. SYNTHÈSE DES IMPACTS DES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORTS SUR LA FAUNE TERRESTRE

Après avoir défini le cadre d'analyse et les concepts fondamentaux mobilisés au sein de ce mémoire, il convient à présent de décrire les impacts négatifs ou positifs engendrés par les infrastructures de transport sur les écosystèmes et les paysages.

Les réseaux de transport génèrent des effets sur les compartiments biotiques et abiotiques des écosystèmes, tant au niveau de leurs composantes et structures qu'au niveau des processus qui s'y déroulent (Coffin, 2007 ; Fahrig, Rytwinsky, 2009 ; Forman *et al.*, 2003 ; Iuell *et al.*, 2003). Au sein de ce chapitre, nous nous concentrerons principalement sur les effets qui concernent les composants biotiques de l'écosystème, et plus précisément la faune terrestre.

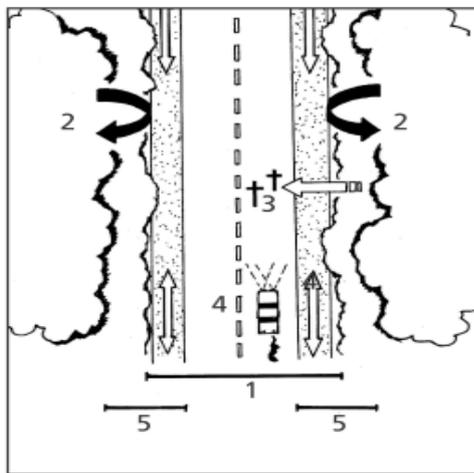
Comme évoqué précédemment, les impacts des infrastructures de transport sur la faune terrestre sont multiples (Coffin, 2007 ; Fu *et al.*, 2010 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Morelli *et al.*, 2014 ; Wiegand *et al.*, 2005). En effet, celles-ci engendrent sur les populations animales des effets directs, tels que la mortalité suite à des collisions avec des véhicules lors du franchissement des infrastructures (Lehaire *et al.*, 2013), ainsi que de nombreux effets indirects, en modifiant par exemple les aires de répartition, l'agencement dans l'espace ainsi que les dynamiques de ces populations (Coffin, 2007 ; EEA, 2011).

Les principaux impacts de ces infrastructures sont listés et décrits ci-dessous (Coffin, 2007 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Morelli *et al.*, 2014). Précisons qu'il s'agit d'une synthèse n'ayant pas l'ambition d'être totalement exhaustive. Nous évoquons principalement les impacts des réseaux routiers, en vue d'appuyer l'étude de cas présentée dans la seconde partie de ce mémoire.

Il convient de souligner que les impacts engendrés sur les populations et les écosystèmes varient selon le type d'infrastructures, d'espèces, de paysage et d'habitats pris en considération (Coffin, 2007 ; Trocmé *et al.*, 2002). En outre, les impacts du réseau routier dans sa globalité sont plus élevés que la somme des impacts des routes qui le composent, prises isolément (Lugo, Gucinski, 2000 ; Trocmé *et al.*, 2002). Ceci est notamment dû au fait qu'ils sont susceptibles d'interagir entre eux et d'engendrer des effets synergétiques pouvant amplifier leurs conséquences négatives (Iuell *et al.*, 2003).

1.1. EFFETS ET IMPACTS DIRECTS DES INFRASTRUCTURES ROUTIÈRES SUR LA FAUNE

Les impacts directs des réseaux routiers sur la faune sont les suivants (Iuell *et al.*, 2003 ; Trocmé *et al.*, 2002) :



- Destruction et perte d'habitats naturels et semi-naturels (1)
- Effet de barrière (2)
- Animaux blessés ou tués suite à des collisions avec les véhicules (3)
- Perturbations et pollutions diverses (4)
- Fragmentation des habitats
- Fonctions écologiques des lisières et accotements situés le long des infrastructures (5)

Figure 6. Représentation schématique des effets directs des infrastructures de transport sur la faune terrestre. Les numéros se rapportent à la liste ci-dessus. Source : Iuell *et al.*, 2003.

1) Destruction et perte d'habitats naturels et semi-naturels

La construction ou l'élargissement des infrastructures de transport et des services annexes occasionne la destruction physique de biotopes, également habitats de populations appartenant à différentes espèces animales, ainsi que la mortalité directe de certains individus (Coffin, 2007 ; CREAT, 2010 ; EEA, 2011 ; González-Gallina *et al.*, 2012 ; Morelli *et al.*, 2014 ; O'Brien, 2006 ; Trombulak, Frissell, 2000 ; Villard *et al.*, 2012). Coffin (2007) souligne que cette destruction d'habitats naturels et semi-naturels affecte différemment les espèces présentes au sein des écosystèmes concernés. Par exemple, pour certaines espèces de petits animaux, ayant un niveau de fidélité élevé à leurs habitats ou de faibles capacités de dispersion, ce type de destruction peut parfois entraîner la disparition d'une population à l'échelle locale (Coffin, 2007).

Une autoroute peut mobiliser jusqu'à 10 hectares de territoire par kilomètre de tracé construit, sans prendre en compte l'ensemble des services annexes (stations-service, parkings, péages éventuels, contrôles douaniers, aires de maintenance, etc.). Les réseaux nationaux et locaux occupent moins de surface par kilomètre construit, mais sont constitués de nombreux axes, qui quadrillent davantage le territoire (Trocmé *et al.*, 2002).

Généralement, les zones impactées s'étendent cependant bien au-delà de l'emprise de la voirie (Bennett, Saunders, 2010 ; Coffin, 2007 ; EEA, 2011 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Trombulak, Frissell, 2000). En plus d'une destruction directe de milieux naturels sur le tracé des réseaux routiers, la construction de l'infrastructure engendre également un effet de lisière (*edge effect*), aussi dénommé effet de bord,

qui désigne la diminution des zones internes des taches d'habitats (*core habitats*) au profit des lisières (*edges habitats*) (cf. figure ci-dessous). Bien que certaines espèces bénéficient de l'existence de ces lisières, d'autres au contraire ne peuvent y survivre, telles que les espèces spécialistes, dépendantes des zones internes (Coffin, 2007 ; EEA, 2011 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Sih *et al.*, 2000). Ces effets de lisière peuvent s'étendre sur plusieurs mètres au sein du territoire adjacent à l'axe routier. Ils se traduisent notamment par la modification des paramètres microclimatiques, qui influencent la composition de la végétation et de la litière des sols, et affectent négativement certaines espèces d'oiseaux, de mammifères et d'invertébrés (Coffin, 2007 ; Sih *et al.*, 2000 ; Trombulak, Frissell, 2000).

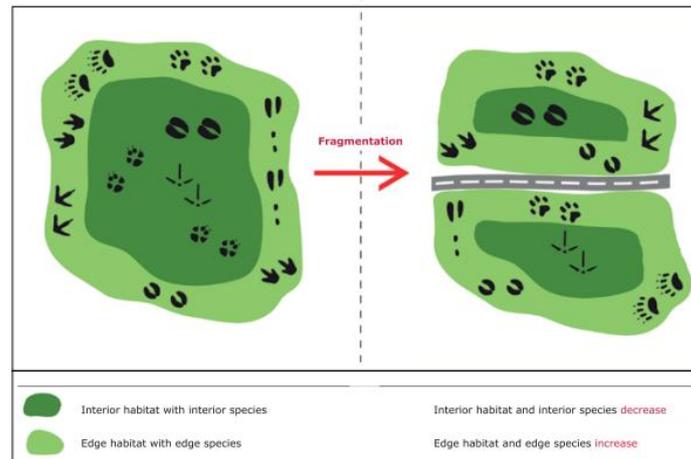


Figure 7. Illustration de la perte de zones internes d'habitats, transformées en lisières suite à la construction d'un axe routier. Source : Iuell *et al.*, 2003.

2) Effet de barrière

Les infrastructures de transport constituent des barrières pour les mouvements de la faune et se révèlent parfois totalement infranchissables pour certaines espèces (Coffin, 2007 ; EEA, 2011 ; Iuell *et al.*, 2003 ; O'Brien, 2006 ; Trombulak, Frissell, 2000). Cet effet de barrière résulte à la fois de la présence d'obstacles physiques, de réponses comportementales telle que l'évitement, des risques de mortalité dus aux collisions lors du franchissement et de perturbations variées (mouvements des véhicules, présence humaine, bruit et pollutions diverses issues du trafic) (cf. figure ci-après) (CREAT, 2010 ; D'Amico *et al.*, 2016 ; Trocmé *et al.*, 2002 ; Villard *et al.*, 2012).

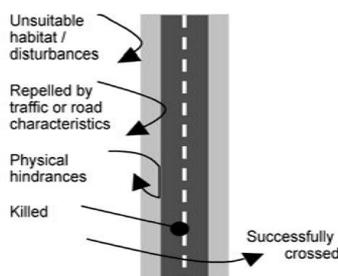


Figure 8. Éléments participant à l'effet de barrière causé par les infrastructures de transport sur la faune terrestre. Source : Trocmé *et al.*, 2002.

L'effet de barrière engendré par les infrastructures routières affecte les espèces de façon différenciée, en fonction de leurs comportements et caractéristiques, ainsi qu'en fonction des spécificités de la voirie (e.g. largeur, type de revêtement), de l'intensité du trafic et de l'agencement spatial du réseau (Coffin, 2007 ; EEA, 2011 ; Morelli *et al.*, 2014 ; O'Brien, 2006 ; Rico *et al.*, 2007 ; Trocmé *et al.*, 2002).

L'ampleur de cet effet de barrière varie fortement suivant l'espèce considérée. En effet, certaines espèces, notamment de nombreux mammifères, sont capables d'effectuer la traversée de l'infrastructure, bien que les taux de franchissement soient réduits et que celle-ci les expose à des risques élevés de mortalité du fait de collisions. Pour d'autres espèces, comme les petits invertébrés, le franchissement de l'infrastructure est pratiquement impossible (O'Brien, 2006 ; Villard *et al.*, 2012 ; Trocmé *et al.*, 2002).

Parmi les espèces les plus exposées à cet effet de barrière peuvent être mentionnées les espèces rares, constituées de petites populations locales dont les individus requièrent de vastes aires de répartition, tels que les grands carnivores. Les espèces dont les migrations quotidiennes ou saisonnières impliquent la traversée d'une infrastructure (e.g. certaines espèces de cerfs et d'amphibiens traversant les routes pour rejoindre leurs lieux de nidification), ainsi que les espèces migrant sur de longues distances, y sont également vulnérables (Di Giulio *et al.*, 2009 ; O'Brien, 2006 ; Trocmé *et al.*, 2002).

L'intensité du trafic routier et la vitesse des véhicules conditionnent également l'effet de barrière engendré sur les populations animales (cf. tableau ci-après). En effet, les routes accueillant entre 4.000 et 10.000 véhicules par jour constituent de puissantes barrières. Elles engendrent de plus des bruits et des mouvements qui éloignent une majorité d'individus. La plupart de ceux qui tentent tout de même de traverser ces voiries sont blessés ou plus généralement tués suite à des collisions. Les routes et autoroutes présentant une densité de trafic supérieure à 10.000 véhicules par jour constituent quant à elles des barrières infranchissables pour la plupart des espèces (Iuell *et al.*, 2003).

Table 1. Influence of traffic density on permeability (from COST 341 Handbook)

<i>Traffic volume</i>	<i>Permeability</i>
Roads with less than 1,000 vehicles per day	Permeable to most species
Roads with 1,000 to 4,000 vehicles per day	Permeable to some species but avoided by more sensitive species
Roads with 4,000 to 10,000 vehicles per day	Strong barrier: Noise and movement will repel many individuals. Significant road kill.
Motorways with more than 10,000 vehicles per day	Impermeable to most species

Figure 9. Influence de la densité de circulation sur la perméabilité des infrastructures routières. Source : O'Brien, 2006, d'après Iuell *et al.*, 2003.

En combinaison avec d'autres effets directs engendrés par les infrastructures routières, l'effet de barrière contribue au processus de fragmentation des habitats, que nous définissons dans la suite de ce chapitre. À l'échelle des populations, l'effet de barrière induit par les infrastructures peut influencer la

démographie et les dynamiques de celles-ci, ainsi que leurs échanges génétiques (Coffin, 2007 ; Trocmé *et al.*, 2002). En diminuant l'aire de répartition des individus et les possibilités d'accès aux ressources, il est notamment susceptible de générer une réduction de leurs taux de survie et de reproduction (Di Giulio *et al.*, 2009 ; Morelli *et al.*, 2014).

3) Animaux blessés ou tués suite à des collisions avec les véhicules

Les collisions avec des véhicules suite au franchissement de l'infrastructure peuvent occasionner des dommages physiques, voir le décès des individus (Coffin, 2007 ; Seiler, Helldin, 2006 ; Trombulak, Frissell, 2000). Parmi les nombreux déterminants du risque de collisions, trois catégories de facteurs peuvent être distinguées (cf. figure ci-après) (Seiler, Helldin, 2006). Il s'agit d'une part de facteurs liés aux caractéristiques des populations et des individus qui les composent, tels que leur abondance, leurs comportements, ainsi que la fréquence et la longueur de leurs déplacements. D'autre part, différentes caractéristiques liées au trafic routier influencent également la probabilité de ces événements, parmi lesquelles la densité de circulation, la vitesse autorisée et le comportement des conducteurs. Enfin, certains facteurs relatifs aux caractéristiques de l'environnement et du territoire jouent également un rôle non négligeable (Iuell *et al.*, 2003 ; Rhodes *et al.*, 2014 ; Seiler, Helldin, 2006 ; Trocmé *et al.*, 2002).

Table 2. Factors potentially responsible for the occurrence of animal-vehicle collisions

<i>Animal factors</i>	<i>Traffic factors</i>	<i>Environmental factors</i>
<i>Individual behavior</i>	<i>Vehicle/Driver</i>	<i>Road corridor</i>
- sex, age, status	- vehicle speed	- corridor width
- dispersal, mating, foraging movements	- road surface	- road side habitat
- explorative, defensive, aggressive behaviour	- visibility	- fences, gullies
	- reaction time	- bridges, tunnels
		- road lighting
<i>Species ecology</i>	<i>Traffic</i>	<i>Landscape</i>
- abundance	- density	- topography
- solitary / group-living	- continuous / clumped	- linear features
- habitat utilisation	- velocity	- adjacent habitat
- areal needs	- diurnal / seasonal pattern	- landscape composition
- migratory movements		- microclimate
- nocturnal / diurnal		



Factors influencing the number of wildlife traffic accidents.



Figure 10. Gauche : facteurs influençant la survenue ou le nombre de collisions entre les véhicules et les animaux.

Source : SEiler, Helldin, 2006 ; Trocmé *et al.*, 2002. Droite : Illustration de la mortalité suite aux collisions. SOURCE : Natuurpunt, Wim Declercq, 2017 ; IUELL ET AL., 2013.

Pour certaines espèces de petits et grands mammifères, d'oiseaux, de reptiles, d'amphibiens et d'insectes, les collisions avec des véhicules sont une cause importante de mortalité (Coffin, 2007 ; Ruiz-Capillas *et al.*, 2015 ; Villard *et al.*, 2012). Les populations d'animaux à déplacements lents et les

espèces particulièrement mobiles, qui traversent fréquemment les routes, sont particulièrement soumises à ces risques de collisions (Coffin, 2007 ; Rytwinski, Fahrig, 2012 ; Trocmé *et al.*, 2002). Les espèces requérant de vastes territoires, telles que le lynx et le loup, sont davantage exposées que les espèces dont les déplacements sont limités. Il en va de même pour les espèces vivant en lisière des routes ou ne craignant pas les véhicules (Rytwinski, Fahrig, 2012 ; Seiler, Helldin, 2006).

Dans certains cas, les nombreux décès associés au trafic routier peuvent entraîner la mise en danger de la survie de populations à l'échelle locale ou régionale (Seiler, Helldin, 2006). On peut notamment citer l'exemple des blaireaux, des chouettes effraies, des hérissons, des loutres ainsi que de nombreux amphibiens au sein de différents pays d'Europe (Iuell *et al.*, 2003 ; Seiler, Helldin, 2006). Pour les espèces présentant une faible abondance, telles que certaines espèces menacées, les impacts de cette mortalité peuvent être conséquents (González-Gallina *et al.*, 2013). Néanmoins, un nombre élevé de collisions ne représente pas toujours une menace pour la survie des populations, selon les espèces et les situations considérées (Iuell *et al.*, 2003 ; Trocmé *et al.*, 2002). Si le taux de croissance est élevé et la population abondante, les pertes peuvent être supportées ou compensées. Cependant, lorsque la croissance de la population est proche de l'état stationnaire, une faible augmentation du nombre de décès est susceptible d'entraîner son déclin (González-Gallina *et al.*, 2012 ; Seiler, Helldin, 2006 ; Trombulak, Frissell, 2000).

En Europe, il est estimé que des millions d'animaux meurent chaque année du fait de collisions. Ce nombre semble de plus en plus en constante augmentation, notamment suite à l'extension des réseaux et à la croissance du trafic routier (EEA, 2011 ; Seiler, Helldin, 2006 ; Trocmé *et al.*, 2002). Les collisions avec les grands mammifères entraînent également des dégâts matériels et humains, qui peuvent représenter des coûts conséquents malgré un nombre d'accidents de ce type relativement restreint (O'Brien, 2006 ; Trocmé *et al.*, 2002 ; Lehaire *et al.*, 2013).

Les estimations du nombre de mortalités suite à des collisions sont généralement réalisées sur base d'inventaires et de recensements de terrain ainsi qu'à partir de statistiques de collisions (Seiler, Helldin, 2006). Cependant, tant les inventaires que les statistiques procurent en général une vision minimisée du nombre de collisions, car celles-ci ne sont pas toujours détectées, reportées ou encore enregistrées par les différents acteurs susceptibles d'être impliqués (scientifiques, services de police, administrations, associations, citoyens, etc.). Ainsi, au plus l'espèce est de petite taille, au plus le nombre d'accidents risque d'être sous-estimé dans le cadre d'inventaires de terrain, notamment du fait de la disparition rapide des carcasses (González-Gallina *et al.*, 2013 ; Ruiz-Capillas *et al.*, 2015 ; Seiler, Helldin, 2006). De plus, au sein des statistiques de police, les collisions avec la petite et moyenne faune qui n'entraînent pas de dégâts matériels ou humains ne sont, dans la plupart des cas, pas comptabilisées (Seiler, Helldin, 2006).

4) Perturbations et pollutions

Diverses perturbations et pollutions engendrées par les infrastructures routières sont susceptibles d'occasionner des impacts négatifs sur la faune (Coffin, 2007 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Trocmé *et al.*, 2002 ; Trombulak, Frissell, 2000 ; Van der Ree *et al.*, 2011; Villard *et al.*, 2012). Leurs échelles et leurs étendues sont variables (Trocmé *et al.*, 2002). Le bruit, l'éclairage éventuel et le mouvement des véhicules perturbent les comportements de différentes espèces et peuvent engendrer des stratégies d'évitement (Coffin, 2007 ; Morelli *et al.*, 2014 ; Van der Ree *et al.*, 2011). La présence de l'infrastructure produit en outre des modifications locales du relief, de l'écoulement des eaux, du drainage, du régime des vents et de la température susceptibles de se répercuter sur l'ensemble des composants des écosystèmes environnants, dont la flore et la faune (Coffin, 2007 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Trombulak, Frissell, 2000). Les pollutions mentionnées sont notamment liées aux émissions atmosphériques produites par les véhicules, à la contamination des sols par des métaux lourds, au lessivage des sels de déneigement, au déversement de substances écotoxiques ou encore à d'autres événements ponctuels survenant à la suite d'accidents (Coffin, 2007 ; Trombulak, Frissell, 2000 ; Villard *et al.*, 2012). Ces perturbations et pollutions peuvent occasionner une dégradation de la qualité des habitats adjacents aux axes routiers (Iuell *et al.*, 2003 ; Villard *et al.*, 2012). Comme évoqué précédemment, elles contribuent également à l'effet de barrière engendré par les réseaux et le trafic routier (D'Amico *et al.*, 2016 ; Trocmé *et al.*, 2002).

5) Fragmentation des habitats naturels et semi-naturels

Les réseaux routiers participent au processus de fragmentation des habitats naturels et semi-naturels d'origine anthropique, conjointement avec l'urbanisation croissante des territoires, l'agriculture intensive, la sylviculture ainsi que d'autres activités (CREAT, 2010 ; Coffin, 2007 ; EEA, 2011 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Jaeger *et al.*, 2007 ; Lehaire *et al.*, 2013 ; Trocmé *et al.*, 2002 ; Villard *et al.*, 2012).

Le terme « fragmentation des habitats » désigne le « processus de morcellement d'un habitat continu en différents fragments [...] (COLLINGE, 1996; JONGMAN, 2002) plus isolés les uns des autres (GENELETTI, 2005). » (CREAT, 2010, p.4 ; Didham, 2010 ; Fahrig, 2003 ; Villard, Metzger, 2014 ; Wu, 2009). La fragmentation des habitats constitue l'un des facteurs majeurs contribuant à l'érosion de la biodiversité en Europe ainsi que dans d'autres parties du monde (EEA, 2011 ; Tillmann, 2005 ; Trocmé *et al.*, 2002 ; Wu, 2009).

a. Définitions et acceptions

Soulignons que des variations terminologiques existent au sein des différentes publications scientifiques traitant de ce processus ; les termes « fragmentation des habitats », « fragmentation des paysages », « fragmentation des populations », « fragmentation des territoires » peuvent ainsi y être

relevés (Bennett, Saunders, 2010 ; Didham, 2010 ; EEA, 2011 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Jaeger, 2012 ; O'Brien, 2006 ; Tillmann, 2005 ; Wu, 2009). Ces variations semblent notamment refléter la diversité des champs disciplinaires auxquels appartiennent les auteurs évoquant ce processus.

Selon différents auteurs, une grande diversité peut être observée au sein même des acceptions du terme « fragmentation des habitats » (Didham, 2010 ; Di Giulio *et al.*, 2009 ; Fahrig, 2003 ; Lindenmayer, Fischer, 2006 ; Wu, 2009). Son emploi est parfois remis en question ou débattu, notamment en raison de la confusion sémantique résultant de son utilisation pour désigner, au sein de certaines études, à la fois la perte d'habitats et la fragmentation au sens strict (Di Giulio *et al.*, 2009 ; Ewers, Didham, 2007 ; Lindenmayer, Fischer, 2006 ; Fahrig, 2003 ; Villard, Metzger, 2014). La difficulté de distinguer les effets de la perte d'habitats de ceux de la fragmentation des habitats contribue notamment à cette confusion, ces deux processus se déroulant généralement simultanément et étant susceptibles d'interagir entre eux (Bartlett *et al.*, 2016 ; Bennett, Saunders, 2010 ; Didham, 2010 ; Ewers, Didham, 2007 ; Fischer, Lindenmayer, 2007 ; Villard, Metzger, 2014 ; Wu, 2009). Il est pourtant important de pouvoir isoler ces différents effets et leur importance relative. Il est en outre nécessaire d'étudier ce processus à l'échelle des paysages et non à celle de taches d'habitats individuelles (Bennett, Saunders, 2010 ; Fahrig, 2003 ; Ruffell *et al.*, 2016 ; Smith *et al.*, 2009 ; Villard, Metzger, 2014).

Néanmoins, certains auteurs soulignent que le débat manichéen souvent adopté concernant l'influence relative des effets de la perte d'habitats et de leur fragmentation a parfois contribué à ralentir les progrès de la recherche scientifique, malgré l'urgence de réagir face à l'extinction massive des espèces. En effet, dans le cadre de stratégies concrètes de gestion et de protection de la biodiversité, il convient de prendre en compte tant la nécessité de limiter la perte d'habitats que le besoin de préserver la connectivité fonctionnelle, en considérant notamment la configuration des habitats et la composition de la matrice (Bennett, Saunders, 2010 ; Villard, Metzger, 2014).

Selon Wu (2009), le terme « fragmentation des habitats » est similaire à celui de « fragmentation des paysages », mais évoque plus explicitement les modifications des habitats de la faune et de la flore. Le terme « fragmentation des paysages » désigne en particulier la perte de connectivité entre les zones d'habitats, ainsi que la création d'obstacles aux déplacements de la faune (Loro *et al.*, 2015).

Bien que les termes « fragmentation des paysages » et « fragmentation des habitats » apparaissent souvent utilisés pour désigner un même processus (Di Giulio *et al.*, 2009 ; EEA, 2011 ; Wu, 2009), il semblerait que la référence au paysage reflète dans certains cas une acception plus large. Cette acception englobe tant les impacts de ce processus sur les habitats et les espèces, que ses impacts sur les populations humaines en matière de qualités esthétiques, historiques, récréatives et de services écosystémiques fournis par les paysages (Jaeger *et al.*, 2007 ; EEA, 2011).

b. Conséquences de la fragmentation des habitats par les infrastructures de transport

La fragmentation des habitats engendre la modification de la taille et de la forme des taches d'habitats et accroît leur isolement. De plus, elle provoque l'amplification des effets de lisière, ainsi que l'altération de la matrice paysagère (Fahrig, 2003 ; Didham, 2010 ; Wu, 2009). L'effet de barrière et les perturbations occasionnées par les infrastructures de transport participent à ce processus de fragmentation conjointement avec d'autres activités anthropiques, comme évoqué précédemment (Iuell *et al.*, 2003).

Ces transformations induisent des impacts variés sur les populations d'animaux. En augmentant l'isolement des taches d'habitats, la fragmentation affecte notamment les mouvements quotidiens ainsi que la dispersion et les migrations des individus (cf. figure ci-après) (Fischer, Lindenmayer, 2007).

La possibilité pour deux animaux issus de la même espèce de se rencontrer est pourtant essentielle à la survie des populations, étant donné les besoins d'échanges génétiques ou ceux de recolonisation des habitats (EEA, 2011).

La fragmentation des habitats engendre théoriquement des impacts négatifs sur l'ensemble des groupes taxonomiques, dont les mammifères, reptiles, amphibiens, oiseaux, invertébrés et plantes (Fischer, Lindenmayer, 2007). Cependant, les réponses à la fragmentation des habitats diffèrent spatialement et temporellement en fonction des comportements et capacités de déplacement des espèces, de leurs exigences en matière d'habitat ainsi que des caractéristiques du paysage (Fischer, Lindenmayer, 2007 ; Haddad *et al.*, 2015 ; Trocme *et al.*, 2002). Les espèces les plus sensibles à la fragmentation des habitats présentent pour la plupart des capacités de déplacement réduites, sont fortement inféodées à certains types d'habitats spécifiques, ou se caractérisent au contraire par le besoin d'occuper de vastes territoires. Parmi ces espèces, certaines sont menacées et présentent un état de conservation préoccupant à l'échelle mondiale (Trocme *et al.*, 2002).

De surcroît, du fait de la fragmentation des habitats, un grand nombre de taches d'habitats de surfaces réduites sont présentes au sein du paysage. Dans certains cas, les taches sont trop petites pour subvenir aux besoins d'une population locale ou même d'individus isolés. Si les espèces sont incapables de traverser la matrice qui les entoure, cette situation peut mener à une diminution de la taille de la population considérée et de ses probabilités de survie (Fahrig, 2003 ; González-Gallina *et al.*, 2013 ; Wu, 2009).

Au sein de paysages fortement fragmentés, la probabilité que des individus soient obligés de parcourir la matrice est plus élevée, étant donné l'amplification des effets de lisière et de leur isolement (Fahrig, 2003). Certaines espèces dépendent en outre de différents types d'habitats au cours de leur cycle de vie (EEA, 2011). Les traversées d'une matrice fragmentée peuvent être temporellement coûteuses, ce qui

engendre une augmentation du taux de mortalité et réduit les taux de reproduction des populations concernées (Fahrig, 2003).

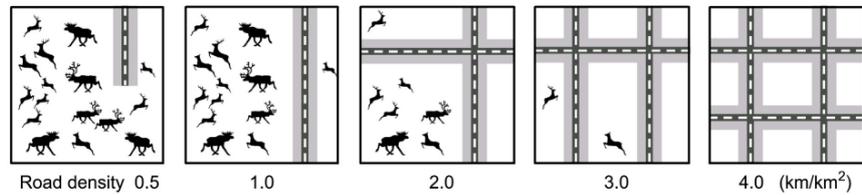


Figure 3.12 - Infrastructure causes a loss and degradation of habitat due to disturbance effects (grey corridors) and isolation. With increasing infrastructure density, areas of undisturbed habitat (white) are reduced in size and become inaccessible. Remnant fragments of suitable habitat may eventually become too small and isolated to prevent local populations from going extinct. The critical threshold in road density is species-specific, but will also depend on landscape and infrastructure characteristics.

Figure 11. Illustration du processus de fragmentation des habitats causés par les infrastructures routières. Source : Trocmé *et al.*, 2002.

En outre, les populations isolées sont plus vulnérables à certaines perturbations naturelles (e.g. feux de forêt, conditions climatiques, maladies), leur capacité de résilience se voit donc diminuée et le risque d'extinction locale est augmenté (EEA, 2010).

Comme évoqué au sein du premier chapitre, la restauration ou le maintien de la connectivité fonctionnelle et structurelle du paysage est essentielle en vue de contrer les effets de l'isolement au sein des paysages hautement fragmentés (Wu, 2009).

La fragmentation engendre de multiples effets simultanés, susceptibles d'opérer sur de longues périodes. Les changements de conditions biotiques et abiotiques induits par la fragmentation causent également des modifications des processus d'échanges d'énergie et de matière, tels que le cycle du carbone, à l'échelle des écosystèmes (Crockatt, Bebbler, 2015 ; Wu, 2009). Les effets de la fragmentation actuelle continueront par conséquent à se déclarer et à opérer dans le futur, à l'instar des conséquences des changements climatiques. (Haddad *et al.*, 2015). Ils sont en outre susceptibles d'interagir avec les impacts de ces derniers, comme nous le verrons ci-après (Fischer, Lindenmayer, 2007).

6) Fonctions écologiques des lisières et accotements

Malgré le fait qu'ils constituent souvent des environnements soumis à de multiples perturbations, les lisières et accotements des infrastructures routières possèdent différentes fonctions écologiques.

Leurs effets peuvent être positifs ou négatifs selon les espèces, les types d'infrastructures et la perspective adoptée (Coffin, 2007 ; Fahrig, Rytwinski, 2009 ; O'Brien, 2006 ; Trocmé *et al.*, 2002).

D'une part, ces accotements peuvent constituer des habitats pour certaines espèces, en particulier pour

les petits mammifères, les oiseaux et les insectes (Coffin, 2007 ; Fahrig, Rytwinski, 2009 ; Morelli *et al.*, 2014 ; Ruiz-Capillas *et al.*, 2015 ; Van der Ree *et al.*, 2011 ; Villard *et al.*, 2012).

Dans certains espaces fortement fragmentés du fait d'activités humaines variées, ils peuvent paradoxalement faire partie des derniers refuges de végétations indigènes au sein du territoire et constituer par conséquent d'importantes sources de biodiversité (Coffin, 2007 ; Trocmé *et al.*, 2002 ; Van der Ree *et al.*, 2011). La conception, la composition floristique, la largeur et l'entretien des bordures de routes influencent fortement les bénéfices que celles-ci sont susceptibles de procurer aux animaux (Coffin, 2007 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Morelli *et al.*, 2014 ; Trocmé *et al.*, 2002).

D'autre part, les lisières des axes routiers peuvent former des corridors de déplacements pour différentes espèces (Coffin, 2007 ; Lugo, Gucinski, 2000 ; Trocmé *et al.*, 2002). L'ensemble des catégories de déplacements identifiées précédemment peuvent être réalisées au travers de ces espaces (recherche de ressources, dispersion, migration à longue distance et extension de l'aire de répartition) (Coffin, 2007). En particulier, les espèces d'animaux et de plantes pionnières ou généralistes, capables d'exploiter les conditions écologiques très variables des accotements, profitent de leur existence pour se disperser. À l'inverse, pour d'autres espèces, ces lisières sont inhospitalières et entraînent parfois des comportements d'évitement, comme nous l'avons vu précédemment.

De ce fait, les infrastructures de transport (routes, chemins de fer, voies navigables) participent à la propagation de plantes et d'animaux invasifs, par exemple la Renouée du Japon (*Fallopia japonica*) ou l'Arbre à papillons (*Buddleja davidii*) (Coffin, 2007 ; CREAT, 2010 ; EEA, 2011 ; Lugo, Gucinski, 2000 ; Trocmé *et al.*, 2003 ; Trombulak, Frissell, 2000). Cette propagation est favorisée le long des réseaux routiers en raison du transport involontaire de graines et de petits organismes lors des déplacements des véhicules, du caractère linéaire des infrastructures ainsi que de la faible compétition pour l'accès à la lumière, à l'eau et aux nutriments le long de leurs abords (Coffin, 2007 ; EEA, 2011 ; Trocmé *et al.*, 2003 ; Trombulak, Frissell, 2000).

Les possibilités de dispersion de différentes espèces le long de ces « corridors routiers » sont parfois perçues comme des opportunités, permettant d'envisager leur intégration à des réseaux écologiques.

Cependant, les caractéristiques de ces abords sont bien différentes de celles des corridors écologiques « classiques ». Les espèces utilisant ces accotements en tant qu'habitats, en tant que lieux de ressource ou pour leurs déplacements sont en outre exposées à des risques de collisions élevés avec les véhicules. Elles sont par conséquent attirées vers ce qui, du fait de cette mortalité, constitue parfois des « pièges écologiques » (Ruiz-Capillas *et al.*, 2015 ; Trocmé *et al.*, 2002). De plus, la pression de prédation au sein de ces espaces peut être importante, en raison de la présence de carnivores attirés par la nourriture que constituent les animaux décédés à la suite de collisions (Trocmé *et al.*, 2002). À l'inverse, pour les espèces dont les prédateurs évitent les réseaux routiers, les abords peuvent constituer des refuges où cette pression est nettement atténuée (Fahrig, Rytwinski, 2009 ; Morelli *et al.*, 2014).

1.2. EFFETS ET IMPACTS INDIRECTS DES INFRASTRUCTURES ROUTIÈRES SUR LA FAUNE

Les effets indirects des infrastructures de transport comprennent notamment les changements de l'occupation du sol et l'urbanisation, ainsi que d'autres perturbations, engendrés par l'accessibilité accrue rendue possible par les réseaux de transport (Coffin, 2007). Les réseaux routiers occasionnent également la modification des aires de répartition, de l'agencement dans l'espace et de la dynamique de ces populations. En outre, les effets de la fragmentation des habitats peuvent interagir et se combiner avec ceux des changements climatiques et d'autres processus.

1) Modifications de l'occupation du sol et urbanisation suite à la construction des réseaux de transport

La construction d'axes routiers augmente l'accessibilité des territoires pour les populations humaines. De nouveaux habitats et/ou zones d'activités sylvicoles, minières ou agricoles sont souvent établies par la suite, et justifient à leur tour la construction d'axes de desserte locale ou régionale (Coffin, 2007 ; Iuell, 2003 ; Trombulak, Frissell, 2000). Il est notamment reconnu que le développement des réseaux routiers et la démocratisation de l'automobile constitue un facteur prépondérant de l'étalement urbain, de la périurbanisation et de la rurbanisation (Antrop, 2004 ; Halleux, 2001).

2) Accroissement de l'accessibilité humaine et des perturbations qui y sont liées

Les perturbations liées à l'accroissement de l'accessibilité humaine, permis par la construction d'infrastructures de transport, aux habitats naturels et semi-naturels sont potentiellement nombreuses. La fréquentation de ces habitats par les chasseurs, touristes, promeneurs et autres acteurs contribue notamment à ces perturbations. En outre, cette accessibilité accrue permet l'éventuelle extraction de ressources, notamment au travers de la déforestation (Coffin, 2007 ; Haddad *et al.*, 2015 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Lugo, Gucinski, 2000 ; Trombulak, Frissell, 2000).

Il est nécessaire de prévoir la gestion de l'accessibilité et des éventuelles développements routiers complémentaires dès la phase de planification et d'études d'incidences, antérieure à la construction des infrastructures (Iuell *et al.*, 2003).

3) Modification de l'abondance, des aires de répartition et des dynamiques des populations

Comme nous avons pu le constater au travers de ce chapitre, plusieurs effets directs des infrastructures de transport sur la faune sont susceptibles d'occasionner la modification de l'abondance, des aires de

répartition et des dynamiques des populations, tels que l'effet de barrière, les perturbations et pollutions directes ou indirectes ainsi que la fragmentation des habitats (Coffin, 2007 ; EEA, 2011).

Au travers d'une revue de la littérature portant sur 79 études, Fahrig et Rytwinsky (2009) analysent les effets, positifs ou négatifs, des réseaux et du trafic routier recensés à l'échelle des populations. Sur cette base, ces auteurs établissent que les impacts négatifs documentés concernant l'abondance des populations surpassent les effets positifs en vertu d'un facteur 5 (Fahrig, Rytwinsky, 2009).

Quatre principaux impacts des routes affectent les populations animales. Il s'agit, d'une part, de la réduction du nombre, de la surface et de la qualité des habitats, ainsi que, d'autre part, de l'impossibilité d'accéder à certaines ressources situées de part et d'autre de l'infrastructure routière. De plus, les infrastructures de transport occasionnent la subdivision des populations animales en plusieurs entités, réduites en nombre et plus vulnérables. Les individus sont en outre exposés à des risques de collisions pouvant augmenter le taux de mortalité (EEA, 2011).

Sur base de données issues de 75 études, une méta-analyse a également été conduite par Rytwinski et Fahrig (2012). Les espèces dont les populations sont réduites par la présence d'infrastructures routières sont identifiées, notamment dans le but d'adapter à leurs besoins les mesures d'atténuation existantes. Les résultats indiquent que les grands mammifères présentant de faibles taux de reproduction et de grandes capacités de déplacement sont plus vulnérables aux effets négatifs des routes. Les amphibiens et les reptiles sont également particulièrement sensibles à ces effets négatifs, de même que les oiseaux possédant de vastes territoires et les espèces n'évitant pas les routes du fait de la présence de perturbations (Rytwinski, Fahrig, 2012).

4) Interactions entre la fragmentation des habitats et les changements climatiques

Les changements climatiques engendrent de nombreux impacts sur les écosystèmes et la biodiversité. Pour de nombreuses espèces terrestres et aquatiques, des changements de l'abondance, de l'aire de répartition, des relations interspécifiques ainsi que des mouvements migratoires et des activités saisonnières sont déjà observés (IPCC, 2014). La fréquence des événements extrêmes devrait en outre augmenter et occasionner des impacts variés sur les populations animales et végétales (Fischer, Lindenmayer, 2007 ; IPCC, 2014 McGuire *et al.*, 2016). La distribution des espèces à l'échelle régionale et continentale présente d'ores et déjà des modifications (Lister *et al.*, 2015 ; McGuire *et al.*, 2016).

Des interactions entre les effets de la fragmentation des habitats et ceux des changements climatiques peuvent notamment se produire (Haddad *et al.*, 2015 ; Oliver, 2015 ; Opdam, Wascher, 2004). La plupart des changements globaux occasionnant la réduction de l'effectif des populations et l'érosion de la biodiversité sont exacerbés par la fragmentation des habitats, et notamment ainsi, les impacts des changements climatiques sur la faune et la flore. Ces éventuelles synergies risquent fort de se renforcer

dans le futur (Haddad *et al.*, 2015). Les migrations longues distances de nombreuses espèces amenées à se déplacer suite aux changements climatiques sont entravées par la fragmentation et l'existence de barrières, telles que les infrastructures de transport. La nature exacte de ces déplacements des aires de répartition demeurant difficile à prédire, il convient de développer une approche anticipative en vue de restaurer la connectivité (Didham, 2010 ; McGuire *et al.*, 2016).

Dans ce contexte, certains auteurs interrogent les contributions éventuelles pouvant être apportées par les concepts de réseaux et corridors écologiques ainsi que par d'autres mesures permettant, notamment grâce à la modélisation, de favoriser la connectivité (Bakker *et al.*, 2015 ; Kostyak *et al.*, 2011 ; McGuire *et al.*, 2016 ; Kang *et al.*, 2016). L'apport des mesures d'atténuation favorisant le franchissement des infrastructures de transport, tels que les passages fauniques, est également souligné (Lister *et al.*, 2015 ; McGuire *et al.*, 2016). Lister *et al.* (2015) évoquent le nécessaire développement de nouvelles solutions modulables et adaptatives, dont les emplacements sur le tracé des infrastructures pourraient être modifiés en fonction de l'évolution du besoin des espèces dans un contexte de changements climatiques.

En la matière, une perspective intéressante pourrait être offerte par la conception de méthodes dont les modèles seraient actualisés régulièrement en fonction des données observées (Bakker *et al.*, 2015).

3. ATTÉNUATION DES IMPACTS DES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORTS

Comme que nous avons pu le constater au sein du chapitre précédent, les impacts négatifs des infrastructures de transport sur la faune sont nombreux. Des mesures variées existent cependant en vue de limiter ces impacts. Celles-ci sont mises en œuvre depuis plusieurs décennies au sein de différents pays d'Europe et du monde, comme nous le verrons par la suite (Carsignol, 2012 ; Glista, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Sétra, 2006 ; Van der Grift *et al.*, 2013 ; Vanpeene-Bruhier, 2014).

Dans le présent chapitre, nous décrivons d'abord les principales mesures d'atténuation existantes, en portant une attention particulière aux passages fauniques. Ensuite, les critères à prendre en compte dans le cadre de la mise en application de ces mesures sont présentés. Leur efficacité et les coûts financiers associés sont également questionnés. Enfin, nous recensons différents pays où ces mesures sont mises en application et présentons quelques exemples de celles-ci.

1.1. TYPOLOGIE DES MESURES D'ATTÉNUATION DES IMPACTS

Différents types de mesures existent en vue d'atténuer les impacts engendrés par les infrastructures routières sur la faune terrestre. Parmi celles-ci, se trouvent notamment la restauration de la connectivité des paysages au travers de la réhabilitation de connections paysagères historiques, ainsi que la création de nouveaux corridors (Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Perkl, 2016).

Une typologie des moyens d'atténuation est développée par Iuell *et al.* (2003), au sein de l'ouvrage « *Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions* ». Cette typologie distingue deux groupes de mesures permettant de protéger la faune le long des infrastructures et de réduire la fragmentation des habitats (Iuell *et al.*, 2003, cf. figure ci-dessous).

Le premier groupe comprend les mesures visant à atténuer directement la fragmentation en établissant des connexions entre les habitats traversés par des infrastructures (*providing links*). Il englobe notamment les passages fauniques ou les structures de franchissement, distinguées selon qu'elles soient établies par-dessus (*overpasses*) ou par-dessous (*underpasses*) les voiries.

Le second groupe de mesures (*reducing mortality*) comprend les opérations menées dans le but d'améliorer la sécurité routière et de limiter les impacts du trafic routier sur les populations animales, en réduisant la mortalité engendrée par ce dit trafic (Iuell *et al.*, 2003).

Les auteurs précisent cependant que, dans la pratique, la distinction entre ces groupes de mesures demeure souvent imprécise. En effet, de nombreuses structures remplissent les deux fonctions simultanément. En outre, parmi les mesures visant à réduire la mortalité des populations animales, l'aménagement de barrières empêchant l'accès de la faune aux voiries peut éventuellement constituer un moyen de limiter l'avènement de collisions avec des véhicules. Néanmoins, la construction de clôtures contribue également à accroître la fragmentation des habitats, c'est pourquoi elles ne sont

considérées comme des mesures d'atténuation que si elles sont combinées à l'aménagement de passages fauniques en vue de compenser l'effet de barrière généré (Iuell *et al.* 2003).

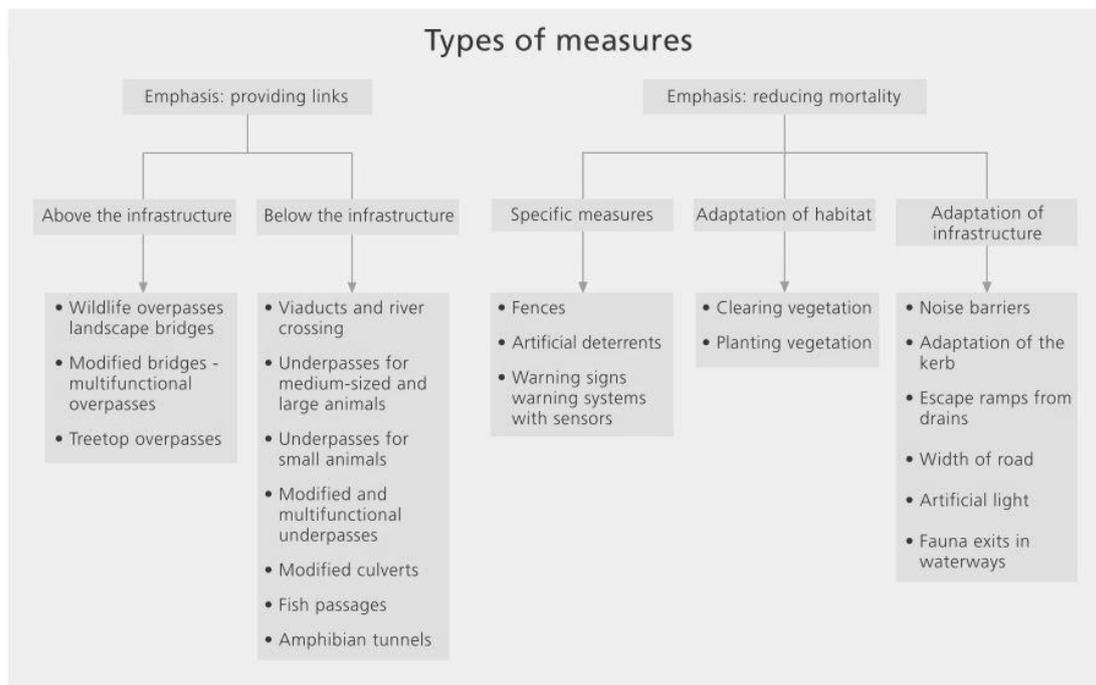


Figure 12. Typologie des mesures d'atténuation de la fragmentation des habitats et des impacts des infrastructures de transport sur la faune. Source : Iuell et al., 2003.

1.2. PASSAGES FAUNIQUES

Avant tout, il est nécessaire de préciser que notre réflexion se concentre principalement sur les mesures visant à restaurer la connectivité détériorée par des infrastructures existantes. Cependant, de nombreux impacts des infrastructures routières peuvent être atténués dès la phase de planification (Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003). En la matière, les études d'incidences environnementales constituent un outil précieux pour envisager d'éviter ou d'atténuer certains impacts ainsi que pour planifier la réalisation de passages fauniques ou d'autres structures (Iuell *et al.*, 2013 ; Mallard, 2014). Les conséquences de la destruction et de la perte d'habitats peuvent également être étudiées et atténuées dans ce cadre. Ces outils présentent cependant certaines limites (Mallard, 2014). Il est ainsi nécessaire de profiter des opportunités offertes par la planification ou la réfection des axes routiers. En France, la mise en place de structures franchissables par la faune est intégrée à l'ensemble des travaux de construction ou de réfection des infrastructures routières. Les coûts de mise en œuvre de telles mesures sont généralement moins élevés lorsque les travaux se déroulent en même temps que la construction de l'infrastructure (Société Provancher d'Histoire Naturelle du Canada, 2012).

En outre, soulignons que toutes les mesures ne sont pas adaptées à l'ensemble des espèces. Certaines se consacrent par exemple davantage aux petits animaux ou aux amphibiens, comme nous le verrons.

D'autres au contraire sont destinées à être utilisées par une grande majorité d'espèces (Iuell *et al.*, 2003).

Un tableau présentant les types de passages fauniques selon leur caractère approprié ou inapproprié pour une série d'espèces, extrait de Iuell *et al.* (2003), est repris en Annexe 1 du présent mémoire (page A en fin d'ouvrage).

Dans le cas d'applications concrètes, une combinaison de plusieurs mesures d'atténuation adaptées à différents groupes d'espèces est souvent mise en œuvre (Iuell *et al.*, 2003). En outre, il est intéressant de considérer les opportunités que peuvent offrir certains passages pour différentes espèces, même s'ils ne leur sont originellement pas destinés. Des passages prévus pour de grands mammifères peuvent par exemple être aménagés pour servir également à des invertébrés ou à de plus petits mammifères (Iuell *et al.*, 2003).

La planification de mesures d'atténuation doit être envisagée dans un contexte à la fois global et local (Iuell *et al.*, 2003 ; Trocmé *et al.*, 2002). Les passages fauniques et autres mesures visant à restaurer la connectivité ne doivent pas être considérés isolément, mais doivent idéalement être intégrés aux initiatives existantes, telles que les réseaux écologiques définis sur le territoire (Iuell *et al.*, 2003).

1) Types de passages fauniques et caractéristiques

L'étude de Iuell *et al.* (2003) présente dans le détail les différents types de mesures d'atténuation et de passages fauniques existants, en précisant notamment de nombreux paramètres relatifs à la conception, aux dimensions et à la localisation de ces aménagements. Les mesures d'atténuation sont caractérisées en fonction de l'objectif qu'elles poursuivent (rétablir les connexions ou réduire la mortalité), selon la typologie exposée précédemment. Nous présentons ces différentes mesures de manière distincte, mais il faut préciser qu'une combinaison de celles-ci est souvent nécessaire (Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003).

La mise en place de passages passant par-dessus ou par-dessous les infrastructures routières restaure la connectivité en permettant aux animaux de se déplacer de manière sécurisée (Iuell *et al.*, 2003 ; Forman *et al.*, 2003 ; Lister *et al.*, 2015). Ces passages sont de tailles et de conceptions variées (Carsignol, 2012 ; Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Lister *et al.*, 2015). Le choix d'établir un passage passant par-dessus ou par-dessous la voirie dépend notamment du relief de la zone considérée (Iuell *et al.*, 2003).

Dans l'ensemble des cas, il est nécessaire d'accorder une attention particulière à la conception du passage, au choix de la végétation qui y est implantée ainsi qu'à sa protection contre la lumière et le bruit (Bliss-Ketchum, 2016 ; D'Amico *et al.*, 2015).

a) Structure de franchissement par-dessus l'infrastructure routière

1) Passages fauniques supérieurs et ponts verdurisés

Les passages fauniques supérieurs et ponts verdurisés sont des structures imposantes souvent construites au-dessus des axes routiers fortement fréquentés (Carsignol, 2012 ; Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003). Il s'agit de structures coûteuses à réaliser, mais qui peuvent être utilisées par une grande variété d'espèces : petits et grands mammifères, invertébrés, reptiles, amphibiens, voire même oiseaux, chauve-souris et papillons (Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003). En Suisse, en Allemagne et en France, les ongulés sont les usagers les plus fréquents des passages fauniques supérieurs, en particulier le chevreuil (Glista *et al.*, 2009).

Ces passages font en général 40 à 50 mètres de large, avec un minimum de 20 mètres, en-dessous duquel la fréquence d'utilisation par la faune est souvent fortement réduite. La largeur des ponts verdurisés est supérieure à 80 mètres (Iuell *et al.*, 2003).

Une attention particulière doit être accordée à la végétation établie sur les passages supérieurs. Celle-ci doit guider les individus vers la structure (notamment via l'utilisation de plantes faisant office de nourriture), et s'intégrer aux habitats existants de part et d'autre de la voirie. L'utilisation de haies ou de barrières permet de protéger les animaux contre la lumière artificielle et le bruit de la route (Bliss-Ketchum, 2016 ; Iuell *et al.*, 2003).

La mise en place de clôtures le long de l'infrastructure est souvent nécessaire pour guider les animaux vers les passages à faunes. De nombreux paramètres sont à prendre en compte pour mettre en place ces barrières, étant donné qu'elles peuvent également contribuer à amplifier la fragmentation, comme expliqué précédemment (Iuell *et al.*, 2003).



Figure 13. Exemples de passages fauniques supérieurs en Allemagne, en France et aux Pays-Bas. En bas à droite, plans d'une structure en bois (photo-montage). Sources : EEA, 2011 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Vanpeene-Bruhier, 2014.

2) Ponts et passerelles existants modifiés - passages multifonctionnels

Il est possible d'adapter des structures existantes, conçues initialement pour d'autres usages, en vue de permettre ou de faciliter le passage de la faune (Iuell *et al.*, 2003). Il ne s'agit pas toujours d'une solution optimale, mais elle est généralement moins coûteuse. Dans certains cas, adapter un grand nombre d'ouvrages d'art existants procure des résultats plus probants que la construction d'un seul nouveau passage, pour un prix équivalent. Des bandes enherbées peuvent par exemple être installées sur des ponts faiblement utilisés pour d'autres usages (véhicules, piétons ou cyclistes). Il peut même être envisagé de déclasser certains ouvrages d'art existants pour les transformer en passages totalement végétalisés consacrés uniquement aux déplacements de la faune, si leurs caractéristiques le permettent (Iuell *et al.*, 2003 ; Trocmé *et al.*, 2002).



Figure 7.32 - A vegetated strip alongside a forestry track can enhance the permeability of infrastructure for small animals. A bridge across the high-speed railway line near Oberderdingen in Germany. (Photo by B. Georgii)



Figure 2. Rope overpass constructed with four 12 mm ropes interlaced and rubber hose to form ladder steps in Lami district, Porto Alegre municipality, southern Brazil. Photo: João Cláudio Godoy Fagundes.

Figure 14. Gauche : Exemple de bandes enherbées établies sur un pont existant pour faciliter son éventuel usage par la faune. Source : Iuell *et al.*, 2003. ; Droite Et bas : Exemples de Passages sur canopée (voir ci-dessous).

Source : Zimmerman Teixeira *et al.*, 2013.

3) Passages supérieurs sur canopée

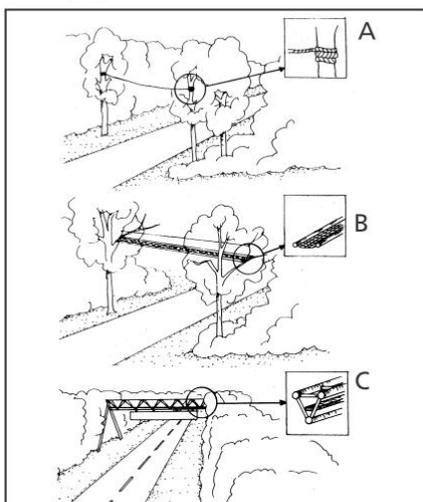


Figure 7.34 - Climbing mammals can use constructions over roads. Design details of A: a rope, B: a walkway of two steel cables with a net between, and C: adaptation of motorway signage.

Pour les animaux grimpeurs tels que les écureuils, les lérots ou les loirs gris, des passages peuvent être prévus pour relier le houppier des arbres de part à d'autre de la voirie lorsqu'ils sont suffisamment proches (Iuell *et al.*, 2003 ; Van der Ree *et al.*, 2011 ; Zimmerman Teixeira *et al.*, 2013).

Les passages à faune supérieurs décrits précédemment sont également utilisables par ces espèces si la couverture végétale est adaptée à leurs déplacements (Iuell *et al.*, 2003).

Des passages facilitant le déplacement des chauves-souris existent également, mais leur efficacité est remise en question (Berthinussen, Altringham, 2012).

b) Structures de franchissement passant sous l'infrastructure routière

Les passages passant sous la voirie (passages inférieurs) sont des structures de tailles variables (Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003).

Il peut notamment s'agir de passages non destinés pour la faune à l'origine, susceptibles de faciliter ses déplacements à la suite d'adaptations mineures (Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003).

1) Passages sous viaducs et ponts

Les passages sous les viaducs et ponts existants sont souvent utilisés par de nombreuses espèces, dont les amphibiens et plusieurs espèces de mammifères. Dans ce cas, il s'agit alors de s'assurer que ces mouvements se déroulent dans les meilleures conditions possibles pour la faune. Les fonds de vallée sont souvent des trajectoires favorisées par les animaux, en particulier lorsqu'ils sont parcourus par des cours d'eau (Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003).

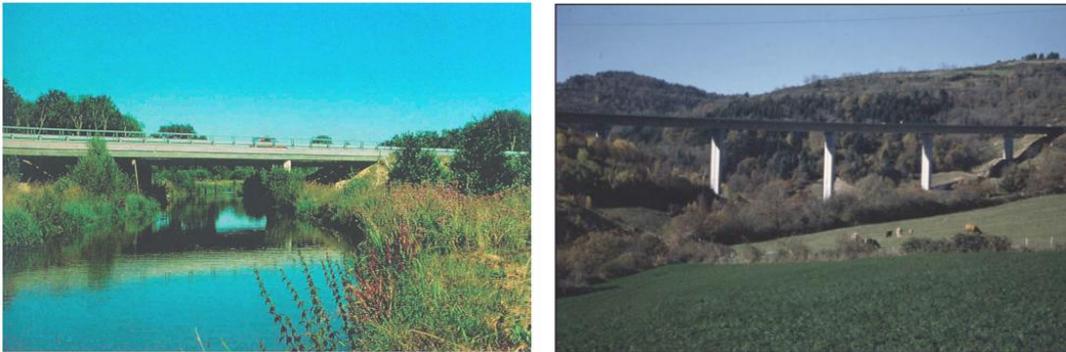


Figure 15. Passage sous viaduc permettant le passage de la faune terrestre et aquatique (France). Sources : Iuell *et al.*, 2003 ; Sétra, 2006.

2) Passages inférieurs pour la grande et moyenne faune

Les passages inférieurs pour la grande et moyenne faune sont des tunnels généralement établis à destination d'animaux tels que les sangliers, les cerfs, les loups ou encore les lynx, mais d'autres animaux sont également susceptibles de les utiliser (Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003). Une hauteur de 3 à 4m et une largeur minimale de 15m sont recommandés. Il est important d'accorder une attention particulière au drainage, en vue de s'assurer que l'eau ne peut s'accumuler dans ce type de structures.



**Figure 16. Exemples de passages à faunes inférieurs pour la grande faune.
Source : Iuell *et al.*, 2003.**

3) Passages inférieurs modifiés et à usage mixte

Il est généralement recommandé de prévoir des passages spécifiquement destinés à la faune. Néanmoins, l'usage combiné par la faune et des véhicules, piétons ou cyclistes est possible lorsque la fréquence de passage est réduite et que le tunnel considéré fait plus de 10m de large (Iuell *et al.*, 2003 ; Ruediger, Jacobson, 2013). Cependant, certaines espèces sensibles aux perturbations engendrées par les véhicules (bruit et lumière) peuvent être réticentes à utiliser de telles structures. Des tunnels existants prévu pour d'autres usages sont également susceptibles d'être utilisés par des animaux. Leur aménagement peut être optimisé dans ce sens (Iuell *et al.*, 2003).



Figure 17. Exemple de passages à usages mixtes en république Tchèque et au Danemark. Source : Iuell *et al.*, 2003.

4) Passages inférieurs pour la petite faune

Les passages inférieurs pour la petite faune sont généralement des buses ou des tunnels rectangulaires de taille relativement réduite (de 0,4 à 2m de diamètre). Un diamètre de 1,5m permet le passage de nombreuses espèces, ainsi qu'une maintenance plus aisée. Ce sont souvent des aménagements peu coûteux et facile à aménager sur des infrastructures déjà établies (Carsignol, 2012 ; Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Sétra, 2006). Ils sont régulièrement utilisés par des animaux tels que la martre, le blaireau, le hérisson ou même le chat sauvage (Carsignol, 2012 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Mata *et al.*, 2008). Les loutres peuvent également traverser les routes lorsque le déplacement par voie aquatique est impossible, et des passages peuvent être conçus en vue de faciliter leurs traversées. Des amphibiens et des rongeurs peuvent également emprunter ces structures (Iuell *et al.*, 2003).

Des tuyaux d'évacuation d'eau existants peuvent également être aménagés pour permettre le passage de la petite faune (Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003).



Figure 18. Passages pour petits animaux en Allemagne, en République Tchèque et aux Pays-Bas.

Source : Iuell *et al.*, 2003.

5) Passages hydrauliques modifiés à l'usage des animaux terrestres

Il est possible d'apporter des modifications aux ouvrages hydrauliques passant sous la voirie afin de permettre leur usage par la faune terrestre. Des bordures sèches de différentes largeurs peuvent être aménagées le long de ruisseaux ou cours d'eau plus importants si la dimension des buses le permet (Carsignol, 2012 ; Iuell *et al.*, 2003). Il est également important de permettre le passage des poissons et autres organismes aquatiques, mais nous n'aborderons pas ces aménagements en détails. Les tuyaux d'évacuation qui demeurent secs durant une partie de l'année peuvent également être utilisés par des animaux pour leurs déplacements (Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2012).



Figure 19. Exemples d'ouvrages hydrauliques modifiés pour permettre le passage de la faune (Pays-Bas). Source : Iuell *et al.*, 2003.

6) Passages pour les amphibiens

De nombreux amphibiens se déplacent saisonnièrement pour rejoindre leurs lieux de reproduction situés en milieux aquatiques. Les jeunes individus migrent également depuis leurs lieux de naissance (Iuell *et al.*, 2003). Des tunnels pour les amphibiens peuvent être prévus sous les infrastructures routières pour faciliter leurs traversées (Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003). Quand c'est envisageable, il peut être également nécessaire de prévoir des ramassages à des périodes spécifiques et à des lieux où se produisent de nombreuses collisions avec les véhicules (Iuell *et al.*, 2003). Il est nécessaire de prêter une attention particulière aux conditions d'humidité à l'intérieur de ces passages, de manière qu'elles soient adaptées à ces espèces. Dans ce but, il est important de concevoir ces tunnels de manière à ce que les précipitations puisse y pénétrer modérément (Glista *et al.*, 2009 ; Lesbarrères ; Fahrig, 2012).



Figure 20. Passages pour amphibiens en Allemagne, en Espagne et en France. Sources : Iuell *et al.*, 2003 ; Sétra, 2006.

2) *Efficacité et performances*

Plusieurs auteurs interrogent l'efficacité et les performances des différents types de passages fauniques, vis-à-vis d'une ou de différentes espèces ciblées par ces aménagements (Berthinussen, Altringham, 2012 ; Lesbarrères, Fahrig, 2012 ; Van der Grift *et al.*, 2013). Six critères sont proposés par Forman *et al.* (2003) pour évaluer l'efficacité de ces structures : la réduction du nombre de décès suite aux collisions, la maintien de la connectivité des habitats, la possibilité de dispersion, le maintien des échanges génétiques, la satisfaction des exigences biologiques, ainsi que le maintien des dynamiques des métapopulations et des services écosystémiques.

Cependant, de nombreuses études se concentrent principalement sur l'évaluation du taux d'utilisation par la faune (via des caméras à déclenchement automatique et des observations des traces d'animaux), et peu concernent l'efficacité vis-à-vis de la pérennité des populations (Corlatti *et al.*, 2009 ; Lesbarrères, Fahrig, 2012 ; Mazza *et al.*, 2011 ; Van der Grift, 2013 ; Van der Ree *et al.*, 2011). Il ne semble pas non plus y avoir de résultats suffisamment probants attestant de leur efficacité ou non du point de vue de la facilitation des échanges génétiques (Corlatti *et al.*, 2009). Ces limites proviennent notamment de l'absence d'études préliminaires à la construction permettant une comparaison (Lesbarrères, Fahrig, 2012).

Telles qu'en attestent plusieurs études, les passages fauniques sont effectivement empruntés par une grande variété d'animaux, selon leurs types (Clevenger, 2012 ; Clevenger *et al.*, 2013 ; Georgii *et al.*, 2011 ; Glista *et al.*, 2009 ; Mata *et al.*, 2008), mais ce n'est pas suffisant pour attester de leurs effets à l'échelle des populations.

L'efficacité globale de ces mesures d'atténuation semble donc difficile à évaluer de façon certaine en l'état des connaissances actuelles (Corlatti *et al.*, 2009 ; Lesbarrères, Fahrig, 2012 ; Rytwinski *et al.*, 2016 ; Van der Grift, 2013 ; Van der Ree *et al.*, 2011).

Néanmoins, une méta-analyse récente réalisée par Rytwinski *et al.* (2016) sur 50 études indique que de manière générale, les mesures d'atténuation des impacts des routes permettent la diminution des décès d'animaux dus aux collisions avec les voitures (jusqu'à -40%). La combinaison de passages fauniques et de clôtures permet quant à elle une réduction de 83% (Rytwinski *et al.*, 2016).

Il convient de préciser que l'importance de la mise en œuvre d'opérations de maintenance des structures d'atténuation et des passages fauniques réalisés, ainsi que du suivi et du monitoring de ces derniers, est soulignée au sein de la littérature, et peut contribuer à leur efficacité (Bédard *et al.*, 2012 ; Clevenger, Waltho, 2003 ; Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003). En effet, tous les types de mesures présentées nécessitent une vérification et un entretien fréquent, de manière à permettre leur fonctionnement sur le long terme (Iuell *et al.*, 2003). Ceci implique donc la planification et la prise en compte de ces opérations de maintenance et de suivi en vue d'en organiser la gestion, ainsi que d'y affecter les moyens financiers et humains nécessaires.

3) Critères d'efficacité

Bien que l'efficacité vis-à-vis des populations ne puisse être clairement établies, plusieurs facteurs influençant leur usage peuvent être identifiés. Il s'agit de paramètres et critères à prendre en considération lors de la planification et de la conception des passages fauniques.

Parmi ces facteurs, la localisation des structures est extrêmement importante, et représente un facteur prépondérant vis-à-vis de leur efficacité à faciliter les mouvements de la faune (Glista *et al.*, 2009 ; Lesbarrères, Fahrig, 2012 ; Mata *et al.*, 2008).

Les dimensions de la structure jouent également un rôle, ainsi que l'aménagement de la couverture végétale sur la structure et ses abords (Glista *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Mata *et al.*, 2008). Il en va de même pour les conditions de température, d'humidité, d'éclairement et d'exposition au bruit (Glista *et al.*, 2009).

L'efficacité relative varie en outre en fonction des espèces visées par le type de mesure mises en œuvre, tel que nous l'avons vu précédemment (Iuell *et al.*, 2003). Les passages supérieurs (écoducs et ponts végétalisés), bien que souvent coûteux à établir, sont souvent les plus efficaces pour l'ensemble des espèces (D'Amico *et al.*, 2015 ; Iuell *et al.*, 2003).

Au-delà du type de structures ou des espèces visées, certains principes sont à respecter. Il est notamment nécessaire de prévoir des moyens en vue d'attirer les animaux vers les passages mis en place. Pour ce faire, des zones de refuge dont les caractéristiques sont similaires à celles des habitats adjacents doivent être constituées tout au long du parcours (Iuell *et al.*, 2003 ; O'Brien, 2006).

4) Coûts des mesures d'atténuation

Les coûts engendrés par la mise en place de mesures d'atténuation de type passages fauniques sont très variables. Certaines structures peuvent représenter des investissements importants (Voir Annexe 2 pour différents exemples, page B à la fin de cet ouvrage) (Glista, 2009 ; Van der Grift *et al.*, 2013).

Bien qu'ils ne représentent pas un critère déterminant vis-à-vis de la localisation des mesures d'atténuation, les investissements financiers non négligeables nécessaires à leur réalisation peuvent avoir une influence sur le choix du type de mesure et les possibilités de mise en œuvre concrètes (Glista *et al.*, 2009).

Étant donné les investissements élevés nécessaires pour établir certaines de ces structures, il est essentiel que l'atténuation des impacts soit envisagée dans un contexte supra-régional et transfrontalier d'intégration des biotopes. Tous les projets contribuant à cette finalité devrait être précisément défini au sein des stratégies d'aménagement du territoire à l'échelle régionale (Tillmann, 2005). Des mesures doivent en effet être prévues pour empêcher par exemple que les zones à proximité des passages deviennent constructibles. La mise en œuvre de mesures coûteuses, tels que les écoducs, peut être

optimisée en combinant les expertises locales et supra-régionales en vue d'identifier les conditions pour créer un réseau écologique à plusieurs échelles (Tillmann, 2005)

D'autres auteurs mettent cependant en avant que dans certains cas, l'argent économisé du fait de la réduction des accidents impliquant la faune excède les coûts investis pour installer des mesures d'atténuation (Van de Ree *et al.*, 2011).

Prix ci-dessous extraits du document **Sétra – Cete de l'Est. Eléments de coût des mesures d'insertion environnementales, exemple de l'est de la France. NI n°88. Janvier 2009.**

Définition et caractéristiques	Image	Unité	Coût moyen unitaire en €	Fourchette de prix en €	Principaux facteurs de variabilité
Passage supérieur (PS) Grande faune (réalisation de l'ouvrage, végétalisation des abords et du tablier ; (i) PS de 8 m de large (autoroute), (ii) PS de 12 m de large (autoroute))		m ² de tablier	1850 (i)=850 000 € (ii)=1 200 000 €	1 650 à 2 050	Type d'ouvrage Dimensions de l'ouvrage Aménagements
Ouvrage de type pont-vert sur autoroute (20 à 40 m de large) (réalisation de l'ouvrage, fourniture et mise en œuvre végétale, plantations ; (i) pont vert de 20 m de large (autoroute))		m ²	2 000 (i)=1 600 000 €	1 800 à 2 200	Caractéristiques de l'ouvrage Aménagements des abords
Tranchée couverte (réalisation d'un ouvrage de faible longueur et de ses abords, plantations ; ne nécessite pas de dispositif particulier tel que extracteur, ...)		m ² de chaussée couverte	4 000	3 500 à 4 500	Caractéristiques de l'ouvrage Aménagements des abords

Figure 21. Quelques exemples de coûts pour la réalisation de passages fauniques supérieurs. Tableau complet à consulter à l'annexe 8. Source : Legrand, 2011, d'après Sétra, 2009.

5) Exemples de réalisation

Des exemples d'application de mesures d'atténuation des impacts des infrastructures routières peuvent notamment être recensés au sein de différents pays d'Europe, d'Amérique du Nord et d'Océanie (Bouffard *et al.*, 2012 ; Clevenger, 2012 Corlatti *et al.*, 2009 ; Lister *et al.*, 2015 ; Natural England, 2015 ; Peltier, 2012 ; Trocmé *et al.*, 2002).

De telles réalisations sont déjà attestées dès les années 1960, notamment en France, au Luxembourg et aux Pays-Bas (Corlatti *et al.*, 2009 ; Carsignol, 2012 ; Sétra, 2006). Ils sont principalement destinés au gibier et sont souvent inadaptés à la traversée par les animaux. Leurs caractéristiques ont ensuite progressivement évolué (Carsignol, 2012).

En Europe, différentes publications traitent depuis lors de l'existence de tels passages aux Pays-Bas (Di Giulio *et al.*, 2009 ; Iuell *et al.*, 2003 ; Trocmé *et al.*, 2002 ; Van Bohemen, 1998), en Autriche (Mazza *et al.*, 2011), au Danemark, en Allemagne (Georgii *et al.*, 2011), en Grande-Bretagne (Natural England, 2015), en Suisse (Jaeger, 2012), en Hongrie (Puky *et al.*, 2007) ainsi que dans d'autres États.

En 2009, la France comptait 125 passages supérieurs de dimension réduite. 30 passages par-dessus les axes routiers pouvaient être recensés en Allemagne à la même époque, et le même nombre était planifié. En Suisse, il en existerait plus de 20 (Corlatti, 2009).

Passages fauniques supérieurs et inférieurs en Wallonie

Nous avons trouvé très peu d'informations sur les passages fauniques déjà existant en Wallonie. Les seules indications font état de l'existence de 10 passages fauniques, dont 3 passages supérieurs sur les autoroutes E25 et E411, et de 7 tunnels passant sous ces dernières ainsi que sous la N89 (Parlement de Wallonie, 2013). Un des 3 passages supérieurs existant est situé au sein du Parc naturel Haute-Sûre Forêt d'Anlier, non loin d'Habay (Legrand, 2011). Ce passage est localisé sur une carte à l'Annexe 8 (zone n°17, page U à la fin de ce mémoire). Sa construction a initialement coûté 10 millions de francs belges. Il a fait l'objet d'un réaménagement en 2000 car il était peu emprunté par la faune, notamment du fait de pentes trop fortes car il était construit sur un pont (Legrand, 2011). En 2011, des traces indiquent que les biches, les chevreuils, les sangliers et les blaireaux utilisent régulièrement ce passage.

D'autres passages sont en outre réalisés dans le cadre des travaux du contournement de Couvin (vingt au total), dont certains pour la petite faune ou pour la faune aquatique, ce qui souligne une attention concrète pour cette problématique. Il s'agit de 12 passages pour amphibiens, 2 passages à faunes supérieures, 4 traversées de rivière ou ruisseaux à banquettes sèches ainsi que de 2 aqueducs (Parlement de Wallonie, 2013).



Le passage en vue aérienne avant les travaux d'aménagement (à gauche) et après, en 2011 (à droite).

Figure 22. Passage faunique supérieur existant au sein du Parc naturel Haute-Sûre Forêt D'Anlier. Source : Legrand, 2011. Le passage est également localisé sur une carte à l'Annexe 8 (page U).

4. MÉTHODES D'AIDE À LA DÉCISION POUR LE CHOIX DE LA LOCALISATION DES PASSAGES FAUNIQUES

Plusieurs méthodes peuvent être mobilisées en vue de définir la localisation optimale de passages fauniques ou de corridors écologiques, dans une perspective d'aide à la décision.

Dans le cadre de leur analyse comparative des méthodes de modélisation des réseaux écologiques, Bernier et Théau (2013) identifient trois catégories de méthodes mobilisées pour la détermination du tracé des corridors : les méthodes faisant appel à l'interprétation visuelle, les opérateurs morphologiques et les analyses de perméabilité.

Dans le cas des méthodes s'appuyant sur l'interprétation visuelle, les parcelles d'habitat considérées comme les plus connectées sont reliées sur base de données d'occupation du sol, en fonction de leur proximité relative (Bernier, Théau, 2013).

Les méthodes mobilisant les opérateurs morphologiques s'appuient quant à elle sur des « opérateurs mathématiques de traitement d'image » en vue d'identifier des corridors structuraux grâce à des données matricielles d'occupation du sol (Bernier, Théau, 2013).

L'approche mobilisant les analyses de perméabilité regroupe de nombreuses méthodes.

Le choix d'une méthode influence fortement les résultats obtenus (Bernier, Théau, 2013).

Plusieurs types d'approches globales existent en vue de définir la localisation optimale des passages fauniques en mobilisant les outils SIG : d'une part, les approches fondées sur l'écologie du paysage s'attachent à modéliser la connectivité et la résistance des territoires et des paysages (Perkl, 2016) ; d'autre part, les approches fondées sur la modélisation des risques de collision entre les animaux et les véhicules permettent de déterminer des points de conflits concernant une ou plusieurs espèces en particulier (Gunson *et al.*, 2011 ; Hothorn *et al.*, 2012 ; Visintin *et al.*, 2015 ; Wilson, 2012).

Tel qu'exposé par Girardet *et al.* (2016, p.1), « *l'écologie du paysage offre un cadre privilégié pour la modélisation des impacts des infrastructures de transport sur les habitats écologiques. Plusieurs méthodes issues de ce domaine ont été mises au point pour analyser ces différents effets sur la faune et le paysage* ».

Au sein de la littérature, nous avons principalement identifiés trois groupes de méthodes faisant appel à l'écologie du paysage susceptibles d'être mobilisées en vue de traiter notre question de recherche : les méthodes fondée sur une approche de mesure des effets structurels au travers d'indices spatiaux (Kupfer, 2012 ; Rutledge, 2003), les méthodes reposant sur la théorie des graphes (Beier et al., 2008 ;

Girardet *et al.*, 2016 ; Loro *et al.*, 2015) et enfin celles s'appuyant sur la théorie des circuits (McRae *et al.*, 2016).

Parmi les méthodes s'appuyant sur la théorie des graphes, Girardet *et al.* (2016) présentent une procédure -« *pour aider à la restauration de la connectivité d'un réseau écologique perturbé par une infrastructure existante* ». Cette méthode permet d'effectuer une modélisation par profil d'espèces, et a été mobilisée pour « *la localisation de passages à faunes spécifiques à un ensemble d'espèces forestières le long de la ligne à grande vitesse (LGV) Rhin-Rhône, en Franche-Comté (France)* » (Girardet *et al.*, 2016).

5. CONCLUSION INTERMÉDIAIRE

Suite à l'établissement du présent cadre théorique, nous avons pu établir qu'il existait de nombreuses mesures actuellement mises en œuvre en vue d'atténuer les impacts des infrastructures de transport, tant en Europe qu'à l'échelle mondiale. Nous avons notamment constaté que les passages fauniques passant par-dessus ou par-dessous les axes routiers sont de dimensions et de conceptions variables, tout autant que les investissements financiers qu'ils nécessitent. Des perspectives innovantes offertes par le développement de passages fauniques modulables ont également été soulignées. La possibilité de déplacer les structures doit notamment être envisagée dans un contexte de perturbations des trajectoires de migration occasionnées par les changements climatiques.

Concernant l'efficacité des passages fauniques, différentes études indiquent qu'elle est difficile à évaluer en l'état actuel des connaissances. Un monitoring sur le long-terme des populations est nécessaire pour améliorer cette situation, tant avant qu'après la construction de ces structures

Pour effectuer notre étude de cas, nous avons fait le choix de mobiliser la méthode développée par Girardet *et al.* (2016) et Foltête, Girardet et Clauzel (2014).

D'une part, nous avons choisi cette méthode car elle a déjà été mobilisée pour localiser des emplacements favorables en vue d'établir des passages à faune.

En outre, la méthode de Girardet *et al.* (2016) permet d'envisager ces localisations de manière à ce qu'elles s'inscrivent dans des réseaux écologiques existants ou planifiés, tant à l'échelle régionale que transnationale, et elle assure la reproductibilité de la méthode si nécessaire.

Enfin, les données disponibles et nos capacités propres ont également guidé ce choix.

PARTIE 2 - ÉTUDE DE CAS AU SEIN DES PARCS NATURELS DEUX OURTHES ET HAUTE-SÛRE FORÊT D'ANLIER

1. CONTEXTUALISATION

La Belgique est l'un des pays les plus fragmentés d'Europe. La taille moyenne des habitats naturels ou semi-naturels non traversés par des réseaux de transport à grand gabarit s'est réduite à 20km², alors que la moyenne est de 130km² en Union européenne (European Commission, 2013b ; EEA, 2011).

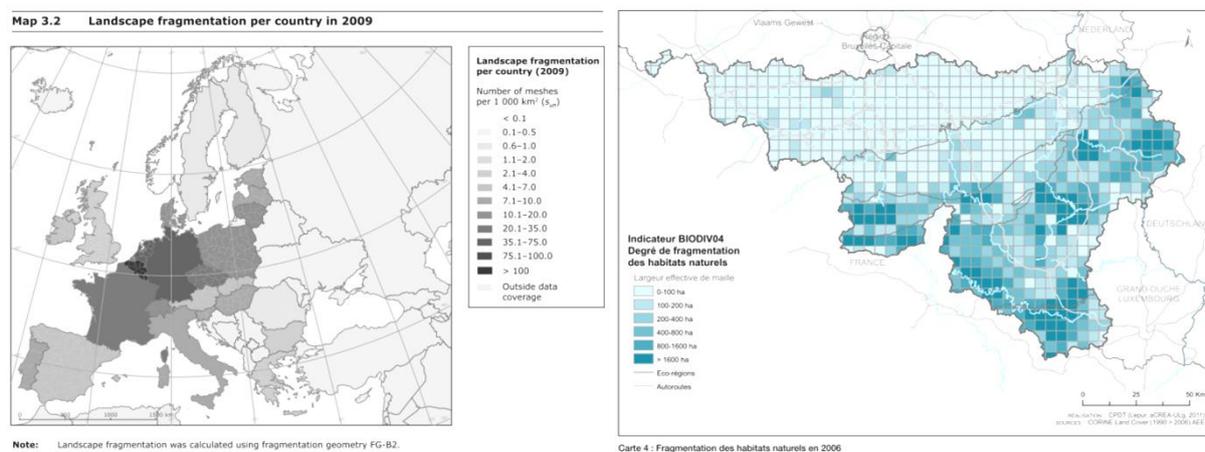


Figure 23. Gauche : Fragmentation du paysage par pays en Union Européenne (2009). Source : EEA, 2011. Droite : Fragmentation des habitats naturels en wallonie (2006). LES couleurs claires indique les territoires les plus fragmentés. Source : CPDT, 2011.

En Région wallonne, les infrastructures de transport occupent environ 4% de la superficie du territoire. Le réseau routier wallon est le plus dense d'Europe, avec une densité du réseau public s'élevant à 4,7km de voirie par kilomètre carré (Lehaire *et al.*, 2013).

Concernant les données relatives aux collisions avec la faune dans cette Région, une étude réalisée sur base des données enregistrées par la police démontre une augmentation du nombre de collisions sur la période 2003-2010, en particulier dans le cas des sangliers et des chevreuils (cf. figure ci-après) (Lehaire *et al.*, 2013).

Cependant, tel qu'évoqué au sein du cadre théorique, ce type de données représente souvent une sous-estimation du nombre réel de collisions, étant donné que seuls les accidents provoquant des dégâts matériels ou humains sont enregistrés.

Une campagne de recensement des petits mammifères et oiseaux décédés des suites de collisions a été effectuée par la Ligue Royale Belge de Protection des Oiseaux entre 2007 et 2011 (Legrand, 2011). Elle a mené à l'établissement de la carte présentée ci-après, où le tracé des autoroutes se démarque, du fait du nombre d'observations qui y ont été effectuées.

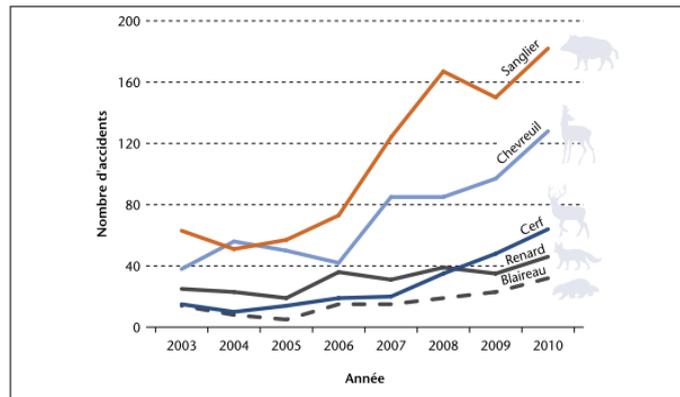


Figure 3 – Évolution entre 2003 et 2010 du nombre d'accidents pour les principales espèces sauvages impliquées dans les collisions routières.

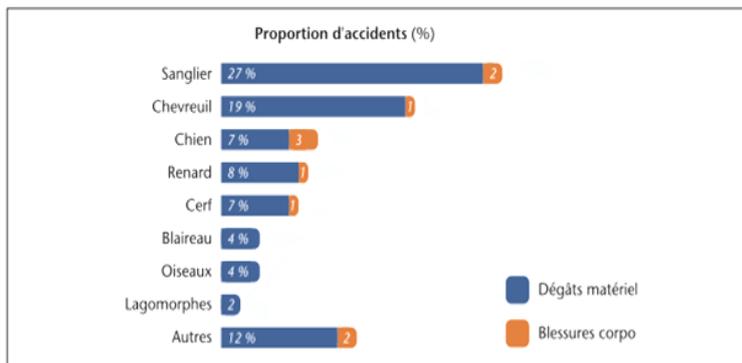


Figure 2 : Distribution des accidents en fonction des espèces impliquées, en distinguant le niveau de gravité de l'accident.

Annexe 1 : Carte des collisions enregistrées avec la faune sauvage entre 2007 et 2011 en Wallonie.

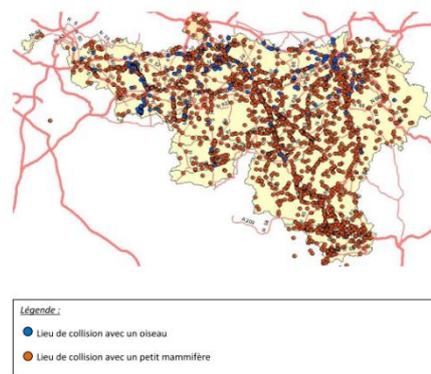


Figure 24. Haut et gauche : Évolution du nombre d'accidents impliquant des animaux en Wallonie, données collectées auprès de la police (2003-2010). Source : Lehaire *et al.*, 2013.

Droite : Carte d'inventaire des collisions avec la petite faune (oiseaux et petits mammifères) en wallonie, réalisée suite à une campagne de la Ligue Royale Belge de Protection des Oiseaux. Source : Legrand, 2011

Toujours en Wallonie, une étude démontre en outre que le cerf subit les conséquences de la fragmentation des habitats par les infrastructures routières. Les échanges génétiques entre populations sont modifiés, ce qui est susceptible d'engendrer des effets négatifs. De plus, l'organisation spatiale des populations a été modifiée suite à la construction des autoroutes (Bertouille, Flamand, 2008).

En ce qui concerne les réseaux écologiques en Wallonie, différentes études existantes sont à citer, telles que celle de Dufrene (2004) portant sur la Structure écologique principale, ainsi que celle de Hendrickx, Van der Kaa et Sérusiaux (2013) concernant la Portance écologique du territoire wallon (notion de continuums).

Cependant, il n'existe pas à l'heure actuelle de réseau écologique régional cartographié à l'échelle de la Wallonie et bénéficiant d'une protection légale forte. Des habitats sont conservés au travers de différentes initiatives, telle que Natura 2000 ou les Plans communaux de développement de la nature (PCDN), mais peu de liaisons écologiques sont arrêtées (Born *et al.*, 2014 ; Born, 2011). Tel qu'expliqué par Born (2011, p.39), « il manque [...] encore d'un instrument régional de

planification spatiale du réseau écologique, sur l'ensemble du territoire wallon. Le futur «Plan nature» ne semble pas contenir, à ce stade, une telle carte. Même si le réseau Natura 2000 en constitue l'ossature, ce dernier n'est pas suffisant, de l'avis des scientifiques, pour répondre aux besoins de toutes les espèces menacées en Wallonie ni pour leur permettre de résister aux effets du changement climatique. »

2. DESCRIPTION DE LA ZONE D'ÉTUDE

Situé au Sud-Est de la Wallonie (cf. figure ci-dessous), le Parc naturel des Deux-Ourthes couvre une superficie totale de 760 km², et comprend 6 communes : Tenneville, Gouvy, Sainte-Ode, Houffalize, La Roche-en-Ardenne et Bertogne (Cooparch-R.U. *et al.*, 2007). Le Parc naturel Haute-Sûre Forêt d'Anlier regroupe quant à lui 7 communes : Martelange, Léglise, Habay, Fauvillers, Bastogne, Vaux-sur-Sûre, et enfin Neufchâteau, qui totalisent ensemble 805 km² de superficie (PNHSFA, 2012).

Les parcs naturels sont des « *structures de coopération intercommunale, créées à l'initiative de plusieurs communes et visant à protéger, à gérer et à développer durablement un "territoire rural, d'un haut intérêt biologique et géographique" d'un seul tenant, d'une superficie de minimum 10.000h, sur la base d'un plan de gestion* » (décret du 16 juillet 1985, modifié par le décret du 3 juillet 2008) (Born *et al.*, 2014, p.13). Ils peuvent constituer « *le point de départ de projets concrets et innovants en faveur de la conservation et de restauration de la nature* » (Born *et al.*, 2014, p.13).

La sélection de cette zone d'étude s'explique du fait de l'existence de deux autoroutes traversant ces deux Parcs naturels (A26-E25 et A4-E41), ainsi que par la présence de milieux diversifiés, qu'ils soient forestiers, ruraux ou urbanisés (Cooparch-R.U. *et al.*, 2007 ; PNHSFA, 2012),.

Ce territoire à dominante rurale présente de vastes forêts feuillues ou résineuses, des vallées où s'écoulent des ruisseaux et rivières (dont la Sûre, ainsi que l'Ourthe orientale et l'Ourthe occidentale, qui se rejoignent pour former l'Ourthe), ainsi que des plaines, prairies, landes et tourbières (COOPARCH-R.U. *et al.*, 2007 ; PNHSFA, 2012)

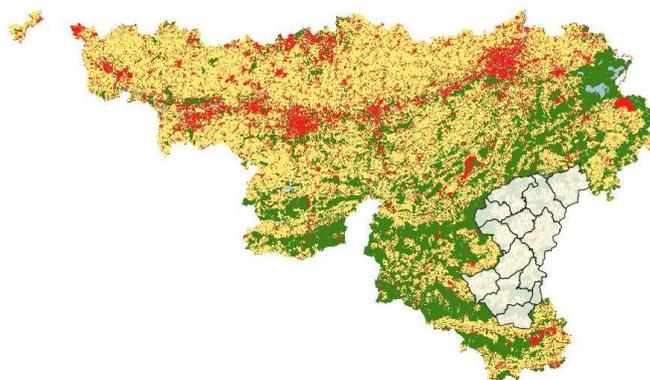


Figure 25. Situation des parcs naturels Deux-Ourthes et Haute-Sûre Forêt d'Anlier en Wallonie. Source des données : Service public de wallonie, 2007.

3. MÉTHODE DE COLLECTE ET D'ANALYSE DES DONNÉES

COLLECTE DES DONNÉES

Différentes données relatives à notre zone d'étude ont été obtenues auprès du Service public de Wallonie (Géoportail de la Wallonie) grâce à l'obtention d'une licence (cf. tableau ci-dessous). Il s'agit notamment de la Carte d'Occupation du Sol de la Wallonie (version 2_07) et du Modèle Numérique de Terrain (version 2013-2014). Une brève genèse de ces données peut être consultée à l'Annexe 3 (page D à la fin de ce mémoire).

Malheureusement, les données précises de localisation des ouvrages d'art du réseau routier (qui comprennent les emplacements des passages fauniques existants en Région wallonne) n'ont pu être obtenues, car seuls les agents internes de la DGO1 - Routes et Bâtiments y ont accès.

Nom de la donnée	Caractéristiques	Systèmes de référence
Carte d'Occupation du Sol de la Wallonie (COSW) - Version 2_07	Format vecteur. Converti en raster (résolution 10m).	Lambert belge 1972 EPSG : 31370
Relief de la Wallonie - Modèle Numérique de Terrain (MNT) 2013-2014.	Format raster. Résolution d'origine 1m, convertie en 10m.	Lambert belge 1972 EPSG : 31370

MÉTHODE D'ANALYSE DES DONNÉES

La méthode adoptée est développée par Girardet *et al.* (2016) et Foltête, Girardet et Clauzel (2014) en vue de localiser des emplacements pour les passages à faunes le long de la ligne à grande vitesse Rhin-Rhône. Elle s'appuie sur la modélisation de graphes paysagers représentant les réseaux écologiques de 3 profils d'espèces forestières (petits, moyens et grands mammifères). Dans ces graphes, les nœuds représentent les taches d'habitat, et les liens constituent des déplacements potentiels ou d'autres types de relations (Girardet *et al.*, 2016 ; Foltête, Girardet, Clauzel, 2014). L'étude de cas est réalisée à l'aide du programme Graphab (Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012).

La méthode consiste dans un premier temps à générer une carte du paysage sur base de la carte d'occupation du sol. Au sein de cette carte, chaque classe d'occupation du sol est associée à une valeur de résistance (cf. tableau à la page suivante). Une valeur de 1 est associée aux habitats, et une valeur de 1000 aux éléments constituant les barrières les plus fortes vis-à-vis des mouvements de la faune. Ces valeurs proviennent de l'étude de Girardet *et al.* (2016), et sont elles-mêmes extraites de Gurrutxaga *et al.* (2011). Ces valeurs correspondent aux caractéristiques des espèces forestières, et proviennent de la littérature scientifique ou d'experts (Girardet *et al.*, 2016).

Trois profils d'espèces (petits, moyens et grands mammifères) sont ensuite définis en vue de pouvoir construire des graphes paysagers (Girardet *et al.*, 2016). Leurs caractéristiques respectives sont reprises dans le tableau ci-après.

Profils d'espèces	Taille minimale des taches d'habitat	Distance de dispersion
Petits mammifères	1 ha	1 km
Mammifères moyens	100 ha	10 km
Grands mammifères	1000 ha	100 km

Figure 26. Profils d'espèces et leurs caractéristiques. Source : D'après Girardet *et al.*, 2016.

Classes d'occupation du sol	Valeurs de résistance
<i>Territoires artificialisés</i>	
Ilots urbains continus denses	1000
Ilots urbains et tissu bâti	1000
Espaces d'activité économique, de service et d'équipement communautaire	1000
Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés	1000
Aéroports et aérodromes	1000
Extraction de métaux	1000
Décharges	1000
Friches, ruines et bâtiments abandonnés	1000
Espaces verts urbains	1000
Équipements sportifs et de loisirs de plein air	1000
Autres territoires artificialisés	1000
<i>Territoires agricoles</i>	
Terres arables	60
Vergers productifs	60
Prairies permanentes	30
Prairies temporaires	30
Bandes enherbées	30
Friches agricoles	30
<i>Forêts et milieux semi-naturels</i>	
Forêts (type non spécifié)	1
Forêts de feuillus	1
Forêts de conifères	1
Forêts mélangées	1
Pelouses et pâturages naturels	30
Landes et broussailles	30
Forêts et végétation arbustive en mutation	30
Marais intérieurs	100
Tourbières	100
Cours et voies d'eau	1000
Plans d'eau	100
Pente	10

Figure 27. Classes d'occupation du sol et valeurs de résistance correspondantes.

La comparaison des situations avant et après la construction de ces autoroutes permet d'identifier les liens du graphes supprimés suite à cette dernière. Parmi ceux-ci, les 10 liens permettant théoriquement de maximiser la probabilité de connectivité (PC) globale sont sélectionnés pour chaque profil d'espèces, à l'aide d'une procédure itérative.

Quelques différences sont cependant à souligner dans l'application de cette méthode. D'une part, nous avons fait le choix de travailler sur des graphes complets, et non sur des graphes planaires comme dans la méthode de Girardet *et al.* (2016). Cette décision a été prise suite à l'approbation de X. Girardet grâce à un échange de correspondances via internet. En effet, le choix des graphes planaires est recommandé dans le cas de vastes zones à traiter, mais l'utilisation de graphes complets est également possible. Dans notre cas, les calculs étaient en effet réalisables étant donné que la zone d'étude formée par le PNHSFA et PNDO s'étend sur une surface nettement inférieure à celle considérée dans le cas de la LGV Rhin-Rhône. La puissance de calcul nécessaire pour lancer la commande concernée

était donc nettement réduite.

En outre, nous avons intégré la prise en compte du relief, sur le modèle de l'étude de Mimet, Clauzel et Foltête (2016). Les différences d'altitude peuvent influencer sensiblement les trajectoires choisies par les animaux, il est donc intéressant de pouvoir prendre en compte ce paramètre dans l'étude de cas (Mimet *et al.*, 2016). Le coefficient est défini à 10, ce qui signifie que la valeur de résistance est doublée avec une pente de 10% (5,71°). Pour un pixel donné, la résistance finale (r_{final}) tenant compte à la fois de l'occupation du sol et du relief est calculée de la façon suivante (Clauzel *et al.*, 2016) :

$$r_{final} = r * (1 + c.p)$$

avec $p = \frac{h}{l}$ la pente exprimée par le rapport hauteur(h) sur longueur (l).
 $p = 0$ pour une pente nulle et $p = 1$ pour une pente de 100% ($h = l$).

Pour $c = 1$ la valeur de résistance est doublée avec une pente de 100%.
 Pour $c = 10$ la valeur de résistance est doublée avec une pente de 10%.

Les valeurs de probabilité de connectivité globale sont obtenues en vertu de la formule suivante :

$$PC = \frac{1}{A^2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i^\beta a_j^\beta e^{-\alpha d_{ij}}$$

Pour le graphe entier : somme des produits de la capacité de tous les couples de taches pondérées par leur probabilité d'interaction, divisée par le carré de la zone d'étude. Ce rapport équivaut à la probabilité que deux individus tirés au hasard dans la zone d'étude parviennent à entrer en contact.

Figure 28. Formule Probabilité de connectivité globale appliquée à chaque graphe généré.

Source : Clauzel *et al.*, 2016.

Le test du gain (G) de connectivité potentiel apporté par chaque lien testé est effectué via l'utilisation de Graphab en ligne de commande (voir Annexe 3 pour un exemple), d'après la relation suivante (Girardet *et al.*, 2016) :

$$G_k = \frac{PC_k \times 100}{PC}$$

Le programme Graphab peut également être utilisé dans le cadre de la modélisation de réseaux écologiques (Serret *et al.*, 2014) ou pour d'autres applications, notamment en lien avec le changement climatique (Kang *et al.*, 2016) ou encore l'étude de la connectivité au sein de milieux agricoles (Gil-Tena *et al.*, 2014), en combinaison ou non avec d'autres programmes.

4. RÉSULTATS DE L'ANALYSE

Les cartes et graphes générés pour chaque profil d'espèces lors de cette analyse sont disponibles à partir de l'Annexe 4 (page G à la fin de cet ouvrage).

Seule la série de cartes pour le profil "Petits mammifères" reprend l'ensemble des étapes effectuées. Dans les autres annexes, les vues planaires des graphes antérieurs et postérieurs à l'établissement de l'infrastructure ne sont pas reprises, en vue de ne pas surcharger la réflexion. Néanmoins, la vue planaire est disponible pour la sélection des liens coupés par l'axe routier.

Concernant l'étape de modélisation pour le profil d'espèces « **Petits mammifères** », il peut être constaté que 66 liens sont supprimés suite à la construction des autoroutes. De nombreuses taches d'habitat de tailles réduites sont présentes au sein de ce graphe (voir Annexe 4).

Le test itératif du gain de connectivité potentiel permet d'identifier 10 emplacements en vue d'établir prioritairement des passages fauniques (voir carte ci-dessous).

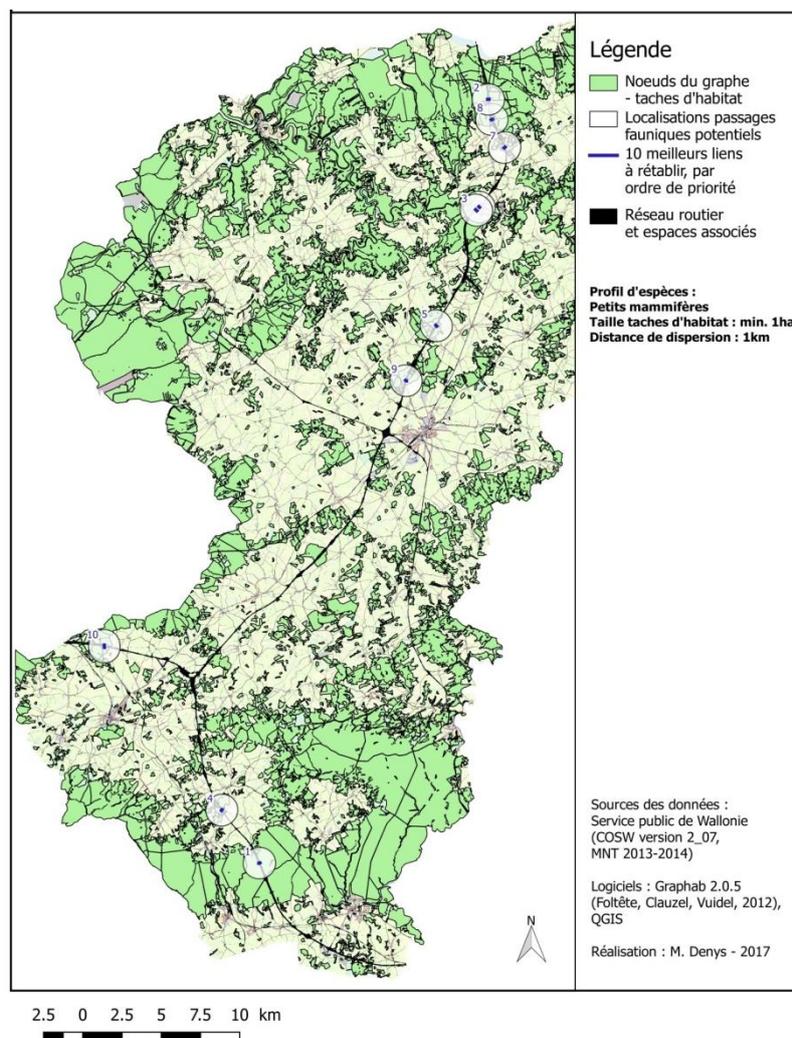


Figure 29. Modélisation Réseau écologique Petits mammifères
- Localisation optimale pour les passages fauniques. Voir Annexe 4.

La seconde étape de modélisation, consacrée au profil d'espèces « **Mammifères moyens** », permet d'identifier 31 liens supprimés par l'infrastructure. Les 10 liens qui permettraient théoriquement de maximiser la connectivité globale sont sélectionnés, toujours selon la même procédure itérative.

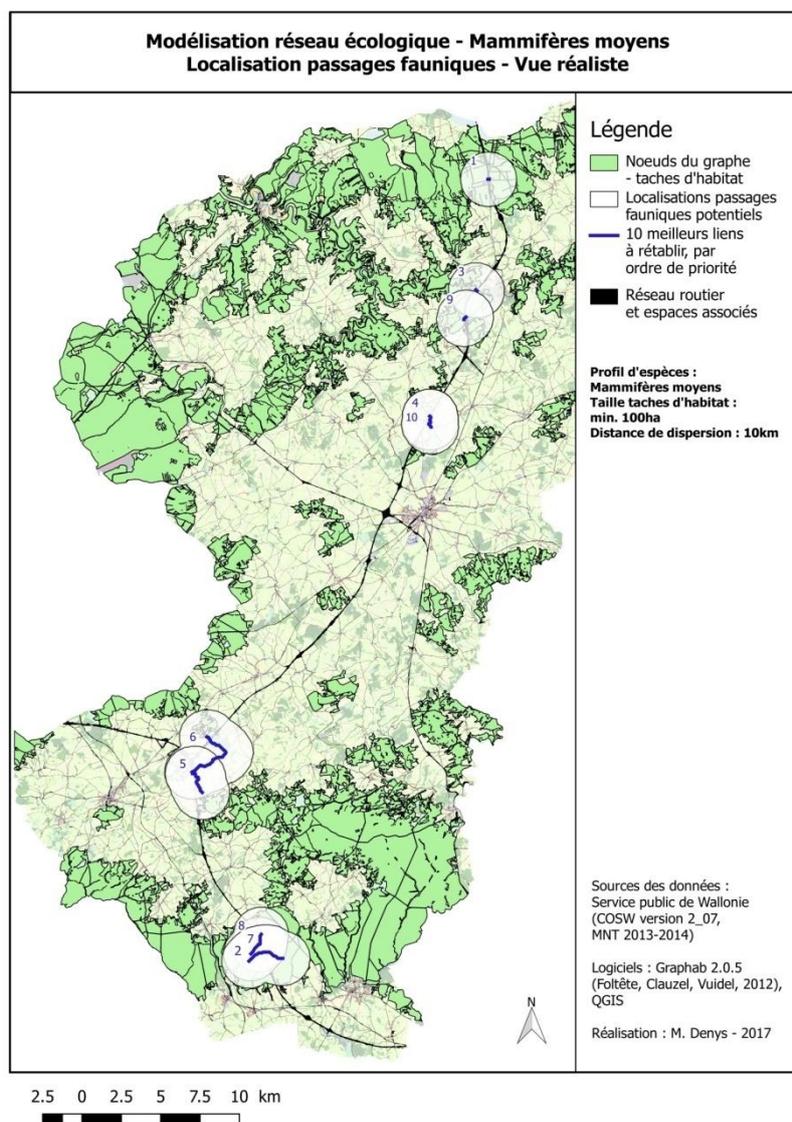


Figure 30. Modélisation Réseau écologique Mammifères moyens - Localisations optimales pour les passages fauniques. Voir Annexe 5.

La troisième étape consacrée au profil d'espèces « **Grands mammifères** », permet d'identifier 24 liens traversés par l'infrastructure.

Sur les cartes, le résultat peut paraître étonnant pour la représentation réaliste du réseau avant la construction des autoroutes (voir Annexe 6). Elle peut en effet donner l'impression que davantage de liens existent au Nord-est de la zone suite à la construction de l'infrastructure, notamment à l'Est de celle-ci. Cependant, la représentation topologique indique que la situation sans infrastructure comporte

36 liens, de même que la situation après la construction de celle-ci. la configuration spatiale de ces liens a donc changé avec la construction de l'infrastructure, mais pas leur nombre. Notre hypothèse est que cette configuration change du fait d'un coût résistance trop élevé du lien initial suite à la construction de l'infrastructure. Une illustration est donnée ci-dessous de ce changement de configuration, avec l'exemple du lien 7-1 avant et après la construction dans le graphe en vue réaliste. Nous avons reproduit plusieurs fois le procédé pour les situations avant et après la construction, en obtenant à chaque fois les mêmes résultats.

En outre, nous pouvons remarquer pour le profil Grands mammifères que certains liens franchissent le tracé de l'autoroute malgré sa construction. Cela indique que dans notre modélisation, pour ce profil d'espèces, le coût maximal qui reflète la distance de dispersion (100km) n'est théoriquement pas dépassé pour les liens en question. Cependant, cela ne veut pas dire que cet hypothétique franchissement n'expose pas les individus à des risques de mortalité, tel que nous l'avons vu précédemment. Pour cette situation, la réflexion concernant la localisation des passages fauniques a donc été construite sur l'ensemble des liens « traversés » par l'infrastructure (24 liens). Parmi ceux-ci, les 10 liens maximisant la connectivité globale ont été sélectionnés (cf. page suivante).

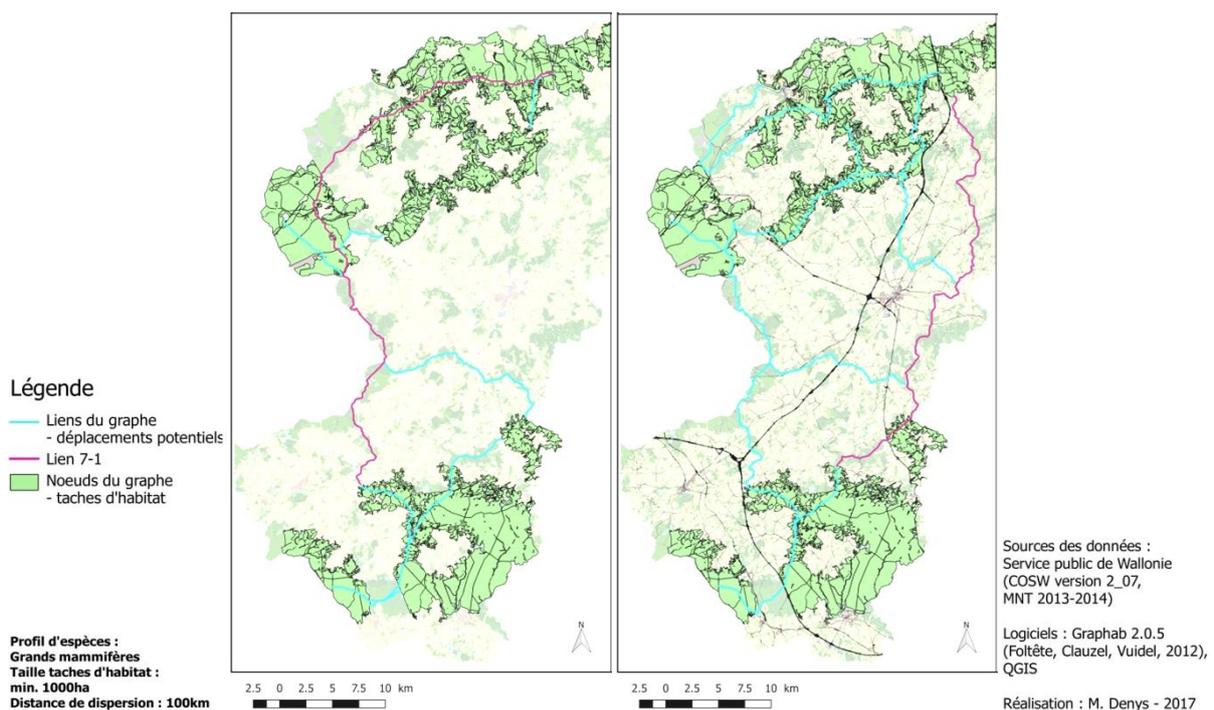
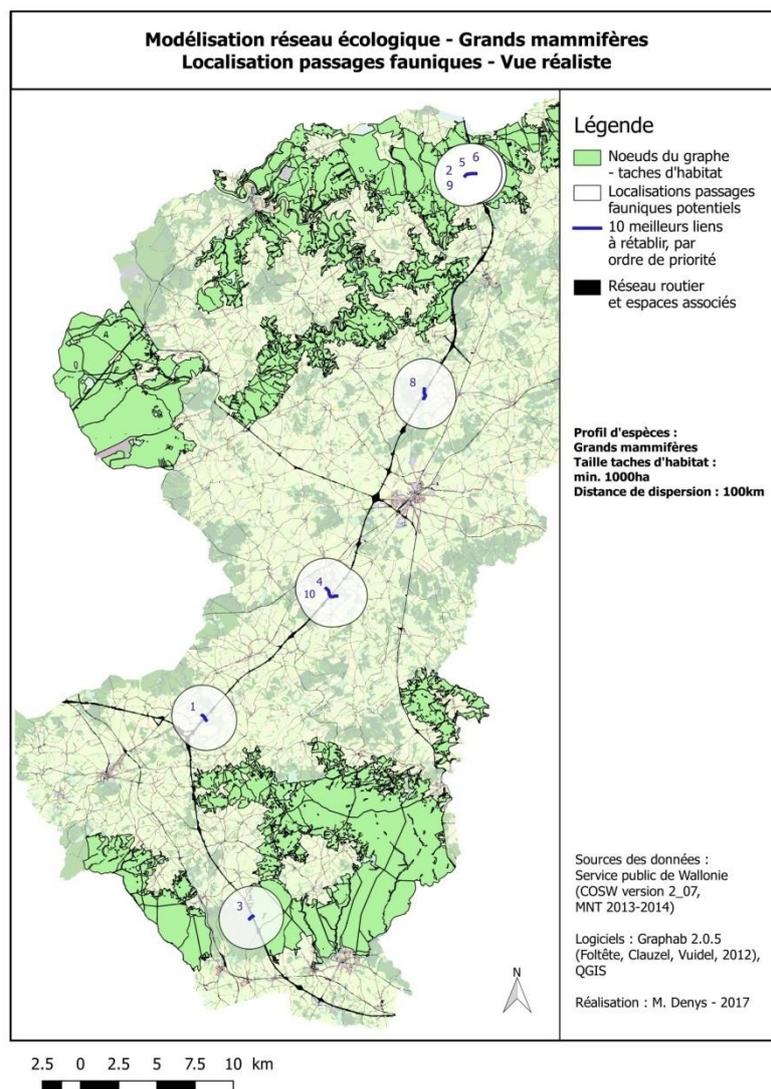


Figure 31. Profil d'espèces Grands mammifères - Graphe en représentation réaliste avant (Gauche) et après la constructon de l'infrastructure (Droite). L'exemple du lien 7-1 illustre le changement de la configuration spatiale des liens entre ces deux situations, malgré que leur nombre reste inchangé (Voir aussi représentations topologiques en annexes). Source : Réalisation M. Denys.



**Figure 32. Modélisation Réseau écologique Grands mammifères -
Localisations optimales pour les passages fauniques. Voir Annexe 6.**

La comparaison des résultats obtenus pour les trois profils d'espèces permettent d'identifier deux zones favorable à l'établissement de passages destinés tant aux petits, aux moyens et aux grands mammifères forestiers. Une autre zone permet d'envisager éventuellement la création d'un passage combiné pour moyenne et grande faune. Enfin, une quatrième zone semble adaptée à la fois pour les petits et grands mammifères.

Des photographies aériennes de ces différentes zones sont disponibles à l'Annexe 8 en fin d'ouvrage. Elles permettent notamment de constater que le passage faunique déjà existant au sein de la zone d'étude se trouve non loin d'un emplacement que nous avons identifié comme favorable pour restaurer la connectivité (photographie n°17 en annexe).

Ces différents résultats offrent des perspectives nouvelles en vue de rétablir la connectivité des habitats au sein des Parcs naturels Deux Ourthes et Haute-Sûre Forêt d'Anlier.

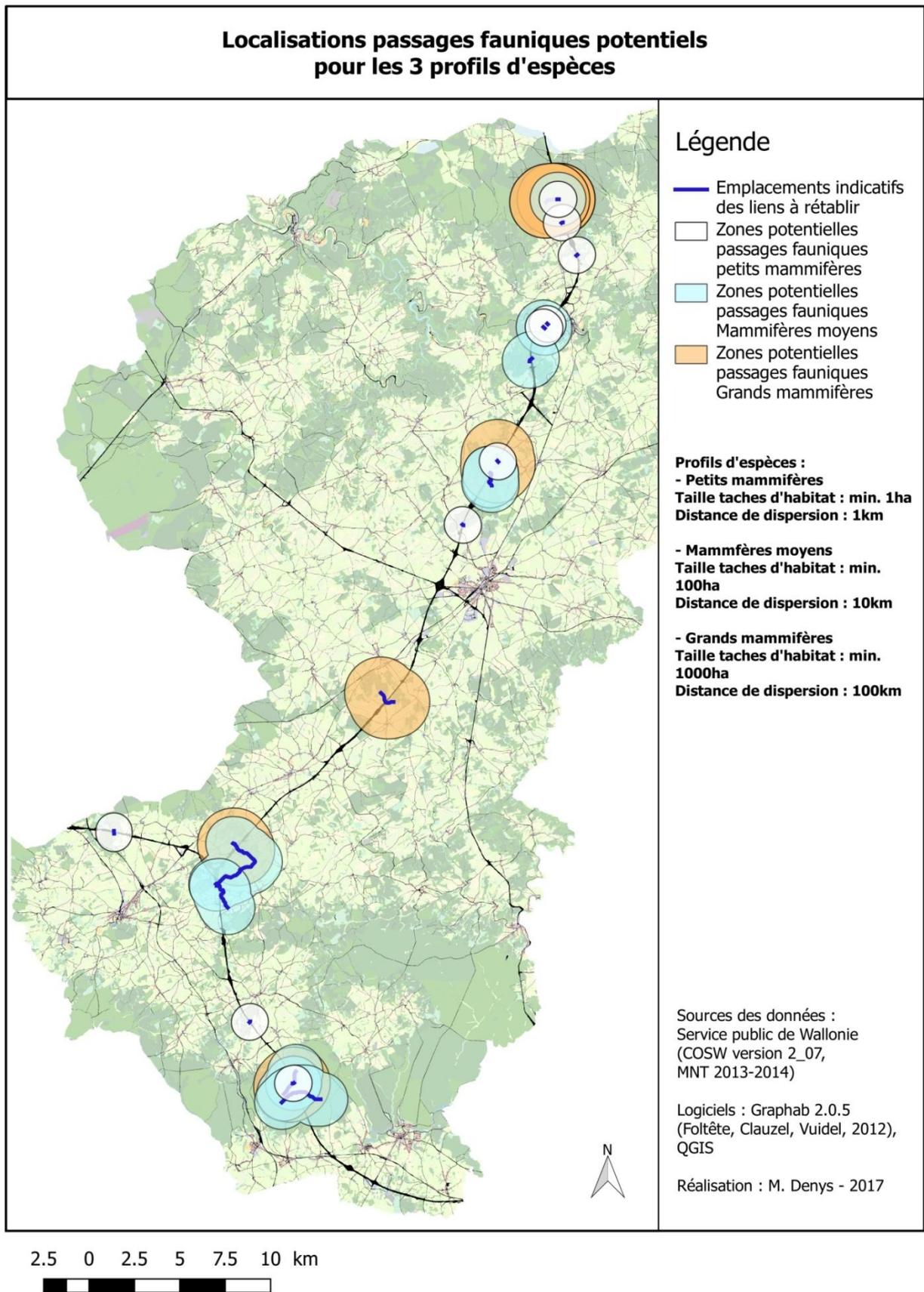


Figure 33. Carte de synthèse - Emplacements des passages fauniques pour les petits, moyens et grands mammifères.
Voir Annexe 7.

CONCLUSION

La construction du cadre théorique a permis d'établir qu'il existait de nombreuses mesures actuellement mises en œuvre en vue d'atténuer les impacts des infrastructures de transport, tant en Europe qu'à l'échelle mondiale. Nous avons notamment constaté que les passages fauniques passant par-dessus ou par-dessous les axes routiers sont de dimensions et de conceptions variables, tout autant que les investissements financiers qu'ils nécessitent.

Des perspectives innovantes offertes par le développement de passages fauniques modulables ont également été soulignées. La possibilité de déplacer les structures doit notamment être envisagée dans un contexte de perturbations des trajectoires de migration occasionnées par les changements climatiques.

Dans un contexte de diminution des investissements des pouvoirs publics, l'adaptation d'ouvrages d'art existants n'est également pas à négliger, étant donné les coûts plus restreints qu'elle engendre.

Néanmoins, la planification de mesures d'atténuation doit, lorsque c'est possible, être réalisée lors de la phase antérieure à la construction de l'infrastructure routière.

Concernant l'efficacité des passages fauniques, différentes études indiquent qu'elle est difficile à évaluer en l'état actuel des connaissances. Un monitoring sur le long-terme des populations est nécessaire pour améliorer cette situation, tant avant qu'après la construction de ces structures.

Pour réaliser l'étude de cas, la méthode développée par Girardet *et al.* (2016), qui s'appuie sur la modélisation de graphes paysagers, a été mobilisée. Au terme de cette dernière, la comparaison des situations antérieures et postérieures à la création de ces autoroutes a permis d'identifier les liens du graphes affectés par la construction de ces infrastructures.

Parmi ceux-ci, les dix liens permettant théoriquement de maximiser la probabilité de connectivité globale ont été sélectionnés pour chaque profil d'espèces, à l'aide d'une procédure itérative. Les localisations des liens identifiés pour les petits, moyens et grands mammifères ont ensuite été comparées. Cette comparaison a notamment permis d'identifier deux zones adaptées à la création d'un passage destiné aux trois profils d'espèces.

Au travers de ce mémoire, la nécessité d'engager des actions concrètes en faveur de la restauration de la connectivité fonctionnelle du paysage a été mise en exergue, dans un contexte de fragmentation croissante des habitats naturels et semi-naturels par différentes activités anthropiques.

Cependant, il est important de souligner que nous avons expérimenté une approche d'aide à la décision, qui se veut complémentaire aux savoirs et expertises locales et de terrain, et doit idéalement pouvoir s'intégrer aux tracés des réseaux écologiques existants ou à leur planification.

De nombreuses études et initiatives locales et régionales existent déjà, et doivent être prises en compte et mobilisées dans le cas de la localisation de passages fauniques ou du tracé de réseaux écologiques.

En outre, il est nécessaire de souligner que le choix de la méthode adoptée conditionne fortement les résultats obtenus (Bernier, Théau, 2013).

Le but n'est donc pas d'apporter des localisations extrêmement précises, ou de prétendre que les zones identifiées peuvent faire l'objet d'une planification de mesures sans considérer bien d'autres étapes à effectuer. Il serait notamment intéressant de comparer les résultats obtenus au sein de l'étude de cas avec les localisations obtenues grâce à d'autres approches et méthodes mises en œuvre au sein de la même zone.

De plus, l'exercice devrait idéalement être reproduit à l'échelle de l'ensemble de la Région wallonne, en intégrant les expertises et initiatives régionales et locales, ainsi qu'en prenant en compte les réseaux écologiques transfrontaliers.

Tel que nous l'avons constaté, la réflexion portant sur l'atténuation des impacts des infrastructures routières nécessite une inscription dans un cadre plus global de définition et de cartographie officielle d'un réseau écologique à l'échelle de la Wallonie (Born, 2011 ; Tillmann, 2005).

Comme nous l'avons évoqué, différentes méthodes pourraient être mobilisées en vue d'envisager la définition d'un réseau écologique à l'échelle de la Région, qui intégrerait les initiatives déjà existantes et expertises locales, dont notamment les études sur la Structure écologique principale (Dufrêne, 2004) et sur la Portance écologique du territoire de la Wallonie (Hendrickx, Van der Kaa, Sérusiaux, 2013), ainsi que les mesures développées dans le cadre de Plan communaux de développement de la nature. Cette ambition est déjà présente, mais il convient de souligner l'apport pouvant être offert par des outils tel que Graphab dans le cadre de cette réflexion.

La méthode mobilisée au travers de l'étude de cas, ainsi que l'outil Graphab, offrent en outre de nombreuses autres perspectives, tant pour affiner la population sur base de données de présence-absence, qu'au travers de modèle intégrant les conséquences des changements climatiques.

Il serait intéressant de développer une méthodologie visant à intégrer les résultats d'une modélisation en graphes paysagers avec d'autres connaissances et expertises déjà existantes.

L'érosion de la biodiversité, la fragmentation des habitats et les changements climatiques constituent des menaces importantes, tant pour la faune que l'ensemble des écosystèmes, et il convient d'agir dès aujourd'hui en vue de prévoir l'atténuation et l'adaptation à ces impacts futurs.

BIBLIOGRAPHIE

ANTROP M. (2000), « Geography and landscape science », *Belgeo*, n°1-2-3-4, pp. 9-36.

ANTROP M. (2004), « Landscape change and the urbanization process in Europe », *Landscape and Urban Planning*, vol. 67, pp. 9-26.

ANTROP M., BRANDT J., LOUPA-RAMOS I., PADOA-SCHIOPPA E., PORTER J., VAN EETVELDE V., PINTO-CORREIA T. (2013), « How landscape ecology can promote the development of sustainable landscapes in Europe: the role of the European Association for Landscape Ecology (IALE-Europe) in the twenty-first century », *Landscape Ecology*, vol. 28, n°9, pp. 1641-1647.

BAGUETTE M. (2004), « The classical metapopulation theory and the real, natural world: a critical appraisal », *Basic and Applied Ecology*, vol. 5, pp. 213-224.

BAKKER M. M., OPDAM P. F. M., JONGMAN R. H. G., VAN DEN BRINK A. (2015), « Model explorations of ecological networks performance under conditions of global change », *Landscape Ecology*, vol. 30, 763-770.

BARRIO G. (2010), « GIS-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning », *Journal for Nature Conservation*, vol. 18, pp. 318-326.)

BARTLETT L. J., NEWBOLD T., PURVES D. W., TITTENSOR D. P., HARFOOT M. B. J. (2016), « Synergetic impacts of habitat loss and fragmentation on model ecosystems », *Proceedings of the Royal Society B*, vol. 283, pp. 1-9.

BÉDARD Y., ALAIN E., LEBLANC Y., POULIN M.A., MORIN M. (2012), « Conception et suivi des passages à petite faune sous la route 175 dans la réserve faunique des Laurentides », *Le Naturaliste canadien*, vol. 136, n°2, pp. 66-71.

BEIER P., MAJKA D. R., SPENCER W. D. (2008), « Forks in the Road: Choices in Procedures for Designing Wildlands Linkages », *Conservation Biology*, vol. 22, n°4, pp. 836-851.

BENNETT A. F., SAUNDERS D. A. (2010), « Habitat fragmentation and landscape change », in SODHI N. S., EHRLICH P. S. (eds.), *Conservation Biology for All*, New-York, Oxford University Press, 358p.

BERNIER A., THÉAU J. (2013), « Modélisation de réseaux écologiques et impacts des choix méthodologiques sur leur configuration spatiale : analyse de cas en Estrie (Québec, Canada) », *Vertigo*, vol. 13, n°2. [En ligne], <http://vertigo.revues.org/14105>, consulté le 02/05/2016.

BERTHINUSSEN A., ALTRINGHAM J. (2012), « Do Bat Gantries and Underpasses Help Bats Cross Roads Safely? », *PLoS ONE*, vol. 7, n°6. [En ligne], <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0038775>, consulté le 10/05/2016.

BERTOUILLE S., FLAMAND M.C. (2008), *Diversité génétique et obstacles à la libre circulation des cerfs en Wallonie*, in WILDLIFE & MAN, *Documentation*, <http://www.wildlifeandman.be/docs/diversite-genetique-impact-obstacles-libre-circulation.pdf>, consulté le 15/03/2017.

BIONDI E., CASAVECCHIA S., PESARESI S., ZIVKOVIC L. (2012), « Natura2000 and the Pan-European Ecological Network: a new methodology for data integration », *Biodiversity and Conservation*, vol. 21, pp. 1741-1754.

BLISS-KETCHUM L., DE RIVERA C. E., TURNER B., WEISBAUM D. M. (2016), « The effet of artificial light on wildlife use of a passage structure », *Biological Conservation*, vol. 199, pp. 25-28.

BOITANI L., FALCUCCI A., MAIORANO L., RONDININI C. (2007), « Ecological Networks as Conceptual Frameworks or Operational Tools in Conservation », *Conservation Biology*, vol. 21, n°6, pp.1414-1422.

BORN C.H., DUFRENE M., PEETERS A. (2014), « La biodiversité en Wallonie, 40 ans après l'adoption de la loi sur la conservation de la nature », *Aménagement-Environnement*, vol. 2014-4, pp. 3-31.

BORN C.H. (2011), « Quel espace pour la nature en Wallonie ? L'intégration de la biodiversité dans les plans d'aménagement du territoire (II) », *Les Cahiers nouveaux*, n°78, pp. 32-42.

BOUFFARD M., LEBLANC Y., BÉDARD Y., MARTEL D. (2012), « Impacts de clôtures métalliques et de passages fauniques sur la sécurité routière et le déplacement des orignaux le long de la route 175 au Québec », *Le Naturaliste canadien*, vol. 136, n°2, pp. 8-15.

BUREL F., BAUDRY J. (2003), *Landscape Ecology: Concepts, Methods and Applications*, Enfield, Sciences Publishers, Inc., 378p.

CALOZ R., COLLET C. (2011), *Analyse spatiale de l'information géographique*, Lausanne, Presses polytechniques et universitaires romandes, 383p.

CARSIGNOL J. (2012), « Des passages à gibier à la Trame Verte et Bleue : 50 ans d'évolution pour atténuer la fragmentation des milieux naturels en France », *Le Naturaliste canadien*, vol. 136, n°2, pp. 76-82.

CHEN S. S. (2010), « Quantifying Landscape Connectivity: A GIS-based Approach », *International Journal of Civil, Environmental, Structural, Construction and Architectural Engineering*, vol. 4, n°10, pp. 291-298.

CHEPTOU P.O., HARGREAVES A. L., BONTE D., JACQUEMYN H. (2017), « Adaptation to fragmentation: evolutionary dynamics driven by human influences », *Philosophical Transactions Royal Society B*, vol. 372, pp. 1-10.

CHESTER M. V., HORVATH A. (2009), « Environmental assessment of passenger transportation should include infrastructure and supply chain », *Environmental Research Letters*, vol. 4, n°2. [En ligne], <http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/4/2/024008>, consulté le 8/11/2016.

CLAUZEL C., FOLTÊTE J.C., GIRARDET X., VUIDEL G. (2016), *Graphab 2.0 - Manuel d'utilisation*, in GRAPHAB, *Documentation*, <http://thema.univ-fcomte.fr/productions/graphab/fr-doc.html>, consulté le 15/3/2017.

CLEVENGER A. P. (2012), « Leçons tirées de l'étude des passages fauniques enjambant une autoroute dans le parc national de Banff », *Le Naturaliste canadien*, vol. 136, n°2, pp. 35-41.

CLEVENGER A. P., DORSEY B., BARRUETO M., FORD A. T. (2013), « Activity patterns of wildlife at crossing structures as measure of adaptability and performance », *Proceedings of the 2013 International Conference on Ecology and Transportation*, http://www.icoet.net/ICOET_2013/proceedings.asp, consulté le 26/05/2016.

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 », in IRWIN C. L., GARRETT P., McDERMOTT K. P., *Proceedings of the 2003 International Conference on Ecology and Transportation*, Raleigh, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, pp. 293-302.

COFFIN A. W. (2007), « From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads », *Journal of Transport Geography*, vol. 15, pp. 396-406.

CONSEIL DE L'EUROPE (2000), *Convention européenne du paysage*, in CONSEIL DE L'EUROPE, *Bureau des Traités*, <http://www.coe.int/fr/web/conventions/full-list/-/conventions/rms/090000168008062a>, consulté le 26/10/2016.

CONSEIL DE L'EUROPE (2015), *Convention on the conservation of the european wildlife and natural habitats, Report on the follow-up of Recommendation No.25 on the conservation of natural areas outside protected areas proper*, T-PVS/PA (2015) 8, Standing Committee, 35th meeting, Strasbourg, 1-4 December 2015. [En ligne],

https://www.researchgate.net/publication/299393975_Report_on_the_follow-up_of_recommendation_no_25_1991_on_the_conservation_of_natural_areas_outside_protected_areas_properBern_Convention, consulté le 15/03/2017.

COOPARCH-R.U., EOLE, INSTITUT ROYAL DES SCIENCES NATURELLES (2007), *Programme paysage du Parc naturel des deux Ourthes, Phase 1 - Analyse descriptive*, in PNDO – PARC NATUREL DES DEUX OURTHES, *Les projets du parc naturel*, <http://www.pndo.be/fr/parc-en-action/paysage-et-amenagement-du-territoire/programme-paysage/>, consulté le 01/04/2016.

CORLATTI L., HACKLÄNDER K., FREY-ROOS F. (2009), « Ability of Wildlife Overpasses to Provide Connectivity and Prevent Genetic Isolation », *Conservation Biology*, vol. 25, n°3, pp. 548-556.

CPDT – CONFÉRENCE PERMANENTE DU DÉVELOPPEMENT TERRITORIAL (2011), *Diagnostic territorial de la Wallonie*, in CPDT, CONFÉRENCE PERMANENTE DU DÉVELOPPEMENT TERRITORIAL, *Publications*, <http://cpdt.wallonie.be/publications/diagnostic-territorial-de-la-wallonie>, consulté le 26/12/2016.

CREAT - CENTRE DE RECHERCHES ET D'ÉTUDES POUR L'ACTION TERRITORIALE (2010), *Recherche d'intérêt général et pluridisciplinaire relative aux choix et calcul d'indicateurs de fragmentation du territoire en Région wallonne, Rapport final*, in ÉTAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, *Rapports d'études*, http://etat.environnement.wallonie.be/download.php?file=uploads//rapportsetudes/Fragmentation_rap_final_oct2010.pdf, consulté le 11/05/2016.

CROCKATT M. E., BEBBER D. P. (2015), « Edge effects on moisture reduce wood decomposition rate in temperate forest », *Global Change Biology*, vol. 21, n°2, pp. 698-707.

D'AMICO M., PÉRIQUET S., ROMÁN J., REVILLA E. (2016), « Road avoidance responses determine the impact of heterogeneous road networks at a regional scale », *Journal of Applied Ecology*, vol. 53, pp. 181-190.

DAMSCHEN E. I., BRUDVIG L. A., HADDAD N. M., LEVEY D. J., ORROCK J. L., TEWKSBURY J. J. (2008), « The movement ecology and dynamics of plant communities in fragmented landscapes », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 105, n°49. [En ligne], <http://www.pnas.org/content/105/49/19078.full>, consulté le 27/10/2016.

DAVENPORT M., DAVENPORT J. (eds.) (2006), *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*, the Netherlands, Springer, 393p.

DECONCHAT M., SIRAMI C. (2017), « Nouveaux horizons pour l'Écologie des paysages », *Regards et débats sur la biodiversité, SFE*, n°04. [En ligne], <https://www.sfecologie.org/regard/ro4-ecologie-des-paysages-m-deconchat-et-c-sirami/>, consulté le 29/03/2017.

DI GIULIO M., HOLDEREGGER R., TOBIAS S. (2009), « Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes », *Journal of Environmental Management*, vol. 90, pp. 2959-2968.

DIDHAM R. (2010), « Ecological Consequences of Habitat Fragmentation », in *Encyclopedia of Life Sciences*, Chichester, John Wiley & sons ltd.

DIDHAM R. K., KAPOS V., EWERS R. M. (2012), « Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research », *Oikos*, vol. 121, pp. 161-170.

DUFRENE M. (2004), *Réseau écologique - Structure écologique principale*, Document discuté au sein de la Plateforme "Nature" de la DGRNE et avec M. Bagueette (UCL) et G. Mahy (FSAGx), in LA BIODIVERSITÉ EN WALLONIE, *Généralités*, <http://biodiversite.wallonie.be/fr/dufrene-m-2004-reseau-ecologique-et-structure-ecologique-principale-concepts-structure-strategie-d-elaboration-note-de-t.html?IDD=167776605&IDC=3046>, consulté le 03/05/2017.

EEA - EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2011), *Landscape fragmentation in Europe*, Luxembourg, Publications Office of the European Union, 87p.

EEA - EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2015), *Exploring nature-based solutions. The role of green infrastructure in mitigating the impacts of weather-and climate change-related natural hazards*, Luxembourg, Publications Office of the European Union, 61p.

EL JAI B., PRUNEAU D. (2015), « Favoriser la restauration de la biodiversité en milieu urbain : les facteurs de réussite dans le cadre de quatre projets de restauration », *VertigO*, vol. 15, n°3. [En ligne], <http://vertigo.revues.org/16807>, consulté le 02/05/2016.

EUROPEAN COMMISSION (2000), *COST 341 - Habitat Fragmentation due to Transport Infrastructure, Belgian State of the Art Report*, in IENE - INFRA ECO NETWORK EUROPE, *Projects, COST 341 Action*, <http://www.iene.info/cost-341-action/>, consulté le 29/11/2016.

EUROPEAN COMMISSION (2013a), *Green Infrastructure (GI) - Enhancing Europe's Natural Capital* - COM(2013) 249. [En ligne], http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:d41348f2-01d5-4abe-b817-4c73e6f1b2df.0014.04/DOC_1&format=PDF, consulté le 23/03/2017.

EUROPEAN COMMISSION (2013b), *Building a green infrastructure for Europe*, Luxembourg, Publications Office of the European Union, 23p.

EUROPEAN COMMISSION (s.d.), *Life - OZON - Restoration of natural habitats for critically endangered species by defragmentation of the Sonian Forest*, in EUROPEAN COMMISSION, *Life programme, Project database*, http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=4603, consulté le 10/05/2016.

EWERS R. M., DIDHAM R. K. (2007), « Habitat fragmentation: panchreston or paradigm? », *TRENDS in Ecology and Evolution*, vol. 22, n°10, pp. 511.

FAHRIG L. (2003), « Effets of Habitat Fragmentation on Biodiversity », *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 34, pp. 487-515.

FAHRIG L., RYTWINSKI T. (2009), « Effects of Roads on Animal Abundance: An Empirical Review and Synthesis », *Ecology and Society*, vol. 14, n°1. [En ligne], <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art21/>, consulté le 11/05/2016.

FARINA A. (2006), *Principles and Methods in Landscape Ecology: Toward a Science of Landscape*, the Netherlands, Springer, 411p.

FÉBLOT-AUGUSTIN J. (1999), « La mobilité des groupes paléolithiques », *Bulletins et Mémoires de la Société d'anthropologie de Paris*, tome 11, n°3-4, pp.219-260.

FISCHER J., LINDENMAYER D. (2007), « Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis », *Global Ecology and Biogeography*, vol. 16, pp. 265-280.

FOLTÊTE J.C., CLAUZEL C., VUIDEL G. (2012), « A software tool dedicated to the modelling of landscape networks », *Environmental Modelling & Software*, vol. 38, pp.316-327.

FOLTÊTE J.C., GIRARDET X., CLAUZEL C. (2014), « A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning », *Landscape and Urban Planning*, vol. 124, pp. 140-150.

FORMAN R. T. T. (1995), « Some general principles of landscape and regional ecology », *Landscape Ecology*, vol. 10, n°3, pp. 133-142.

FORMAN R. T. T. (1998), « Road ecology: a solution for the giant embracing us », *Landscape Ecology*, vol. 13, pp. 3-5.

FORMAN R. T. T., GODRON M. (1986), *Landscape Ecology*, New York, Wiley, 619p.

FORMAN R. T. T., HERSPERGER A. M. (1998), « Road ecology and road density in different landscapes, with international planning and mitigation solutions », in EVINK G. L., GARRET P.,

ZEIGLER D., BERRY J. (eds.), *Trends in Addressing Transportation Related Wildlife Mortality*, Tallahassee, Florida Department of Transportation, pp. 1-22.

FORMAN R. T. T., SPERLING D., BISSONETTE J. A., CLEVINGER A. P., CUTSHALL C. D., DALE V. H., FAHRIG L., FRANCE R., GOLDMAN C. R., HEANUE K., JONES J. A., SWANSON F. J., TURRENTINE T., WINTER T. C. (2003), *Road Ecology : Sciences and Solutions*, United States of America, Island Press, 481p.

FU W., LIU S., DONG S. (2010), « Landscape pattern changes under the disturbance of road networks », *Procedia Environmental Sciences*, vol. 2, pp. 859-867.

GEORGII B., KELLER V., PFISTER H. P., RECK H., PETERS-OSTENBERG E., HENNEBERG M., HERRMANN M., MUELLER-STIESS H., BACH L. (2011), *Use of wildlife passages by invertebrate and vertebrate species*, in EOKO-LOG, *Materialien*, <http://www.oeko-log.com/gruenbruecke11.pdf>, consulté le 12/05/2016.

GERBEAUD MAULIN F., LONG M. (2008), *La fragmentation des milieux naturels. Tome 1- État de l'art en matière d'évaluation de la fragmentation des milieux naturels*, Ministère de l'Énergie, de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire - Direction Régionale de l'Environnement Provence Alpes Côte d'Azur, 73p.

GILBERT-NORTON L., WILSON R., STEVENS J., BEARD K. H. (2010), « A Meta-Analytic Review of Corridors Effectiveness », *Conservation Biology*, vol. 24, n°3, pp. 660-668.

GIL-TENA A., NABUCET J., MONY C., ABADIE J., SAURA S., BUTET A., BUREL F., ERNOULT A. (2014), « Woodland bird response to landscape connectivity in an agriculture-dominated landscape: a functional community approach », *Community Ecology*, vol. 15, pp. 256-258.

GIRARDET X., FOLTÊTE J.C., CLAUZEL C., VUIDEL G. (2016), « Restauration de la connectivité écologique : proposition méthodologique pour une localisation optimisée des passages à faune », *VertigO*, hors série n°24. [En ligne], <https://vertigo.revues.org/17337>, consulté le 5/12/2016.

GIRARDET X., FOLTÊTE J.C., CLAUZEL C. (2013), « Designing a graph-based approach to landscape ecological assessment of linear infrastructures », *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 42, pp. 10-17.

GLISTA D. J., DEVAULT T. L., DEWOODY J. A. (2009), « A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways », *Landscape and Urban Planning*, vol. 91, pp. 1-7.

GÖKYER E. (2013), « Understanding Landscape Structure Using Landscape Metrics », in ÖZYAVUZ M. (ed.), *Advances in Landscape Architecture*, Croatia, InTech, pp. 663-676.

- GONZÁLEZ-GALLINA A., BENÍTEZ-BADILLO G., ROJAS-SOTO O. R., HIDALGO-MIHART M. G. (2013), « The small, the forgotten and the dead: highway impacts on vertebrates and its implications for mitigation strategies », *Biodiversity and Conservation*, vol. 22, n°2, pp. 325-342.
- GUNSON K. E., MOUNTRAKIS G., QUACKENBUSH L. J. (2011), « Spatial wildlife-vehicle collision model: A review of current work and its application to transportation mitigation projects », *Journal of Environmental Management*, vol. 92, pp. 1074-1082.
- GURRUTXAGA M., LOZANO P. J., DEL BARRIO G. (2010), « GIS-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning », *Journal for Nature Conservation*, vol. 18, pp. 318-326.)
- HADDAD N. M., BRUDVIG L. A., CLOBERT J., DAVIES K. F., GONZALEZ A., HOLT R. D., LOVEJOY T. E., SEXTON J. O., AUSTIN M. P., COLLINS C. D., COOK W. M., DAMSCHEN E. I., EWERS R. M., FOSTER B. L., JENKINS C. N., KING A. J., LAURANCE W. F., LEVEY D. J., MARGULES C. R., MELBOURNE B. A., NICHOLLS A. O., ORROCK J. L., SONG. D.X., TOWNSHEND J. R. (2015), « Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems », *Science Advances*, vol. 1, n°2. [En ligne], <http://advances.sciencemag.org/content/1/2/e1500052>, consulté le 28/11/2016.
- HADDAD N. M., GONZALEZ A., BRUDVIG L. A., BURT M. A., LEVEY, DAMSCHEN E. I. (2017), « Experimental evidences does not support the Habitat Amount Hypothesis », *Ecography*, vol. 40, pp. 48-55.
- HAILA Y. (2002), « A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology », *Ecological Applications*, vol. 12, n°2, pp. 321-334.
- HALLEUX J.M. (2001), « Évolutions des organisations urbaines et mobilités quotidiennes : espaces de référence et analyse de processus », *L'Espace géographique*, vol. 30, pp. 67-80.
- HANSKI I. (2001), « Spatially realistic theory of metapopulation ecology », *Naturwissenschaften*, vol. 88, pp. 372-381.
- HANSKI I. (2009), « Metapopulations and spatial population processes », in LEVIN S. (ed.), *Princeton Guide to Ecology*, Princeton, Princeton University Press, pp. 177-185.
- HANSKI I. (2015), « Habitat fragmentation and species richness », *Journal of Biogeography*, vol. 42, pp. 989-994.

- HANSKI I., GAGGIOTTI O. E. (2004), « Metapopulation Biology: Past, Present and Future », in HANSKI I., GAGGIOTTI O. E. (eds.), *Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations*, United States of America, Elsevier Academic Press, pp. 3-22.
- HANSKI I., OVASKAINEN O. (2003), « Metapopulation theory for fragmented landscapes », *Theoretical Population Biology*, vol. 64, pp. 119-127.
- HAWKINS S. J., BOHN K., SIMS D. W., RIBEIRO P. A., FARIA J., PRESA P., PITA A., MARTINS G. M., NETO A. I., BURROWS M., GENNER M. (2016), « Fisheries stocks from an ecological perspective: Disentangling ecological connectivity from genetic interchange », *Fisheries Research*, vol. 179, pp. 333-341.
- HENDRICKX S., VAN DER KAA C., SÉRUSIAUX E. (2013), *Dynamiques écosystémiques co-évolutives : Portance écologique du territoire wallon*, Note de recherche, n°44. [En ligne], <http://cpdt.wallonie.be/publications/note-de-recherche/note-de-recherche-44>, consulté le 10/11/2016.
- HILL N., BRANNIGAN C., WYNN D., MILNES R., VAN ESSEN H., DEN BOER E., VAN GRINSVEN A., LIGTHART T., VAN GIJLSWIJK R. (2012), *EU Transport GHG: Routes to 2050 II. Final Report Appendix 2: The role of GHG emissions from infrastructure construction, vehicle manufacturing and ELVs in overall transport sector emissions*, Rapport de recherche. En ligne, <http://www.eustransportghg2050.eu/cms/reports/>, consulté le 20 novembre 2016.
- HOTHORN T., BRANDL R., MÜLLER J. (2012), « Large-Scale Model-Based Assessment of Deer-Vehicle Collision Risk », *PLoS ONE*, vol. 7, n°2. [En ligne], <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0029510>, consulté le 10/05/2016.
- IPCC (2014), *Climate Change 2014: Synthesis Report, Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the International Panel on Climate Change*, [Core Writing Team, R.K. PACHAURI and L.A. MAYER (eds.)], IPCC, Geneva, Switzerland, 151p.
- IUELL B., BEKKER H., CUPERUS R., DUFEK J., FRY G., HICKS C., HLAVÁČ V., KELLER V., ROSELL C., SANGWINE T., TØRSLØV N., WANDALL B. (2003), *Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions*, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, 172p.
- JAEGER J. A. G. (2012), « L'impact des constructions routières sur la fragmentation du territoire en Suisse (1885-2002) : quelles leçons retenir ? », *Le Naturaliste canadien*, vol. 136, n°2, pp. 83-88.
- JAEGER J. A. G., SCHWARZ-VON RAUMER H.G., ESSWEIN H., MÜLLER M., SCHMIDT-LÜTTMAN M. (2007), « Time Series of Landscape Fragmentation Caused by Transportation Infrastructure and Urban Development: a case study from Baden-Württemberg, Germany », *Ecology*

and Society, vol. 12, n°1. [En ligne], <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art22/>, consulté le 20/03/2017.

JONES-WALTERS L. (2007), « Pan-European Ecological Networks », *Journal for Nature Conservation*, vol. 15, pp. 262-264.

JONGMAN R. H.G., BOUWMA I., GRIFFIOEN A., JONES-WALTERS L., VAN DOORN A. M. (2011), « The Pan European Ecological Network: PEEN », *Landscape Ecology*, vol. 26, n°3, pp. 311-326.

KOSTYAK J., LAWLER J. J., GOBLE D. D., OLDEN J. D., SCOTT J. M. (2011), « Beyond Reserves and Corridors: Policy Solutions to Facilitate the Movement of Plants and Animals in a Changing Climate », *BioScience*, vol. 61, n°9, pp. 713-719.

JONGMAN R. H.G., KÜLVIK M., KRISTIANSEN I. (2004), « European ecological networks and greenways », *Landscape and Urban Planning*, vol. 68, pp. 305-319.

KANG W., MINOR E. S., LEE D., PARK C.R. (2016), « Predicting impacts of climate change on habitat connectivity of *Kalopanax septemlobus* in South Korea », *Acta Oecologica*, vol. 71, pp. 31-38.

KUPFER J. A. (2012), « Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape », *Progress in Physical Geography*, vol. 36, n°3, pp. 400-420.

LAFORTEZZA R., DAVIES C., SANESI G., KONIJNENDIJK C. C. (2013), « Green Infrastructures as a tool to support spatial planning in European urban regions », *iForest*, vol. 6, pp. 102-108.

LANDSCOPE (2016), *Select Connectivity Modeling Tool(s)*, in LANDSCOPE, *Focus & Plan, Assessing Wildlife Habitat Connectivity*, <http://www.landscape.org/focus/connectivity/>, consulté le 15/12/2016.

LAURANCE W. L. (2008), « Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory », *Biological Conservation*, vol. 141, pp. 1732-1744.

LEGRAND E. (2011), *Trafic routier et faune sauvage : Bilan « Petite faune » 2007-2011*, Ligue Royale Belge pour la Protection des Oiseaux, 58p.

LEHAIRE F., MORELLE K., LEJEUNE P. (2013), « Collisions entre véhicules et animaux en liberté : état des lieux à partir d'une enquête au sein de la police », *Forêt Wallonne*, n°122, pp. 13-21.

LEIBOLD M. A., MILLER T. E. (2004), « From Metapopulations to Metacommunities », in HANSKI I., GAGGIOTTI O. E. (eds.), *Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations*, United States of America, Elsevier Academic Press, pp. 133-150.

- LESBARRÈRES D., FAHRIG L. (2012), « Measures to reduce population fragmentation by roads: what has worked and how do we know? », *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 27, n°7, pp. 374-380.
- LEVINS R. (1979), « Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control », *Bulletin of the Entomological Society of America*, vol 15, n°3, pp. 237-240.
- LINDENMAYER D. B., FISCHER J. (2006), « Tackling the habitat fragmentation pantheon », *TRENDS in Ecology and Evolution*, vol. 22, n°3, pp. 127-132.
- LISTER N.M., BROCKI M., AMENT R. (2015), « Integrated adaptive design for wildlife movement under climate change », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 13, n°9, pp. 493-502.
- LORO M., ORTEGA E., ARCE R. M., GENELETTI D. (2015), « Ecological connectivity analysis to reduce the barrier effect of roads. An innovative graph-theory approach to define wildlife corridors with multiple paths and without bottlenecks », *Landscape and Urban Planning*, vol. 139, pp. 149-162.
- LUGO A. E., GUCINSKI H. (2000), « Function, effects, and management of forest roads », *Forest Ecology and Management*, vol. 133, pp. 249-262.
- MACARTHUR R. H., WILSON E. O. (1967), *The theory of island biogeography*, Princeton, Princeton University Press, 224p.
- MAJKA D., JENNESS J., BEIER P. (2007), *CorridorDesigner: ArcGIS tools for designing and evaluating corridors*, in CORRIDOR DESIGN, *Downloads*, <http://corridordesign.org>, consulté le 2/12/2016.
- MAJKA D., JENNESS J., BEIER P. (s.d.), *Removing and mitigating barriers to wildlife movement*, in CORRIDOR DESIGN, *Learn, Linkages Design*, http://corridordesign.org/designing_corridors/linkage_designs/mitigating_barriers, consulté le 2/12/2016.
- MALLARD F. (2014), *Développement d'une méthode d'évaluation quantitative des effets des projets d'infrastructures de transport terrestre sur les milieux naturels*, Thèse de Doctorat, École Centrale de Nantes (ECN), Biodiversity and Ecology, 471p.
- MARSCHALL I., GATHER M., MÜLLER M. (eds.) (2012), *The Green Belt as a European Ecological Network - strengths and gaps*, Proceedings of the 1st GreenNet Conference, 31st of January 2012, Erfurt, Germany. [En ligne], http://www.europeangreenbelt.org/fileadmin/content/downloads/Proceedings_of_the_1st_GreenNet_c

onference_The_Green_Belt_as_a_European_Ecological_Network_-_strengths_and_gaps.pdf, consulté le 15/03/2017.

MARTY P., LEPART J., CAPLAT P. (2006), « Géographie et écologie des paysages : quelles relations ? », *Bulletin de l'Association des géographes français*, n°2006-3, pp. 355-367.

MATA C., HERVÁS I., HERRANZ J., SUÁREZ F., MALO J.E. (2008), « Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway », *Journal of Environmental Management*, vol. 88, pp. 407-415.

MAYON N., CHAUMONT F. (2012), *Projet FEP MigraSûre 32-1009-002 - Restauration ciblée de la libre circulation piscicole dans le bassin hydrographique de la Haute-Sûre sur base du génotypage des populations de Truite fario*, Parc naturel Haute-Sûre Forêt d'Anlier, Université Catholique de Louvain, 17p. [En ligne], <http://docslide.fr/documents/rapportsure12-1.html>, consulté le 26/10/2016.

MAYON N., FLAMAND M.C., ELOY M.C., WALTZING D., ROLLIN X., DETRAIT O., ORBAN P., COLLIGNON R.M., PONCELET C., FONTAINE F., CLEMENT P., DAOUST M., COLLARD P., LAUFF M. (s.d.), *Restauration de la continuité écologique sur base des caractéristiques génétiques des populations de truites (Salmo trutta fario) du Bassin de la Haute-Sûre (B.). Rapport technique - projet FEP MigraSûre 32-1009-002*, Parc naturel Haute-Sûre Forêt d'Anlier, SPW - DNF Service de la Pêche, SPW - Direction des Cours d'Eau Non Navigables, SPW - Direction des Programmes Européens, UCL - Institut des Sciences de la Vie, 51p. [En ligne], <https://fr.scribd.com/document/346448552/Brochure-Migrasure-Light>, consulté le 26/10/2016.

MAZZA L., BENNETT G., DE NOCKER L., GANTIOLER S., LOSARCOS L., MARGERISON C., KAPHENGST T., McCONVILLE A., RAYMENT M., TEN BRINK P., TUCKER G., VAN DIGGELEN R. (2011), *Green Infrastructure Implementation and Efficiency. Final report for the European Commission, DG Environment on Contract ENV.B.2/SER/2010/0059*, Brussels and London, Institute for European Environmental Policy, 288p.

McGUIRE J. L., LAWLER J. J., McRAE B. H., NUÑEZ T. A., THEOBALD D. M. (2016), « Achieving climate connectivity in a fragmented landscape », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 113, n°16. [En ligne], <http://www.pnas.org/content/113/26/7195.abstract>, consulté le 27/10/2016.

McRAE B., SHAH V., EDELMAN A. (2016), « Circuitscape : modeling landscape connectivity to promote conservation and human health », *The Nature Conservancy*, 14p., in *CIRCUITSCAPE, Publications*, <http://www.circuitscape.org/pubs>, consulté le 2/12/2016.

MERTENS J. (1964), « Belgique romaine 1962-1963 », *L'Antiquité classique*, vol. 33, n°1, pp. 141-147.

METAWAL (s.d.), *Carte d'Occupation du Sol de la Wallonie (COSW) - Version 2_07*, in METAWAL, <http://metawal.wallonie.be/geonetwork/srv/fre/search?uuid=290e1fe8-0d99-410e-967b-a02f389b931a>, consulté le 20/05/2017.

METAWAL (s.d.), *Relief de la Wallonie - Modèle Numérique de Terrain (MNT) 2013-2014*, in METAWAL, <http://metawal.wallonie.be/geonetwork/srv/fre/search?hl=fre>

MORELLI F., BEIM M., JERZAK L., JONES D., TRYJANOWSKI P. (2014), « Can roads, railways and related structures have positive effects on birds ? - A review », *Transportation Research Part D*, vol. 30, pp. 21-31.

NATURAL ENGLAND (2015), *Green Bridges - A literature review, Natural England Commissioned Report NECR181*, 51p. [En ligne], <http://publications.naturalengland.org.uk/publication/6312886965108736>, consulté le 29/09/2016.µ

O'BRIEN E. (2006), « Habitat fragmentation due to transport infrastructure: practical considerations », in DAVENPORT M., DAVENPORT J. (eds.) (2006), *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*, the Netherlands, Springer, pp. 191-204.

OLIVER T. H., MARSHALL H. H., MORECROFT M., BRERETON T., PRUDHOMME C., HUNTINGFORD C. (2015), « Interacting effects of climate change and habitat fragmentation on drought-sensitive butterflies », *Nature Climate Change*, vol. 5, pp. 941-945.

OPDAM P., WASCHER D. (2004), « Climate change meets habitat fragmentation: linking landscapes and biogeographical scale levels in research and conservation », *Biological Conservation*, vol. 117, p. 285-297.

PARLEMENT DE WALLONIE (2013), *Les aménagements routiers pour la sécurité des animaux, Réponse du 13/02/2013 de DI ANTONIO Carlo*, Session 192 (2012-2013) 1. [En ligne], https://www.parlement-wallonie.be/pwpages?p=interp-questions-voir&type=all&id_doc=44921, consulté le 11/03/2017.

PELTIER J. (2012), « Incidence et prévention des accidents routiers impliquant la grande faune sur le réseau du ministère des Transports du Québec », *Le Naturaliste canadien*, vol. 136, n°2, pp. 89-94.

PERKL R. M. (2016), « Geodesigning landscape linkages: Coupling GIS with wildlife corridor design in conservation planning », *Landscape and Urban Planning*, vol. 156, pp. 44-58.

PNHSFA – PARC NATUREL HAUTE-SÛRE FORÊT D'ANLIER (2012), *Plan de gestion 2013-2023*, in PNHSFA - PARC NATUREL HAUTE-SÛRE FORÊT D'ANLIER, *Identité et histoire*, <http://www.parcnaturel.be/fr/identite-et-histoire.html?IDC=1263>, consulté de 30/03/2016.

POST E., THOMPSON J. N. (2015), *Population Ecology*, in *ENCYCLOPAEDIA BRITANNICA*, <https://www.britannica.com/science/population-ecology>, consulté le 2/03/2017.

PUKY M., FARKAS J., RONKAY M. T. (2007), « Use of Existing Mitigation Measures by Amphibians, Reptiles, and Small to Medium-Size Mammals in Hungary: Crossing Structures Can Function as Multiple Species-Oriented Measures », in IRWIN C. L., NELSON D., McDERMOTT K. P., *Proceedings of the 2007 International Conference on Ecology and Transportation*, Raleigh, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, pp. 521-530.

PULLIAM H. R. (1988), « Sources, sinks, and population regulation », *American Naturalist*, vol. 132, n°5, pp. 652-661.

RHODES J. R., LUNNEY D., CALLAGHAN J., McALPINE C. A. (2014), « A Few Large Roads or Many Small Ones? How to Accommodate Growth in Vehicle Numbers to Minimize Impacts on Wildlife », *PLoS ONE*, vol. 9, n°3. [En ligne], <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0091093>, consulté le 10/05/2016.

RICO A., KINDLMANN P., SEDLÁČEK F. (2007), « Barrier effects of roads on movements of small mammals », *Folia Zoologica*, vol. 56, n°1, pp. 1-12.

RODRIGUE J.P., COMTOIS C., SLACK B. (2016), *The Geography of Transport Systems*, New York, Routledge, 440p.

RUEDIGER W. C., JACOBSON S. L. (2013), « Multiple-use crossing structures for providing wildlife habitat connectivity », in *INTERNATIONAL CONFERENCE ON ECOLOGY AND TRANSPORTATION*, *Proceedings of the 2013 International Conference on Ecology and Transportation*, http://www.icoet.net/ICOET_2013/proceedings.asp, consulté le 26/05/2016.

RUFFELL J., BANKS-LEITE C., DIDHAM R. K. (2016), « Accounting for the causal basis of collinearity when measuring effects the habitat loss versus habitat fragmentation », *Oikos*, vol. 125, pp. 117-115.

RUIZ-CAPILLAS P., MATA C., MALO J. E. (2015), « How many rodents die on the road? Biological and methodological implications from a small mammals' roadkill assessment on a Spanish motorway », *Ecological Research*, vol. 30, n°3, pp. 417-427.

RUTLEDGE D. (2003), *Landscapes indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process ?*, Wellington, Department of Conservation, 27p.

RYTWINSKI T., FAHRIG L. (2012), « Do species life history traits explain population responses to roads ? A meta-analysis », *Biological Conservation*, vol. 147, pp. 87-98.

RYTWINSKI T., SOANES K., JAEGER J. A.G., FAHRIG L., FINDLAY C.S., HOULAHAN J., VAN DER REE R., VAN DER GRIFT E. A. (2016), « How Effective Is Road Mitigation Measures at Reducing Road-Kill? A Meta-Analysis », *PLoS ONE*, vol. 11, n° 11. [En ligne], <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0166941>, consulté le 10/05/2017.

SCHOCKERT V., LAMBINET C., LIBOIS R. (2016), « Suivi de quelques mammifères protégés en Wallonie », *Forêt.Nature*, n°138, pp. 23-32.

SEILER A., HELLDIN J.O. (2006), « Mortality in wildlife due to transportation », in DAVENPORT M., DAVENPORT J. (eds.) (2006), *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*, the Netherlands, Springer, pp. 165-189.

SERRET H., RAYMOND R., FOLTÊTE J.C., CLERGEAU P., SIMON L., MACHON N. (2014), « Potential contributions of greens spaces at business sites to the ecological network in an urban agglomeration: The case of the Ile-de-France region, France », *Landscape and Urban Planning*, vol. 131, pp. 27-35.

SÉTRA - SERVICE D'ÉTUDES TECHNIQUES DES ROUTES ET AUTOROUTES (2006), *Routes et passages à faune, 40 ans d'évolution*, in CEREMA, <http://www.cerema.fr/IMG/pdf/preservation-faune-et-flore-etude17-cerema.pdf>, consulté le 26/04/2017.

SIH A., JONSSON B. G., LUIKART G. (2000), « Do edge effects occur over large spatial scales? », *TREE*, vol. 15, n°4, pp. 134-135.

SMITH A. C., KOPER N., FRANCIS C. M., FAHRIG L. (2009), « Confronting collinearity: comparing methods for disentangling the effects of habitat loss and fragmentation », *Landscape Ecology*, vol. 24, pp. 1271-285.

SODHI N. S., EHRLICH P. S. (eds.) (2010), *Conservation Biology for All*, New-York, Oxford University Press, 358p.

TERRY A., ULLRICH K., RIECKEN U. (2006), *The Green Belt of Europe. From vision to reality*, Gland, Switzerland, Cambridge, UK, IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 215p.

THÉAU J., BERNIER A., FOURNIER R. A. (2015), « An evaluation framework based on sustainability-related indicators for the comparison of conceptual approaches for ecological networks », *Ecological Indicators*, vol. 52, pp. 444-457.

TILLMANN J. E. (2005), « Habitat Fragmentation and Ecological Networks in Europe », *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, vol. 14, n°2, pp. 119-123.

- TROCMÉ M., CAHILL S., DE VRIES H. (2002), *COST 341 - Habitat fragmentation due to Transportation Infrastructure, The European Review*, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, 253p.
- TROMBULAK S., FRISSELL C. (2000), « Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities », *Conservation Biology*, vol. 14, n°1, pp. 18-30.
- TURNER M. G. (2005), « Landscape Ecology : What Is the State Of the Science? », *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 36, pp. 319-344.
- TURNER M. G., GARDNER R. H., O'NEILL R. V. (2001), *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*, New-York, Springer-Verlag, 401p.
- VAN BOHEMEN (1998), « Habitat fragmentation, infrastructure and ecological engineering », *Ecological Engineering*, vol. 11, pp. 199-207.
- VAN DER GRIFT E. A., VAN DER 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 », *Biodiversity and Conservation*, vol. 22, n°2, pp. 425-448.
- VAN DER REE R., JAEGER J. A. G., VAN DER GRIFT E. A., CLEVINGER A. P. (2011), « Effects of Roads and Traffic on Wildlife Populations and Landscape Function: Road Ecology is Moving toward Larger Scales », *Ecology and Society*, vol. 16, n°1. [En ligne], <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art48/>, consulté le 10/10/2016.
- VAN DER REE R., SMITH D. J., GRILO C. (2015), *Handbook of Road Ecology*, Chichester, John Wiley & Sons, Ltd., 522p.
- VANPEENE-BRUHIER S., BOURDIL C., AMSALLEM J. (2014), « Efficacité des corridors : qu'en savons-nous vraiment ? », *Sciences Eaux & Territoires*, n°14, pp. 8-13.
- 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*, vol. 136, n°2, pp. 61-65.
- VILLARD M.A., METZGER J.P. (2014), « Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters », *Journal of Applied Ecology*, vol. 51, pp. 309-318.
- VISINTIN C., MCCARTHY M., VAN DER REE R. (2015), « Wildlife-vehicle collisions: predicting where to mitigate with a conceptual modelling framework », in ICOET, *Proceedings of the 2015 International Conference on Ecology and Transportation*, Raleigh, Center for Transportation and the

Environment, North Carolina State University. [En ligne], http://www.icoet.net/ICOET_2015/program-proceedings.asp, consulté le 20/11/2016.

VON HAAREN C., REICH M. (2006), « The German way to greenways and habitat networks », *Landscape and Urban Planning*, vol. 76, pp. 7-22.

WARREN B. H., SIMBERLOFF D., RICKLEFS R. E., AGUILÉE R., CONDAMINE F. L., GRAVEL D., MORLON H., MOUQUET N., ROSINDELL J., CASQUET J., CONTI E., CORNUAULT J., FERNÁNDEZ-PALACIOS J. M., HENGL T., NORDER S. J., RIJSDIJK K. F., SANMARTIN I., STRASBERG D., TRIANTIS K. A., VALENTE L. M. WHITTAKER R. J., GILLESPIE R. J., EMERSON B. C., THÉBAUD C. (2015), « Islands as model systems in ecology and evolution: prospects fifty years after MacArthur-Wilson », *Ecology Letters*, vol. 18, pp. 200-217.

WIEGAND T., REVILLA E., MOLONEY K.A. (2005), « Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Population Dynamics », *Conservation Biology*, vol. 19, n°1, pp. 108-121.

WIENS J. A. (2009), « Landscape ecology as a foundation for sustainable conservation », *Landscape Ecology*, vol. 24, pp. 1053-1065.

WILSON D. D. (2012), *Hotspot Analysis of Road Kill in Southern California: A GIS Approach*. (Thèse de maîtrise), Northridge, Université d'État de Californie, 73p.

WITH K. A. (2004), « Metapopulation Dynamics: Perspectives from Landscape Ecology », in HANSKI I., GAGGIOTTI O. E. (eds.), *Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations*, United States of America, Elsevier Academic Press, pp. 23-44.

WU J. (2009), « Ecological Dynamics in Fragmented Landscapes », in LEVIN S. (ed.), *Princeton Guide to Ecology*, Princeton, Princeton University Press, pp. 438-444.

WU J. (2013), « Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop », *Landscape Ecology*, vol. 28, pp. 1-11.

ZIMMERMAN TEIXEIRA F., CAMBARÁ PRINTES R., FAGUNDES J. C. G, ALONSO A. C., KINDEL A. (2013), « Canopy bridges as road overpasses for wildlife in urban fragmented landscapes », *Biota Neotropica*, vol. 13, n°1. [En ligne], http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032013000100013, consulté le 03/03/2017.

ZMELIK K., SCHINDLER S., WRBKA T. (2011), « The European Green Belt: international collaboration in biodiversity research and nature conservation along the former Iron Curtain », *Innovation: The European Journal of Social Science Research*, vol. 24, n°3, pp. 273-294.

ANNEXES

TABLE DES ANNEXES

ANNEXES.....	83
ANNEXE 1 - TYPES DE PASSAGES FAUNIQUES SELON LEUR CARACTÈRE APPROPRIÉ OU INAPPROPRIÉ POUR UNE SÉRIE D'ESPÈCES. SOURCE : IUELL <i>ET AL.</i> , 2003, P.76.	A
ANNEXE 2 - EXEMPLES DE COÛTS INDICATIFS POUR DIFFÉRENTES MESURES D'ATTÉNUATION DES IMPACTS SUR LA FAUNE. SOURCE : LEGRAND., 2011, PP. 20-22, D'APRÈS SÉTRA, 2009.	B
ANNEXE 3 - INFORMATIONS CONCERNANT L'ÉTUDE DE CAS	D
ANNEXE 4 - CARTES PETITS MAMMIFÈRES	G
ANNEXE 5 - CARTES MAMMIFÈRES MOYENS.....	L
ANNEXE 6 - CARTES GRANDS MAMMIFÈRES	P
ANNEXE 7 - CARTE DE SYNTHÈSE	T
ANNEXE 8 - PHOTOGRAPHIES AÉRIENNES DES ZONES SÉLECTIONNÉES	U

ANNEXE 1 - TYPES DE PASSAGES FAUNIQUES SELON LEUR CARACTÈRE APPROPRIÉ OU INAPPROPRIÉ POUR UNE SÉRIE D'ESPÈCES. SOURCE : IUELL ET AL., 2003, P.76.

Table 7.1 - Suitability of different types of fauna passages for a selection of (non-flying) species or groups of species.

	Landscape bridges 7.2.1	Wildlife overpasses 7.2.1	Modified bridges/multi-functional overpasses 7.2.2	Tree-top overpasses 7.2.3	Viaducts and river crossings 7.3.1	Underpasses for large and medium-sized animals 7.3.2	Modified and joint-use underpasses 7.3.3	Underpasses for small animals 7.3.4	Modified culverts 7.3.5	Fish passages through pipes and culverts 7.3.6	Amphibian tunnels (small dimensions) 7.3.7
Ungulates											
Moose, red deer	●	●	—	—	●	○	—	—	—	—	—
Roe deer, chamois	●	●	○	—	●	●	○	—	—	—	—
Wild boar	●	●	○	—	●	●	○	—	—	—	—
Carnivores											
Brown bear	●	●	○	—	●	○	○	—	—	—	—
Lynx	●	●	○	—	●	●	○	—	—	—	—
Wolf	●	●	●	—	●	●	●	—	—	—	—
Fox	●	●	●	—	●	●	●	●	○	—	—
Badger	●	●	●	—	●	●	●	●	●	—	—
Otter	○	○	○	—	●	●	●	●	●	○	—
Marten	●	●	●	?	●	●	●	●	●	—	—
Small mustelids	●	●	●	—	●	●	●	●	●	—	—
Genet	●	●	●	—	●	●	●	●	○	—	—
Lagomorphs											
Hare	●	●	○	—	●	●	●	—	—	—	—
Rabbit	●	●	○	—	●	●	●	●	—	—	—
Insectivores											
Hedgehog	●	●	●	—	●	●	●	○	—	—	—
Shrews	●	●	●	—	●	●	●	●	○	—	○
Rodents											
Red squirrel	●	●	●	●	●	●	●	—	—	—	—
Dormice	●	○	○	?	○	—	—	—	—	—	—
Mice, voles	●	●	●	—	●	●	●	●	○	—	○
Beaver	—	—	—	—	●	—	?	—	?	—	—
Reptiles											
Snakes	●	●	●	—	●	○	○	—	?	—	—
Lizards	●	●	●	—	●	○	○	○	—	—	—
Tortoises	●	●	●	—	●	?	?	?	—	—	—
Amphibians	●	○	○	—	●	●	●	○	○	—	●
Fish	—	—	—	—	—	—	—	—	—	●	—
Invertebrates (non-flying)											
Species of dry habitats	●	●	●	—	●	○	○	○	—	—	—
Species of humid habitats	○	○	○	—	●	○	○	○	○	—	○

● optimal solution ○ can be used with some adaptation to local conditions
 — unsuitable ? unknown, more experience needed

ANNEXE 2 - EXEMPLES DE COÛTS INDICATIFS POUR DIFFÉRENTES MESURES D'ATTÉNUATION DES IMPACTS SUR LA FAUNE. SOURCE : LEGRAND., 2011, PP. 20-22, D'APRÈS SÉTRA, 2009.

Les coûts présentés ci-dessous sont exprimés en coût monétaire moyen par mètre ou par mètre-carré de structure. Ils proviennent d'un rapport réalisé par la Ligue Royale Belge de Protection des Oiseaux à la suite d'une campagne de recensement des collisions entre les véhicules et les oiseaux et petites mammifères, pour la période 2007-2010 (Legrand, 2011).

Prix ci-dessous extraits du document *Sétra – Cete de l'Est. Eléments de coût des mesures d'insertion environnementales, exemple de l'est de la France. NI n°88. Janvier 2009.*

Définition et caractéristiques	Image	Unité	Coût moyen unitaire en €	Fourchette de prix en €	Principaux facteurs de variabilité
Clôture standard renforcée de 1,80 m de haut pour grande faune (grillage soudé à mailles progressives ; fourniture, transport et pose avec ancrage au sol)		m	40	32 à 48	Fournisseur Difficultés de mise en œuvre (localisation et topographie)
Bavolet pour clôture standard (finition de clôture avec bavolet (surcoût) ; fourniture, transport et pose du dispositif)		m	14,5	13 à 16	Fournisseur
Clôture de 1,40 m de haut pour petite faune (grillage soudé à mailles de dimension 40 x 40 mm ; fourniture, transport et pose)		m	30	22 à 38	Fournisseur Difficultés de mis en œuvre
Clôture à mailles fines pour amphibiens et micromammifères (grillage soudé de 50 cm de haut, à mailles carrées de 6,5 mm de section ; fourniture, transport et pose)		m	16	12 à 20	Fournisseur Difficultés de mis en œuvre
Muret béton pour amphibiens (éléments préfabriqués de 40 cm de haut ; fourniture, transport et pose)		m	155	120 à 195	Fournisseur Difficultés de mis en œuvre
Passage supérieur (PS) Grande faune (réalisation de l'ouvrage, végétalisation des abords et du tablier ; (i) PS de 8 m de large (autoroute), (ii) PS de 12 m de large (autoroute))		m ² de tablier	1850 (i)=850 000 € (ii)=1 200 000 €	1 650 à 2 050	Type d'ouvrage Dimensions de l'ouvrage Aménagements
Ouvrage de type pont-vert sur autoroute (20 à 40 m de large) (réalisation de l'ouvrage, fourniture et mise en œuvre végétale, plantations ; (i) pont vert de 20 m de large (autoroute))		m ²	2 000 (i)=1 600 000 €	1 800 à 2 200	Caractéristiques de l'ouvrage Aménagements des abords
Tranchée couverte (réalisation d'un ouvrage de faible longueur et de ses abords, plantations ; ne nécessite pas de dispositif particulier tel que extracteur, ...)		m ² de chaussée couverte	4 000	3 500 à 4 500	Caractéristiques de l'ouvrage Aménagements des abords

Définition et caractéristiques	Image	Unité	Coût moyen unitaire en €	Fourchette de prix en €	Principaux facteurs de variabilité
Passage inférieur (PI) Grande faune avec aménagements complémentaires <i>(réalisation de l'ouvrage, végétalisation des abords ; (i) PI de 8 m de large (autoroute))</i>		m ²	2 850 (i)=600 000 €	2 500 à 3 200	Caractéristiques de l'ouvrage Aménagements des abords
Buse matière Grande faune <i>(éléments préfabriqués ; fourniture, transport et pose)</i>		m ² de chaussée couverte	900	750 à 1 050	Diamètre de la buse
Passage busé type Ø 800 mm <i>(éléments préfabriqués, tête de buse comprise ; fourniture, transport et pose)</i>		m	210	170 à 250	Quantités Fournisseur Caractéristiques du passage à équiper
Dalot <i>(éléments préfabriqués ; fourniture, transport et pose ; (i) ouverture < 1,5 m² (ii) 1,5 m² < ouverture < 2 m²)</i>		m ²	(i) 370 (ii) 520	(i) 320 à 420 (ii) 420 à 620	Fournisseur Caractéristiques du passage à équiper
Ouvrage hydraulique aménagé <i>(surcoût d'une banquette aménagée (hors surdimensionnement de l'ouvrage) ; fourniture, transport et pose)</i>		m	450	340 à 360	Grande variabilité des dispositifs proposés <i>(banquette en terre, maçonnerie, muret maçonné, enrochement...)</i>
Ensemencement d'espèces rustiques et locales <i>((i) semences ; (ii) enssemencement de prairie fleurie ; fourniture et mise en œuvre)</i>		m ²	(i) 0,65 (ii) 1,2	-	<i>(seule une donnée disponible)</i>
Plantations de haie buissonnante <i>(haie de 5 m de large ; fourniture, transport et pose)</i>		m	18	8 à 30	Nature des espèces végétales Densité des plantations
Plantations de massif buissonnant <i>(massif ; fourniture, transport et pose)</i>		m ²	8	6 à 10	Nature des espèces végétales Densité des plantations
Plantations de haie arborée <i>(haie de 2 m de large ; fourniture, transport et pose)</i>		m	25	11 à 35	Nature des espèces végétales Dimensions des espèces à planter
Plantations d'arbre fruitier <i>(arbre de Ø 14/16 ; fourniture, transport et plantation, tuteurage ou haubanage, protection contre la faune)</i>		Forfait à l'unité	40	37 à 43	Nature des sujets plantés Dimensions des sujets à planter
Plantations d'arbre de haute tige <i>(arbre de Ø 14/16 ; fourniture, transport et plantation, tuteurage ou haubanage, protection contre la faune)</i>		Forfait à l'unité	125	90 à 150	Nature des sujets plantés Dimensions des sujets à planter
Engazonnement standard <i>(semences ; fourniture et mise en œuvre)</i>		m ²	0,5	0,35 à 0,65	Fournisseur Mélange de semences
Ensemencement hydraulique par Hydroseed <i>(semence ; fourniture et mise en œuvre par Hydroseed)</i>		m ²	0,5	0,35 à 0,65	Fournisseur Mélange de semences
Démolition de chaussée <i>(démolition en vue d'une nouvelle affectation du site ; découpage des matériaux en place, démolition, transport et évacuation)</i>		m ²	5,1	4,4 à 6	Destination finale des matériaux évacués <i>(mise en décharge, recyclage, ...)</i>

ANNEXE 3 - INFORMATIONS CONCERNANT L'ÉTUDE DE CAS

GENÈSE DES DONNÉES COLLECTÉES

La genèse des données est importante pour saisir l'historique d'une donnée ou d'une information. Elle est nécessaire pour évaluer la précision et la fiabilité des données et des résultats (Caloz, Collet, 2011).

Carte d'Occupation du Sol de Wallonie (COSW) - Version 2_07

« La Carte d'Occupation du Sol de Wallonie (COSW) est construite en s'appuyant de manière privilégiée sur une couche de base, le Plan de Localisation Informatique (PLI), qui couvre l'ensemble du territoire wallon et dont la thématique présente un lien étroit avec l'occupation du sol.

La méthode utilisée repose sur cinq étapes successives :

- 1. La couche de base est croisée par géotraitements avec d'autres thématiques apportant des compléments d'information sur l'occupation du sol.*
- 2. Les informations qui en résultent sont synthétisées à l'échelle des entités surfaciques de la couche de base.*
- 3. L'application d'une typologie permet ensuite de classer ces entités surfaciques (polygones) dans les différentes classes d'occupation différenciées dans la légende.*
- 4. A l'issue de ce classement, certains polygones de la couche de base présentant des occupations du sol mixtes sont traités de manière spécifique (découpage et réaffectation).*
- 5. La dernière étape consiste à produire la carte finale d'occupation du sol par un processus d'agrégation (dissolution) des polygones appartenant à la même classe d'occupation. Cette dernière manipulation peut s'effectuer en considérant différents niveaux de détail de la légende.*

La version 2_07 de la COSW intègre la cartographie de la partie non-cadastrée du territoire. Celle-ci a été réalisée par photo-interprétation sur base des Orthophotos 2006 - 2007 en combinaison avec le fond de plan IGN 10.000, les axes des réseaux ferroviaire, routier et hydrographique. » (Metawal, s.d.)

Echelle de référence : 1:10000

Système de référence spatiale : Belge 1972 / Belgian Lambert 72 (EPSG : 31370)

Période de récolte de la donnée sur le terrain : 01/01/2007 au 31/12/2007.

Représentation spatiale : Donnée vecteur (point, ligne, polygone)

Relief de la Wallonie - Modèle numérique de terrain (2013-2014)

« *Modèle Numérique de Terrain (MNT) de la Wallonie d'une résolution d'un mètre issu d'acquisitions Lidar effectuées entre le 12/12/2012 et le 09/03/2014.*

Un Modèle Numérique de Terrain (MNT) est une représentation de l'altitude du sol d'une zone déterminée et

exclut tous les éléments situés à la surface du sol (bâtiments, ponts, végétation, véhicules, etc.). Cette donnée raster fournit une information sur l'altitude du sol (Z) en tout point du territoire wallon.

L'acquisition de la donnée a été réalisée avec la technologie Lidar.

Certaines parties très réduites du territoire (notamment les plans d'eau) n'ont pu faire l'objet d'une acquisition de données par la méthode Lidar. Néanmoins, pour fournir une information sur l'altimétrie (Z) dans ces zones, une interpolation a été réalisée afin de garantir une continuité sur toute la Wallonie.

Le système de coordonnées de la donnée est le Lambert Belge 72 (EPSG:31370). La référence altimétrique est le Deuxième Nivellement Général (EPSG:5710). La précision planimétrique est inférieure à la résolution du MNS (1 m), et la précision altimétrique est de l'ordre de 0,12 m en absolu sur l'ensemble du territoire. »

« Les données de base proviennent d'acquisitions LiDAR aéroportées effectuées entre le 12/12/2012 et le 09/03/2014.

Voici les différentes étapes principales de production :

1) Acquisition des données lors de missions aériennes (les détails du système embarqué et les paramètres des missions sont décrits dans le rapport de production).

2) Traitement des nuages de points obtenus (ajustement des bandes de vol, filtrage des bruits parasites, classification des données sont décrits dans le rapport de production).

3) Calcul du produit final (le processus d'interpolation et de modélisation est décrit dans le rapport de production). » (Metawal, s.d.)

Système de référence spatiale : Belge 1972 / Belgian Lambert 72 (EPSG : 31370)

Période de récolte de la donnée sur le terrain : 12/12/2012 au 09/03/2014..

Résolution spatiale : 1m.

1) Exemple d'utilisation de Graphab en ligne de commande

La suppression et l'ajout itératif de liens nécessite l'utilisation de Graphab en ligne de commande. Ci-dessous un exemple de script que nous avons utilisé dans le cadre de l'étude de cas.

```
java -jar graphab-2.0.5.jar --project path2myproject/myproject.xml
java -jar graphab-2.0.5.jar --project
Essai10_def\Memoire_3_GrandsMamm_test2\Memoire_3_GrandsMamm_test2.xml
```

```
java -jar graphab-2.0.5.jar --project
Essai10_def\Memoire_3_GrandsMamm_test2\Memoire_3_GrandsMamm_test2.xml --uselinkset
Jeulien2_GrandsMam_SANSinfra_avecMNT_pente10
```

```
java -jar graphab-2.0.5.jar --project
Essai10_def\Memoire_3_GrandsMamm_test2\Memoire_3_GrandsMamm_test2.xml --usegraph
Graph2GrandsMam_SANSinfra_avecMNT_pente10
```

```
java -jar graphab-2.0.5.jar --project  
Essai10_def\Memoire_3_GrandsMamm_test2\Memoire_3_GrandsMamm_test2.xml --usegraph  
Graph2GrandsMam_SANSinfra_avecMNT_pente10 --gmetric PC d=20586.1 p=0.05 beta=1
```

Résultat

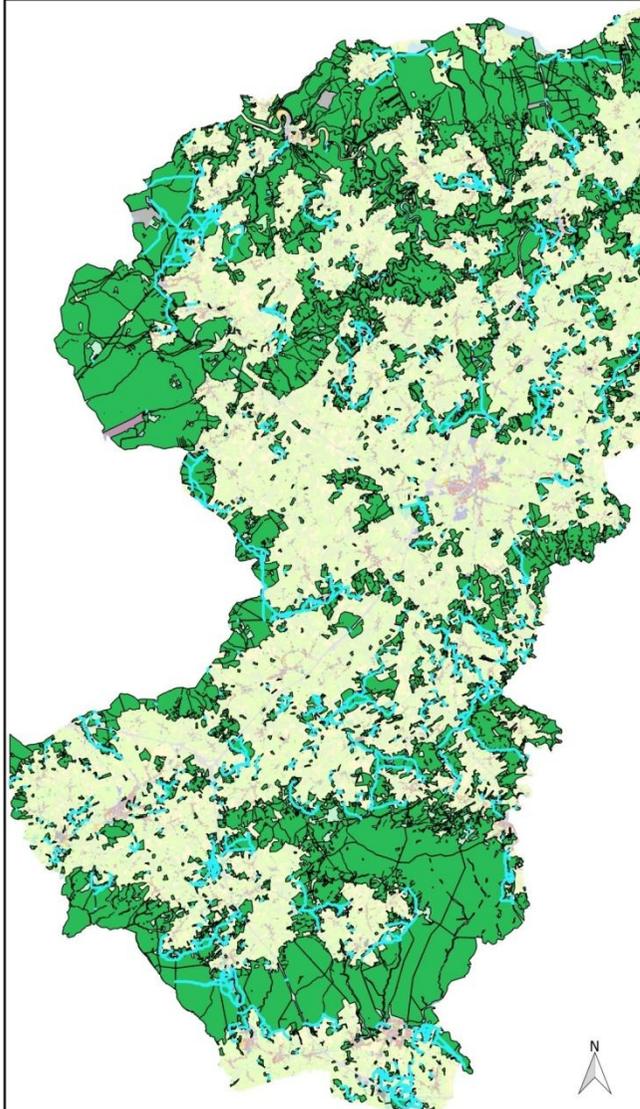
Global metric Probabilité de connectivité (PC)

Graph2GrandsMam_SANSinfra_avecMNT_pente10 - PC_d20586.1_p0.05_beta1 : 0.014615225833867729

```
java -jar graphab-2.0.5.jar --project  
Essai10_def\Memoire_3_GrandsMamm_test2\Memoire_3_GrandsMamm_test2.xml --usegraph  
Graph2GrandsMam_SANSinfra_avecMNT_pente10 --gtest 10 PC d=20586.1 p=0.05 beta=1 obj=link  
fsel=Essai10_def\Memoire_3_GrandsMamm_test2\GrandMam_cellule_sansinfra.txt
```

ANNEXE 4 - CARTES PETITS MAMMIFÈRES

**Modélisation réseau écologique Petits mammifères
Avant construction autoroutes E25 et E411
Graphe paysager - Vue réaliste**



Légende

- Liens du graphe
- déplacements potentiels
 - Noeuds du graphe
- taches d'habitat
- Éléments d'occupation du sol
- Ilots urbains continus denses

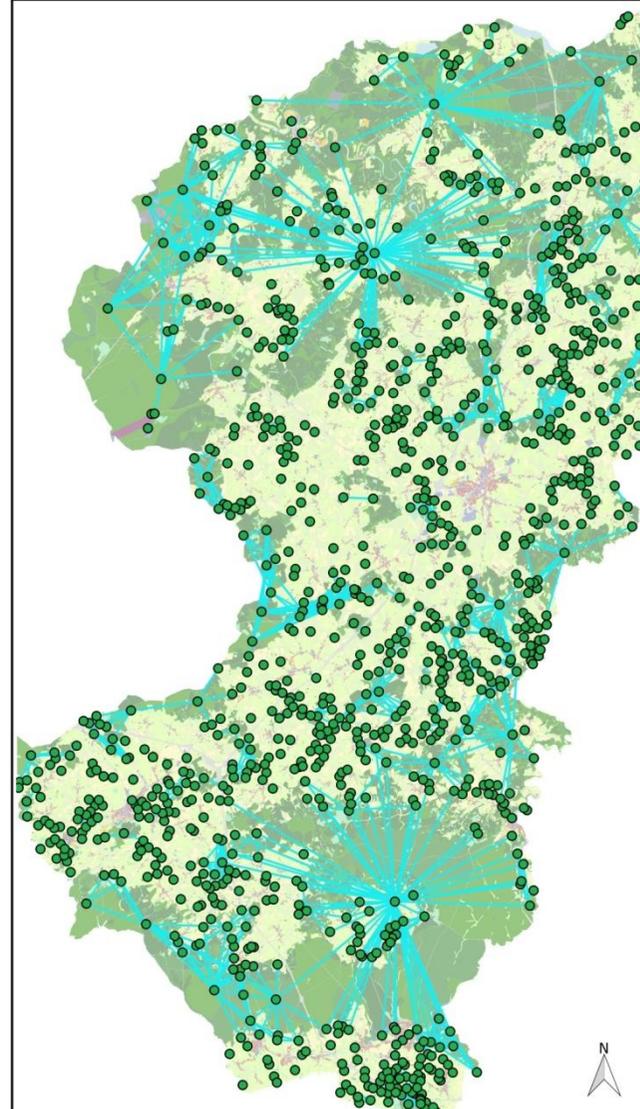
Profil d'espèces :
Petits mammifères
Taille taches d'habitat : min. 1ha
Distance de dispersion : 1km

Sources des données :
Service public de Wallonie
(COSW version 2_07,
MNT 2013-2014)

Logiciels : Graphab 2.0.5
(Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012),
QGIS

Réalisation : M. Denys - 2017

**Modélisation réseau écologique Petits mammifères
Avant construction autoroutes E25 et E411
Graphe paysager - Vue topologique**



Légende

- Liens du graphe
- déplacements potentiels
 - Noeuds du graphe
- taches d'habitat
- Éléments d'occupation du sol
- Ilots urbains continus denses

Profil d'espèces :
Petits mammifères
Taille taches d'habitat : min. 1ha
Distance de dispersion : 1km

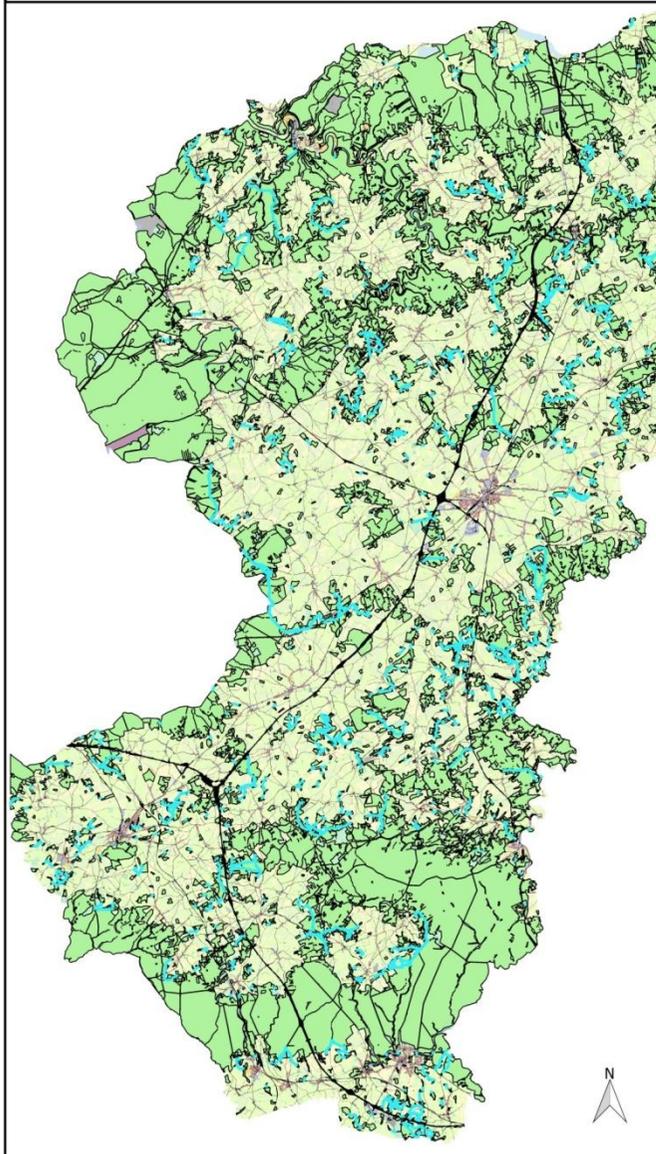
Sources des données :
Service public de Wallonie
(COSW version 2_07,
MNT 2013-2014)

Logiciels : Graphab 2.0.5
(Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012),
QGIS

Réalisation : M. Denys - 2017



**Modélisation réseau écologique Petits mammifères
Après construction autoroutes E25 et E411
Grphe paysager - Vue réaliste**



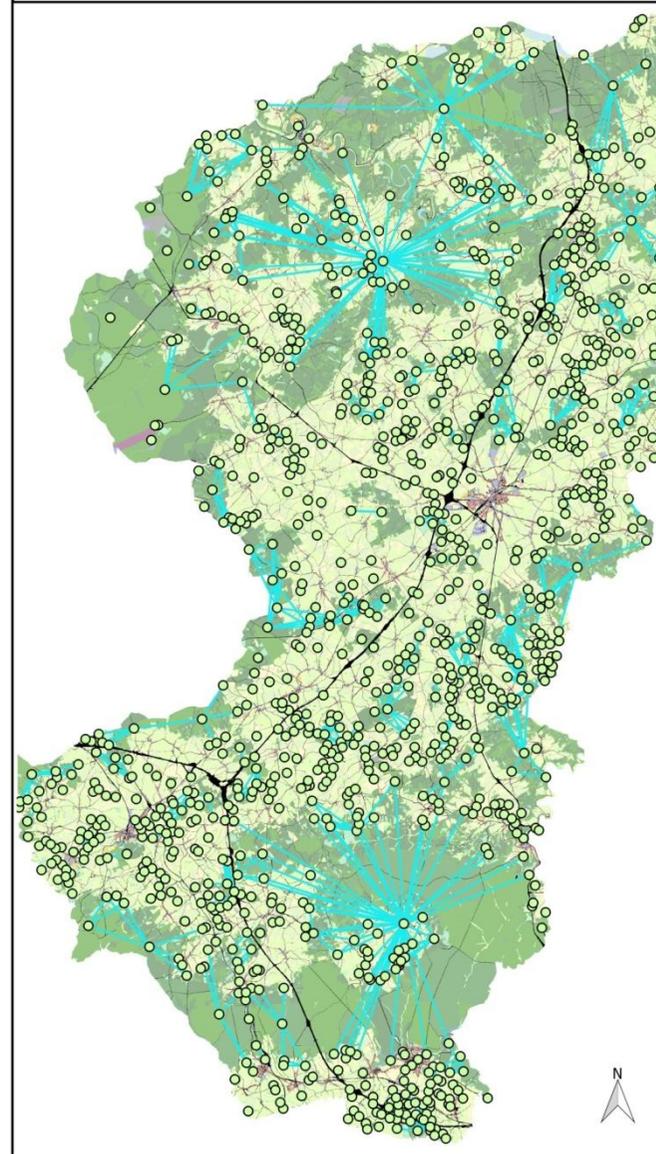
- Légende**
- Liens du graphe
- déplacements potentiels
 - Noeuds du graphe
- taches d'habitat
- Éléments d'occupation du sol
- Ilots urbains continus denses
 - Réseau routier et espaces associés
- Profil d'espèces :**
Petits mammifères
Taille taches d'habitat : min. 1ha
Distance de dispersion : 1km

Sources des données :
Service public de Wallonie
(COSW version 2_07,
MNT 2013-2014)

Logiciels : Graphab 2.0.5
(Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012),
QGIS

Réalisation : M. Denys - 2017

**Modélisation réseau écologique Petits mammifères
Après construction autoroutes E25 et E411
Grphe paysager - Vue topologique**

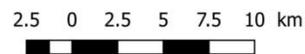
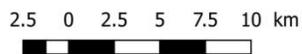


- Légende**
- Liens du graphe
- déplacements potentiels
 - Noeuds du graphe
- taches d'habitat
- Éléments d'occupation du sol
- Ilots urbains continus denses
 - Réseau routier et espaces associés
- Profil d'espèces :**
Petits mammifères
Taille taches d'habitat : min. 1ha
Distance de dispersion : 1km

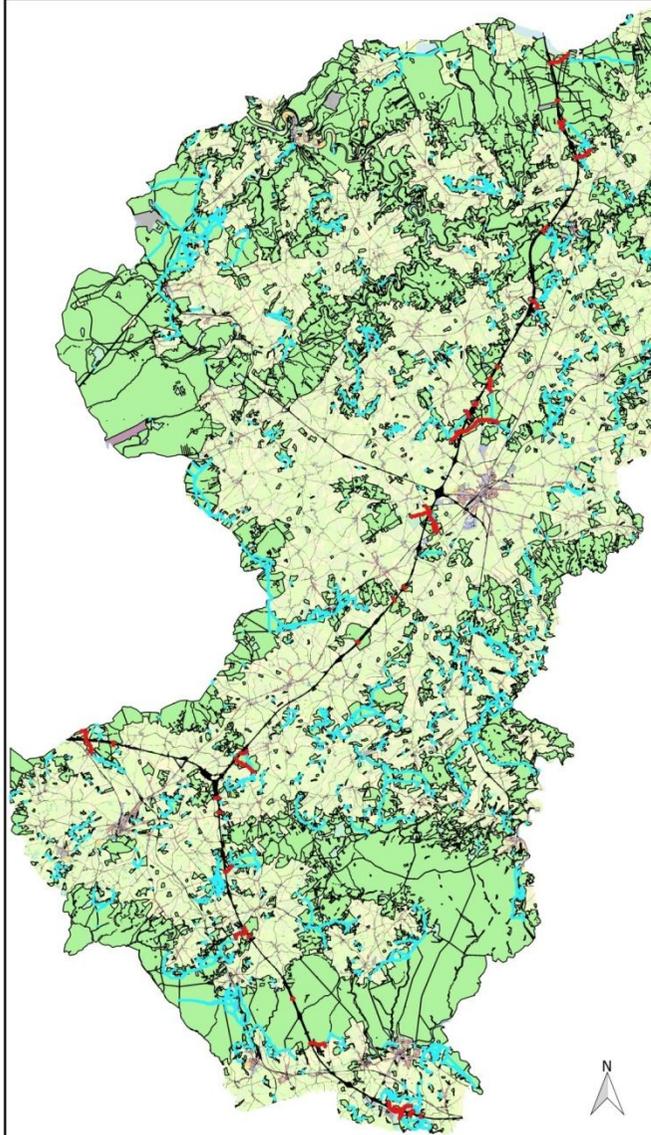
Sources des données :
Service public de Wallonie
(COSW version 2_07,
MNT 2013-2014)

Logiciels : Graphab 2.0.5
(Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012),
QGIS

Réalisation : M. Denys - 2017



Modélisation réseau écologique Petits mammifères
Liens supprimés par l'infrastructure
Graphe paysager - Vue réaliste



- Légende**
- Liens du graphe - déplacements potentiels
 - Liens supprimés suite à construction E25 et E411
 - Noeuds du graphe - taches d'habitat
 - Réseau routier et espaces associés

Profil d'espèces :
 Petits mammifères
 Taille taches d'habitat : min. 1ha
 Distance de dispersion : 1km

66 liens supprimés suite à la construction de l'infrastructure

Sources des données :
 Service public de Wallonie
 (COSW version 2_07,
 MNT 2013-2014)

Logiciels : Graphab 2.0.5
 (Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012),
 QGIS

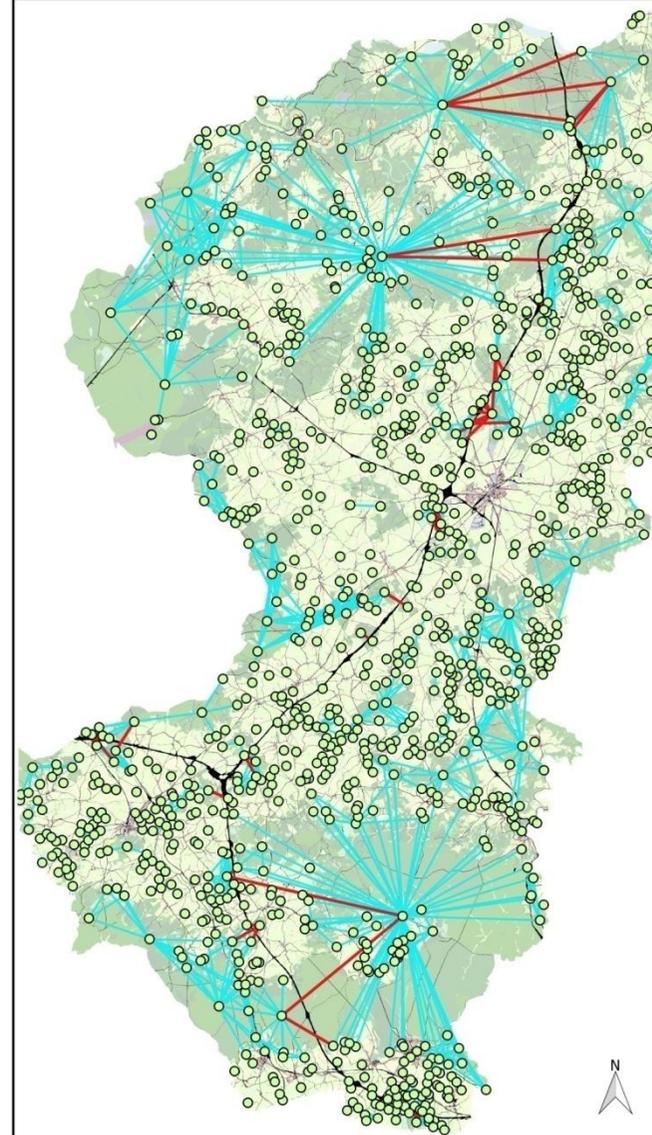
Réalisation : M. Denys - 2017



2.5 0 2.5 5 7.5 10 km



Modélisation réseau écologique Petits mammifères
Liens supprimés par l'infrastructure
Graphe paysager - Vue topologique



- Légende**
- Noeuds du graphe - taches d'habitat
 - Liens du graphe - déplacements potentiels
 - Liens supprimés suite à construction E25 et E411
 - Réseau routier et espaces associés

Profil d'espèces :
 Petits mammifères
 Taille taches d'habitat : min. 1ha
 Distance de dispersion : 1km

Sources des données :
 Service public de Wallonie
 (COSW version 2_07,
 MNT 2013-2014)

Logiciels : Graphab 2.0.5
 (Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012),
 QGIS

Réalisation : M. Denys - 2017

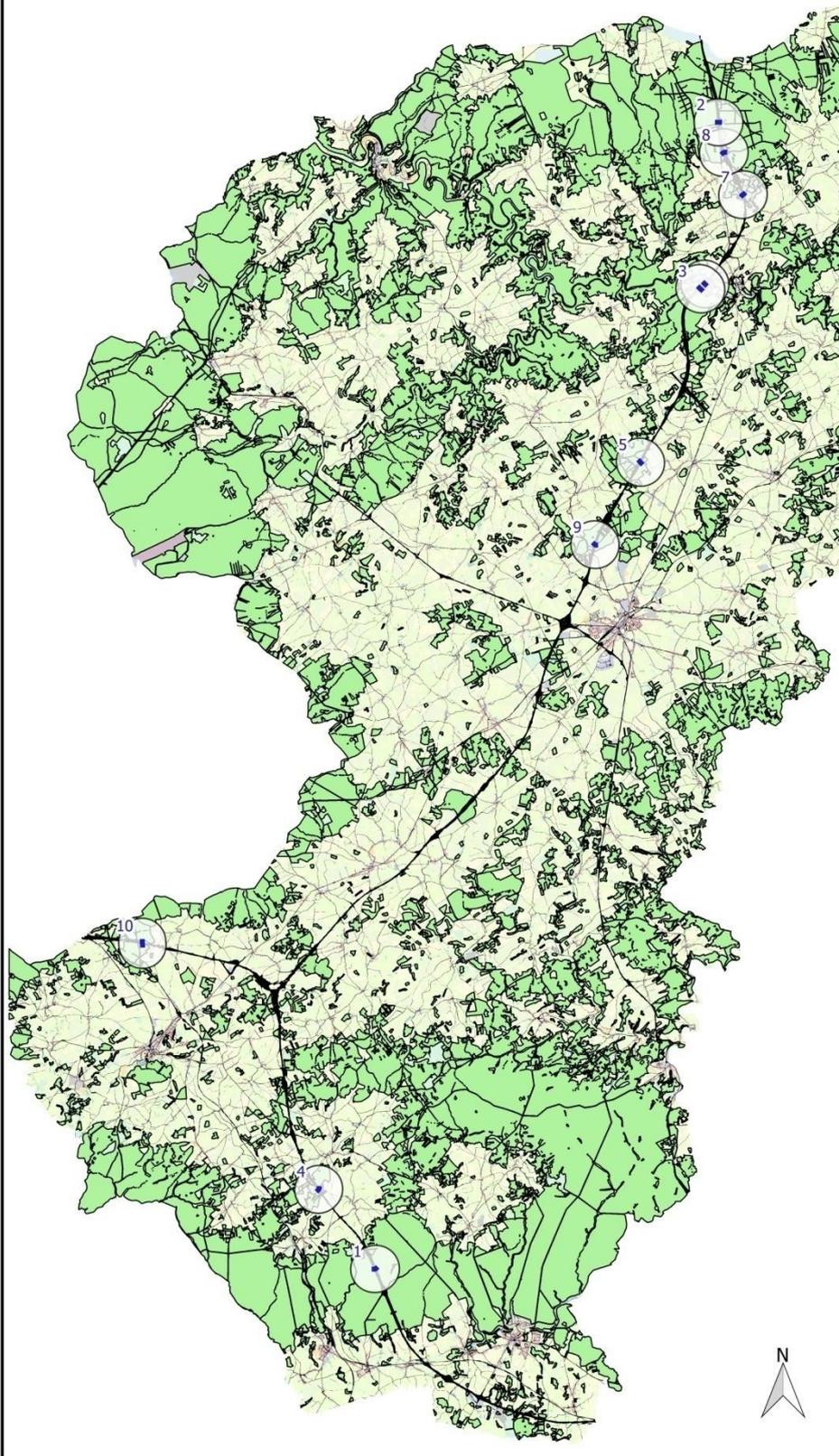


2.5 0 2.5 5 7.5 10 km



Modélisation réseau écologique Petits mammifères

Localisation passages fauniques - Vue réaliste



Légende

- Noeuds du graphe - taches d'habitat
- Localisations passages fauniques potentiels
- 10 meilleurs liens à rétablir, par ordre de priorité
- Réseau routier et espaces associés

Profil d'espèces :
Petits mammifères
Taille taches d'habitat : min. 1ha
Distance de dispersion : 1km

Sources des données :
Service public de Wallonie
(COSW version 2_07,
MNT 2013-2014)

Logiciels : Graphab 2.0.5
(Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012),
QGIS

Réalisation : M. Denys - 2017

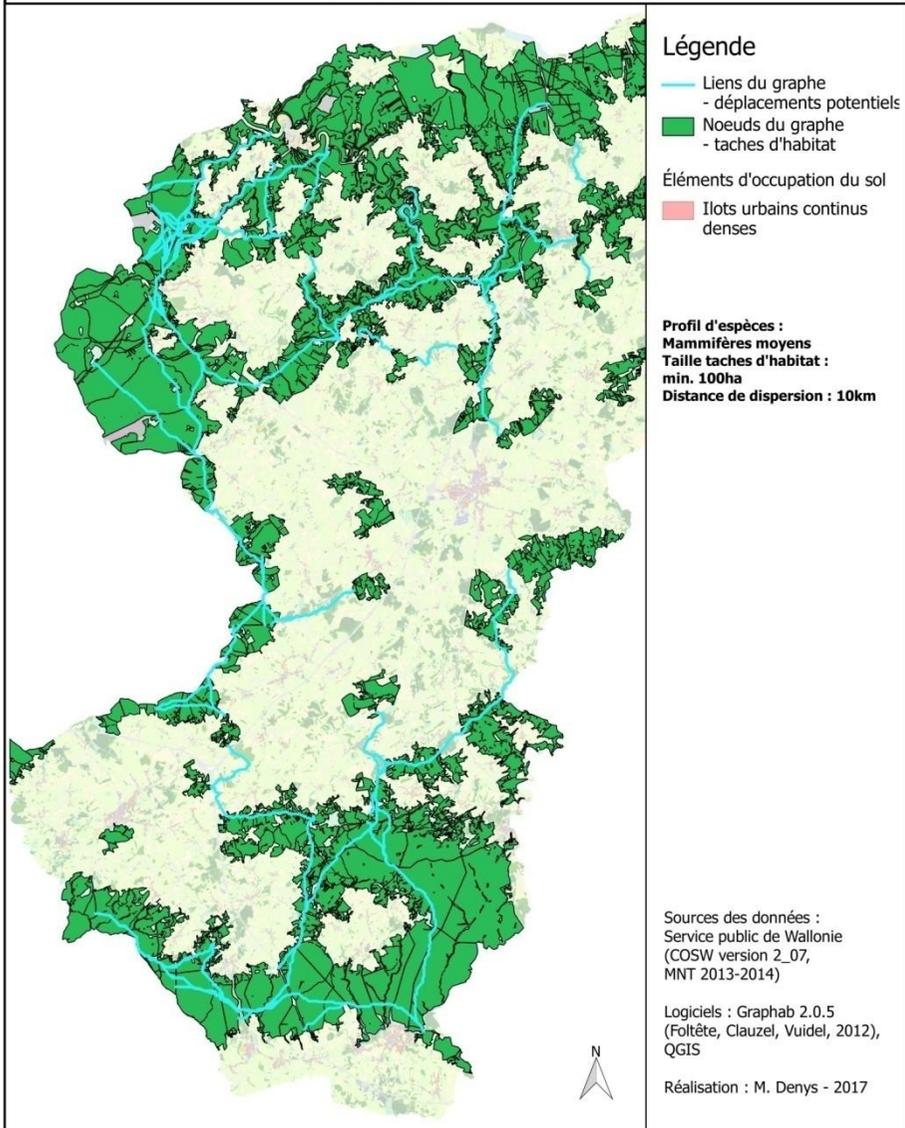


2.5 0 2.5 5 7.5 10 km



ANNEXE 5 - CARTES MAMMIFÈRES MOYENS

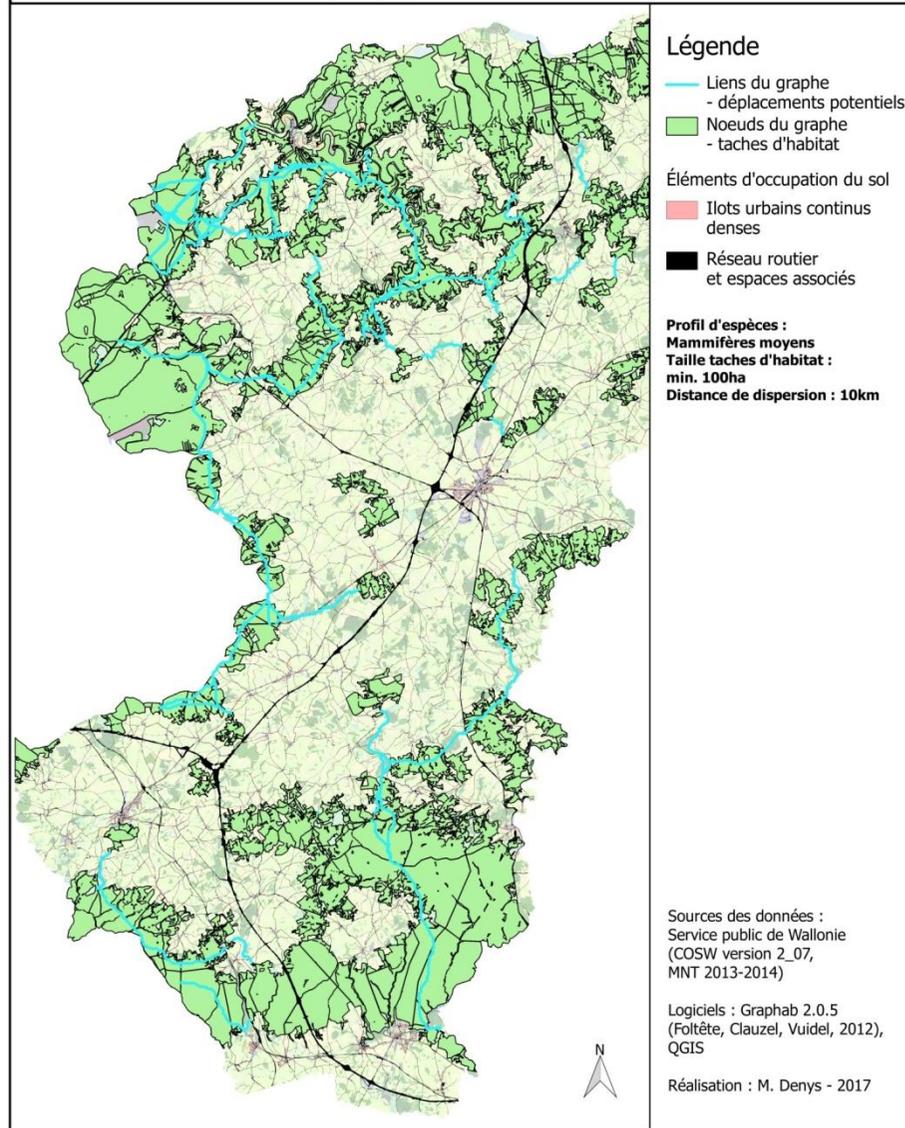
Modélisation réseau écologique - Mammifères moyens
Avant construction autoroutes E25 et E411
Grappe paysager - Vue réaliste



2.5 0 2.5 5 7.5 10 km



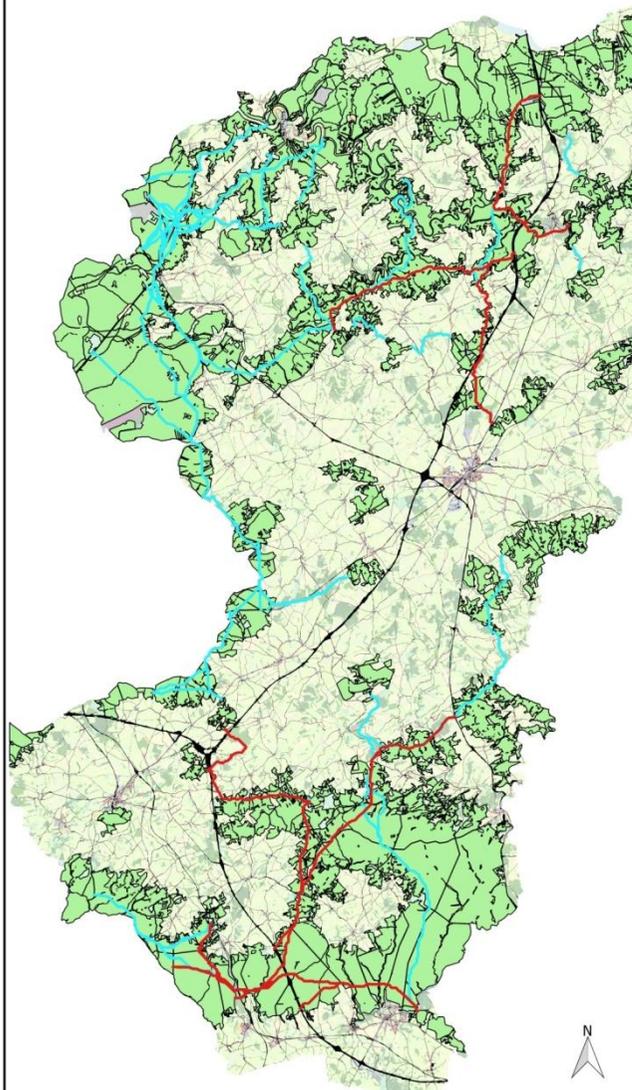
Modélisation réseau écologique - Mammifères moyens
Après construction autoroutes E25 et E411
Grappe paysager - Vue réaliste



2.5 0 2.5 5 7.5 10 km



Modélisation réseau écologique - Mammifères moyens
Liens supprimés par l'infrastructure
Graphe paysager - Vue réaliste



Légende

- Liens du graphe - déplacements potentiels
- Liens supprimés suite à construction E25 et E411
- Noeuds du graphe - taches d'habitat
- Réseau routier et espaces associés

Profil d'espèces :
Mammifères moyens
Taille taches d'habitat :
min. 100ha
Distance de dispersion : 10km

31 liens supprimés suite à la construction de l'infrastructure

Sources des données :
 Service public de Wallonie
 (COSW version 2_07,
 MNT 2013-2014)

Logiciels : Graphab 2.0.5
 (Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012),
 QGIS

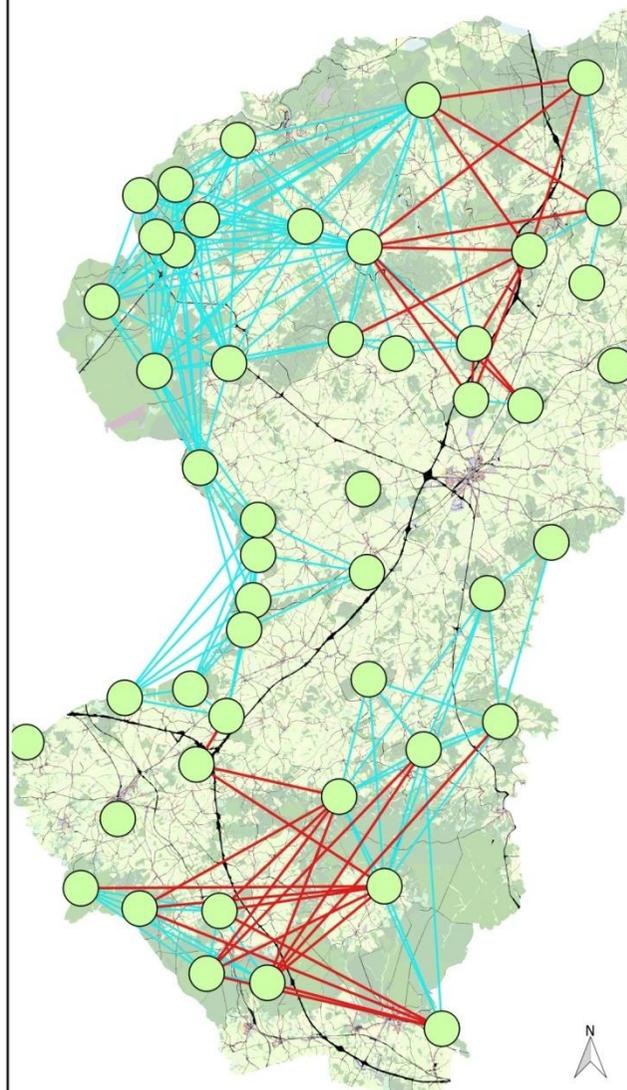
Réalisation : M. Denys - 2017



2.5 0 2.5 5 7.5 10 km



Modélisation réseau écologique - Mammifères moyens
Liens supprimés par l'infrastructure
Graphe paysager - Vue topologique



Légende

- Liens du graphe - déplacements potentiels
- Liens supprimés suite à construction E25 et E411
- Noeuds du graphe - taches d'habitat
- Réseau routier et espaces associés

Profil d'espèces :
Mammifères moyens
Taille taches d'habitat :
min. 100ha
Distance de dispersion : 10km

31 liens supprimés suite à la construction de l'infrastructure

Sources des données :
 Service public de Wallonie
 (COSW version 2_07,
 MNT 2013-2014)

Logiciels : Graphab 2.0.5
 (Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012),
 QGIS

Réalisation : M. Denys - 2017

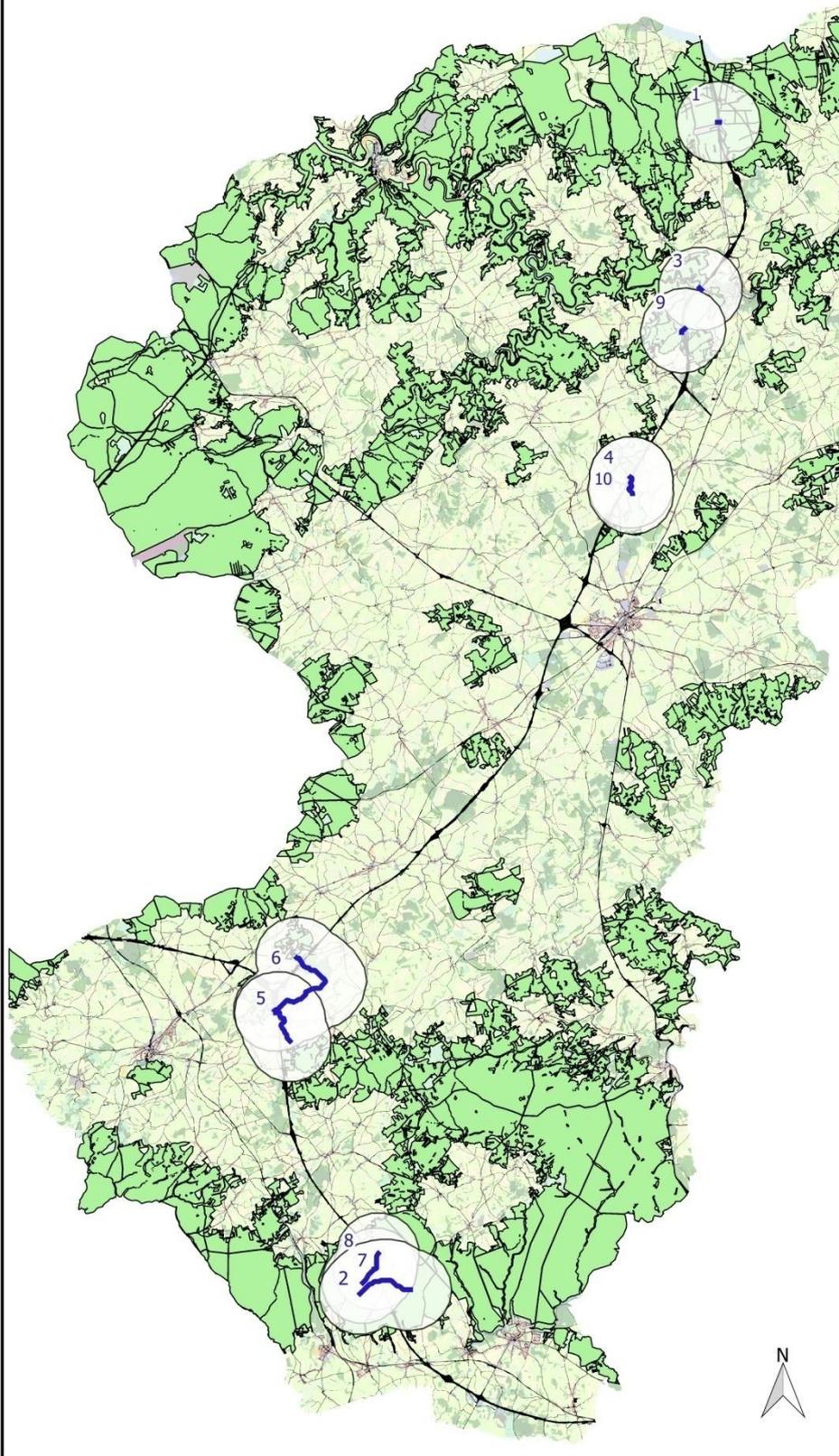


2.5 0 2.5 5 7.5 10 km



Modélisation réseau écologique - Mammifères moyens

Localisation passages fauniques - Vue réaliste



Légende

- Noeuds du graphe - taches d'habitat
- Localisations passages fauniques potentiels
- 10 meilleurs liens à rétablir, par ordre de priorité
- Réseau routier et espaces associés

Profil d'espèces :
Mammifères moyens
Taille taches d'habitat :
min. 100ha
Distance de dispersion : 10km

Sources des données :
Service public de Wallonie
(COSW version 2_07,
MNT 2013-2014)

Logiciels : Graphab 2.0.5
(Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012),
QGIS

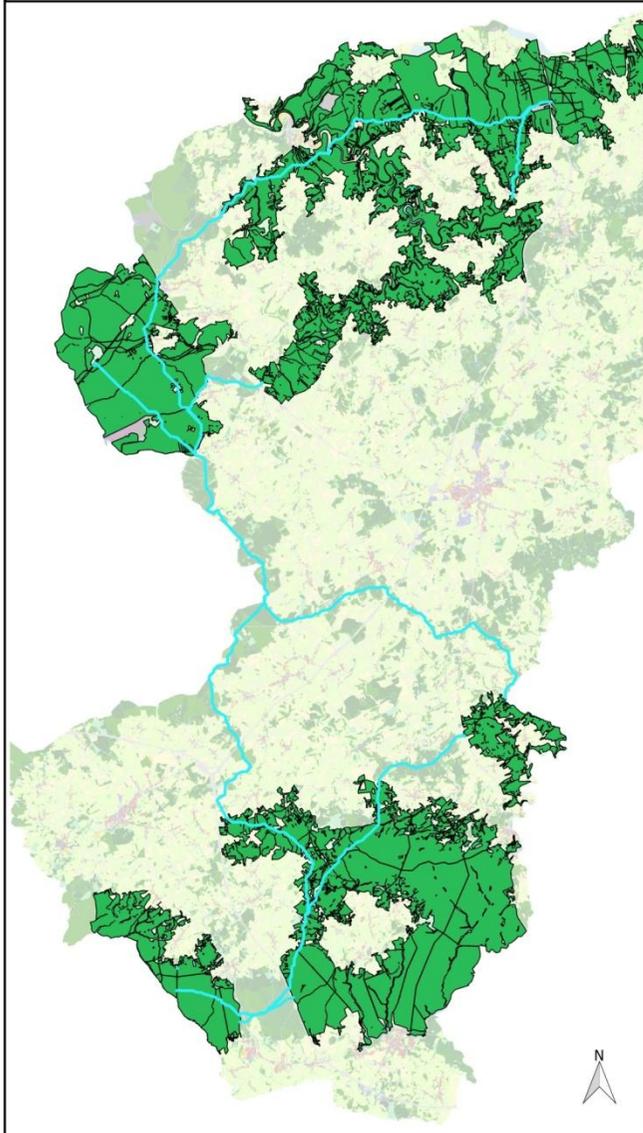
Réalisation : M. Denys - 2017

2.5 0 2.5 5 7.5 10 km



ANNEXE 6 - CARTES GRANDS MAMMIFÈRES

Modélisation réseau écologique - Grands mammifères
Avant construction autoroutes E25 et E411
Graphe paysager - Vue réaliste



- Légende**
- Liens du graphe - déplacements potentiels
 - Noeuds du graphe - taches d'habitat
- Éléments d'occupation du sol
- Ilots urbains continus denses
- Profil d'espèces :**
Grands mammifères
Taille taches d'habitat :
min. 1000ha
Distance de dispersion : 100km

Sources des données :
 Service public de Wallonie
 (COSW version 2_07,
 MNT 2013-2014)

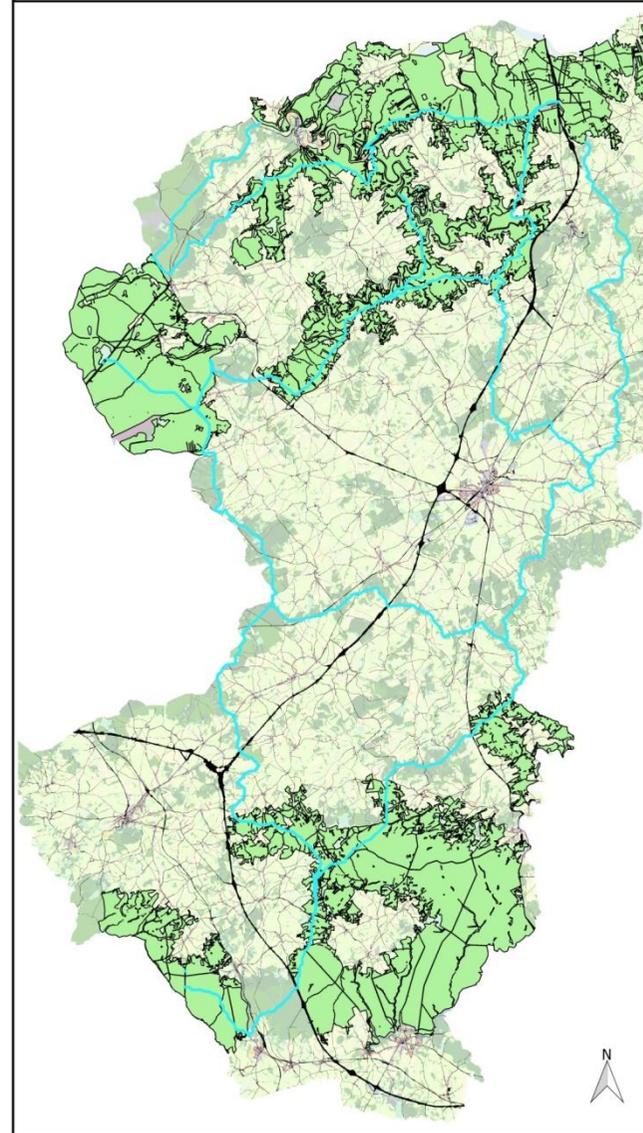
Logiciels : Graphab 2.0.5
 (Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012),
 QGIS

Réalisation : M. Denys - 2017

2.5 0 2.5 5 7.5 10 km



Modélisation réseau écologique - Grands mammifères
Après construction autoroutes E25 et E411
Graphe paysager - Vue réaliste



- Légende**
- Liens du graphe - déplacements potentiels
 - Noeuds du graphe - taches d'habitat
- Éléments d'occupation du sol
- Ilots urbains continus denses
 - Réseau routier et espaces associés
- Profil d'espèces :**
Grands mammifères
Taille taches d'habitat :
min. 1000ha
Distance de dispersion : 100km

Sources des données :
 Service public de Wallonie
 (COSW version 2_07,
 MNT 2013-2014)

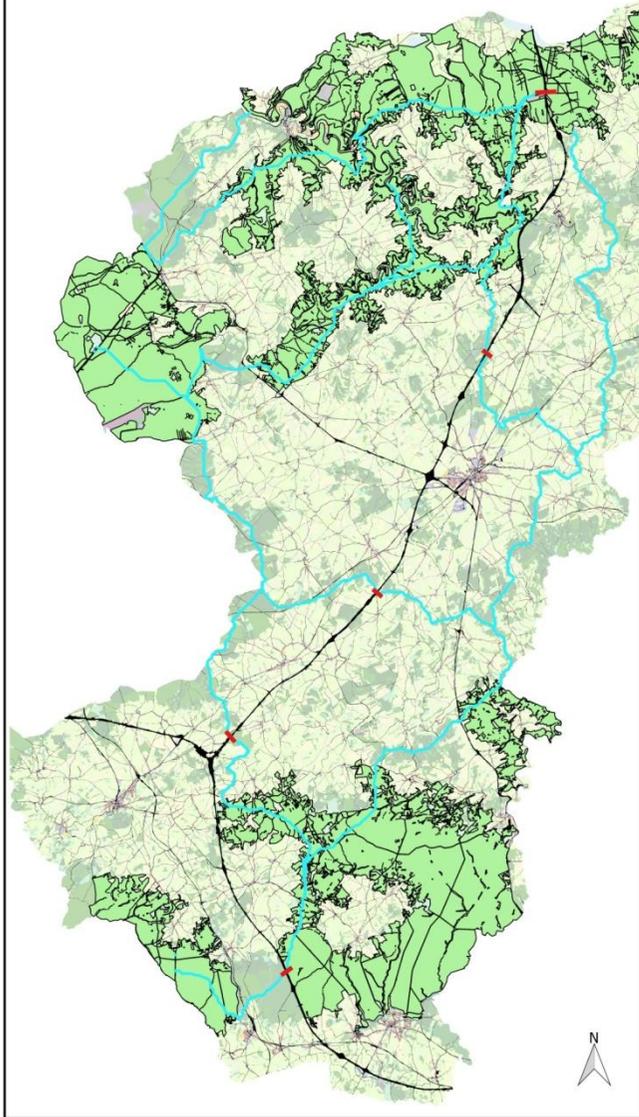
Logiciels : Graphab 2.0.5
 (Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012),
 QGIS

Réalisation : M. Denys - 2017

2.5 0 2.5 5 7.5 10 km



Modélisation réseau écologique - Grands mammifères
Liens traversés par l'infrastructure
Graphe paysager - Vue réaliste

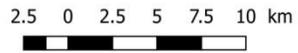


- Légende**
- Liens du graphe - déplacements potentiels
 - Liens traversés par E25 et E411
 - Noeuds du graphe - taches d'habitat
 - Réseau routier et espaces associés
- Profil d'espèces :**
Grands mammifères
Taille taches d'habitat :
 min. 1000ha
Distance de dispersion : 100km

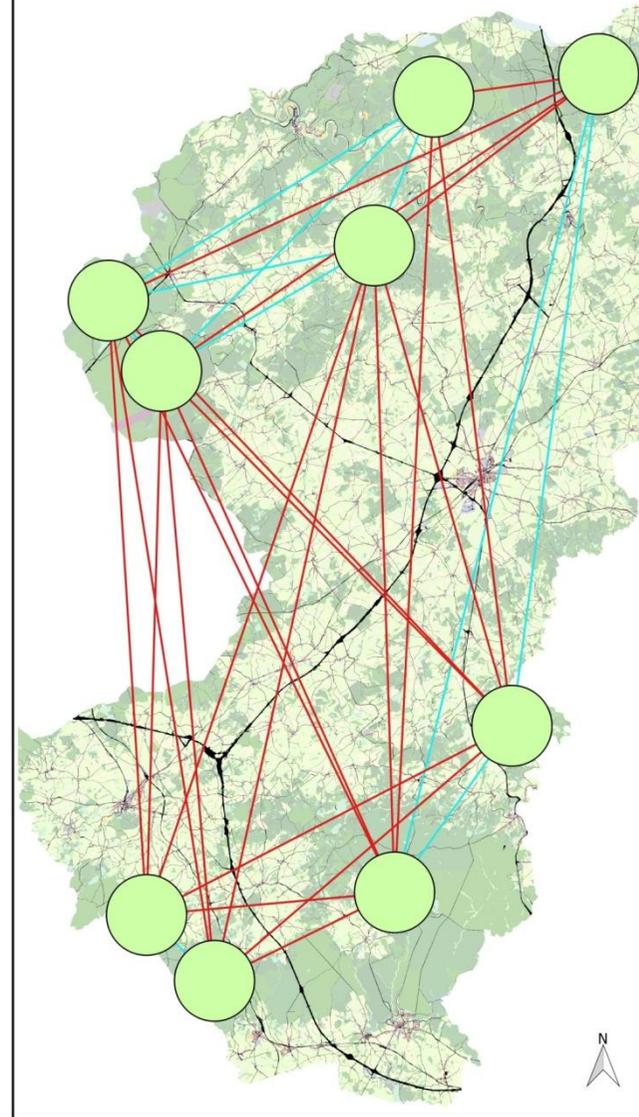
Sources des données :
 Service public de Wallonie
 (COSW version 2_07,
 MNT 2013-2014)

Logiciels : Graphab 2.0.5
 (Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012),
 QGIS

Réalisation : M. Denys - 2017



Modélisation réseau écologique - Grands mammifères
Liens traversés par l'infrastructure
Graphe paysager - Vue topologique



- Légende**
- Liens du graphe - déplacements potentiels
 - Liens traversés par E25 et E411
 - Noeuds du graphe - taches d'habitat
 - Réseau routier et espaces associés
- Profil d'espèces :**
Grands mammifères
Taille taches d'habitat :
 min. 1000ha
Distance de dispersion : 100km

Sources des données :
 Service public de Wallonie
 (COSW version 2_07,
 MNT 2013-2014)

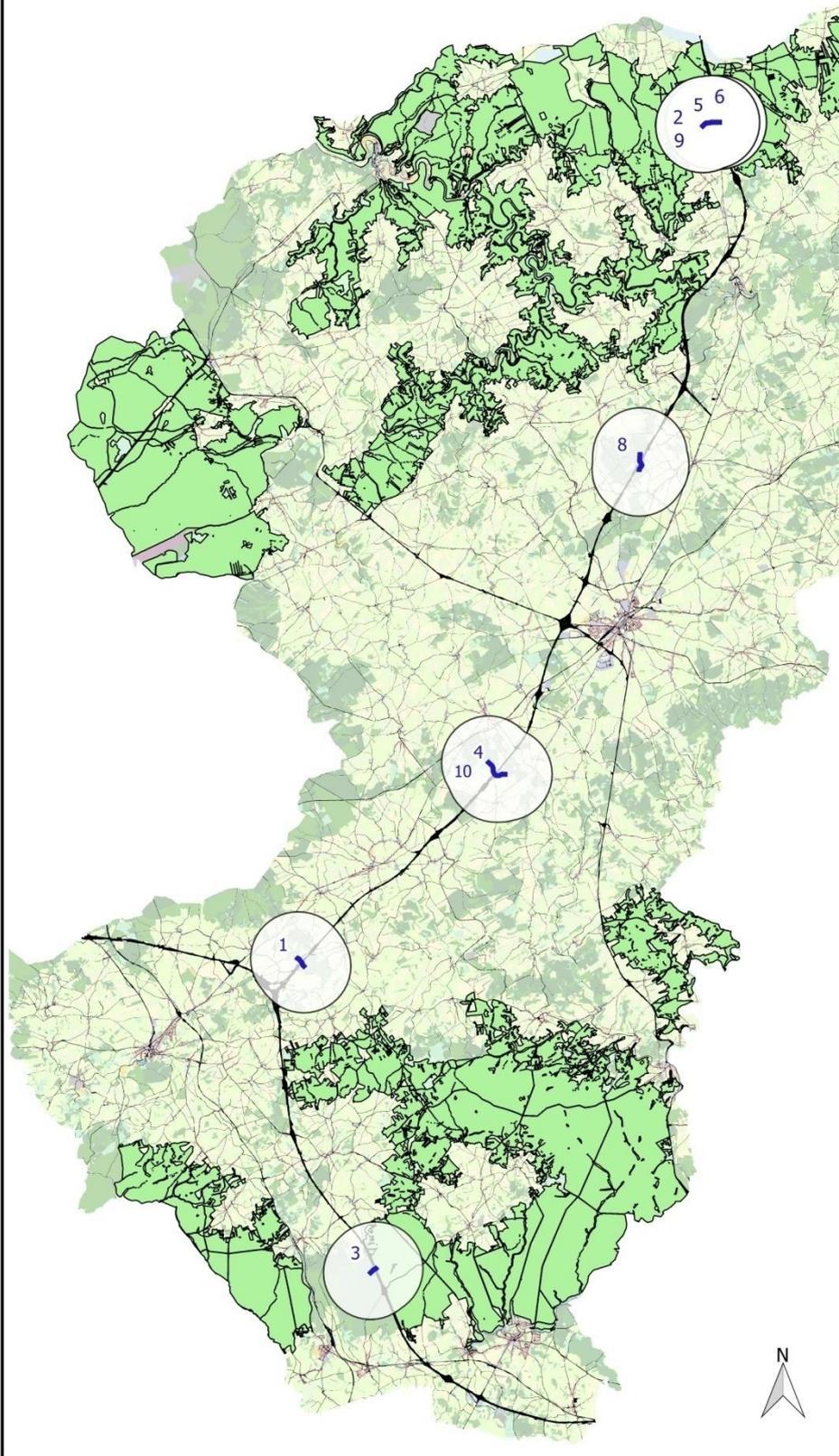
Logiciels : Graphab 2.0.5
 (Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012),
 QGIS

Réalisation : M. Denys - 2017



Modélisation réseau écologique - Grands mammifères

Localisation passages fauniques - Vue réaliste



Légende

- Noeuds du graphe - taches d'habitat
- Localisations passages fauniques potentiels
- 10 meilleurs liens à rétablir, par ordre de priorité
- Réseau routier et espaces associés

Profil d'espèces :
Grands mammifères
Taille taches d'habitat :
min. 1000ha
Distance de dispersion : 100km

Sources des données :
Service public de Wallonie
(COSW version 2_07,
MNT 2013-2014)

Logiciels : Graphab 2.0.5
(Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012),
QGIS

Réalisation : M. Denys - 2017

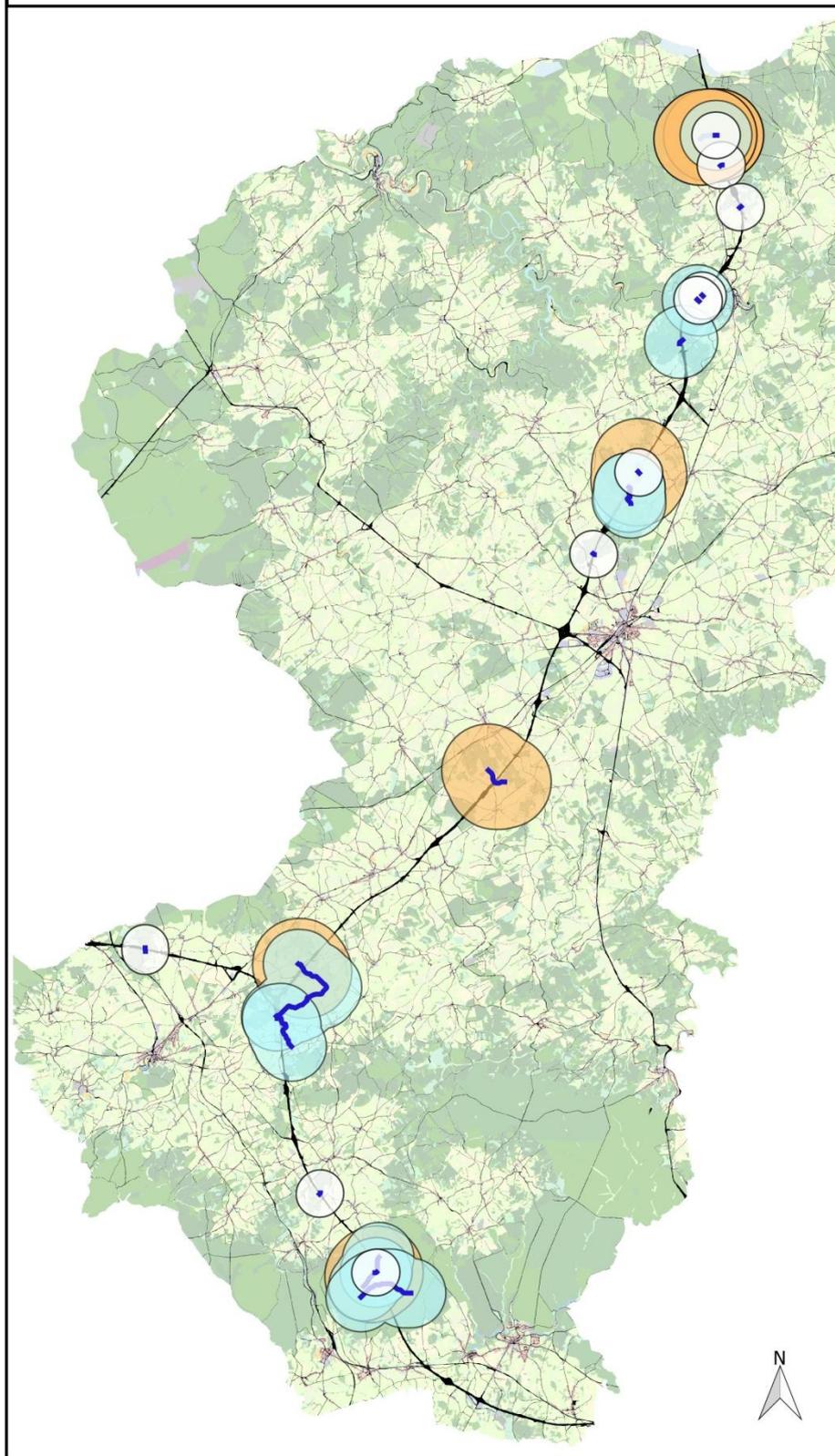


2.5 0 2.5 5 7.5 10 km



ANNEXE 7 - CARTE DE SYNTHÈSE

Localisations passages fauniques potentiels pour les 3 profils d'espèces



Légende

- Emplacements indicatifs des liens à rétablir
- Zones potentielles passages fauniques petits mammifères
- Zones potentielles passages fauniques Mammifères moyens
- Zones potentielles passages fauniques Grands mammifères

Profils d'espèces :

- **Petits mammifères**
Taille taches d'habitat : min. 1ha
Distance de dispersion : 1km
- **Mammifères moyens**
Taille taches d'habitat : min. 100ha
Distance de dispersion : 10km
- **Grands mammifères**
Taille taches d'habitat : min. 1000ha
Distance de dispersion : 100km

Sources des données :
Service public de Wallonie
(COSW version 2_07,
MNT 2013-2014)

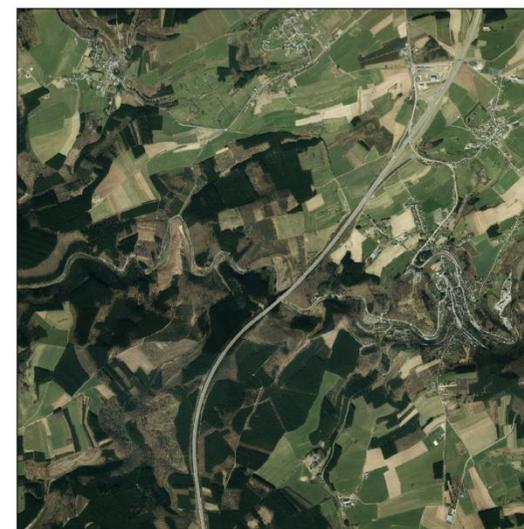
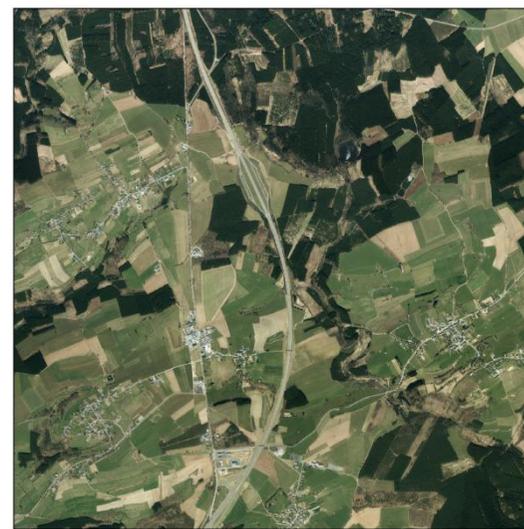
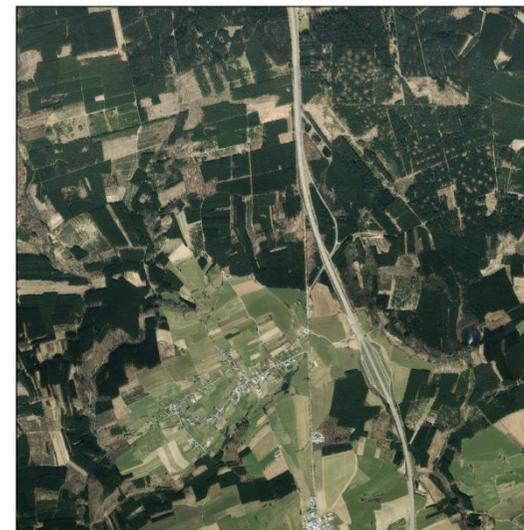
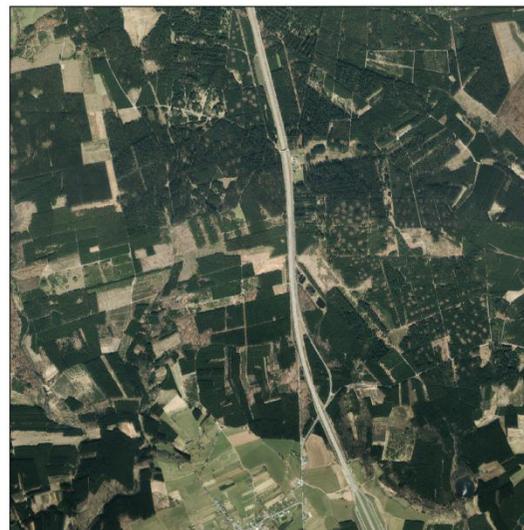
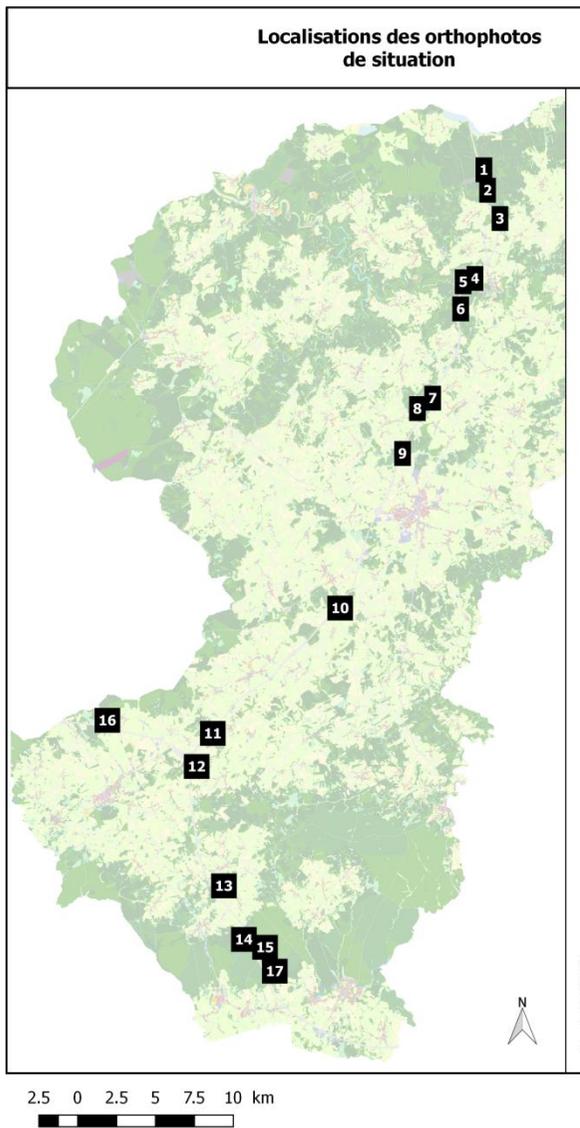
Logiciels : Graphab 2.0.5
(Foltête, Clauzel, Vuidel, 2012),
QGIS

Réalisation : M. Denys - 2017

2.5 0 2.5 5 7.5 10 km



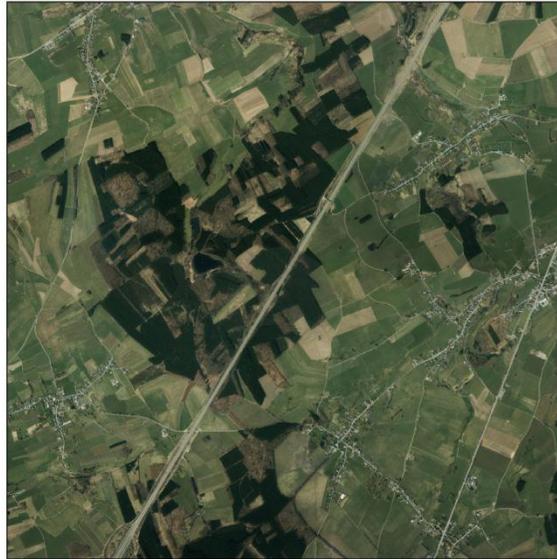
ANNEXE 8 - PHOTOGRAPHIES AÉRIENNES DES ZONES SÉLECTIONNÉES





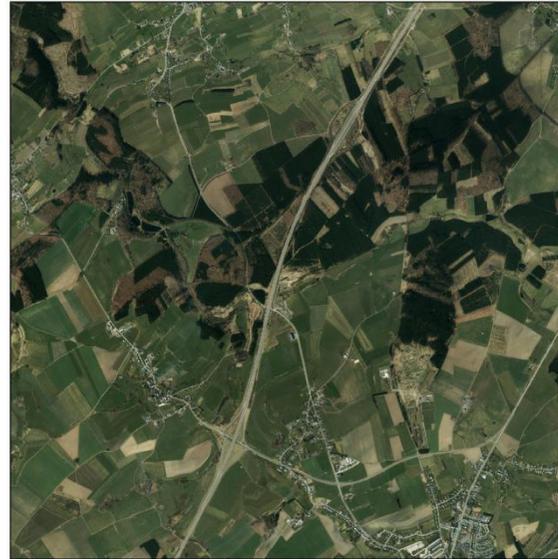
6

0 0.5 1 km



7 & 8

0 0.5 1 km



9

0 0.5 1 km



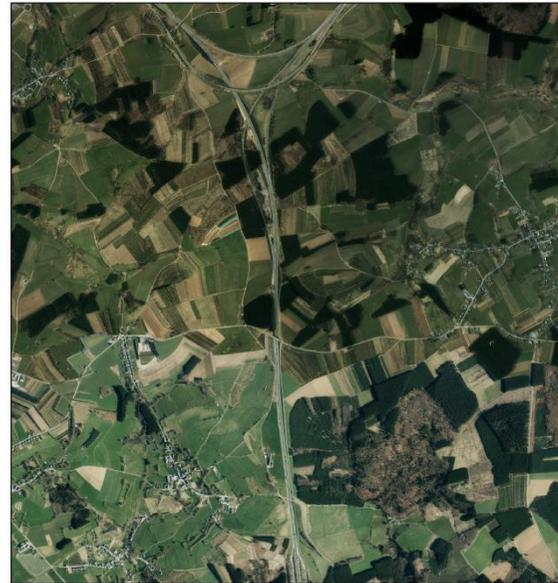
10

0 0.5 1 km



11

0 0.5 1 km



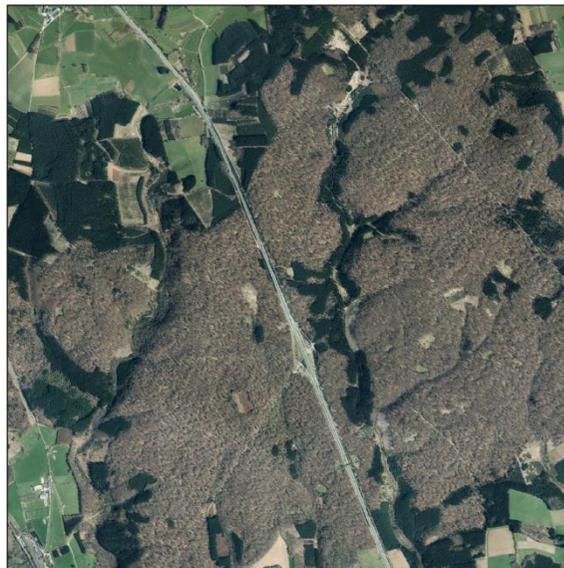
12

0 0.5 1 km



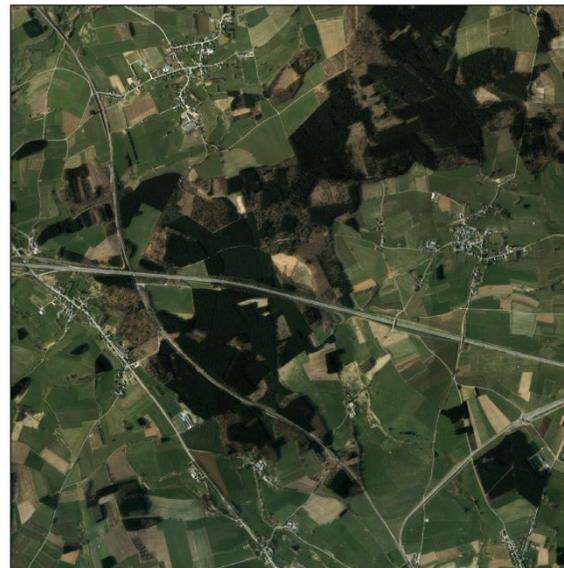
13

0 0.5 1 km



14 & 15

0 0.5 1 km



16

0 0.5 1 km



17

0 0.5 1 km



17

0 0.1 0.2 km

N° 17 : Emplacement du passage faunique supérieur déjà existant au sein du Parc naturel Haute-Sûre Forêt d'Anlier.

