

Paysage & infrastructures de transport

Modélisation des impacts des infrastructures
sur les réseaux écologiques



Xavier Girardet

*Thèse sous la direction de M. Jean-Christophe FOLTÊTE
Professeur de Géographie*

UNIVERSITÉ DE FRANCHE-COMTÉ

ÉCOLE DOCTORALE « LANGAGES, ESPACES, TEMPS, SOCIÉTÉS »

Thèse en vue de l'obtention du titre de docteur en
GÉOGRAPHIE

PAYSAGE & INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT
MODÉLISATION DES IMPACTS DES INFRASTRUCTURES
SUR LES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES

Présentée par

Xavier GIRARDET

Soutenue publiquement le 11 décembre 2013

Sous la direction de M. Jean-Christophe FOLTÊTE
Professeur de Géographie

Membres du Jury :

Arnaud BANOS, Directeur de Recherche au CNRS, Rapporteur
Aurélien COULON, Maître de conférences, Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris
Jean-Christophe FOLTÊTE, Professeur à l'université de Franche-Comté
Patrick GIRAUDOUX, Professeur à l'université de Franche-Comté
Pascal MARTY, Professeur à l'université de La Rochelle, Rapporteur
Arnaud PIEL, Ingénieur agronome, DREAL d'Auvergne

“ *"A road (or highway) connects human population centers, and also divides the surrounding mosaic of natural ecosystems and land uses. Thus to understand the ecological effects of roads and to provide solutions to society, we must place roads squarely in the context of the broader landscape."*

Richard T.T. Forman et Anna M. Hersperger

ICOET 1996, Orlando, Florida

“ *« Gloire à qui freine a mort, de peur d'écrabouiller
Le hérisson perdu, le crapaud fourvoyé! »*

Georges Brassens

Don Juan 1976

Remerciements

“ *"Why can't we get all the people together in the world that we really like and then just stay together ? I guess that wouldn't work. Someone would leave. Someone always leaves. Then we would have to say good-bye. I hate good-byes. I know what I need. I need more hellos."*

Snoopy

Ce manuscrit conclut quatre années inoubliables et passionnantes au sein du laboratoire ThéMA. Je souhaite remercier toutes les personnes qui ont su m'apporter leur soutien et m'encourager au cours de ce travail.

Je tiens tout d'abord à remercier très chaleureusement mon directeur de thèse, Jean-Christophe Foltête, pour le temps qu'il a su me consacrer et les précieux conseils qu'il a pu me donner. Il a su encadrer mon travail en me laissant suffisamment de liberté pour que je développe mes propres idées, tout en restant attentif pour que je ne m'égare pas sur des pistes peu prometteuses. Merci de m'avoir fait confiance et de m'avoir montré la voie.

Merci à Arnaud Banos et Pascal Marty pour avoir accepté d'être rapporteurs de cette thèse ; à Aurélie Coulon et Patrick Giraudoux pour l'intérêt porté à mon travail. Merci à Arnaud Piel d'avoir été présent dès les premières réflexions liées au projet de thèse et d'avoir accepté d'être membre de ce jury. A tous les membres du jury, merci pour vos précieuses remarques lors de la soutenance.

La thèse a été financée par le ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche. J'ai également bénéficié du cadre des programmes de recherche Graphab 1 et 2, rendus possibles grâce à l'appel à projets ITTECOP du ministère de l'écologie et à l'ADEME. Merci de votre soutien et de nous avoir encouragé dans nos travaux.

Parmi les collègues les plus proches de cette thèse, je souhaite tout particulièrement remercier la *Dream Team* Graphab. Céline Clauzel pour la réelle qualité de travail qu'elle a su proposer dans le programme, pour son soutien sans faille et pour sa capacité à me faire croire que c'est moi qui lui apprends plein de trucs (tu fais vraiment semblant ?). Céline Bazaud, qui reste la même. Gilles Vuidel pour tous les services qu'il m'a rendu, pour toutes ses explications et ses solutions, pour ses *grave/severe/null* ou tout simplement pour les moments passés loin des `.jar`. Pierline Tournant (*venitiennae venitiennae*), une écologue parmi les géographes, avec qui j'ai débuté et terminé ces années de doctorat. Elle a participé très clairement à mon ouverture en direction de sa discipline. Première personne à ma connaissance à savoir parler à ~~insulter~~ un SIG, elle avait malgré tout le don pour les dompter et les maîtriser. Merci pour les instants *Iago*, les gougères au fromage et nos débats sur l'utilité des pandas.

Merci à l'ensemble des membres du laboratoire ThéMA pour leur accueil chaleureux et tout particulièrement à tous ceux qui participent à nous offrir un cadre de travail exceptionnel : Jérôme, Michelle, Odile, Armelle, Aurélie, Brigitte, Françoise. Merci à tous les membres de l'équipe Paysage et

Cadre de Vie, les *pécévistes*, pour leurs conseils avisés au détour d'un couloir, d'un RU ou lors des parenthèses restos ou raclettes ; à Eric pour cet été 2012 qui a scellé une complicité et un projet commun ; à Samy, dukeke parmi les dukekes, une belle rencontre, à nos nombreux points communs ; au Couz' pour nos conversations passionnées entre Orion et Néandertalien ; à Florian, jamais le dernier sur la piste de danse ; à Hélène, principale responsable d'un surnom que je n'assume pas, et surtout pas devant les étudiants, merci Hélène... ; à Marc et Yohan, dignes successeurs des dukekes, vous avez toujours répondu présents quand j'avais besoin de vous, maintenant à moi de vous rendre l'appareil ; et à Clémentine, des bancs de la fac à notre bureau, merci pour ta bonne humeur et ton dévouement au sein de la vie du laboratoire.

Je tiens également à remercier Cécile Tannier et Jean-Philippe Antoni pour leur conseils bienveillants. Vos points de vue ont toujours été une source de réflexion pour moi. Merci également à un nouveau venu, Thomas, qui a su me faire profiter de son expérience récente pour préparer la soutenance.

Joanne, je te remercie pour tous les moments passés ces dernières années. Je souhaite te témoigner dans ces quelques mots toute mon affection. Je ne te serai jamais assez reconnaissant de la confiance que tu as placée en moi. Maintenant c'est à moi de te soutenir jusqu'au sprint final. Quoi qu'il arrive, je sais qu'on réalisera nos objectifs l'un avec l'autre.

Merci à ma famille, à Seb, et à mes amis, Pierre, Elsa et Mich, pour qui ces années n'ont franchement pas été simples. Je saurai me rattraper et je n'oublierai jamais votre dévouement pour me permettre de terminer dans les meilleures conditions.

AVANT-PROPOS

Cette thèse a été financée par le Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche.

Le travail de recherche s'est effectuée dans le cadre des programmes Graphab 1 (2009-2012) et Graphab 2 (2013-2015), pilotés par la Maison des Sciences de l'Homme et de l'Environnement Claude Nicolas Ledoux (MSHE Ledoux), et les laboratoires ThéMA et Chrono-Environnement de l'université de Franche-Comté. Les deux programmes de recherche ont été financés par l'appel à projets du Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, Infrastructures de Transport Terrestres, ÉCOsystèmes et Paysages (*ITTECOP*), et par l'Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (*ADEME*).

INTRODUCTION GÉNÉRALE

En aménageant l'espace, l'homme modifie son environnement et provoque des changements d'occupation du sol qui perturbent durablement les écosystèmes. L'homogénéisation des structures paysagères et la fragmentation de l'espace, de même que les nuisances induites par les activités humaines, sont reconnues comme des facteurs non négligeables qui contribuent à l'érosion de la biodiversité dans le monde. Ce constat, relayé par les scientifiques au cours du XX^{ème} siècle, a conduit la sphère politique à établir des mesures de protection de l'environnement à l'échelle internationale. En Europe, des directives ont été mises en place pour inciter les états membres à intégrer la protection des espèces rares et de leurs habitats dans leurs politiques d'aménagement du territoire. Ces politiques intègrent désormais ces recommandations qui, depuis, ont été étendues aux espèces dites « ordinaires ».

Les infrastructures linéaires de transport figurent parmi les principaux aménagements responsables de la fragmentation du paysage. L'Europe connaît, depuis la Seconde Guerre mondiale, une augmentation constante de la mobilité des personnes et des biens. Cette demande a conduit à une densification régulière du réseau d'infrastructures et notamment des grandes infrastructures linéaires de transports pour favoriser les déplacements sur de longues distances. Ces aménagements affectent les écosystèmes à toutes les échelles. Ce constat est à l'origine d'une prise de conscience des pouvoirs publics, à partir des années 80, sur la nécessité d'anticiper ces impacts dans les documents relatifs à tous projets d'aménagement, par mise en place d'études d'impact.

Un positionnement dans le champ de l'évaluation environnementale

Si les premières études d'impacts ont été consacrées principalement aux conséquences socio-économiques de l'aménagement d'une infrastructure de transport sur un territoire, l'intégration du concept de développement durable dans les politiques publiques a encouragé les gestionnaires d'infrastructures à étendre ces études aux problématiques environnementales. Ces impacts environnementaux sont nombreux et concernent à la fois les nuisances sonores, les émissions de polluants dans l'air et dans le sol, le paysage visible... Dans ce travail, nous nous intéresserons aux effets directs des infrastructures de transport sur le paysage dans sa dimension écologique. Dès lors que les infrastructures linéaires de transport constituent une coupure

visible dans le paysage, elles isolent les habitats écologiques entre eux. Ceci provoque une diminution de la connectivité globale nécessaire au bon déroulement des processus écologiques au sein du paysage. Trois impacts sont privilégiés dans notre démarche, la fragmentation du paysage, l'effet barrière sur les déplacements de la faune, ainsi que les collisions entre les véhicules empruntant ces infrastructures et la faune tentant de les traverser.

Aujourd'hui, ces études d'impact, réalisées à plusieurs stades des projets de construction des infrastructures, mentionnent clairement les différents effets de l'aménagement sur la connectivité du paysage et sur les déplacements de la faune. Elles souffrent cependant d'un manque de méthode pour estimer l'impact potentiel d'un ouvrage et localiser les mesures d'atténuation pour répondre à ces impacts. Notre travail s'inscrit alors directement dans le champ de l'évaluation environnementale, en explorant les différents impacts des infrastructures de transport sur la connectivité du paysage. En outre, un des objectifs sera de proposer un cadre méthodologique pour chercher à limiter et atténuer ces impacts dès la phase de projet de l'infrastructure.

Le paysage : échelle des processus – échelle des impacts

Tout au long de notre travail, nous ferons référence au paysage. Comme nous l'avons annoncé, notre recherche étudie le problème des impacts des infrastructures de transport sur le paysage dans sa dimension écologique. Ceci n'exclut pas l'intervention de l'homme sur le paysage, car le propos s'attache précisément à analyser les modifications d'origine anthropiques des structures du paysage, supports des processus écologiques. L'analyse des relations entre les structures paysagères et les processus écologiques figure parmi les fondements d'une discipline : l'écologie du paysage. Issue de réflexions conjointes entre l'écologie, la géographie et la planification spatiale, l'écologie du paysage offre un cadre conceptuel et méthodologique à l'analyse du paysage à une échelle plus petite que celle habituellement rencontrée en écologie.

L'analyse de la connectivité du paysage se fonde sur un concept, les réseaux écologiques. Ce concept s'appuie sur un ensemble de théories et de modèles s'attachant à l'analyse des dynamiques des populations animales et végétales au sein du paysage. Un réseau écologique intègre l'ensemble des éléments paysagers nécessaires aux déplacements et à la survie d'une espèce. En modifiant la composition du paysage, l'homme perturbe indirectement les processus s'accomplissant au sein des réseaux écologiques. La portée spatiale des flux drainés par ces réseaux écologiques s'en trouve alors affectée, et une rupture locale peut avoir des conséquences sur l'ensemble du réseau à l'échelle du paysage.

Cette relation entre la configuration des structures paysagères, la connectivité du paysage et l'échelle spatiale des impacts d'une infrastructure de transport, potentiellement plus importante que la simple emprise de l'aménagement, est rarement prise en compte dans les études d'impact. En modélisant les impacts potentiels des infrastructures de transport à un niveau d'observation plus large que les abords immédiats des aménagements, le travail vise à démontrer l'intérêt de l'intégration du concept de réseau écologique dans le processus d'évaluation des impacts des infrastructures linéaires de transport, pour circonscrire au mieux leurs l'effet de ces dernières sur les processus écologiques.

Un a priori méthodologique fort

Le travail s'appuie sur un ensemble de méthodes issues de la théorie des graphes pour modéliser les réseaux écologiques : les graphes paysagers. Ces méthodes sont relativement nouvelles dans le domaine écologique puisqu'au cours de ce travail, la littérature scientifique sur les graphes paysagers n'a cessé de s'enrichir. Selon ces publications, les avantages majeurs de cette forme de modélisation sont la relative simplicité de la méthode pour modéliser les réseaux écologiques et la pertinence de leur emploi dans le cadre d'une analyse réalisée à l'échelle régionale. De plus, les graphes paysagers présentent une construction simple, composée de deux ensembles d'éléments, les nœuds et les liens, représentant respectivement les taches d'habitats des espèces et les relations fonctionnelles entre ces taches. Cette structure permet de représenter explicitement ces deux ensembles dans l'espace pour cartographier les différents éléments paysagers du réseau écologique. Les graphes offrent également une structure adaptée au calcul de métriques de connectivité. Ces métriques permettent d'estimer les flux potentiels à différents niveaux du graphe et d'identifier les éléments paysagers les plus importants pour la connectivité globale du réseau écologique modélisé.

Notre intérêt pour cette forme de modélisation des réseaux écologiques a donc été motivé par la possibilité de quantifier la connectivité d'un réseau à l'échelle du paysage et sur le caractère spatialement explicite de cette modélisation. Il semblerait donc que l'utilisation des graphes paysagers, pour modéliser les impacts des infrastructures de transport sur la connectivité du paysage, soit un apport pertinent à intégrer dans les études d'impact. Par conséquent, l'objectif de notre travail est de proposer un cadre méthodologique, fondé sur les graphes paysagers, pour déterminer les effets spatiaux des infrastructures de transport sur le paysage et apporter des réponses pour la localisation de mesures d'atténuation de ces effets.

Cette thèse s'inscrit dans deux programmes de recherche consécutifs pilotés par la *Maison des Sciences de l'Homme et de l'Environnement Claude Nicolas Ledoux*, le laboratoire *ThéMA*, et le laboratoire *Chrono-Environnement*. Le premier programme *Graphab* (2009-2012) visait à évaluer l'impact de la ligne à grande vitesse Rhin-Rhône sur la connectivité spatiale des habitats et sur les distributions d'espèces. L'axe 2 du second programme, *Graphab 2* (2013-2015), a pour objectif de proposer des méthodes pour localiser des passages à faune le long d'une infrastructure de transport. Ainsi, l'utilisation des graphes paysagers dans cette thèse a également été motivée par notre participation à ces programmes. En outre, les analyses de connectivité fondées sur les graphes paysagers, ont été réalisées avec le logiciel *Graphab* développé dans le cadre de ces deux programmes de recherche. Par ailleurs, une collaboration avec le *Service du Patrimoine Naturel* du *Museum National d'Histoire Naturelle* de Paris, la *Direction Interdépartementale des Routes de l'est*, et la *Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement* de Franche-Comté, a également été menée depuis 2010 pour proposer des méthodes d'analyse, et explorer les localisations des collisions entre les véhicules et la faune le long du réseau de route de la DIR est.

Un appui à l'aménagement du territoire

Ce mémoire de thèse se compose de trois parties. La première s'attèle à replacer notre travail face aux travaux existants en écologie du paysage et dans le domaine des études d'impacts. Les concepts clés de l'écologie du paysage et les fondements des réseaux écologiques seront présentés afin d'offrir au lecteur tous les éléments de compréhension nécessaires à l'analyse de la connectivité du paysage. Nous exposerons ensuite la place des infrastructures de transport dans nos sociétés, et nous rendrons compte, plus en détail, à la fois des impacts que ces infrastructures de transport induisent sur les écosystèmes et des solutions possibles pour limiter ces impacts. Nous passerons en revue quelques travaux existants dans le champ de la *road ecology*, ainsi que les différentes propositions méthodologiques faites pour l'analyse des impacts des infrastructures de transports sur la connectivité du paysage. Cette revue bibliographique nous permettra de discuter des limites et de la reproductibilité de ces études dans un contexte opérationnel et de présenter la problématique de cette thèse.

La deuxième partie est consacrée aux méthodes utilisées dans le travail et à la présentation de la zone d'étude. Nous présenterons quelques principes clés de la théorie des graphes et nous détaillerons les étapes nécessaires à la construction des graphes paysagers. Toutes les métriques de connectivité mobilisées dans ce travail seront décrites succinctement et nous discuterons de leur intérêt dans le cadre de l'analyse des réseaux écologiques. Nous présenterons la région Franche-Comté, terrain d'étude de ce travail de recherche, notamment à travers le prisme de la connectivité du paysage, ainsi que les données nécessaires à ce travail.

Enfin, la dernière partie exposera les résultats de la thèse. Nous explorerons dans un premier temps les collisions entre les véhicules et la faune sur le réseau routier de la Direction Interdépartementale des Routes de l'est de la France (DIR Est). Nous chercherons ensuite à analyser l'impact de la branche est de la Ligne à Grande Vitesse (LGV) Rhin-Rhône sur la distribution d'une espèce. Puis nous proposerons deux approches méthodologiques pour (1) hiérarchiser différents scénarios de passage d'une infrastructure et (2) optimiser la localisation de passages à faunes. L'ensemble du travail étant réalisé dans le but de proposer un cadre méthodologique pertinent aux gestionnaires d'infrastructures dans les processus d'études d'impact, la thèse se termine par une discussion des résultats obtenus et propose de nouvelles perspectives d'applications de ces méthodes de la cadre de l'évaluation des impacts des infrastructures de transport.

PREMIÈRE PARTIE

Le paysage :
une interface entre
écosystèmes et sociétés

INTRODUCTION

L'écologie du paysage offre un cadre conceptuel et méthodologique pour l'analyse des perturbations d'origines anthropiques sur les écosystèmes. Un des concepts clés de l'écologie du paysage est le concept de connectivité du paysage. Il conduit à mettre en évidence l'importance des réseaux écologiques dans les dynamiques des populations. L'aménagement du territoire, en particulier la construction d'infrastructures linéaires de transport, perturbe ces dynamiques à l'échelle du paysage. Cependant, l'analyse des effets des infrastructures de transport sur les réseaux écologiques est absente des études d'impact réalisées.

Le premier chapitre vise à définir les origines et les objectifs de l'écologie du paysage. Cette discipline récente offre un cadre conceptuel et méthodologique pour l'analyse des perturbations d'origines anthropiques sur les écosystèmes. Un concept clé de l'écologie du paysage est le concept de connectivité du paysage. Il conduit à mettre en évidence l'importance des réseaux écologiques dans les dynamiques des populations. Cependant, des difficultés persistent pour identifier et modéliser ces réseaux, en vue d'intégrer ces éléments dans les politiques d'aménagement du territoire.

Le deuxième chapitre sera consacré aux infrastructures linéaires de transport. Nous montrerons leur importance dans les récentes politiques d'aménagement du territoire menées en Europe et en France. Nous détaillerons ensuite les impacts que ces infrastructures ont sur le paysage et nous énoncerons les différentes solutions développées pour limiter ces impacts sur la faune.

Le troisième chapitre identifiera les travaux réalisés dans le cadre de la modélisation des impacts des infrastructures de transport. Nous énoncerons les limites de ces approches et nous précisons les besoins méthodologiques dans le domaine des études d'impacts. Ce chapitre sera l'occasion de formuler la question de recherche relative à la modélisation des impacts des infrastructures de transport, et nous y détaillerons la démarche expérimentale de la thèse.

LES FONDEMENTS DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES

Depuis le début des années 90, le concept de développement durable s'est imposé dans les politiques publiques. Par conséquent, dans les sphères politique, scientifique et opérationnelle, la préservation de l'espace « naturel » et de la biodiversité est devenue un enjeu majeur. Ce nouveau regard porté sur les espaces naturels, attribue au paysage une valeur écologique et non plus simplement esthétique. Ce changement de vision se traduit en écologie par l'apparition de nouvelles approches fondées sur le paysage et conduit à l'émergence d'une discipline : l'écologie du paysage. Appuyée sur des méthodes et des théories issues de l'écologie et de la géographie, l'écologie du paysage cherche à apporter des réponses aux préoccupations actuelles concernant l'anthropisation de l'espace et les crises de la biodiversité. Elle participe ainsi à faire émerger une vision dynamique du paysage et conduit à une prise de conscience de l'importance de la mise en réseau des écosystèmes dans les politiques de conservation. Ainsi, le concept de réseau écologique, issu des réflexions menées sur la connectivité du paysage, va progressivement s'intégrer dans les politiques d'aménagement du territoire.

1. L'ÉMERGENCE D'UNE DISCIPLINE : L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE

L'écologie du paysage est une discipline qui s'intéresse à l'interaction entre les configurations spatiales et les processus écologiques, soit, les causes et conséquences de l'hétérogénéité paysagère à travers les échelles (Turner *et al.* 2001). L'écologie du paysage étudie donc ces phénomènes en cherchant à caractériser les configurations spatiales, à une échelle plus petite que celle habituellement rencontrée dans les analyses en écologie. Elle cherche également à prendre en compte le rôle de l'homme sur les changements apportés aux structures et aux processus au sein du paysage. Cette discipline récente s'appuie sur des publications et des ouvrages fondateurs (Forman et Godron 1986; Risser *et al.* 1984; Turner 1989; Urban *et al.* 1987; Wiens 1992). Aujourd'hui encore, les chercheurs continuent à débattre sur les futures directions de la discipline (Haila 2002; Hobbs 1997; Turner 2005; Wu 2007).

John Wiens (1999) a mis en avant le caractère innovant et transdisciplinaire de l'écologie du paysage en déclarant que « l'émergence de l'écologie du paysage en tant que discipline a catalysé un changement de paradigmes chez les écologues, [...] les gestionnaires de ressources et les aménageurs. Ayant maintenant vu les (différents) visages des structures spatiales et des échelles (d'observation) [...] nous ne pouvons plus revenir aux anciennes manières de voir les choses ».

“The emergence of landscape ecology as a discipline has catalyzed a shift in paradigms among ecologists, [...] resource managers and land-use planners. Having now seen the faces of spatial pattern and scale [...] we can never go back to the old ways of viewing things.” (Wiens 1999)

1.1. QU'EST-CE QUE L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE ?

1.1.1. Une discipline récente

L'écologie du paysage est une branche récente de l'écologie et entretient des relations étroites avec la géographie. En 1808, le géographe allemand Alexander von Humboldt définissait le paysage comme l'ensemble des caractéristiques d'une région (Farina 2006). Cependant, il existe plusieurs sens du mot paysage, selon Forman et Godron (1986), le paysage est moins défini par sa taille que par un ensemble d'éléments en interaction à différentes échelles. Farina (2006) sollicite la définition de Haber (2004) pour qui le paysage est une portion de l'espace qui nous entoure et que nous percevons dans son ensemble, de manière familière.

“... a piece of land which we perceive comprehensively around us, without looking closely at single components, and which looks familiar to us ...” (Haber 2004)

Cette définition du paysage rejoint l'idée qu'un paysage est nécessairement « ce qui se voit [et] qui est vécu » (Brunet 1995). Ceci fait entrer en ligne de compte l'importance de l'agencement des structures spatiales du paysage sur la perception de celui-ci, ainsi que l'échelle à laquelle ces structures sont perçues (Farina 2006).

Le terme d'écologie du paysage (*Landschaftökologie*) est introduit par le biogéographe allemand Carl Troll (1939). Il définit cette nouvelle discipline comme la combinaison entre la vision horizontale (spatiale) des géographes et la vision verticale (fonctionnelle) des écologues. Il instaure les bases d'une science prenant en compte les interactions entre le paysage et les activités anthropiques, dont le niveau d'analyse est différent de celui de l'écologie qui met en relation deux ensembles de l'écosystème (Tansley, 1937) : la biocénose (le monde vivant) et le biotope (le milieu). Ainsi, après la seconde guerre mondiale, en Europe centrale et de l'est, puis plus tardivement en Amérique du Nord dans les années 80 et en Asie dans les années 2000, une approche transdisciplinaire pour l'analyse du paysage émerge et donne naissance à une discipline intégrative, l'écologie du paysage. À la frontière de l'écologie et de la géographie, de la zoologie, de la botanique, de l'aménagement et de l'architecture, le paysage est le support des phénomènes écologiques, et le lieu de leurs interactions avec les sociétés humaines.

Deux écoles de pensées émergent : l'école européenne et l'école américaine. L'école européenne est la plus ancienne, influencée de longue date par la biogéographie, elle est orientée vers des typologies et des classifications du paysage, et est majoritairement concernée par des territoires anthropisés. Cette école est plus souvent représentée, en Europe ainsi qu'en Amérique du Nord et en Asie, dans les départements d'architecture du paysage et d'aménagement du territoire que dans les départements de biologie. L'école américaine, présente également en Australie, est quant à elle plus récente. Elle est investie dans les champs de l'écologie et de la gestion des ressources naturelles, et davantage focalisée sur les aspects conceptuels et sur la modélisation.

Bien que deux écoles aient émergé et évolué dans des contextes et des temporalités différents, Turner *et al.* (2001) distinguent trois piliers fondamentaux de l'écologie du paysage dont les interactions sont importantes : l'hétérogénéité des structures spatiales, les échelles spatiales plus petites que celles généralement rencontrées en écologie, et l'intervention de l'homme sur les structures du paysage.

1.1.2. L'hétérogénéité des structures paysagères

La prise en compte de la configuration des structures spatiales du paysage, qualifiée par les anglophones de « *spatial patterns* », est un des apports de l'écologie du paysage à l'écologie traditionnelle. Bien que l'hétérogénéité des systèmes écologiques ait été reconnue en écologie (Burel et Baudry 1999; Dajoz 2003), l'écologie du paysage a comme premier intérêt les effets des configurations spatiales sur une grande variété de phénomènes écologiques.

“Landscape ecology deals with the effects of the spatial configuration of mosaics on a wide variety of ecological phenomena.” (Wiens et al. 1993)

La discipline est articulée autour de cinq problématiques : (1) identifier et caractériser les configurations du paysage, et l'échelle à laquelle elles s'expriment ; (2) expliquer l'origine des configurations paysagères ; (3) décrire les évolutions des configurations paysagères et des processus écologiques à travers les échelles et le temps. Le plus souvent, ces dynamiques paysagères sont étudiées à l'aide de modèles ; (4) comprendre les conséquences écologiques des configurations paysagères ; et enfin (5) aider à la gestion paysagère.

1.1.3. L'emboîtement des échelles spatiales

La question de l'échelle d'observation des configurations paysagères est déterminante en écologie du paysage. Elle est issue de l'observation des photographies aériennes qui se sont développées depuis la seconde guerre mondiale en géographie. Cette vision du paysage, qui s'opère sur une certaine étendue spatiale, se transmet à l'écologie du paysage. De fait, les études réalisées en écologie du paysage s'intéressent à des unités spatiales importantes à l'échelle de régions, grands bassins versants, parcs nationaux ou massifs montagneux.

Cependant, l'objectif de l'écologie du paysage est moins de définir une échelle d'analyse *a priori* que de déterminer les échelles à partir desquelles les relations entre les configurations paysagères et les processus écologiques sont les mieux caractérisées (Wiens 1989). Ainsi, l'analyse des dynamiques paysagères à une échelle plus large que celles habituellement rencontrées en écologie nécessite de s'intéresser successivement à plusieurs échelles d'observations.

1.1.4. Des paysages anthropisés

L'hétérogénéité spatiale et le concept d'échelle ne sont pas les deux seules entrées spécifiques par rapport à l'écologie traditionnelle. Le rôle de l'homme y est très souvent intégré, puisqu'il figure parmi les acteurs de la création et de la modification du paysage. Cette relation entre la société et son cadre de vie fait entrer la discipline dans le champ des sciences humaines (Naveh 1984).

Ainsi, en intégrant explicitement le facteur humain, l'écologie du paysage accueille des concepts et des théories issus des sciences humaines, de l'architecture paysagère, de l'aménagement du territoire, et de l'économie. Elle offre un cadre à la mise en place de modèles dont la finalité est d'apporter des éléments de réponses à des demandes sociales et d'aider à la décision dans le cadre de l'aménagement du territoire.

1.2. ENTRE ÉCOLOGIE SPATIALE ET AMÉNAGEMENT DU PAYSAGE

L'écologie du paysage s'est construite en s'appuyant sur des fondements théoriques et conceptuels en écologie, en biogéographie et en géographie. Elle a également profité du contexte social, scientifique et technique de la fin des années 80. Deux facteurs ont favorisé le développement de l'écologie du paysage. Un premier fondé sur les théories et les avancées dans le champ de l'écologie spatiale, et un second reflétant les conditions favorables à l'émergence d'une nouvelle discipline afin de répondre à de nouvelles préoccupations en ce qui concerne l'aménagement de l'espace et plus particulièrement du paysage.

1.2.1. Des concepts fondateurs

Les échelles d'analyse du paysage

La question de l'échelle en écologie du paysage est intimement liée à la théorie de la hiérarchie (Allen et Starr 1988). La théorie de la hiérarchie apporte un cadre théorique essentiel à la compréhension des relations entre les structures et les processus d'un paysage à différentes échelles d'analyse. Il existe une corrélation positive entre l'échelle spatiale et l'échelle temporelle. Les processus qui se déroulent sur des temporalités longues sont perceptibles sur des étendues importantes alors que les phénomènes plus rapides peuvent être caractérisés sur des étendues

plus faibles. Chaque processus au sein d'un paysage peut être analysé selon une échelle spatio-temporelle qui lui est propre (Delcourt et Delcourt 1988), ou en fonction de l'étendue spatiale ou temporelle de l'objectif de l'étude (Figure 1.1).

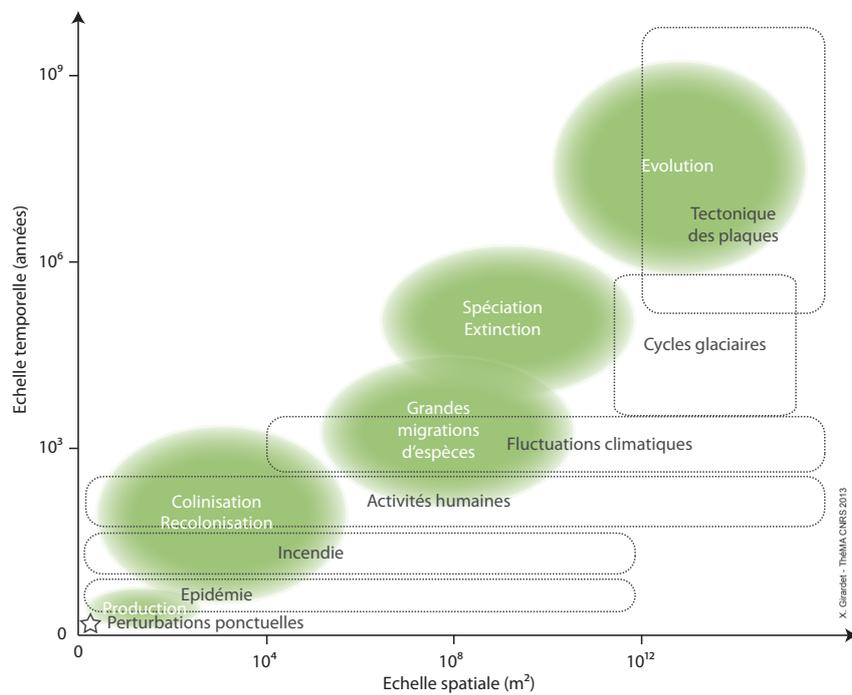


Figure 1.1 • Effets de différentes perturbations en fonction de leurs échelles spatiales et temporelles. D'après Delcourt et Delcourt (1988).

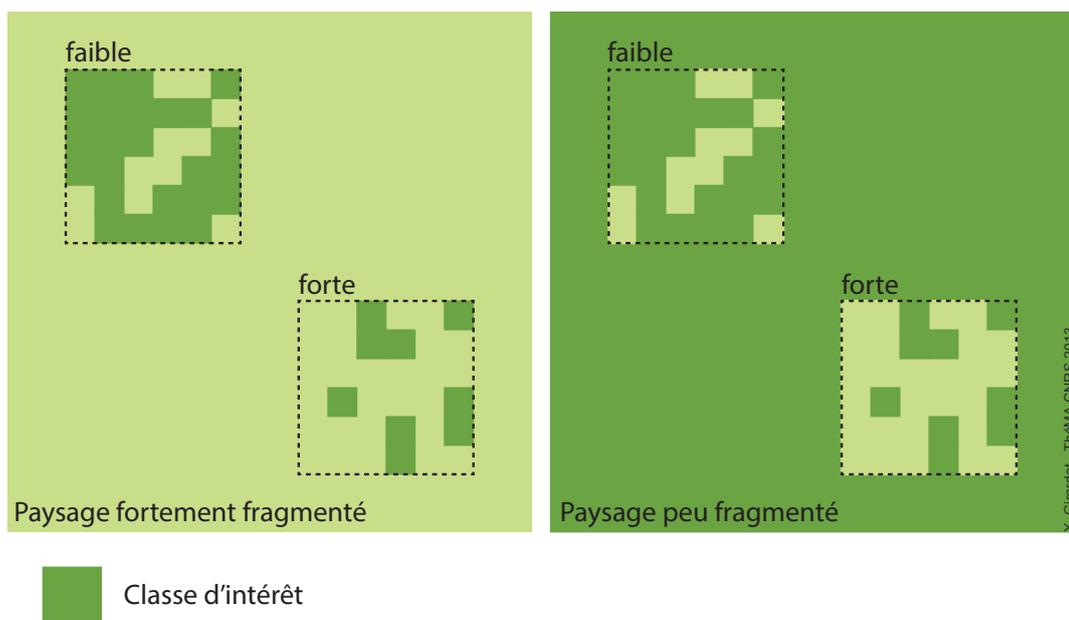


Figure 1.2 • Perception de la fragmentation d'un paysage en fonction de la fenêtre d'observation.

Le concept d'échelle est un concept phare en écologie du paysage. Très tôt, l'attention est portée sur la dépendance des résultats obtenus selon l'échelle d'observation. Si elle est ignorée, elle peut limiter la reproductibilité et la comparaison des études menées (Schneider 1994). En effet, dès lors que les processus étudiés sont dépendants des structures du paysage, l'échelle à laquelle l'analyse de ces structures paysagères est menée influence les résultats (Figure 1.2) (Wu 2004; Wu *et al.* 2002).

L'échelle est la dimension selon laquelle un objet ou un processus est représenté ou analysé. L'échelle de représentation graphique d'une réalité est caractérisée à la fois par un grain et une étendue. Le grain est la plus petite unité d'intérêt, elle peut être spatiale ou temporelle, et conditionne la précision d'une représentation comme la résolution d'une image. L'étendue correspond à l'ampleur de la réalité représentée. Il existe une relation entre le grain et l'étendue. L'exemple le plus souvent énoncé est celui des images satellitaires (Turner *et al.* 2001; Wiens 1989). Le grain d'une image *LANDSAT 7* correspond à la résolution spatiale de l'image dont chaque pixel correspond à une surface de 30 m sur 30 m et l'étendue de celle-ci couvre une surface totale de 31 110 km² par image. Alors que la résolution spatiale d'une image *GEOEYE-1* est plus importante (50 cm) mais son étendue est plus faible que celle de *LANDSAT 7*, soit 230 km².

De l'hétérogénéité structurelle...

Fondée sur l'hétérogénéité des structures paysagères, une théorie influence particulièrement le développement de l'écologie du paysage : la théorie biogéographique insulaire (MacArthur et Wilson 1967). Elle définit deux principes fondés sur des observations d'espèces dans un archipel. (1) La probabilité qu'une espèce atteigne une île est inversement proportionnelle à la distance entre cette île et le continent ou l'île principale, et est directement proportionnelle à la taille de cette île. (2) La probabilité d'extinction d'une espèce sur une île colonisée est fonction de la taille de l'île (Figure 1.3).

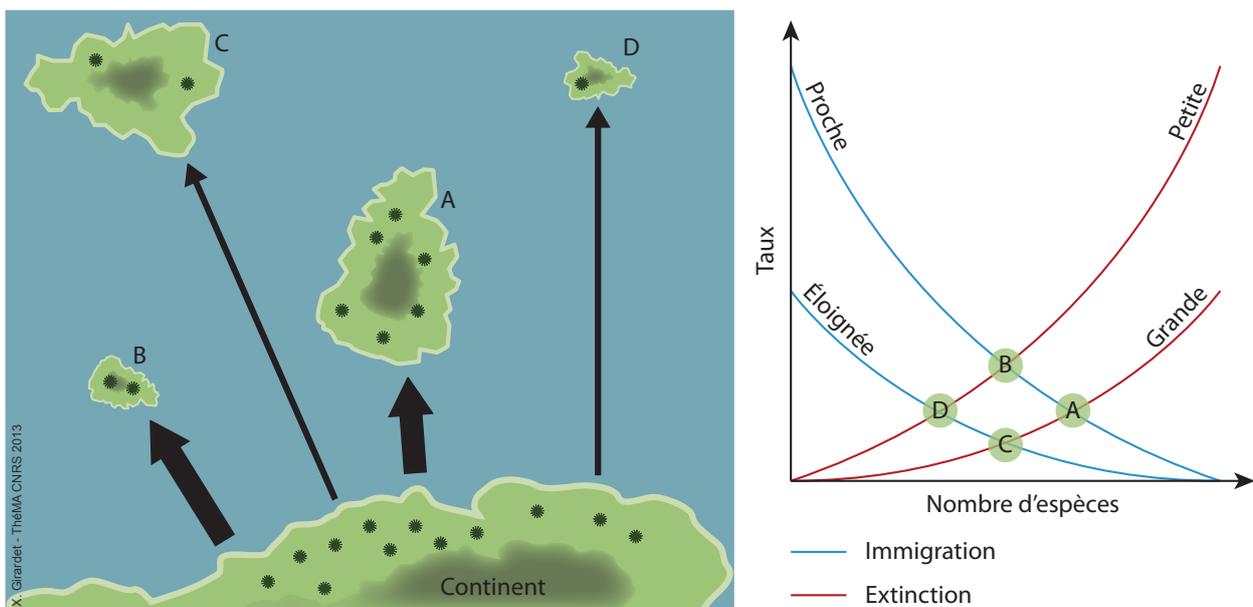


Figure 1.3 • Illustration de la théorie biogéographique des îles. D'après MacArthur et Wilson (1967).



Orthophotographie
Commune de Saint-André-sur-Vieux-Jonc (Ain)
Source : Google Maps



Tache Matrice Corridor

Figure 1.4 • Modèle de la mosaïque paysagère.

Cette théorie influence la réflexion de Forman et Godron (1986) lors de la mise en place du modèle de la mosaïque paysagère. Ce modèle théorique représente le paysage, dont l'observation est faite d'un point de vue zénithal, comme une mosaïque composée de trois éléments : la matrice, les taches et les corridors (Forman 1995). La matrice est le fond de plan de la mosaïque, caractérisée par un élément dominant, à l'intérieur duquel la connexité est la plus élevée, et/ou qui possède la plus grande influence sur les dynamiques de l'évolution du paysage. Les taches sont des éléments relativement compacts, non linéaires, et homogènes dont la nature est différente de la matrice. Les corridors sont des bandes dont la nature diffère de l'élément présent de part et d'autre. Ils ont plusieurs fonctions importantes comme celles de conduit, barrière ou habitat (Figure 1.4).

La reconnaissance de l'hétérogénéité du paysage et de son influence sur les processus écologiques est renforcée par l'identification du rôle des perturbations d'origine naturelle ou anthropique (Pickett et White 1985). Les perturbations sont des événements discrets dans le temps qui affectent à la fois les populations, les écosystèmes et le paysage. Le plus souvent, les conséquences de ces perturbations accentuent l'hétérogénéité du paysage. Parmi ces perturbations, les aménagements réalisés par l'homme ont pour conséquence de fragmenter le paysage.

La fragmentation est un processus spatial correspondant à la réduction de la superficie d'un habitat et sa séparation en plusieurs fragments (Burel et Baudry 1999). Forman (1995) définit ce processus comme

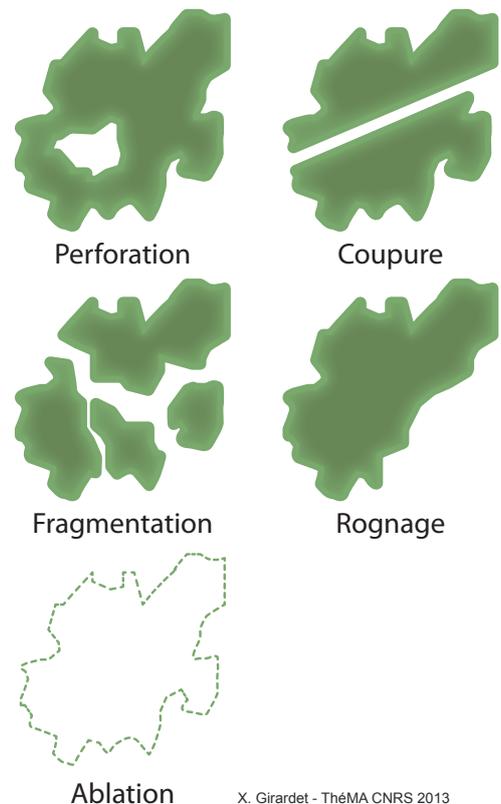


Figure 1.5 • Les processus à l'origine de la fragmentation. D'après Forman (1995).

le morcellement d'un habitat en parcelles plus petites. Plus généralement, la fragmentation correspond à la modification de la structure spatiale du paysage par l'instauration d'un nouveau type d'occupation du sol. Ce concept inclut cinq processus spatiaux, dont la perforation, la coupure, la fragmentation, le rognage, et l'ablation (Figure 1.5). Ces processus augmentent l'hétérogénéité du paysage par la perte d'habitat et son remplacement par un autre type d'occupation du sol. Ils augmentent l'isolement des taches d'habitat entre elles et affectent les processus écologiques sur le modèle des recolonisations insulaires.

...à une vision dynamique du paysage.

Le rôle des perturbations, notamment les perturbations naturelles, remet en cause la notion d'équilibre des écosystèmes. Dès lors, il est admis que les écosystèmes subissent l'influence de facteurs extérieurs à l'échelle du paysage. Cette reconnaissance des interactions entre les différentes composantes d'un paysage favorise le passage d'une vision « à l'équilibre » d'un écosystème, à une vision dynamique de l'ensemble des écosystèmes dans le paysage. Parmi les dynamiques reconnues, la capacité pour un organisme à se disperser à l'échelle d'un paysage conduit à la notion de connectivité.

La connectivité du paysage correspond à la mesure selon laquelle le paysage facilite ou influence les mouvements entre les taches d'habitat préférentiel pour une espèce donnée (Taylor *et al.* 1993). Il comprend deux aspects : (1) la connectivité structurelle correspondant

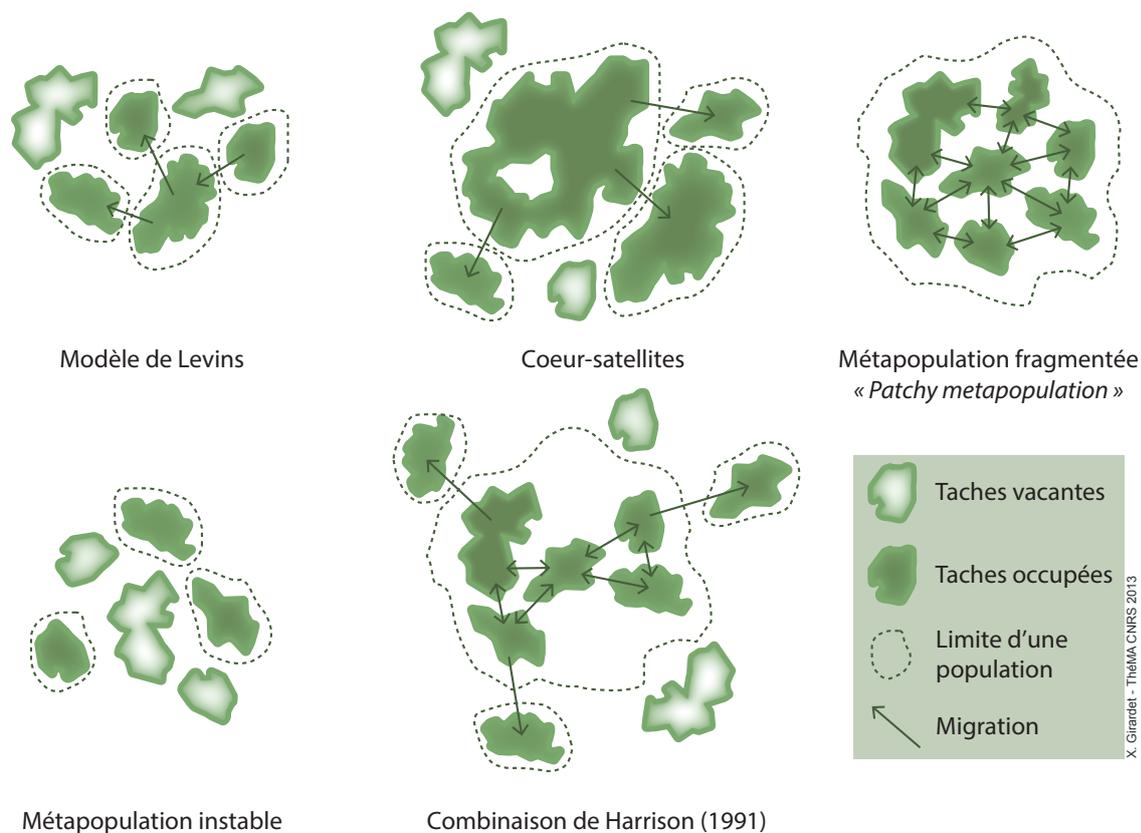


Figure 1.6 • Modèles des métapopulations.

à l'agencement des structures spatiales d'un paysage. (2) la connectivité fonctionnelle reflétant l'influence des structures paysagères sur les organismes (Brooks 2003).

Landscape connectivity is "the degree to which the landscape facilitates or impedes movement among resource patches." (Taylor et al. 1993)

Les processus de colonisation, d'extinction et de recolonisation au sein d'un paysage sont au centre du modèle de métapopulation. Issu de la théorie biogéographique des îles, le modèle de métapopulation mobilise les concepts d'hétérogénéité du paysage, de perturbation, et de connectivité à travers la dispersion des individus. Le terme *métapopulation* est introduit par Levins (1969) lorsque celui-ci propose une modélisation de la dynamique d'un ensemble de sous-populations en interaction. Le modèle de Levins met en relation un ensemble de populations dont les individus se dispersent d'une tache d'habitat à l'autre. Dans ce modèle, le rôle de la dispersion est indissociable de celui de la reproduction et de la mortalité, et conditionne la capacité pour une espèce, à travers la colonisation, à compenser le processus d'extinction de la métapopulation. Hanski and Gilpin (1991) définissent une métapopulation comme un ensemble de sous-populations interconnectées par des individus qui se dispersent. Plusieurs types de métapopulations se distinguent en fonction de la structure spatiale des taches d'habitat (Figure 1.6).

Les modèles des métapopulations sont dépendant de la qualité des taches d'habitat et de leur capacité à émettre et recevoir des individus. Or toutes les taches d'habitat ne sont pas aptes à maintenir une population de manière stable. Cette différenciation est formulée dans le cadre du système *source-puits* proposé par Pulliam (1988). Ce paradigme, complémentaire de celui des métapopulations, est très important en écologie du paysage pour expliquer la distribution d'espèce dans un paysage hétérogène. Cette distribution est fonction à la fois de l'aptitude pour un individu à coloniser de nouvelles taches, et de la capacité de ces taches colonisées à maintenir la nouvelle population en terme de qualité, comme leur surface ou les ressources qu'elles offrent (Figure 1.7).

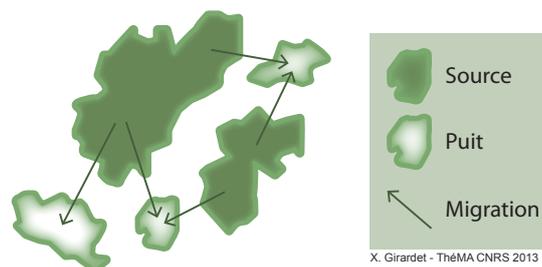


Figure 1.7 • Modèle source-puit.
D'après Pulliam (1998).

1.2.2. Une approche transdisciplinaire de la gestion paysagère

La recherche en écologie du paysage est le plus souvent transdisciplinaire au sens de Tress *et al.* (2005). L'approche transdisciplinaire fait intervenir à la fois des disciplines académiques et des acteurs de terrain dans une démarche d'intégration. Outre les concepts hérités de l'écologie ou de la biogéographie, l'émergence de l'écologie du paysage est fondée sur de nouvelles visions de la gestion des ressources, de nouveaux besoins pour les acteurs de la planification spatiale, ainsi que sur de nouvelles avancées techniques et notamment le développement de la géomatique.

De nouveaux besoins pour l'aménagement du territoire

L'écologie du paysage a une forte propension à l'application de ses concepts dans le cadre de la gestion spatiale. La théorie biogéographique des îles a été notamment un cadre utile à la création de réserves naturelles (Burkey 1989). Depuis les années 70, l'hétérogénéité paysagère est intégrée de manière croissante dans la prise de décisions en aménagement du territoire (Turner *et al.* 2001). Cette implication de l'écologie du paysage dans les problématiques spatiales en aménagement favorise le développement de la discipline. Elle permet également de soulever de nouvelles questions sur la gestion des modifications d'occupation du sol et sur l'intégration d'approches spatialement explicites pour la gestion des parcs naturels dont l'étendue spatiale est importante.

En Europe, les écologues portent un intérêt particulier à la relation entre le paysage, les changements d'occupation du sol et les sociétés humaines (Naveh 1982). Cela influence l'intégration des effets de l'aménagement de l'espace sur les processus écologiques, en particulier la fragmentation (Burgess et Sharpe 1981). En outre, le développement des techniques de superposition de cartes (l'ancêtre des systèmes d'information géographique, SIG) (McHarg 1969), et l'identification des ressources à protéger pour assurer leur durabilité (Fabos 1985), conduisent à ce que les acteurs de l'aménagement du territoire deviennent les premiers collaborateurs des écologues du paysage (Ahern 1999).

Les avancées en géomatique

Cette collaboration avec les gestionnaires et la planification spatiale conduit à ce que l'écologie du paysage soit, entre autres, fondée aussi sur les modèles régionaux (spatiaux) apportés par la géographie pour l'aménagement du territoire (Turner *et al.* 2001). La géographie contribue à un apport méthodologique conséquent pour l'écologie du paysage. La télédétection et la cartographie d'occupation du sol sont des ressources importantes pour l'analyse des structures spatiales. Les avancées techniques depuis les années 80, à travers l'augmentation des capacités de calcul des ordinateurs, contribuent largement au développement de logiciels de traitement d'image satellite, de logiciels permettant l'analyse de grandes bases de données géolocalisées dont l'étendue spatiale est importante (SIG), et de programmes d'analyses en statistiques spatiales (Fortin et Dale 2005; Sanders 2001). Dans ce contexte, les connaissances et l'expérience des géographes dans l'utilisation de ces outils participent au développement de l'écologie du paysage.

CONCLUSION

L'écologie du paysage repose sur trois piliers que sont l'hétérogénéité et l'influence des structures spatiales, l'emboîtement des échelles, et le rôle de l'homme dans le paysage. Ces trois entrées dans la discipline participent à un changement de paradigme entre une vision « à l'équilibre » des processus écologiques à une vision dynamique dans un espace plus étendu qu'est le paysage. La nature opérationnelle des travaux menés en écologie du paysage favorise la participation des acteurs de terrain dont les préoccupations s'inscrivent très fortement dans une logique spatiale. Cette structure transdisciplinaire contribue à intégrer très rapidement ses concepts fondateurs dans les champs de la gestion des ressources naturelles et de l'aménagement du territoire.

2. VERS UNE GESTION DES RESSOURCES NATURELLES ET PAYSAGÈRES

Les premiers terrains d'application des concepts de l'écologie du paysage sont les zonages de protection de ressources naturelles. En réponse aux besoins de l'aménagement du territoire et de la biologie de la conservation, l'écologie du paysage s'inscrit dans le processus d'aide à la décision pour la création, la localisation et la gestion des zonages réglementaires de protection de l'environnement. Appuyée sur des principes de l'écologie du paysage, la réglementation a su évoluer d'une vision stationnaire de la protection de l'environnement à une gestion et une vision dynamique du paysage.

2.1. DU REMARQUABLE À LA MISE SOUS CLOCHE

2.1.1. Une vision patrimoniale de la nature

Le concept de protection de la nature date du XIX^{ème} siècle. Sur demande des peintres réalistes et naturalistes de l'époque, la première forme de protection est établie en 1861 dans la forêt de Fontainebleau dont 1097 ha sont déclarés « réserve artistique » (Figure 1.8). Il s'agit pour les services des eaux et forêts de ne plus intervenir dans la réserve et de laisser la nature suivre son cours. L'idée de la protection de ce paysage remarquable a donc une portée plus esthétique qu'écologique et c'est à partir de 1953 que la réserve artistique est convertie en réserve naturelle (Depraz 2008).



Figure 1.8 • Clairière dans la haute futaie de Théodore Rousseau. Barbizon, Forêt de Fontainebleau (1863).

Le parc régional de la vallée du Yosemite est classé en 1864 pour la protection de ses paysages contre les intérêts privés. Quelques années plus tard, le premier parc national créé dans le monde est le parc de Yellowstone en 1872. Sa création est motivée par ses paysages remarquables. Néanmoins, la décision de classer le parc Yellowstone se fait sur un fondement

plus social qu'écologique. En effet, le texte du décret de création du parc stipule que le secteur de la rivière de Yellowstone est « *isolé pour en faire un parc public ou une aire de détente nationale pour l'usage et le plaisir du peuple* » (Depraz 2008). Par la suite, le modèle du parc national de Yellowstone s'étend sur l'ensemble du territoire nord-américain et dans l'Empire britannique, avec Grand Canyon en 1919, les Appalaches en 1930, Banff au Canada en 1887, le Royal National Parc en Australie en 1879, et Tongariro en Nouvelle-Zélande en 1894.

2.1.2. La protection des espèces menacées

En Europe, un retard est pris concernant la création de parcs nationaux. En France, la première réserve naturelle est créée en 1913 dans les Côtes-d'Armor, s'en suivent les réserves de Camargue en 1928 et de Néouvielle en 1936. Ici, l'objectif de la protection est orienté vers la préservation de la faune et de la flore sauvage. Ainsi une vision « conservationniste » perdure jusque dans les années 80 et les textes internationaux de protection de la nature concernent essentiellement les espèces en voie d'extinction (Convention de Washington en 1973, portant interdiction sur le commerce d'espèces en voie d'extinction). Dans cette optique est créée l'Union Internationale pour la Protection de la Nature en 1948, rebaptisée Union Internationale pour la Conservation de Nature en 1956 (UICN).

Les premières conventions sur la protection d'espèces à un niveau international sont orientées vers la protection des oiseaux. Le caractère migrateur de la majorité des espèces de ce groupe nécessite leur prise en compte à un niveau international. Deux conventions voient le jour suite à ces considérations, dont la convention internationale de Ramsar sur les zones humides en 1971, et la directive « oiseaux » mise en place par l'Union Européenne en 1979 à la convention de Bern.

2.1.3. La protection des écosystèmes

Bien que les premiers habitats soient protégés dès 1971 pour les zones humides, les pouvoirs publics prennent conscience que la protection d'une espèce sans la protection de son écosystème est peu efficace. En 1982 en France, un inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Floristique et Faunistique (ZNIEFF) est réalisé dans toutes les régions. Cet inventaire national est un outil d'aide à la décision pour la protection des espaces naturels sensibles, sans avoir pour autant un caractère réglementaire important. Les ZNIEFF de types 1 et 2 deviennent néanmoins des zonages de référence. En 1992, l'Union Européenne met en place la directive « habitats », par l'instauration de zones spéciales de conservations (ZSC), appuyées sur l'inventaire des ZNIEFF en France, qui viennent rejoindre les zones de protection spéciales (ZPS) issues de la directive « oiseaux ».

On assiste alors à une véritable réglementation dans certains espaces. Il s'agit localement d'encadrer les activités humaines à l'intérieur d'un zonage comportant un ou plusieurs habitats d'intérêt pour une ou plusieurs espèces. Ce type de protection se retrouve aussi dans les cœurs des parcs naturels régionaux et nationaux, ainsi que dans les réserves de biosphères.

2.2. DES PRÉOCCUPATIONS LES PLUS RÉCENTES, LES RÉSEAUX D'ÉCOSYSTÈMES

2.2.1. Biodiversité et développement durable : les recommandations internationales

Les préoccupations pour la biodiversité datent des années 70, à l'époque où le constat de l'extinction de certaines espèces rares alerte sur l'état de la biodiversité dans le monde. En 1987, l'OTA (*US Congress Office of Technology Assessment*) définit la biodiversité comme une variété et une variabilité d'organismes, englobant plusieurs échelles :

« La diversité biologique représente la variété et la variabilité des organismes vivants et des écosystèmes dans lesquels ils se développent. La diversité peut être définie comme le nombre et la relative abondance des éléments considérés. Les composants de la diversité biologique sont organisés en plusieurs niveaux, depuis les écosystèmes jusqu'aux structures chimiques qui sont les bases moléculaires de l'hérédité. Ce terme englobe donc les écosystèmes, les espèces, les gènes, et leur abondance relative. »

À l'échelle mondiale, c'est en 1992, lors du sommet de la Terre à Rio, que la notion de développement durable est définie. Quatre conventions internationales sont signées, dont la « Convention sur la Diversité Biologique » et les « Principes-cadres sur la protection des forêts ». Conformément à la notion de développement durable, ces conventions ne s'intéressent pas uniquement à la protection des espèces et de milieux naturels rares, mais bien à l'ensemble des écosystèmes, espèces et ressources naturelles, mêmes ordinaires. Le deuxième sommet de la Terre, à Johannesburg en 2002, intègre totalement le principe de développement durable. Il met l'accent, pour la préservation de la biodiversité, sur l'identification de réseaux et de couloirs écologiques aux niveaux nationaux et régionaux.

C'est lors de la conférence de Sofia de 1995 que l'Europe décide d'adopter la « Stratégie Paneuropéenne pour la Protection de la Diversité Biologique et des Paysages ». Ici, les objectifs sont de protéger l'ensemble des espèces et des écosystèmes, et de lutter contre la banalisation des paysages. Le second point fort de cette stratégie est l'identification d'un réseau paneuropéen dont le rôle, au-delà de la préservation de la biodiversité, doit assurer les déplacements des espèces animales et végétales. Faisant suite à la conférence de Sofia, la conférence de Kiev de 2003 met l'accent sur le réseau écologique paneuropéen dans une perspective de développement durable. Un des objectifs est d'encourager à la prise en compte des réseaux écologiques à l'échelle nationale.

2.2.2. La réticulation des espaces protégés : Natura 2000

Les premières approches de la mise en réseaux des écosystèmes sont introduites par l'Union Européenne en 1992 suite aux recommandations du Sommet de Rio. En réaction aux constats faits concernant la biodiversité et la fragmentation des habitats, les limites des aires protégées isolées, et le caractère transfrontalier des processus écologiques, l'UE propose la création d'un réseau d'espaces protégés, le réseau Natura 2000.

Le réseau Natura 2000 s'appuie sur les ZSC de la directive « habitats » adoptée pour la réalisation de ce réseau, et sur les zonages préexistants, comprenant les ZNIEFF et les ZPS issues de la directive « oiseaux ». L'objectif du réseau est de permettre la survie à long terme des

espèces et de maintenir leurs habitats dans une logique de conservation liée aux déplacements des espèces. Ce point est souligné dans l'article 10 de la directive.

« Là où ils l'estiment nécessaire, dans le cadre de leurs politiques d'aménagement du territoire et de développement et notamment en vue d'améliorer la cohérence écologique du réseau Natura 2000, les États membres s'efforcent d'encourager la gestion d'éléments du paysage qui revêtent une importance majeure pour la faune et la flore sauvage.

Ces éléments sont ceux qui, de par leur structure linéaire et continue (tels que les rivières avec leurs berges ou les systèmes traditionnels de délimitation des champs) ou leur rôle de relais (tels que les étangs ou les petits bois), sont essentiels à la migration, à la distribution géographique et à l'échange génétique d'espèce sauvage. »

Article 10 Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvage

Suite à l'élaboration du réseau Natura 2000, certaines limites sont formulées concernant les choix des sites intégrés. Seuls une partie des sites protégés est intégrée dans Natura 2000, dont l'ambition était de mettre en réseau tous les espaces d'intérêts pour les déplacements des espèces. (Apostolopoulou et Pantis 2009; Dimitrakopoulos *et al.* 2004; Maiorano *et al.* 2007).

CONCLUSION

Nous avons pu voir que les réflexions menées dans le cadre de la préservation de la biodiversité ont longtemps été orientées vers une démarche de protection des écosystèmes remarquables. Les politiques environnementales se sont ensuite tournées vers une logique plus globale de conservation des processus écologiques entre ces aires protégées, puis au sein des écosystèmes plus ordinaires.

Dans cette optique, les décisions prises au sein de la sphère politique, appuyées par des constats scientifiques, conditionnent certains objectifs de la recherche et de l'aménagement du territoire à travers des textes directeurs. Le dénominateur commun de ces textes est la volonté de limiter l'impact de l'homme sur l'environnement et de protéger et restaurer la biodiversité dans le monde. Ainsi un concept clé émerge de la préoccupation liée au maintien des processus écologiques, celui de réseau écologique.

3. LE RÉSEAU ÉCOLOGIQUE : UNE ENTITÉ SPATIALE ET FONCTIONNELLE

Le concept de réseau écologique est une entrée privilégiée par les écologues du paysage pour l'analyse de la fragmentation du paysage. Les réseaux écologiques sont le support des processus liés aux mouvements des organismes au sein du paysage. Si leur importance est connue, leur identification reste cependant délicate dans le domaine de l'aménagement. La représentation d'un réseau écologique est dépendant de plusieurs facteurs propres aux espèces concernées. Il reste cependant un modèle spatial pertinent dans la mise en œuvre de politiques de conservation et de gestion des paysages. Ces politiques ont vu le jour récemment dans le monde entier, à différents niveaux, et sont fondées sur des objectifs distincts. Elles posent la question de leur intégration dans les politiques d'aménagement aux différents étages de l'échelon administratif, et de leur mise en cohérence, notamment dans une logique internationale.

3.1. FONCTIONS ET ENJEUX DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES

3.1.1. Des réseaux écologiques

Le terme « *ecological network* » est largement présent dans la bibliographie en écologie du paysage. Il peut recouvrir plusieurs significations, et représenter les relations trophiques se produisant au sein d'un écosystème (Fath *et al.* 2007) ou encore les relations sociales dans le cadre de l'analyse des comportements d'une espèce (Wey *et al.* 2008). On rencontre également plusieurs synonymes au terme réseau écologique comme réseau paysager (*landscape network*) ou réseau d'habitats (*habitat network*) (Opdam *et al.* 2001).

Ici, nous nous intéressons au réseau écologique pour désigner les relations, au sein du paysage, entre les différents éléments d'intérêt pour une espèce. Le réseau écologique d'une espèce est donc une *infrastructure* répondant à ses besoins pour l'exécution de son cycle de vie (Mougenot et Melin 2000). D'un point de vue fonctionnel, selon cette définition, le réseau écologique d'une espèce est donc l'espace à l'intérieur duquel elle peut vivre, se déplacer, se nourrir, et se reproduire à l'abri des perturbations extérieures.

Boitani *et al.* (2007) relèvent cependant qu'un réseau écologique est le plus souvent défini d'un point de vue structurel à travers les deux définitions les plus communément admises : Jongman and Pungetti (2004) définissent un réseau écologique comme « un ensemble de structures spatiales, composé de cœurs et de corridors, agencé pour favoriser la conservation de la biodiversité. Il répond aux besoins des espèces dont les habitats sont perceptibles à l'échelle du paysage ». Cette définition est étendue au domaine de la biologie de la conservation en considérant les réseaux écologiques comme des « systèmes composés de réserves naturelles et de leurs interconnexions rendant un système naturel fragmenté cohérent, de manière à pouvoir supporter plus de diversité biologique que dans sa forme non connectée. Ces systèmes sont composés d'espaces cœurs, habituellement protégés par des zones tampons, et connectés par des corridors » (Jongman *et al.* 2004).

Ici, deux visions du réseau écologique s'opposent. Si les réseaux écologiques sont des entités spatiales et fonctionnelles existantes pour chaque espèce se déplaçant au sein du paysage, ils sont aussi devenus les supports des politiques de protection et de conservation. Ce point de vue de l'aménageur est partagé entre trois conceptions différentes du concept de réseau écologique (Mougenot et Melin 2000). La première est liée à la protection des espèces et de leurs réseaux

d'habitats. La deuxième cherche à restaurer les réseaux écologiques au sein du paysage. La dernière vise à planifier les réseaux écologiques. Plus globalement, dans une démarche de développement durable, l'objectif est de maintenir les processus écologiques au sein des réseaux écologiques, en accord avec le développement des activités humaines.

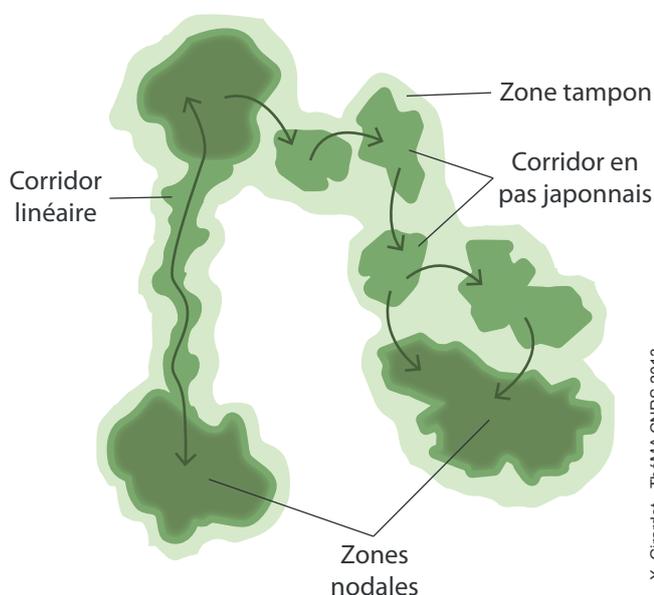
3.1.2. Modélisation et recommandations

Selon Bennett (1999), un réseau écologique est constitué de trois éléments complémentaires (Figure 1.9):

- Les zones nodales, ou espaces cœur, sont des zones sous protection, elles font office d'habitats, réservoir de biodiversité, d'où les activités humaines sont soustraites ;

- Les corridors, qui peuvent être linéaires ou sous la forme de zones relais (*stepping stones*). Ces éléments permettent le fonctionnement du réseau écologique ;

- Les zones tampons sont des espaces ceinturant le réseau écologique, servant dans un premier temps à protéger les espèces conservées des perturbations. Dans un second temps, ces espaces cherchent à intégrer le réseau et les activités humaines, non intensives, et raisonnées, dans une perspective de développement durable.



X. Girardet - Théma CNRS 2013

Figure 1.9 • Recommandations d'aménagement d'un réseau écologique. Elements constitutifs, d'après Bennett (1999).

Cette proposition de modélisation d'un réseau écologique est celle préconisée par l'Union Européenne dans le cadre de l'identification du Réseau Ecologique Pan-Européen et des réseaux nationaux qui en découlent.

Cependant, à l'image des éléments constitutifs du réseau écologique décrit par l'Union Européenne, un réseau écologique n'est pas nécessairement un espace hermétique, dans lequel des espèces vivent, se reproduisent, et se déplacent. L'identification des éléments paysagers, tels que le modèle de la mosaïque paysagère les définit, pour modéliser un réseau écologique, doit dépendre de l'espèce ou du groupe d'espèces pris en compte.

3.2. UN MODÈLE MULTIPLE

3.2.1. Corridor, connexité ou connectivité ?

Les enjeux fondamentaux des réseaux écologiques sont la conservation des populations et le maintien des processus écologiques dans un espace fragmenté par les activités anthropiques (Bennett 1999). Deux propriétés paysagères sont considérées dans le cadre de la mise en place d'un réseau écologique : la connexité des structures paysagères et la connectivité du paysage (Baudry et Merriam 1988).

Encadré I • Green-way-belt

Les coulées vertes ou « Greenway », sont définies par Forman (1995) comme des structures naturelles linéaires généralement proches des espaces urbains et périurbains. Ces aménités vertes ont un but esthétique et de loisir. L'auteur ajoute qu'elles ont sans doute une importance considérable pour le mouvement de certaines espèces, du fait de la relative inhospitalité de la matrice les entourant. Smith (1993) attache aux « coulées vertes » un rôle de barrière contre l'étalement urbain, politique effectivement menée en Europe dans les années 90 avec les ceintures vertes. La plus connue est la « Greenbelt » de Londres, aujourd'hui cette politique se développe partout dans le monde (Figure 11).

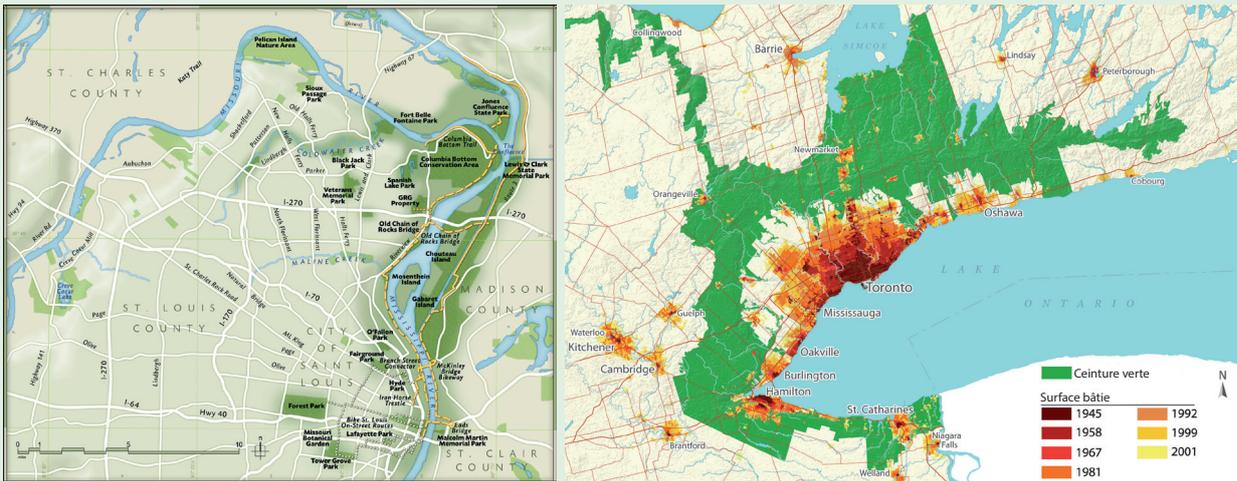


Figure 1.10 • Exemples de coulée verte (Saint Louis, Missouri, USA) et de ceinture verte (Toronto, Ontario, Canada).

La connexité

La connexité des structures paysagères se rapporte aux liaisons physiques entre ces structures au sein d'un paysage. Cette propriété est privilégiée dans la définition de Forman (1995) qui décrit un réseau comme un système interconnecté de corridors.

Selon Burel and Baudry (1999), les réseaux de corridors sont une composante essentielle d'un réseau écologique fonctionnel. Ici, les auteurs emploient le terme « fonctionnel » en référence à la résilience du réseau écologique. Cette approche structurale du réseau écologique est héritée du modèle de la mosaïque paysagère ou tache-matrice-corridor.

Un corridor est défini par Forman (1995) comme une bande dont la nature diffère de la matrice présente de chaque côté. Cet élément constitue une partie du réseau écologique, et reste dans les programmes d'aménagement un élément clé d'un point de vue structurel, qui favorise les processus écologiques, mais dont les objectifs ne sont cependant pas clairement définis. Les corridors sont des éléments linéaires dont la fonction peut être celle de conduit, d'habitat ou de barrière, en fonction d'une espèce ou un groupe d'espèces donné (Forman 1995).

Il existe de nombreux synonymes du terme corridor, dans la littérature scientifique ou opérationnelle (corridor écologique, faunistique ou biologique, *continuum* ou encore liaisons paysagères), le plus fréquemment rencontré est celui de coulée verte et ceinture verte (Smith

1993) (Encadré 1). Or, il est délicat de lister les fonctions des coulées vertes et de généraliser leurs fonctions à celles de tous les autres types de corridor (Hess et Fischer 2001). Les auteurs précisent que les rôles d'un corridor doivent être définis clairement avant sa conception, sinon il risquera de ne pas remplir totalement les objectifs qui lui sont fixés (Figure 1.11). Ainsi Bennett (1999) préconise les termes lien ou liaison au terme corridor. En effet, la définition première d'un corridor est un couloir, canalisant les déplacements. Mais, plusieurs types de configurations spatiales, y compris la matrice, peuvent favoriser les déplacements et augmenter la connectivité d'un paysage pour une espèce.

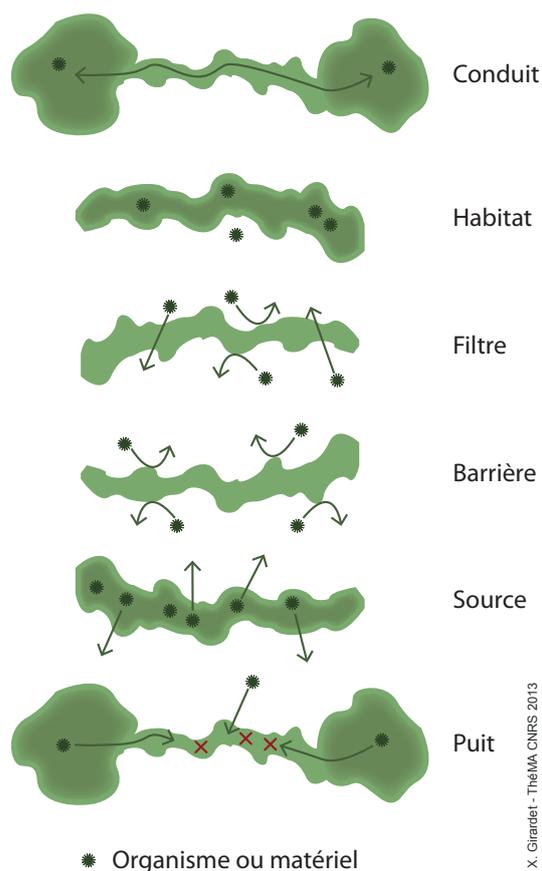
La connectivité

La connectivité est « le degré avec lequel le paysage facilite ou influence le déplacement des individus » (Taylor *et al.* 1993). Dans la modélisation des réseaux écologiques, le concept de connectivité se fonde sur l'intégration de la théorie biogéographique des îles et de la théorie des métapopulations (Jongman *et al.* 2004). Il s'agit ici de prendre en compte les besoins spécifiques d'une espèce vis-à-vis de la nature et de l'agencement des structures paysagères entre elles et non plus uniquement de leur connexité au sein du paysage.

Deux notions émergent de l'usage fonctionnel de l'espace par les espèces : la complémentation et la supplémentation (Dunning *et al.* 1992). « La complémentation est l'utilisation d'éléments du paysage de nature différente, nécessaires pour subvenir aux besoins de l'espèce, et la supplémentation est l'utilisation de fragments de même nature, lorsque la taille de chacun est trop faible pour assurer les ressources nécessaires à une population » (Burel et Baudry 1999). Ici, le concept de connectivité se focalise davantage sur les processus écologiques que sur la structure spatiale du paysage. Les corridors sont simplement dans ce cas composés d'un ensemble d'éléments paysagers favorisant les déplacements entre les différents éléments.

Ces corridors, dits fonctionnels (Farina 2006; Turner *et al.* 2001), ne sont donc pas systématiquement de la même nature que l'habitat, mais peuvent être composés de multiples éléments de nature différente. Ces éléments paysagers constituant un corridor fonctionnel sont diffus et difficiles à identifier (Gustafson et Gardner 1996).

La matrice joue un rôle prépondérant dans la capacité de mouvement des individus entre les taches d'habitat favorables. La capacité de déplacement entre les taches d'habitat n'est plus dépendante de la distance physique ou euclidienne, mais est dépendante de la distance dite « effective ». Cette distance est conditionnée par la résistance que fournit la matrice aux mouvements des individus (Figure 1.12). Les méthodes intégrant une modélisation des



X. Girardet - TheMA CNRS 2013

Figure 1.11 • Les fonctions des corridors. D'après Hess et Fischer (2001).

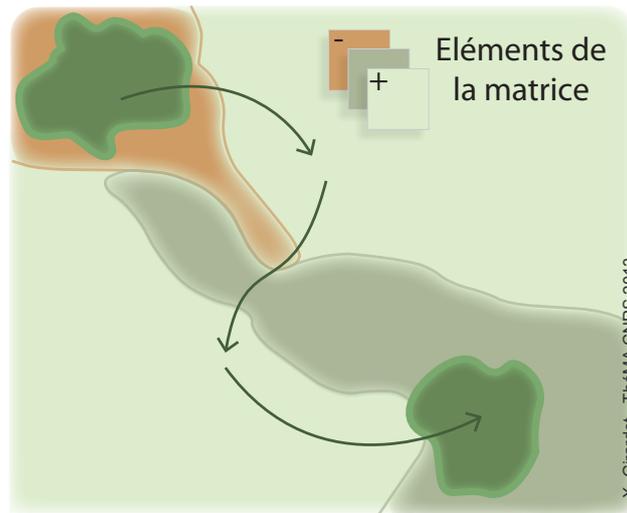


Figure 1.12 • Illustration des déplacements dans la matrice. D'après Bennett (1999).

mouvements des individus au sein d'un paysage prenant en compte les distances effectives (distances coûts) sont fréquentes dans les travaux de recherche (Adriaensen *et al.* 2003). Elles sont également mises en œuvre dans le cadre de projets d'aménagement de réseaux écologiques locaux (Allag-Dhuisme *et al.* 2010). Cependant du fait de leur difficulté de paramétrage et leur dépendance aux espèces prises en compte, ces méthodes sont largement critiquées (Zeller *et al.* 2012).

3.2.2. La relation entre espèce et connectivité

Une généralisation des avantages fonctionnels des corridors structuraux serait illusoire du fait de leur dépendance aux espèces (Beier et Noss 1998). D'autres types d'éléments favorisant la connectivité fonctionnelle, comme les zones relais (*stepping stones*) et la matrice, doivent rentrer en ligne de compte dans la modélisation des réseaux écologiques. De même, d'autres types de mouvements que la dispersion à l'image de ceux liés quotidiennement aux ressources alimentaires, ou aux flux migratoires ont été souvent ignorés (Bennett 1999). Par conséquent, par opposition aux modélisations exclusivement structurelles de la connectivité, seules les analyses centrées sur une espèce ou un groupe d'espèces permettent une modélisation pertinente des réseaux écologique (Beier et Noss 1998).

Un paysage, plusieurs perceptions

Un même paysage peut à la fois présenter un degré de connectivité suffisant pour une espèce et un degré de connectivité plus faible pour une autre (Beier et Noss 1998; Bennett 1999; Hess et Fischer 2001; Taylor *et al.* 1993). Si la dépendance aux caractéristiques des espèces est largement reconnue dans l'identification des réseaux écologiques, il n'est pas aisé de la prendre en compte dans les différentes modélisations. Cette dépendance s'explique par le fait que chaque espèce possède (1) un biotope qui lui est propre, dont (2) la surface minimale nécessaire à sa survie varie, (3) ainsi qu'une capacité de mouvement qui est fonction de la distance entre les

fragments d'habitats et dépendante des éléments du paysage à traverser (Opdam *et al.* 2001; Vos *et al.* 2001).

La sélection d'espèces témoins

Face à la nature multiple de la mosaïque paysagère, la sélection d'une espèce sur laquelle est fondée la modélisation du réseau écologique permet de définir un ou plusieurs types d'habitats spécifiques à prendre en compte. L'utilisation d'espèce comme indicateur de la fonctionnalité d'un réseau écologique pose la question du choix de l'espèce et de son rôle au sein du paysage (Opdam *et al.* 2008; Simberloff 1998). Quatre approches existent (1) les espèces qualifiées de parapluie, clé de voûte, et drapeau (Simberloff 1998); (2) les espèces focales (Lambeck 1997); (3) les espèces d'intérêt paysager (Sanderson *et al.* 2002); (4) et les profils écologiques (Vos *et al.* 2001).

La première approche ne s'intéresse qu'à une seule espèce cible qui peut être qualifiée de parapluie, clé de voûte et de drapeau. Une espèce parapluie est une espèce qui possède des exigences particulières comme une surface d'habitat très importante. La protection de son écosystème permet donc de protéger un large panel d'espèces partageant cet écosystème et possédant des exigences moins importantes. Une espèce clé de voûte est une espèce dont la participation et le rôle au sein d'un écosystème sont importants, si cette espèce disparaît, l'ensemble de l'écosystème qui l'abrite subit un déséquilibre. Enfin, une espèce drapeau n'est pas déterminée en fonction de son rôle au sein de son écosystème mais du fait de son image emblématique auprès du public, elle a la fonction d'aider à la mise en place des plans de conservation. Mais cette approche centrée sur une espèce unique est largement critiquée (Andelman et Fagan 2000).

Les espèces focales sont le plus souvent un ensemble d'espèces parapluies qui représentent au mieux leur écosystème. Cependant cette approche demande une grande quantité d'informations et de données sur ces espèces, et est par conséquent très difficile à mettre en œuvre dans un cadre opérationnel (Lindenmayer et Manning 2002). L'approche appelée « *landscape species approach* » s'intéresse à un groupe d'espèces focales déterminées en fonction de leur adéquation avec le paysage dans lequel le plan de conservation est mené, et non selon l'importance de leurs exigences. Il s'agit alors de choisir des espèces dont les conditions requises à leur maintien dans un paysage s'expriment à la même échelle spatio-temporelle que l'utilisation et la transformation de l'espace par les hommes. Cette approche est préférée par les gestionnaires et les aménageurs, en effet la réponse d'une espèce dite paysagère à un aménagement est visible et permet un retour d'expérience plus rapide pour d'autres plans de conservations (Weber et Allen 2010).

La dernière approche est proposée par Vos *et al.* (2001) à travers les profils écologiques (Figure 1.13). Il s'agit dans ce type d'approche de ne plus cibler d'espèce spécifique, mais de prendre en compte une large gamme d'espèces dans le but de représenter au mieux l'ensemble des processus au sein d'un paysage à travers trois critères (Opdam *et al.* 2008) : l'écosystème ou type d'habitat, la surface minimale de l'habitat, et la capacité de mouvement ou de dispersion de l'espèce. Ici, le raisonnement par groupe d'espèces ou par profils d'espèces peut être une voie vers la généralisation des approches afin de combler le manque de méthodes entre la recherche et les programmes de conservation et d'aménagement du territoire (Opdam *et al.* 2001).

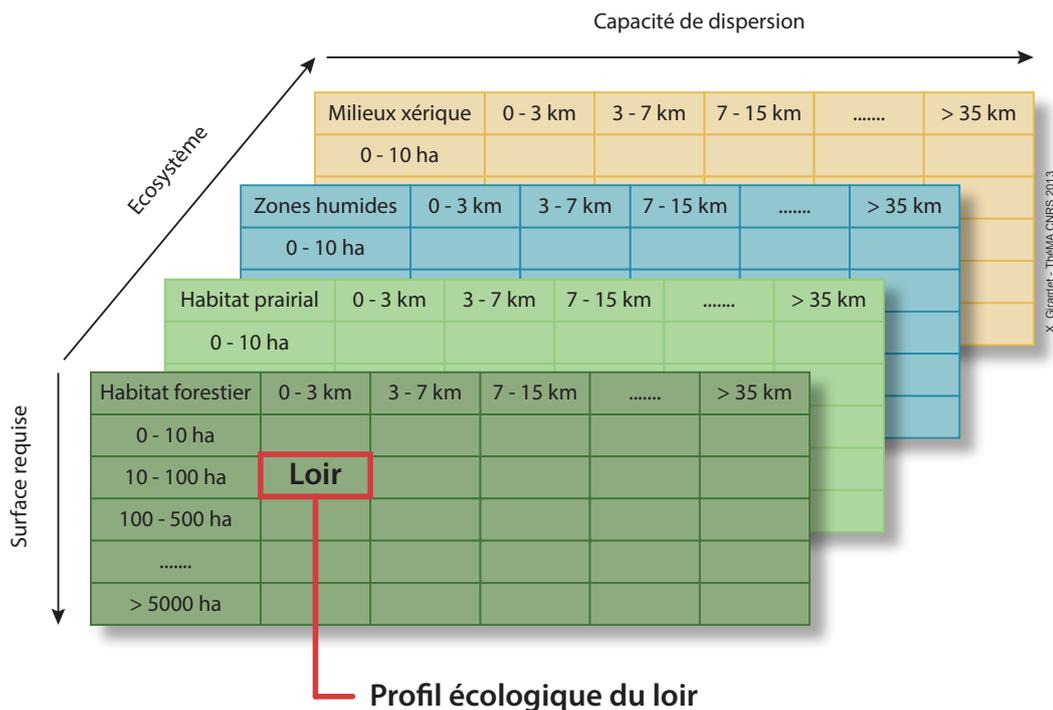


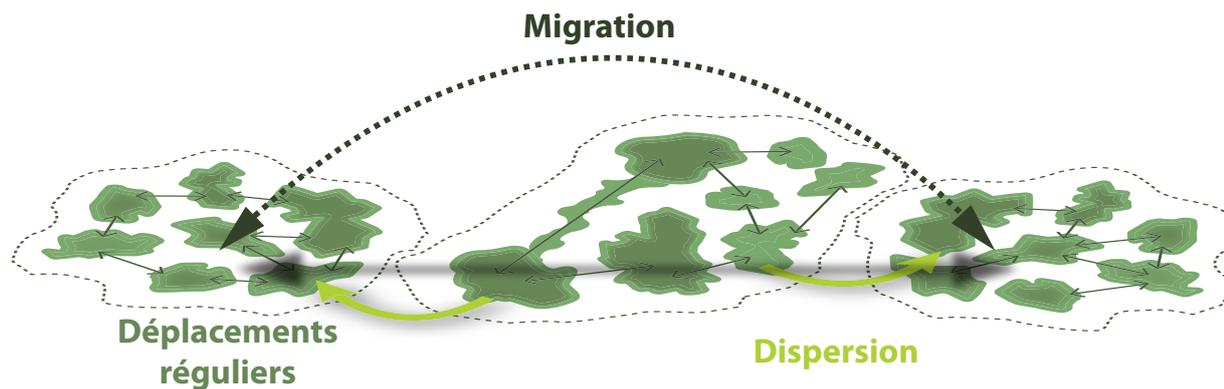
Figure 1.13 • Matrices de profils écologiques. D'après Opdam (2008).

3.2.3. Une connectivité à plusieurs échelles spatiales et temporelles

Les processus écologiques présents au sein des réseaux écologiques se déroulent à différentes échelles spatiales et temporelles. Par conséquent, il est nécessaire que les modélisations des réseaux écologiques puissent caractériser l'ensemble de ces processus à toutes les échelles spatiales correspondantes (Noss et Harris 1986). Cette dépendance à l'échelle spatiale s'explique par la présence, à toutes les échelles, d'éléments linéaires favorisant les déplacements. Les corridors peuvent correspondre localement à des haies, à l'échelle du paysage à une vallée, ou au niveau d'une aire biogéographique à un massif montagneux.

L'emboîtement des échelles spatiales des réseaux écologiques lié aux différentes temporalités des processus écologiques.

En fonction de l'espèce considérée, les processus écologiques peuvent être liés à des échelles spatiales qui leur sont propres. Plusieurs types de mouvements doivent être accomplis selon les besoins des espèces. Ces mouvements sont facilités par la présence d'éléments jouant un rôle de relais dans le paysage. Bennett (1999) relève plusieurs catégories d'espèces distinguées selon leurs exigences de mouvements : (1) les espèces relativement sédentaires, restant dans le même habitat sur le même domaine ; (2) les espèces résidentes dans un domaine mais parcourant plusieurs types d'habitats, à la recherche de ressources nourricières ou des zones d'abris ; (3) les espèces effectuant des parcours irréguliers entre les différents habitats favorables à la recherche de ressources saisonnières à exploiter comme les fruits ou du nectar ; et (4) les espèces qui entreprennent des migrations annuelles, qu'elles soient à proximité ou en direction d'autres régions du globe.



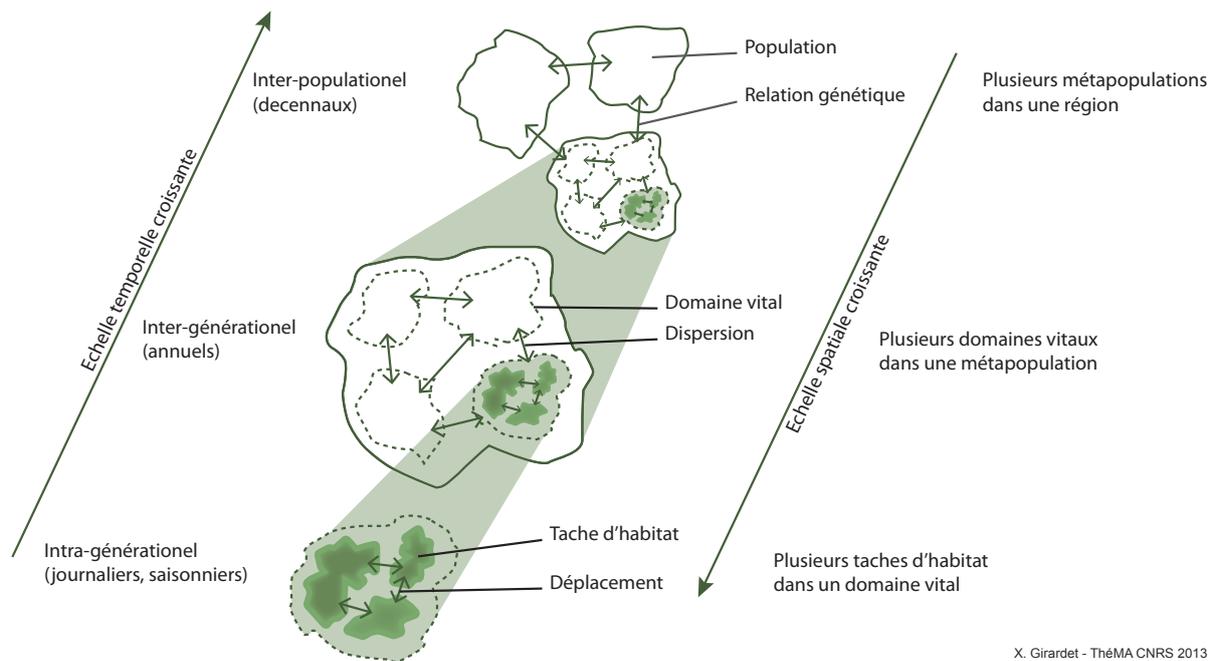
X. Girardet - ThéMA CNRS 2013

Figure 1.14 • Types de mouvements au sein des réseaux écologiques.

Trois grandes catégories de mouvements existent (Figure 1.14): les mouvements journaliers, les mouvements saisonniers comprenant les migrations, et la dispersion. Les mouvements journaliers, ou plus généralement les mouvements réguliers entre différentes taches d'habitat, interviennent quand une espèce niche ou s'abrite dans un type d'habitat et se nourrit dans un habitat différent. Le plus souvent les mouvements réguliers sont observés à l'intérieur d'un domaine vital entre les taches d'habitats indispensables au maintien de l'espèce au sein de la mosaïque paysagère. Dans ce cadre, les éléments paysagers favorisent quasi quotidiennement les déplacements des individus à travers la matrice.

Les mouvements saisonniers ou migratoires sont la conséquence des changements saisonniers. La migration implique un parcours habituellement annuel, dont l'origine et la destination sont localisées en un même lieu, comme une zone de reproduction. S'il n'existe pas de retour au point de départ de l'individu, on parle alors d'émigration ou de nomadisme. En fonction de l'espèce, les migrations peuvent être locales, ou se produire à l'échelle de plusieurs continents. Concernant les migrations intercontinentales, les espèces, le plus souvent les oiseaux, ont un niveau de tolérance élevé vis-à-vis de la composition du paysage. Il n'est donc pas nécessaire dans ce cas de maintenir le long de leur parcours des éléments linéaires continus. Cependant, ces espèces migratrices utilisent des stations, comme les zones humides le long de leurs parcours, leur permettant de s'abriter ou se nourrir. La disparition de ces stations servant de zones relais affecterait le processus de migration.

La dispersion correspond au déplacement d'un individu, d'un domaine vital à un autre. Elle concerne le plus souvent les jeunes qui quittent le domaine vital de leur naissance en direction d'un nouvel ensemble d'habitats favorables, vacants ou déjà occupés par l'espèce. Cette migration d'individus d'un domaine vital à un autre favorise le maintien de l'espèce en renforçant la population présente dans le domaine vital de destination par enrichissement génétique de celle-ci. Ici les réseaux écologiques pouvant maintenir ces déplacements ont un rôle dont les bénéfices sont à l'échelle de plusieurs générations. Ils ont donc une importance capitale dans le maintien à long terme des populations.



X. Girardet - Théma CNRS 2013

Figure 1.15 • Cycle de vie et concept de méta-taches. D'après Zetterberg (2010).

Une approche fondée sur les cycles de vie

Bennett (1999) précise que la majorité des espèces connaissent à différents stades de leur vie des mouvements dont l'emprise spatiale est différente et peut dépendre de l'échelle locale, du paysage et/ou de l'aire biogéographique. Par exemple, la rainette arboricole (*Hyla arborea*) a, comme beaucoup d'autres amphibiens, à la fois un habitat aquatique lors de la période de reproduction et à l'état larvaire, et un habitat terrestre lui offrant les ressources alimentaires nécessaires. La rainette va migrer en hiver et en été en direction de son habitat terrestre, cette migration s'effectue généralement sur une distance de l'ordre de 500 mètres. Les juvéniles, comme quelques adultes lors des périodes de reproduction, vont se disperser en direction des habitats aquatiques sur une distance d'environ 2 000 mètres. Le degré de connectivité est un enjeu important au maintien de la population de rainette, à la fois aux échelles locales pour la migration saisonnière, et à l'échelle du paysage pour la dispersion des jeunes et de certains adultes (Fog 1993; Vos and Stumpel 1995).

Selon l'espèce pour laquelle on souhaite modéliser le réseau écologique, il est donc nécessaire de prendre en compte l'échelle spatio-temporelle la plus pertinente. La définition des zones nodales, ou taches d'habitat, est alors dépendante de cette échelle (Theobald 2006). Afin de lier les échelles spatiales et temporelles des processus écologiques à la modélisation des réseaux écologiques, Zetterberg *et al.* (2010) introduisent le concept de méta-tache (*meta-patch*) (Figure 1.15).

Reprenant le concept de métapopulation, une méta-tache est, à l'échelle d'une population, un ensemble de taches en interaction au sein d'un domaine vital. Elle englobe alors l'ensemble des habitats nécessaires aux processus écologiques de l'espèce mais aussi l'ensemble des

éléments paysagers influençant ses déplacements. Les déplacements liés à cette échelle sont des déplacements journaliers ou réguliers d'une tâche à l'autre.

Si l'analyse se porte sur les interactions au sein d'une métapopulation, les interactions entre chaque méta-tâche sont liées à la dispersion d'individus d'un domaine vital à un autre. L'emboîtement des échelles peut être poursuivi dans le cadre de l'analyse des interactions entre plusieurs métapopulations, les méta-tâches correspondent alors à des ensembles de domaines vitaux, et les liens aux relations génétiques à long terme entre ces métapopulations.

3.3. RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES ET AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE

La cartographie des réseaux écologiques a été mise en œuvre dès la fin des années 90 dans certaines politiques aux échelles internationales puis locales (Jongman 1995). Chaque projet cartographique vient en réponse à l'objectif de maintien de la biodiversité et prend une forme adaptée au contexte local du territoire dans lequel il est mené. Ces cartographies sont accompagnées, dans la sphère scientifique et dans le cadre opérationnel, de nouvelles interrogations et de nouveaux besoins pour leur mise en œuvre.

3.3.1. Exemples de démarches réalisées

Les réseaux transcontinentaux

Les cartographies des réseaux écologiques aux échelles continentales ont pour objectif de concevoir un document directeur pour l'identification des réseaux écologiques nationaux. Dans cette optique, elles identifient et localisent les éléments paysagers nécessaires aux processus écologiques intervenant aux échelles continentales. Par conséquent, les enjeux de ces réseaux, à l'image des grandes migrations, sont clairement internationaux et transfrontaliers.

Par exemple, la cartographie du réseau écologique paneuropéen (*Pan-European Ecological Network*, PEEN) (Jongman *et al.* 2011) est amorcée à partir de 2002 avec la carte indicative du réseau couvrant l'Europe Centrale et de l'Est (Figure 1.16) (Bouwma *et al.* 2002). À l'aide des données d'occupation du sol de l'Union Européenne (*Corine Land Cover*), la carte pose les premières bases d'un réseau transcontinental. Son objectif est d'offrir les premières orientations et les premières recommandations à l'identification des réseaux écologiques aux échelles nationales et locales. La deuxième carte du réseau écologique paneuropéen concerne le sud-est de l'Europe, couvrant les Balkans, la Grèce et la Turquie (Birò *et al.* 2006). La troisième carte concerne l'ensemble de l'Europe de l'Ouest (Jongman *et al.* 2006). Le réseau écologique paneuropéen prend part, avec le réseau Natura 2000, au réseau *émeraude* dont l'objectif est de mettre en cohérence l'identification des réseaux européens avec les espaces périphériques au continent européen.

L'aspect transfrontalier des processus écologiques a influencé l'identification d'un réseau écologique dans l'arc alpin. Ici l'approche se fonde sur une unité biogéographique ayant une position centrale et dont l'emprise spatiale est très importante en Europe. Cinq états membres de l'Union Européenne de l'arc alpin (France, Suisse, Italie, Allemagne, Autriche) se sont fédérés pour mettre en place une politique cohérente et transfrontalière de promotion de la connectivité pour l'ensemble du massif. Dès 1994, la Convention Alpine prévoit « d'établir un réseau national et transfrontalier d'espaces protégés, de biotopes et d'autres éléments protégés

ou dignes de protection ». C'est en 2007 que ALPARC, CIPRA (Commission Internationale pour la Protection des Alpes), ISCAR (Comité scientifique international pour la recherche alpine) et le programme alpin de la WWF s'associent pour mettre en place le projet de réseau écologique « *Ecological Continuum Project* » (Kohler *et al.* 2009).

Les préoccupations issues du changement climatique global motivent également le maintien de réseaux écologiques à l'échelle continentale (Vos *et al.* 2008). L'objectif est de faciliter la migration des espèces faunistiques en vue de leur adaptation au changement climatique en cherchant à améliorer la connectivité fonctionnelle des espaces naturels. Ceci est pris en compte dans les recommandations du réseau écologique paneuropéen, et a fait l'objet de réflexions pour un « corridor climatique » en Australie en 2007 (Mackey *et al.* 2008).

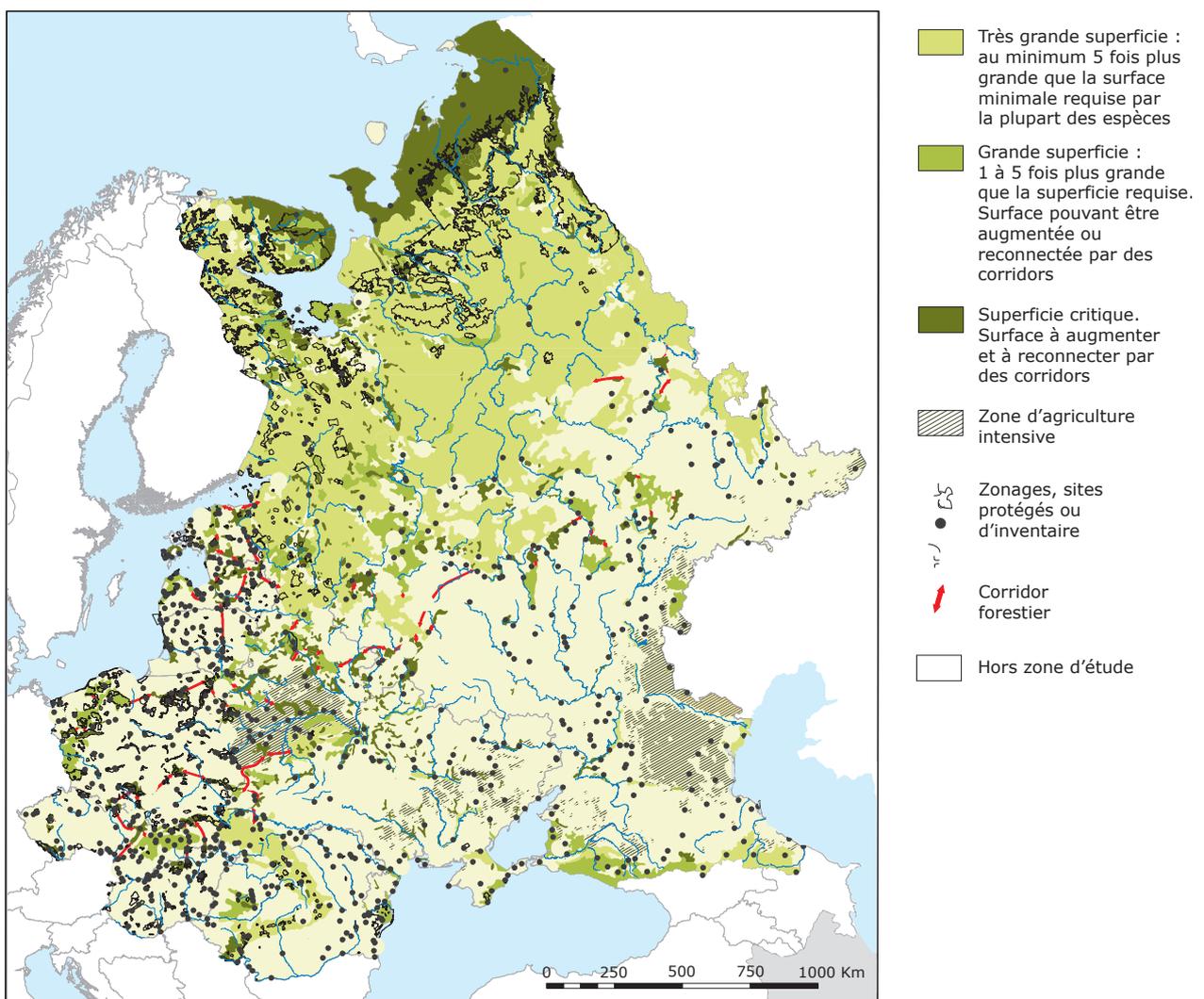


Figure 1.16 • Réseau écologique pan-européen. Europe centrale et de l'est. Bouwma *et al.* (2002).

Les réseaux nationaux

Les deux réflexions pionnières en Europe concernant les réseaux écologiques à l'échelle nationale sont Néerlandaise et Suisse. Les Pays-Bas ont très tôt mené les premières investigations pour la prise en compte des réseaux écologiques à chaque niveau de leur système d'aménagement (national, provincial et municipal) (Bennett 1999). En 1991, ils mettent en place le plan national de conservation de la nature comprenant une stratégie de préservation de la connectivité du paysage à travers trois composants : des espaces cœurs comprenant un intérêt paysager et écologique, des zones de restauration d'espaces naturels, le plus souvent des zones agricoles, et des corridors reliant les espaces cœurs et les nouvelles zones restaurées (Opdam *et al.* 1995). La stratégie néerlandaise intègre son réseau à l'échelle internationale en incluant les zones d'intérêts des pays limitrophes. Cette démarche s'appuie sur les travaux scientifiques de l'époque, et sur des modélisations de scénarios de restauration des réseaux écologiques. Ces scénarios ont été évalués afin de retenir les plus aptes au maintien des populations de certaines espèces (Harms et Knaapen 1988; Harms et Opdam 1990; Opdam *et al.* 1995).

Si le réseau écologique national des Pays-Bas est intégré pleinement dans les documents d'urbanisme du pays, la Suisse choisit en 1999 de travailler sur un document directeur mais non opposable aux politiques d'aménagement du territoire. Chaque canton suisse peut prendre en compte ou non ces recommandations dans ses documents d'urbanisme. Le choix de la Suisse est donc de mettre en place une politique incitative, notamment en direction du secteur agricole, en finançant des engagements volontaires de compensations des activités agricoles. La Suisse s'est appuyée sur les réflexions de Berthoud *et al.* (2004). Le résultat produit consiste en une série de cartes à l'échelle 1/100 000ème représentant chaque type d'habitat (forestier, zones humides...) hiérarchisé en fonction de leur relative perméabilité aux déplacements de certaines espèces. Cette approche permet d'identifier au sein du paysage des espaces favorables aux déplacements des espèces pour l'ensemble des types d'habitats retenus.

3.3.2. L'approche française : la trame verte et bleue

Une mesure phare du Grenelle de l'environnement

En France, la Loi d'Orientation pour l'Aménagement et le Développement Durable du Territoire de 1999, intègre, à destination des projets d'aménagement du territoire, la notion de développement durable à travers notamment la prise en compte de la protection des paysages et de l'environnement. Mais il faut attendre la mise en place du Grenelle de l'environnement, en 2008, pour que soit reconnue l'importance, aux échelles régionales et locales, des réseaux écologiques. Les « Trames vertes et bleues », ont pour objectif de maintenir ou restaurer les processus écologiques. Le terme de Trame Verte et Bleue est spécifique à la France et différencie les réseaux terrestres aux réseaux d'écosystèmes associés aux eaux de surface continentales.

« La trame verte est constituée, sur la base de données scientifiques, de grands ensembles naturels et d'éléments de connexion les reliant ou servant d'espaces tampons. Elle sera élaborée d'ici à 2012 et pilotée dans chaque région en association avec les collectivités territoriales et en concertation avec les acteurs de terrain, notamment les agriculteurs, les forestiers et les usagers de la nature, dans un cadre cohérent garanti par l'État.

La trame verte sera complétée par la trame bleue, son équivalent pour les eaux de surface continentales et leurs écosystèmes associés. » (Loi Grenelle 1, JORF n°0179 du 5 août 2009; LOI n° 2009-967 du 3 août 2009 - Art 21)

Les réflexions sur les réseaux écologiques en France intègrent les espaces réglementaires (réserves naturelles, parcs naturels nationaux et régionaux, Natura 2000) ainsi que les zones d'inventaires (ZNIEFF de type I et II, ZICO). Elles intègrent aussi les milieux non protégés dans le but de faire entrer la nature dite ordinaire dans le plan national de conservation. Elles se construisent sur les éléments définis par l'Europe pour l'identification du Réseau écologique paneuropéen et se fondent sur cinq éléments structuraux :

- Les zones nodales correspondant aux espaces protégés ;
- Les corridors qui relient ces zones nodales ;
- Les zones tampons afin de protéger les zones nodales des perturbations extérieures ;
- Les zones d'extensions des zones nodales dans lesquelles la politique d'aménagement doit aboutir à un milieu favorable à la présence des espèces considérées ;
- Les zones de développements (zones nodales ou zones relais potentielles) qui doivent être aménagées dans le but de restaurer et favoriser l'installation ou le déplacement des espèces.

L'implication de la trame verte et bleue dans les documents d'urbanisme

La trame verte et bleue est vue comme « un outil d'aménagement du territoire » (Loi Grenelle 1, JORF n°0179 du 5 août 2009; LOI n° 2009-967 du 3 août 2009 - Art 23). Elle s'intègre à l'ensemble des documents d'aménagement du territoire déjà existants comme le réseau écologique paneuropéen, le schéma national de cohérence écologique et sa déclinaison régionale, le schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE), ainsi que les schémas de cohérence territoriale (SCoT), les plans locaux d'urbanisme (PLU) et les cartes communales.

Trois échelles sont mobilisées pour l'élaboration de la trame verte et bleue. Au niveau national, la trame verte et bleue est intégrée dans le futur schéma national de cohérence écologique (SNCE). Il a pour objectif d'identifier les enjeux de la biodiversité à l'échelle nationale. À l'échelle régionale, les schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE) sont des documents d'aménagements du territoire qui jouent le rôle de pivot des collaborations État-Région et Région-Collectivités locales.

La trame verte et bleue mise en place dans chaque région est intégrée dans ce document qui est piloté par le Comité Régional Trame Verte et Bleue (CRTVB) regroupant les acteurs

du territoire concerné. Les grandes infrastructures linéaires doivent maintenant considérer les directives des SRCE, mais il n'a pas de valeur clairement opposable aux projets. Afin de synthétiser l'ensemble des SRCE pour l'élaboration du SNCE, des recommandations sont faites afin d'aboutir à un schéma national cohérent entre les limites administratives des régions et des pays frontaliers.

Le SRCE doit par ailleurs permettre d'orienter les SCoT, les PLU et les cartes communales. Chaque document d'urbanisme local doit intégrer les recommandations faites à l'échelle régionale. La difficulté de réalisations des Trames Verte et Bleue et des Schémas Régionaux de Cohérence Écologique réside dans l'emboîtement des échelles qui nécessite un dialogue et un compromis entre le recul apporté par l'échelle globale et les spécificités du contexte local (Figure 1.17) (Cormier *et al.* 2010; Passerault 2010).

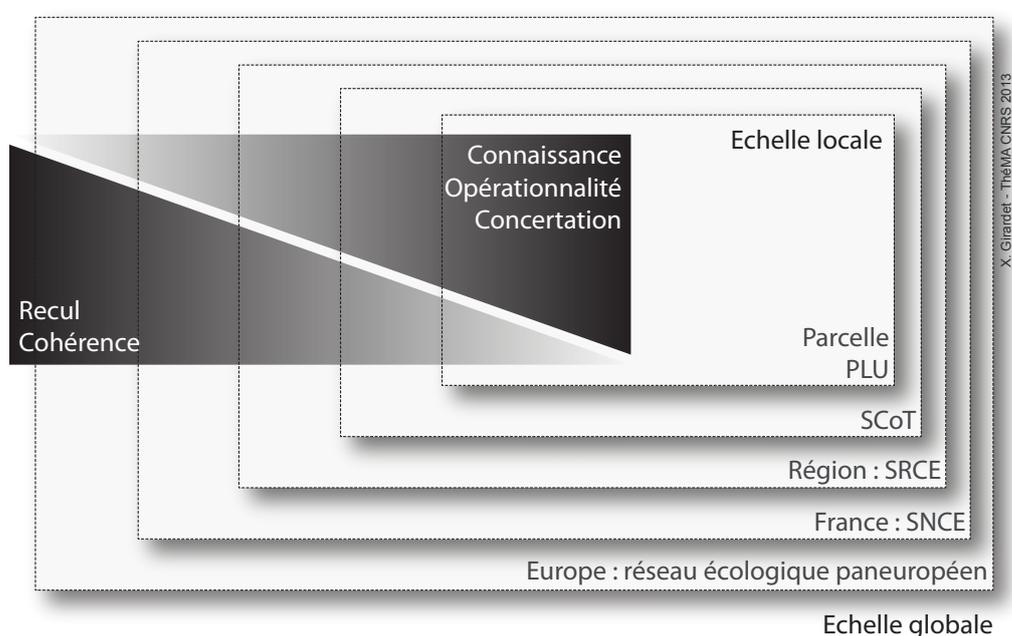


Figure 1.17 • L'articulation des échelles dans la mise en place de la Trame Verte et Bleue. D'après Passerault (2010).

CONCLUSION

Le concept de réseau écologique est devenu incontournable dans les stratégies de protection de l'environnement et les documents d'urbanisme. Les recommandations des textes directeurs dans ce domaine s'appuient sur les avancées encore récentes de l'écologie du paysage. S'il est reconnu qu'il est nécessaire de maintenir les processus écologiques d'une espèce pour assurer le maintien de sa population, la multiplicité des approches et des contextes d'application conduit à une difficulté de modélisation des réseaux écologiques. Cependant, pour pallier ces difficultés, certaines approches se fondent sur la constitution de groupes d'espèces afin de modéliser au mieux la pluralité des processus écologiques au sein du paysage. En fonction du type de mouvement pris en compte (déplacements journaliers, migration, dispersion), une

attention particulière doit cependant être portée sur l'échelle spatiale à laquelle les réseaux écologiques sont analysés.

CONCLUSION DU CHAPITRE 1

Un réseau écologique peut se définir comme une infrastructure paysagère composite dont les propriétés de connectivité favorisent les mouvements et la survie d'une espèce ou d'un groupe d'espèces. Ces propriétés permettent aux individus de se nourrir, de se déplacer et se reproduire à l'abri des perturbations extérieures. Le concept de réseau écologique est l'aboutissement de réflexions menées simultanément dans les sphères scientifiques, politiques et opérationnelles. Il puise ses fondements dans un ensemble de modèles et théories, hérités de l'écologie et de la géographie, autour desquels une discipline s'est développée : l'écologie du paysage.

Parallèlement, la réglementation et les mesures de protection ont profité des avancées de l'écologie du paysage afin d'adapter au mieux leurs objectifs avec la réalité des processus écologiques en cours au sein du paysage. Nous sommes donc passés d'un modèle protectionniste des paysages et des écosystèmes remarquables à une stratégie globale d'intégration et de maintien des processus écologiques en accord avec les activités humaines.

Cependant, le concept de réseau écologique est très récent. Il en découle une multiplicité des approches dédiées à la modélisation et l'analyse de la connectivité du paysage. Les deux principales causes de cette diversité des approches résident (1) dans le caractère multiscalair des réseaux écologiques et de leur très forte dépendance aux espèces, et (2) dans la mise en cohérence des stratégies entre les échelons administratifs et les limites des unités territoriales.

Dès lors que les réseaux écologiques sont intégrés dans les documents d'urbanisme, leur prise en compte dans les projets d'aménagement du territoire est indispensable. Ceci est particulièrement important pour les infrastructures de transports qui, par leur forme linéaire, ont un impact non négligeable sur les réseaux écologiques. Elles créent une discontinuité tout au long de leur emprise et perturbent durablement les processus en cours au sein des réseaux écologiques.

L'EMPREINTE DES INFRASTRUCTURES LINÉAIRES DE TRANSPORT

Les infrastructures de transports terrestres constituent un élément indispensable à la mobilité des personnes et des marchandises. Cet enjeu économique conduit au développement constant de nouvelles infrastructures comme les autoroutes ou les lignes ferroviaires à grande vitesse. Ces infrastructures, de par leur forme linéaire, ont un impact non négligeable sur les milieux qu'elles traversent. Au-delà de la coupure engendrée dans le paysage, elles forment une barrière infranchissable pour les espèces faunistiques et perturbent de ce fait les processus écologiques en cours au sein du paysage. Ces conséquences ont conduit à la mise en place d'études d'impact à tous les stades des projets de construction d'infrastructures de transport. Ces études ont pour objectif d'identifier les impacts induits par les projets et d'adopter des solutions pour éviter ou réduire leurs effets sur le paysage et les populations animales.

1. LES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORTS TERRESTRES

L'aménagement du territoire en Europe et en France est fondé sur le développement économique et sur l'équité des territoires (Lacour *et al.* 2003). Parmi les grands projets d'aménagement du territoire, les infrastructures de transports terrestres ont pour objectif majeur d'offrir une accessibilité accrue pour désenclaver les territoires et développer leurs activités économiques. En France, le réseau autoroutier a rempli ce rôle depuis la fin de la Seconde Guerre mondiale. Or aujourd'hui, ce réseau accueille une grande partie des déplacements individuels et des transports de marchandises. En Europe, avec l'augmentation des mobilités des personnes et des marchandises, le développement d'un maillage efficient est nécessaire. Les grandes orientations de l'Union Européenne, à la fois pour le réseau routier et pour le réseau ferré, guident désormais les stratégies nationales d'aménagement. L'objectif annoncé à l'horizon 2020 est de développer le transport ferroviaire à grande vitesse à l'échelle européenne, et de renforcer les liaisons autoroutières existantes.

1.1. UN ÉLÉMENT INDISPENSABLE DES POLITIQUES D'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE

1.1.1. Le schéma du réseau transeuropéen de transport

Le schéma du réseau transeuropéen de transport vise au bon fonctionnement du marché intérieur et au renforcement de la cohésion économique et sociale de l'Europe en définissant des orientations à l'échelle du continent. Il inclut l'ensemble des infrastructures de transport existantes sur le sol européen dont les routes, voies ferrées, voies navigables, port et aéroports.

Les principaux objectifs du Réseau TransEuropéen de Transport (RTE-T) (Commission européenne 2004) sont de (1) couvrir l'ensemble de l'Union Européenne, (2) s'appuyer sur l'ensemble des modes de transport et (3) prévoir son extension vers les États périphériques. Le RTE-T est orienté vers la création de liaisons facilitant les déplacements à l'échelle du continent et accorde une place importante à l'intégration de la dimension environnementale dans ses propositions d'aménagements. Ce schéma, décidé en 2004, propose trente projets d'aménagements d'infrastructures de transport à l'horizon 2020.

Le réseau autoroutier

Les premières autoroutes ont vu le jour dans les années 30 en Allemagne. Aujourd'hui, le réseau autoroutier européen continue à se développer. Il comptait 54 500 km de voies en 2000, 69 500 km en 2011 (Eurostat 2012). Il couvre l'ensemble des États membres, mais offre un maillage plus dense aux États fondateurs de l'Union Européenne notamment le long de la frontière franco-belge et franco-allemande. En Europe de l'Est, comme en Pologne et en République tchèque ce maillage est plus lâche.

Le SRTE-T prévoit de nouvelles liaisons autoroutières (Figure 2.1). Ces projets concernent des liaisons transversales reliant non plus les régions à leur capitale nationale mais les régions européennes entre elles. Le SRTE-T prévoit, par exemple, la création d'une liaison autoroutière entre Lyon et La Rochelle en France afin d'étendre l'accessibilité des États européens à la façade atlantique. Certaines liaisons programmées visent à désenclaver des régions comme le nord de l'Andalousie en renforçant les liaisons autoroutières de la Ville de Mérida.

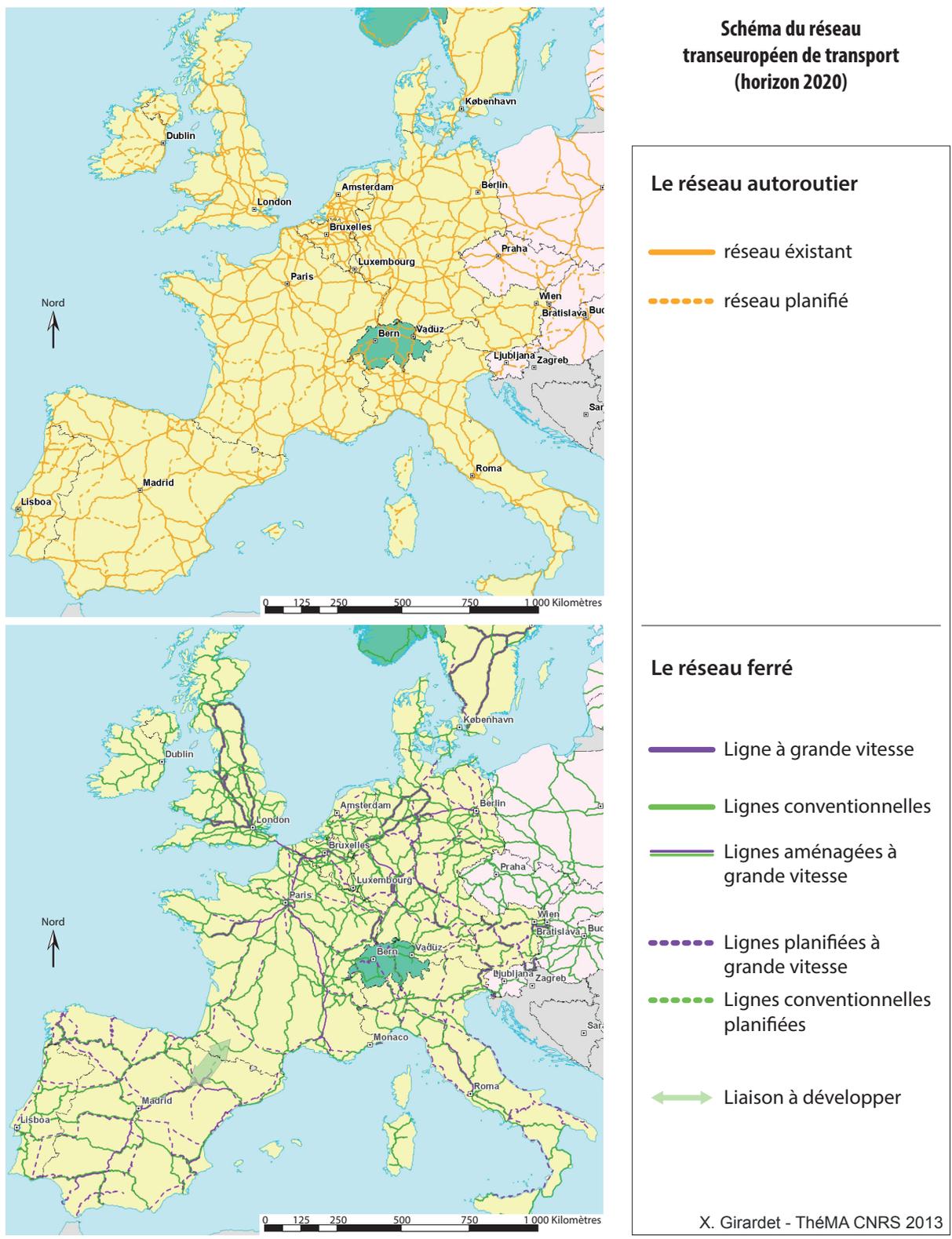
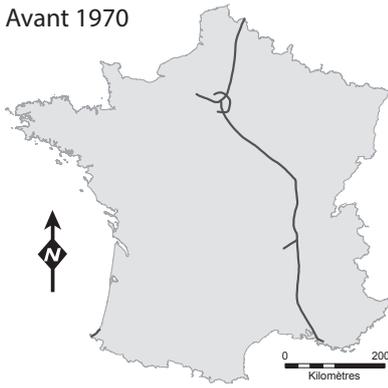


Figure 2.1 • Schéma du réseau transeuropéen de transport à l'horizon 2020 pour l'Europe de l'ouest. (Commission européenne 2004)

Avant 1970



De 1970 à 1979



De 1980 à 1989



De 1990 à 2008



X. Girardet - ThéMA CNRS 2013

Le réseau ferré

Le maillage des voies de chemin de fer dédié à la grande vitesse en Europe est globalement moins dense que le réseau autoroutier. L'Union Européenne compte 124 500 km de lignes de chemin de fer classiques en 2011 et 6 600 km de Ligne à Grande vitesse (LGV). Deux organisations spatiales des LGV européennes s'opposent. La première, héritée des politiques concentrant le pouvoir dans les capitales, est commune à la France, à l'Espagne et au Royaume-Uni, dont les LGV sont orientées de la capitale aux régions. La seconde est propre à Allemagne dont les LGV relient chaque *Land*, tendant vers un maillage plus régulier qu'un maillage en étoile.

Les principaux projets arrêtés en 2004 par le schéma du RTE-T ont pour objectifs de constituer une desserte globale du territoire européen en facilitant les déplacements à la fois du nord au sud de Hambourg à Séville et en direction de Vienne à l'est (Figure 2.1). Une proposition a été faite afin de mieux intégrer la péninsule ibérique au réseau européen en développant un axe Toulouse – Madrid.

1.1.2. Le maillage français

En France, les politiques publiques en matière de développement des infrastructures de transport sont un levier important de l'aménagement et de l'équité des territoires. Les réflexions sur l'accessibilité des populations aux services de la vie quotidienne (lycée, hôpital, supermarché...) permettent de raisonner non plus en termes de distance mais en termes de temps d'accès.

Si les premières constructions des infrastructures de transport (autoroutes et voies ferrées) sont, dans un premier temps, orientées vers Paris, il s'en est suivi une volonté de maillage du territoire plus régulier (Figure 2.2). Cette politique de décentralisation des transports en France est apparue avec le premier acte de la décentralisation et la Loi d'Orientation des Transports Intérieurs (LOTI) en 1982.

Aujourd'hui, la France se dote d'un Schéma National des Infrastructures de Transport (SNIT). Ce document stratégique fixe les grandes orientations de l'État en

Figure 2.2 • Évolution du réseau de type autoroutier en France depuis 1979. D'après l'INRETS (2008).

matière d'infrastructures de transport, et s'appuie sur les propositions faites dans le cadre du schéma du RTE-T. Il inclut un plan d'actions destinées à mettre en œuvre de manière concrète ces orientations. L'article 16 de la loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement indique qu' «un schéma national des infrastructures de transport fixe les orientations de l'État en matière d'entretien, de modernisation et de développement des réseaux relevant de sa compétence, de réduction des impacts environnementaux et de la consommation des espaces agricoles et naturels, et en matière d'aides apportées aux collectivités territoriales pour le développement de leurs propres réseaux.»

Le projet de SNIT datant d'octobre 2011, qui sera révisé en 2013 en fonction de la situation économique nationale, préconise un budget de 140 milliards d'euros pour le développement de nouvelles infrastructures de transport à l'horizon 2030.

Le réseau autoroutier

Depuis la fin de la Seconde Guerre mondiale, le réseau autoroutier français n'a cessé de se développer. En 1980, la France comptait 4 800 km d'autoroutes et le réseau s'élevait à 11 400 km en 2011. Dès 2002, l'État se désengage progressivement de la gestion des autoroutes françaises. Elles sont concédées à trois sociétés : Société des Autoroutes du Nord-Est de la France (SANEF), Autoroutes Paris-Rhin-Rhône (APRR), et Vinci dont le réseau est majoritairement composé des Autoroutes du Sud de la France (ASF) (Figure 2.3).

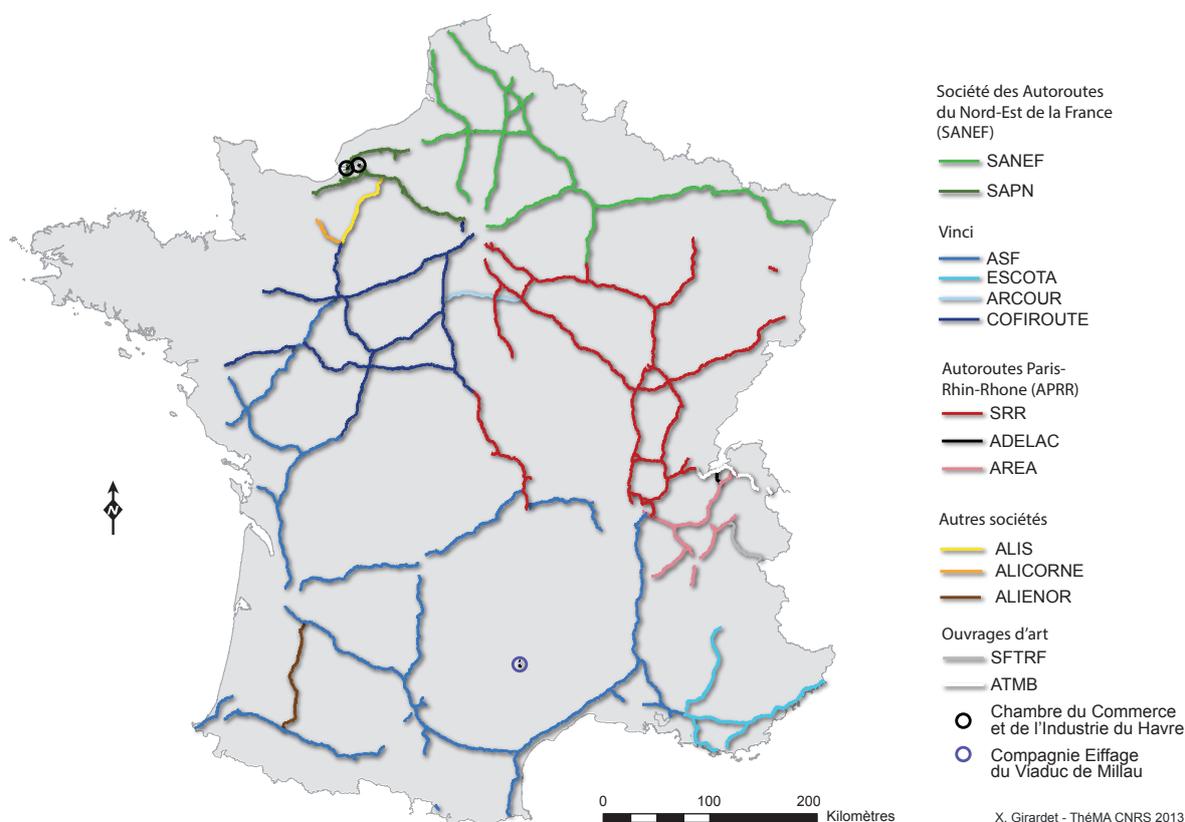


Figure 2.3 • Réseau concédé aux sociétés d'autoroutes.

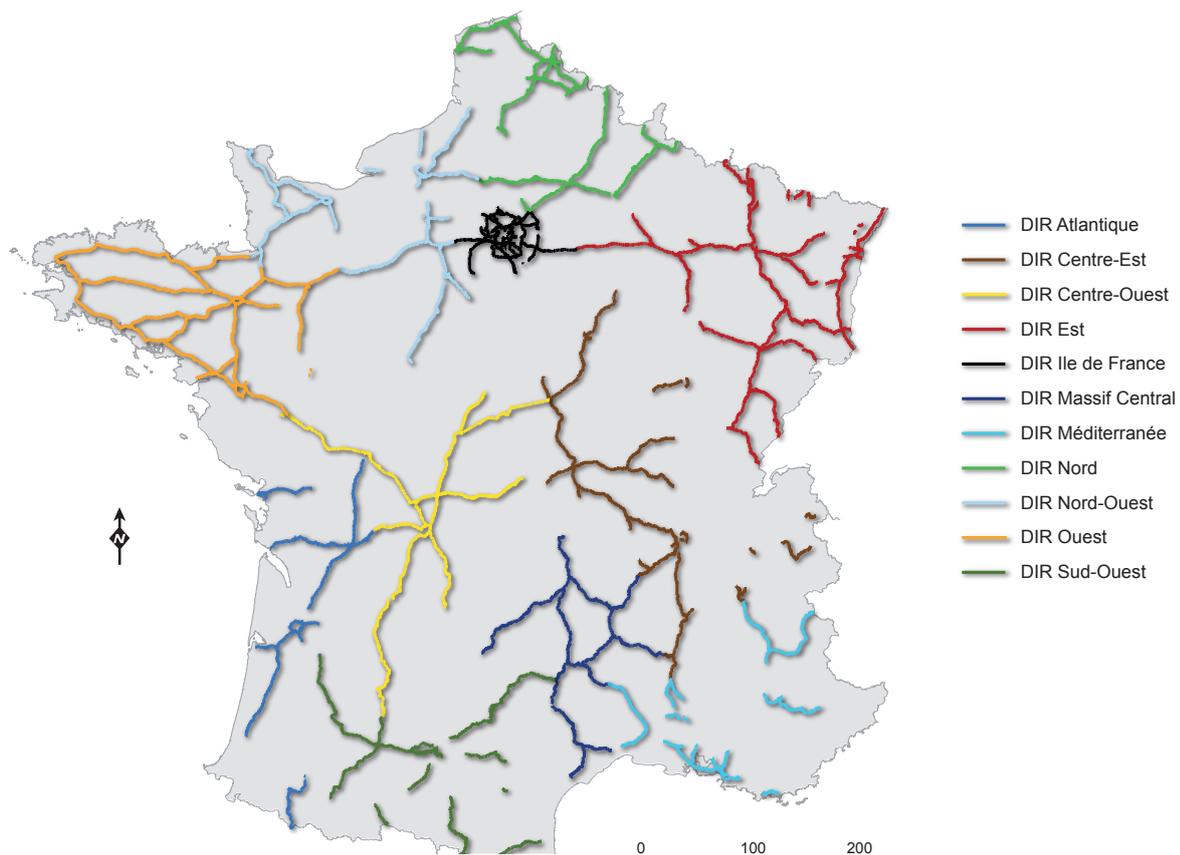


Figure 2.4 • Réseau non concédé de l'Etat : les Direction Interdépartementales des Routes (DIR).

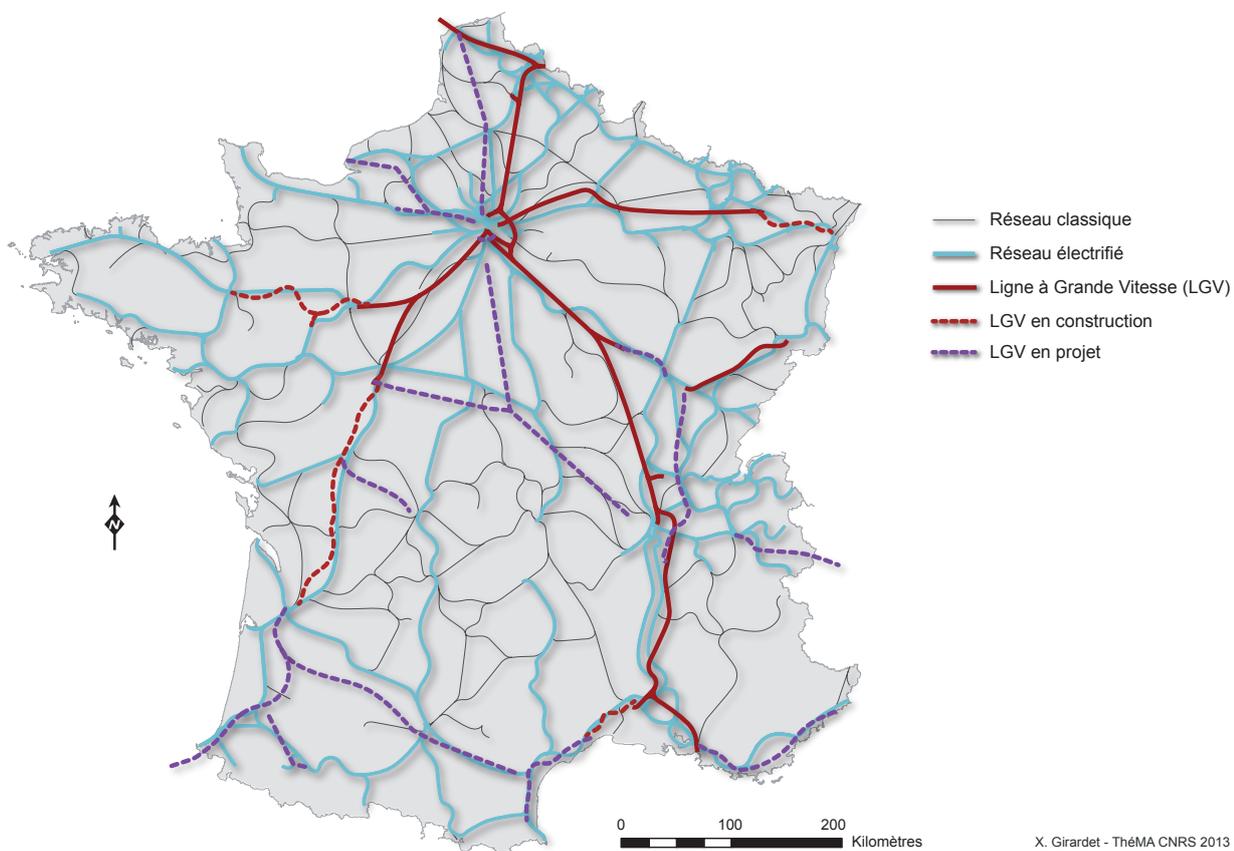


Figure 2.5 • Réseau ferroviaire français en 2012.

Le mouvement de concession des autoroutes s'accompagne d'un transfert de compétences dans la gestion de certaines routes nationales directement aux départements. La décentralisation des compétences aboutit en 2006 par la création des Directions Interdépartementales des Routes (DIR) (Figure 2.4). Ces services déconcentrés de l'État dépendant du ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer (MEDDEM), sont au nombre de 11. Les DIR assurent l'entretien, l'exploitation et la gestion de ces routes. Elles remplacent alors les Directions Départementales de l'Équipement (DDE).

Le réseau ferré

Le réseau ferré français classique et la majorité des LGV traduisent la centralisation importante des liaisons en direction de Paris (Figure 2.5). La première LGV ne reliant pas directement Paris est la branche est de la LGV Rhin-Rhône. Ce projet découle directement d'un besoin européen dans l'optique de connecter plus efficacement le nord et le sud de l'Europe. Depuis le début des années 80, avec la mise en service de la ligne à grande vitesse Paris-Lyon, le réseau LGV ne cesse de s'étendre. En 1985 il totalisait 390 km de voies, contre plus de 2 000 km en 2011. Du fait de sa situation de carrefour européen, le réseau LGV français s'intègre maintenant complètement dans le réseau européen à grande vitesse.

Le réseau ferré français est géré depuis 1997 par Réseau Ferré de France (RFF). Le rôle de cet établissement est d'entretenir et de développer le réseau ferré français. Cet établissement public est créé suite à la directive Européenne préconisant la séparation comptable entre la gestion (RFF) et l'exploitation (SNCF) des infrastructures ferroviaires.

1.2. LES ÉTUDES D'IMPACT ET LA RÉGLEMENTATION

1.2.1. Des directives européennes à transposer au niveau national

La Commission Européenne cherche à intégrer les études d'impact sur l'environnement (*Environmental Impact Assessment*, EIA) dans les projets de grandes infrastructures de transport dès 1985 (directive relative aux évaluations des incidences de certains projets sur l'environnement). En 1996, la directive relative au développement du RTE-T inclut ces études d'impacts dans ces orientations.

La directive relative aux évaluations stratégiques de l'environnement (*Strategic Environmental Assessment*, SEA) de 2001 demande aux états membres de prendre en compte l'ensemble des espaces considérés par les directives oiseaux et habitats. Dans le cadre de l'aménagement d'une infrastructure de transport, ces espaces protégés doivent faire l'objet d'une évaluation stratégique qui précède l'étude d'impact d'une infrastructure. Cette directive dite SEA intègre l'environnement à plusieurs stades du projet d'aménagement d'infrastructure, en amont par la définition de fuseaux de passages alternatifs ou en aval par la mise en œuvre d'une étude d'impact après la mise en service. Elle intègre en plus l'étude et la mise en place de mesures compensatoires aux effets des infrastructures.

1.2.2. Une intégration tardive de l'environnement dans les textes législatifs français

Depuis la Loi d'Orientation sur les Transports Intérieurs (LOTI) de 1982, on assiste à une prise en compte croissante de l'environnement dans les projets d'infrastructures de transport.

Bien que la loi intègre dans l'article 3 la prise en compte de la protection de l'environnement dans la politique globale des transports de personnes et de marchandises, seuls les coûts économiques et sociaux sont considérés.

La Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie (LAURE) de 1996 ajoute l'article 14 à la LOTI, pour une intégration plus importante de l'environnement dans les projets d'infrastructures. Elle intègre notamment l'environnement comme un critère important dans les choix relatifs aux infrastructures, équipements et matériels de transport. Elle cherche aussi à quantifier en termes de coûts les atteintes à l'environnement. Cependant, le bilan exigé au plus tard cinq ans après la mise en service de l'infrastructure n'intègre qu'un volet socio-économique.

Avec la Loi d'Orientation de l'Aménagement et de Développement Durable du Territoire (LOADDT) de 1999, l'article 3 de la LOTI intègre plus explicitement l'environnement dans les coûts dont la politique des transports intérieurs doit tenir compte. Dans le même temps, l'article 14, relatif à la réalisation d'un bilan socio-économique, est modifié pour y intégrer une évaluation des impacts environnementaux avant l'adoption définitive des projets. Cependant, les évaluations des impacts environnementaux restent facultatives après la mise en service des infrastructures. C'est avec la loi Grenelle 1 de 2009, que les articles 3 et 4 de la LOTI sont modifiés pour limiter la fragmentation des espaces naturels et agricoles.

Suite aux circulaires établies par le Ministère de l'Équipement et des Transports, les bilans socio-économiques des infrastructures intègrent les questions environnementales. Dans ce contexte, des observatoires socio-économiques et environnementaux participent au suivi de l'élaboration de ces infrastructures de la phase de projet jusqu'à 1 à 5 ans après la mise en service.

« Deux points législatifs peuvent être retenus du dispositif français.

Au-delà de 2 000 000 d'euros, tous les projets doivent faire l'objet d'une étude d'impact. Celle-ci doit prendre en compte la faune et la préservation des équilibres biologiques et présenter les mesures envisagées par le maître d'ouvrage pour réduire ou compenser les impacts dont les effets de coupure et la fragmentation des milieux.

En ce qui concerne l'analyse des effets sur l'environnement, celle-ci doit notamment porter sur les effets directs et indirects, temporaires et permanents sur la faune. [...] les milieux naturels et les équilibres biologiques. » (SETRA, 2000)

CONCLUSION

Depuis les années 70, on assiste en France et en Europe à une densification du réseau des infrastructures linéaires de transport. Ceci n'est pas sans conséquence sur les milieux qu'elles traversent. Dès le début des années 80, les directives européennes suivies par la législation française intègrent la nécessité de prendre en compte et d'étudier les conséquences des infrastructures de transport sur l'environnement. Les principaux impacts pris en compte dans ces études sont le plus souvent concentrés sur des effets directement observables, comme la

fragmentation des espaces naturels et agricoles. Or, la construction et l'exploitation d'une infrastructure de transport ont de nombreux effets sur le paysage et sur la faune.

2. LES IMPACTS DES INFRASTRUCTURES LINÉAIRES DE TRANSPORT

Les infrastructures linéaires de transport ont des effets directs et indirects sur l'environnement. Elles ont pour conséquence d'augmenter la fragmentation de l'espace et d'accroître l'effet de barrière sur les déplacements et la dispersion des espèces. Ce processus s'accompagne d'une diminution de la connectivité entre les différents milieux nécessaires au bon déroulement des processus écologiques. Des solutions sont donc explorées pour limiter les impacts des infrastructures de transport à travers notamment le choix du fuseau de passage de l'infrastructure et l'aménagement de passages pour la faune.

2.1. DES EFFETS MULTIPLES

Le développement d'infrastructures de transport a pour conséquence un ensemble d'effets, qualifiés d'effets primaires sur les espaces naturels et sur la faune (Iuell *et al.* 2003). Ces impacts interviennent directement ou indirectement à toutes les échelles (Coffin 2007; Forman et Alexander 1998). Parmi ces effets, la fragmentation des espaces naturels est le plus important sur la structure du paysage. Elle conduit à un effet de barrière le long de l'infrastructure lorsque celle-ci fait office d'obstacle physique (grillages) ou psychologique (nuisances) pour la faune. Ces nuisances à l'origine de l'effet barrière sont liées à la nature de l'infrastructure (asphalte, rails) ou aux véhicules y circulant (pollution chimique, lumineuse ou sonore). Quand l'infrastructure est perméable, les tentatives de traversée de la faune peuvent entraîner des collisions avec les

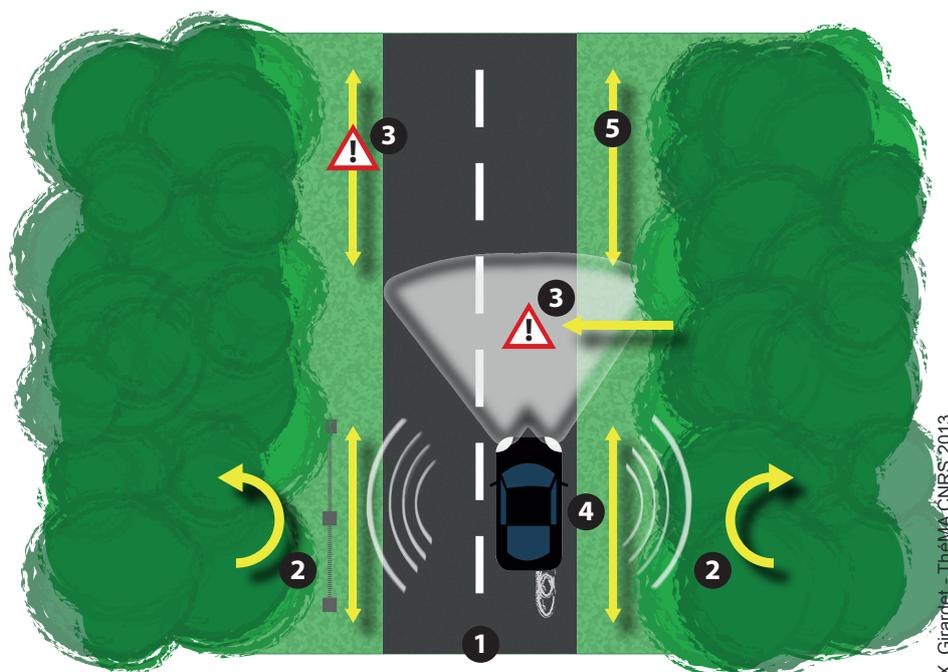
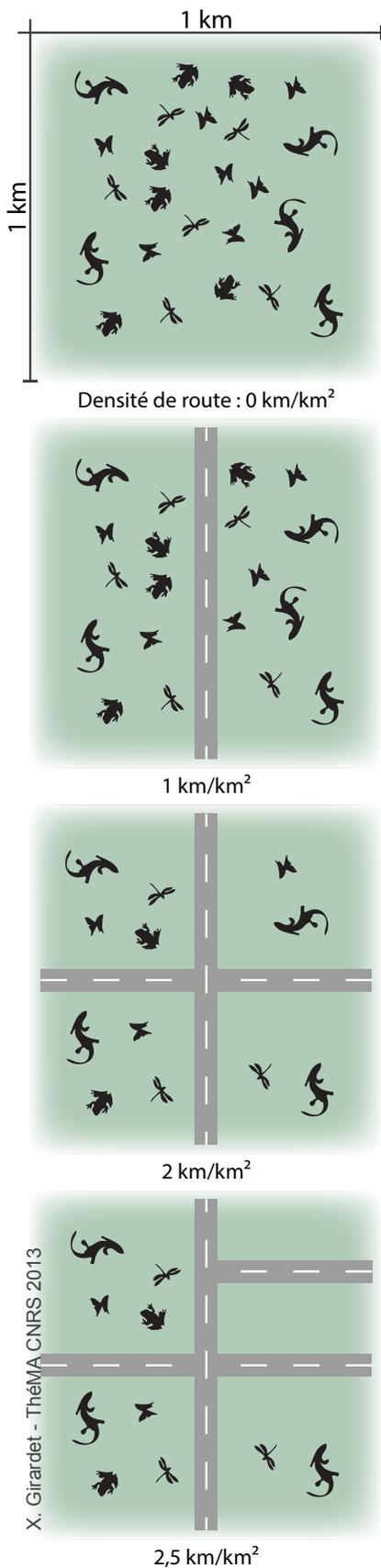


Figure 2.6 • Impact des infrastructures de transport. 1. Perte d'habitat (fragmentation); 2. Effet barrière (physiques ou psychologique); 3. Collisions véhicules/faune; 4. Nuisance et pollution; 5. Fonction écologique des bas-côtés. D'après Iuell *et al.* (2003).

X. Girardet - Théma CNRS 2013



véhicules. Enfin, un dernier effet plus positif est lié aux fonctions écologiques des abords des infrastructures linéaires qui peuvent remplir le rôle de corridors (Figure 2.6).

2.1.1. La fragmentation

Fragmentation des structures et des processus

L'effet le plus direct sur la structure du paysage est la fragmentation des taches d'habitat. Elle est particulièrement visible lorsque l'infrastructure coupe un massif forestier. Cette situation est la plus fréquente, en effet le passage d'une autoroute ou d'une LGV à travers un massif boisé permet de masquer l'infrastructure. Ce choix limite l'impact paysager en terme de co-visibilité mais impacte fortement l'habitat écologique que constitue le massif boisé.

La fragmentation du paysage par une infrastructure de transport accentue l'isolation des taches d'habitat entre elles. L'isolation des taches d'habitat se traduit par un déclin de la connectivité à échelle du paysage. Ceci a pour conséquence de perturber les processus écologiques et de limiter la persistance des populations animales (Fahrig 1997; Saunders *et al.* 1991; Taylor *et al.* 1993).

Il existe une relation entre la densité du réseau routier (km/km²) et le déclin, voire la disparition de certaines espèces (Forman et Alexander 1998) (Figure 2.7). À l'échelle d'une région, une densité de route de 0,6 km/km² correspond à un seuil critique pour le maintien d'une population viable de grands carnivores comme le loup (Mladenoff *et al.* 1999). Cependant les espèces dites de lisière, comme le chevreuil, bénéficient de l'augmentation de la densité de route. La fragmentation de leur habitat conduit à une augmentation de la longueur de la lisière, et favorise l'augmentation du nombre d'individus dans chaque population (Jepsen et Topping 2004).

Que l'impact soit positif ou négatif sur l'évolution des populations, le seuil critique de fragmentation par un réseau d'infrastructure est spécifique à l'espèce considérée. Pour être réellement informatif, l'indice de densité d'infrastructure doit être étayé par les propriétés du paysage avoisinant

Figure 2.7 • Effet de la fragmentation sur le maintien des populations.

(composition, configuration) et par les caractéristiques de l'infrastructure (nature, trafic, largeur, aménagements).

Une fragmentation plus complexe que la coupure

Si les effets des infrastructures sont communs à tous les types d'infrastructures de transports terrestres, il est important de différencier les infrastructures routières et ferroviaires. Les autoroutes ont une emprise au sol globalement plus importante que les LGV. La chaussée d'une autoroute de 2x2 voies mesure de 25 à 30 m de large contre 10 à 15 m pour les rails d'une LGV comptant deux voies.

En termes d'aménagement des voies, les LGV sont moins consommatrices d'espaces. Là où les LGV ne comptent que des gares, les autoroutes sont constituées d'éléments plus imposants comme les diffuseurs, les échangeurs, et les aires de repos. A l'échelle d'un paysage, ces aménagements sont des entités non plus linéaires mais surfaciques. Ils accentuent la fragmentation des habitats en perforant ou en rognant les taches coupées par l'infrastructure (Figure 2.8).

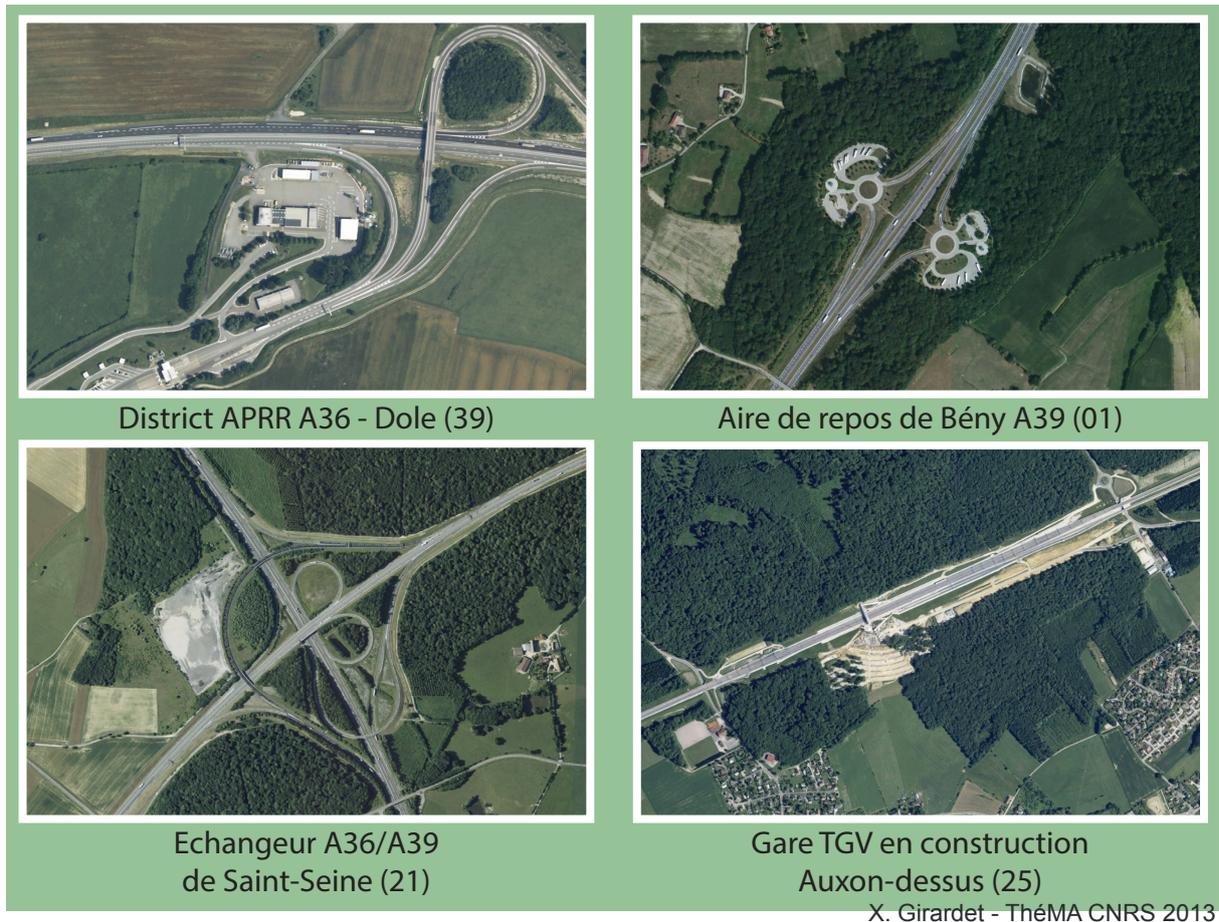


Figure 2.8 • Exemples d'aménagements liés aux infrastructures linéaires de transport. (source : IGN).

Les effets secondaires

La fragmentation qui découle de la construction d'une nouvelle infrastructure de transport ne se limite pas à l'emprise et aux aménagements de la voie. Les changements d'occupation du sol et le développement de projets motivés par l'infrastructure sont à prendre en considération (Trocmé 2002).

Régulièrement, lorsqu'une future infrastructure doit traverser une zone de culture extensive, le maître d'œuvre procède à un remembrement des parcelles agricoles lors de l'acquisition des terrains. Les parcelles agricoles de nombreuses régions françaises ont déjà subi un remembrement



Figure 2.9 • Remembrement effectué lors la construction de l'autoroute A41. Commune de Lingeat (01). Situation en 1963 et en 2000 (source : IGN).

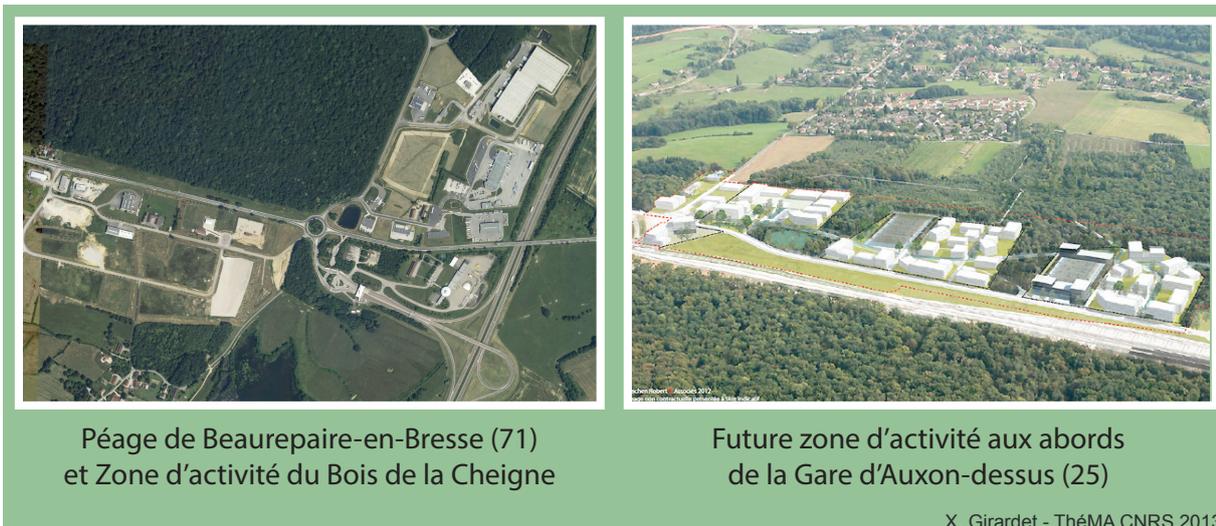


Figure 2.10 • Exemples d'aménagement de zones d'activités aux abords d'infrastructures de transport. (source : IGN).

dans les années 1970. Aujourd'hui quelques paysages traditionnels et souvent liés à la pratique de l'élevage (bocages normand et bressan), sont préservés ou réhabilités (subvention aux replantages de haies). Ce remembrement des parcelles dont la décision appartient pour partie à la commune se fait le plus souvent aux abords immédiats de l'infrastructure. Il a pour conséquence d'établir une discontinuité dans le linéaire complexe de haies jouant à la fois un rôle d'habitat, de barrière ou de corridor pour différentes espèces (Figure 2.9).

Les gares, les sorties d'autoroutes et les échangeurs de routes nationales sont des zones privilégiées pour l'établissement de nouvelles zones d'activités. L'accessibilité accrue aux liaisons longues distances et une volonté politique locale sont les principaux facteurs d'établissement de ces zones. Lorsque l'infrastructure connaît un effet structurant sur le territoire qu'elle traverse, le développement de ces zones d'activités accentue la fragmentation du paysage (Figure 2.10). L'effet structurant de l'infrastructure peut parfois motiver le développement de nouvelles zones résidentielles qui ont les mêmes conséquences sur les espaces non artificialisés.

2.1.2. L'effet barrière

Les barrières physiques

La construction d'une infrastructure de transport provoque une discontinuité spatiale et fonctionnelle en isolant les taches d'habitat entre elles. Cet effet de barrière interrompt les processus écologiques nécessaires à la survie des espèces animales et végétales.

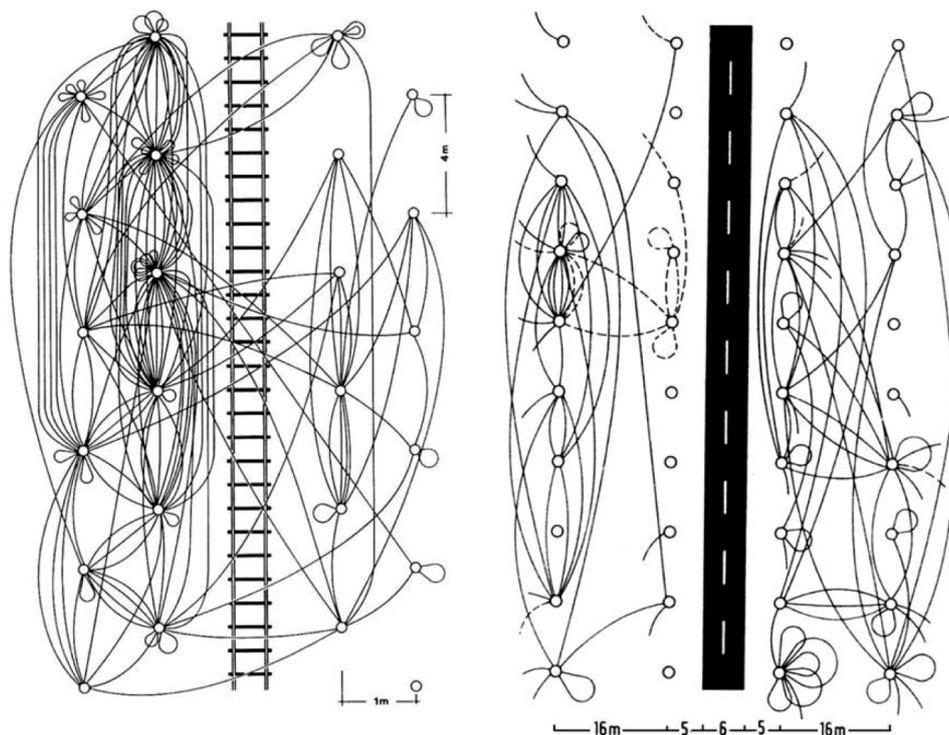


Figure 2.11 • Diagramme illustrant les déplacements de carabes aux abords d'une voie de chemin de fer et de micromammifères aux abords d'une route. A gauche, d'après Mader *et al.* (1990) ; à droite, d'après Mader (1984).

Les éléments empêchant physiquement un individu de traverser une infrastructure sont différents en fonction de l'espèce considérée. Le premier élément aisément identifiable comme barrière est l'engrillagement systématique des voies rapides afin de limiter les risques de collision de la grande faune avec les véhicules. Cependant un effet barrière physique peut intervenir sur une infrastructure non grillagée. En effet, la petite faune peut être très sensible à la nature ou à la température du revêtement, cette différence de sol entre leur habitat et le milieu artificialisé rend infranchissable l'infrastructure pour certains insectes rampants. Dans le cas d'une voie de chemin de fer, le profil des rails peut limiter, voire empêcher totalement la traversée de la voie (Mader *et al.* 1990) (Figure 2.11). Dans les deux cas d'infrastructure, la largeur de l'espace à traverser est à prendre en compte (Mader 1984).

Les barrières psychologiques

L'effet barrière d'une infrastructure n'est pas uniquement physique, il peut être psychologique et essentiellement dû aux nuisances provoquées par le trafic (Bissonette et Rosa 2009; Fahrig et Rytwinski 2009; Goodwin et Shriver 2011). Le bruit, les odeurs des gaz d'échappement et la lumière des phares sont les principales nuisances que subissent les animaux aux abords des infrastructures.

Notons que le type de trafic permet de différencier l'importance de l'effet barrière des infrastructures routières et ferroviaires. Une autoroute accueille un flux régulier de véhicules alors qu'une voie de chemin de fer accueille un trafic plus sporadique.

Le doublement des infrastructures

Lors de la construction d'une infrastructure de transport, la nouvelle construction est fréquemment placée à proximité immédiate d'une infrastructure existante. Ce choix d'agencement est souvent motivé par la topographie de la zone, à l'image d'une construction de voie de chemin de fer parallèlement à une autoroute dans un fond de vallée. Ce doublement d'infrastructure existante est souvent recommandé dans le cadre des évaluations des effets cumulés des infrastructures. Pour certaines espèces, il est préférable, en termes de stress, de traverser deux voies proches (Iuell *et al.* 2003). Cependant, les effets de barrière peuvent se cumuler lorsque plusieurs infrastructures sont construites côte à côte, dans ce cas, ce cumul constitue un obstacle totalement infranchissable (Bélisle et Cassady-St Clair 2002; Connelly 2011; Girvetz *et al.* 2008).

2.1.3. Les collisions

Le phénomène

Quand une infrastructure est franchissable, les collisions entre les véhicules et la faune constituent l'impact direct le plus visible des infrastructures de transport sur la faune (Coffin 2007). Avec l'augmentation constante du trafic routier et ferroviaire, les collisions sont de plus en plus fréquentes en Europe (Gaillard *et al.* 1993; Madsen *et al.* 2002). Ces collisions conduisent à un nombre important d'accidents dont les conséquences peuvent être corporelles ou matérielles. Ces accidents représentent un coût non négligeable pour les assurances (Bruinderink et Hazebroek 1996; Putnam 1997).

Ce phénomène n'est pas sans conséquence sur les populations animales. Chaque collision correspond à un prélèvement non naturel d'un individu dans une population. La part de ce prélèvement sur le taux de mortalité d'une population varie en fonction de l'espèce. Si la densité de population d'une espèce est faible et que la mortalité par collision est fréquente, ce prélèvement peut entraîner la disparition de la population à moyen ou long terme.

Les facteurs d'influence

De nombreuses études montrent que les collisions n'interviennent pas de manière aléatoire, mais sont organisées en agrégats (*hotspots* ou *blackspots*) (Clevenger *et al.* 2003; Danks et Porter 2010; Krisp et Durot 2007; Ramp *et al.* 2005). Par conséquent, plusieurs travaux mettent en évidence la relation entre, d'une part les occurrences des agrégats de collisions et d'autre part, les caractéristiques du paysage (composition, configuration) et/ou de la route (trafic, mesures de mitigation, attention des conducteurs).

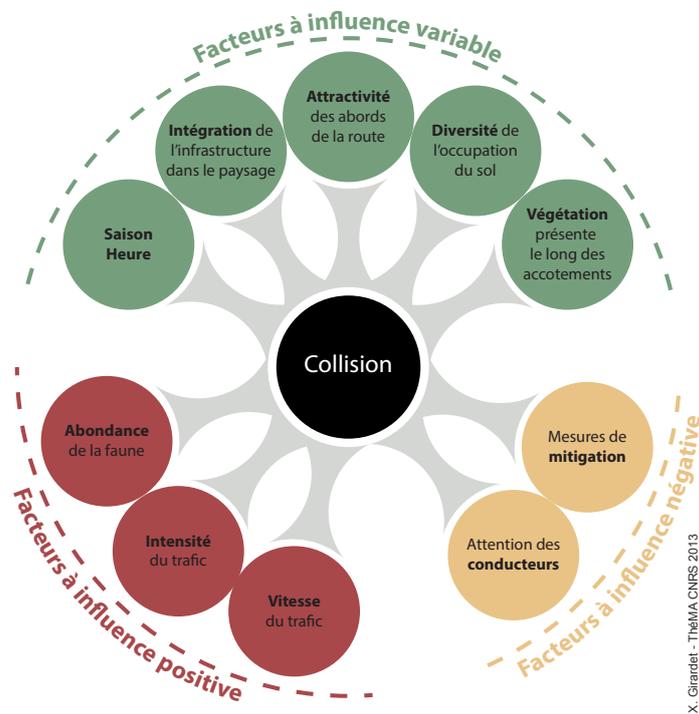


Figure 2.12 • Facteurs influençant les collisions entre la faune et les véhicules. D'après Trocmé (2002).

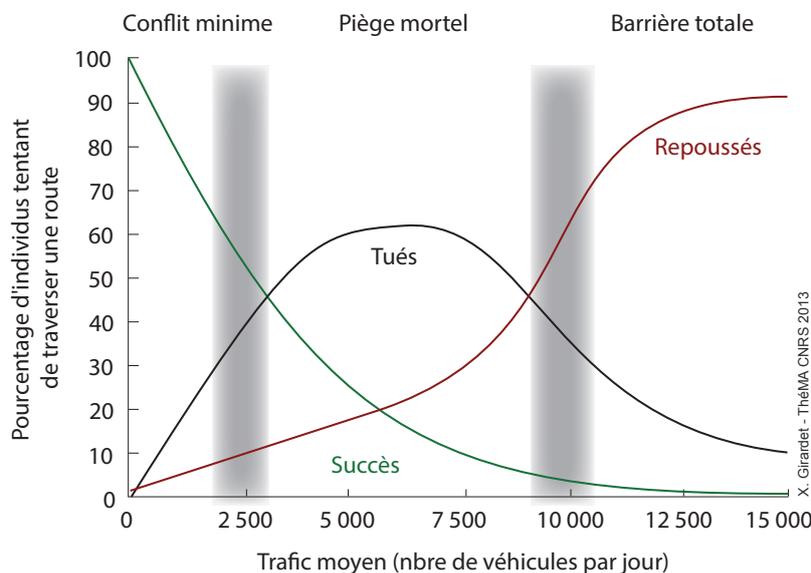


Figure 2.13 • Rôle de l'intensité du trafic sur le succès de la traversée d'une infrastructure de transport par la faune. D'après Iuell *et al.* (2003).

Encadré 2 • Les fonctions écologiques des bas-côtés

Les infrastructures de transport terrestre modifient la structure du paysage. De par leur forme linéaire, elles constituent un couloir à travers les habitats qu'elles fractionnent. La majorité des infrastructures offrent un espace libre de part et d'autre de leur emprise dont la nature est le plus souvent herbacée. Ces bandes enherbées permettent de faciliter l'entretien des abords des voies par fauchage pour des raisons de sécurité et de visibilité. Les bas-côtés des infrastructures de transport peuvent être plantés en formant de longues haies arborées à caractère esthétique, ainsi que pour lutter contre le bruit. Ces aménagements paysagers constituent un nouvel habitat pour un grand nombre d'espèces. Leur proximité immédiate avec l'infrastructure représente cependant un risque non négligeable de collision avec les véhicules. Lorsque l'infrastructure est totalement grillagée, le linéaire de grillage est parfois suivi par la faune jusqu'à un point de passage aménagé ou non.

L'ensemble de ces aménagements paysagers majoritairement linéaires constitue des corridors. En plus de guider les déplacements, ils ont ainsi une fonction d'habitat, de filtre ou de barrière (Mader, 1987). Ces fonctions sont différentes en fonction à la fois de la nature des accotements et du type d'occupation du sol de part en d'autre de l'infrastructure. En zone forestière, les accotements défrichés et herbacés forment une lisière qui renforce l'effet de barrière de l'infrastructure pour les espèces forestières (Figure 2.14a). Dans un paysage agricole, les accotements aménagés par des haies offrent un habitat en position d'abri et une zone facilitant le mouvement (Figure 2.14b). Les accotements aménagés par des haies dans un contexte paysager similaire peuvent aider à la recolonisation et à la diffusion dans des espaces non occupés (Figure 2.14c).

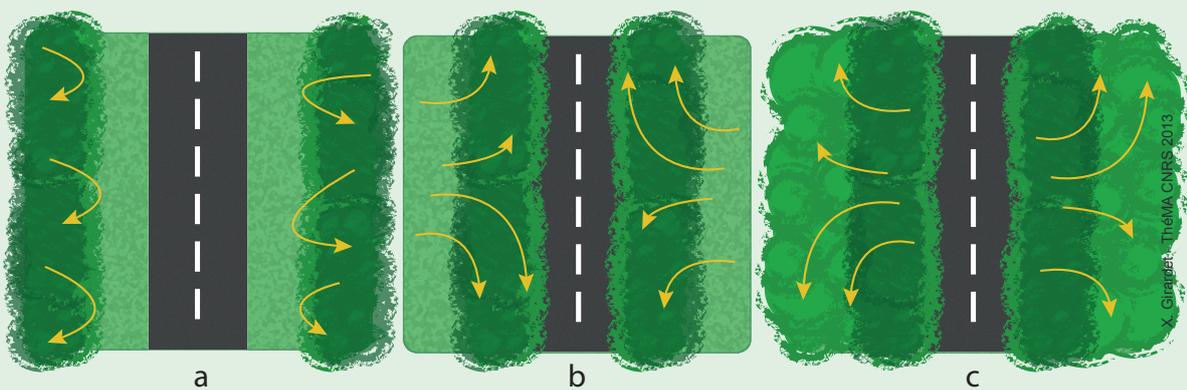


Figure 2.14 • Effets des corridors générés par l'aménagement d'une infrastructure linéaire de transport. D'après Mader (1987).

vitesse, présence de grillage) (Figure 2.12). Se fondant sur des modèles linéaires généralisés, ces variables sont utilisées pour prédire des tronçons potentiellement à risque (Clevenger *et al.* 2003; Danks et Porter 2010; Grilo *et al.* 2011; Gunson *et al.* 2011; Madsen *et al.* 2002; Malo *et al.* 2004).

Le trafic semble être le facteur le plus déterminant sur la présence de collisions. L'effet barrière dû au trafic d'une infrastructure n'est pas linéaire (Figure 2.13). Le nombre de collisions augmente progressivement avec le trafic jusqu'à un maximum à partir duquel le nombre de collisions chute. En deçà de 2 500 véhicules par jour, la part de succès pour la traversée est supérieure à la part d'individus tués. Le maximum d'individus tués par collision se situe entre 2 500 et 10 000 véhicules par jour. Le trafic d'une infrastructure fait office de barrière au-delà de 10 000 véhicules par jour et la majorité des individus ne tente pas de traverser.

2.1.4. Étendue spatiale des impacts d'une infrastructure

Les effets primaires d'une infrastructure doivent être appréhendés à la fois à l'échelle locale et à l'échelle du paysage. L'étendue spatiale des perturbations d'une infrastructure est plus importante que la seule emprise de la voie. Les périmètres d'investigations dans le cadre des bilans LOTI des grandes infrastructures de transport prennent en compte une distance qui se situe les plus souvent à moins de 1 000 m de part et d'autre de l'infrastructure. Cependant, la zone perturbée par la présence d'une infrastructure est asymétriquement répartie de part et d'autre de l'infrastructure du fait de la direction des flux (physiques ou biologiques) et de la configuration de paysage. Sa limite est donc irrégulière et complexe (Forman et Deblinger 2000). Plusieurs facteurs rentrent en compte dans la détermination de cette zone (Figure 2.15).

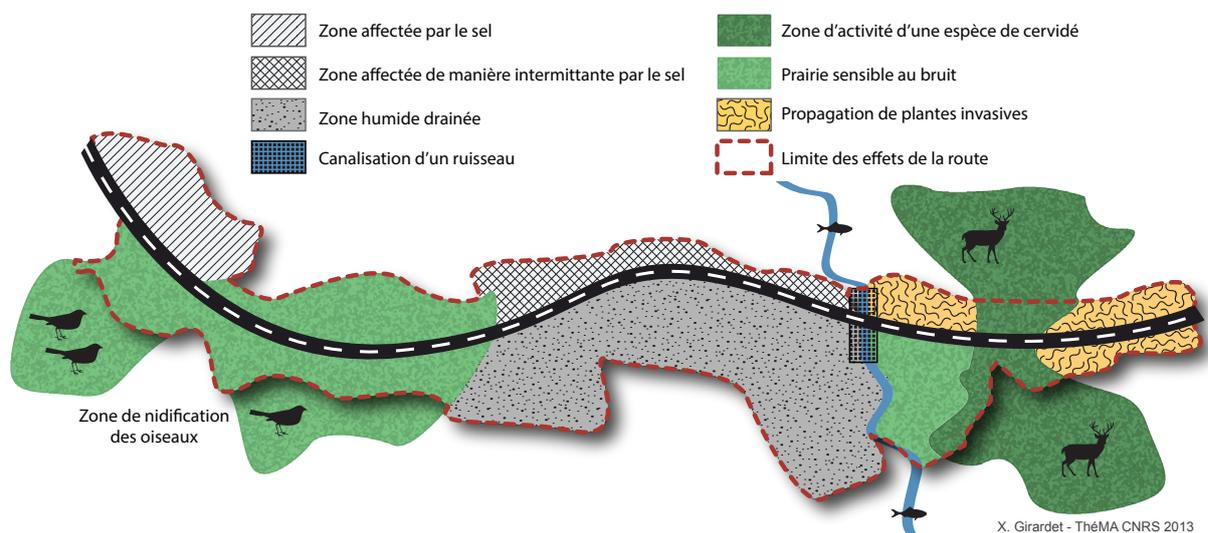


Figure 2.15 • Schéma hypothétique de la zone affectée par la route. D'après Forman et Deblinger (2000).

Les abords de l'infrastructure

Les premiers espaces affectés par une infrastructure sont dus aux aménagements des abords des infrastructures. Les bandes enherbées ou les talus sont des espaces propices au développement d'espèces végétales invasives. Ces plantes sont dispersées par le trafic le long de l'infrastructure, ce qui leur permet de coloniser une grande quantité d'espaces en peu de temps. Cette colonisation à partir des abords des infrastructures peut intervenir dans d'autres habitats et en perturber durablement le fonctionnement.

La pollution des abords des infrastructures par le salage des routes ou les émissions d'hydrocarbures se diffuse en fonction de la direction des flux (vent, ruissellement). Une contamination des sols par des agents chimiques provenant du trafic le long de l'infrastructure est donc possible à une distance bien supérieure à la simple largeur des accotements. La topographie de la zone joue donc un rôle important dans la délimitation de la zone contaminée.

La configuration du paysage

La configuration du paysage est le facteur le plus important dans la délimitation de la zone d'impact d'une infrastructure. Elle conditionne directement la forme de cette zone en fonction de l'agencement spatial et de l'étendue spatiale de chaque mode d'occupation du sol. Dans le cas du drainage d'une zone humide (Figure 2.15), c'est l'ensemble de l'ancienne zone humide qui doit être pris en compte dans la délimitation de la zone d'impact. Dans le cas d'une perturbation de certains habitats par des nuisances sonores ou une pollution lumineuse, la topographie et la présence de masques conditionnent l'étendue spatiale de l'impact. La structure du paysage agit donc directement sur la forme de la zone impactée par une infrastructure.

La présence d'une infrastructure perturbe directement le fonctionnement et le bon déroulement des processus écologiques entre les taches d'habitat qu'elle isole. L'isolation de ces éléments constituant un domaine vital et la mortalité par collision lors des périodes de dispersion, affectent les dynamiques des populations à l'échelle du paysage. Les conséquences de ces perturbations se traduisent à l'échelle de plusieurs générations lorsque les sous-populations ont été totalement isolées. Cette isolation peut conduire localement à l'extinction de certaines populations à des distances très élevées de l'infrastructure (Forman 2000; Forman et Deblinger 2000). Notons que la distance des perturbations engendrées par l'infrastructure est dépendante de l'espèce considérée et de sa plus ou moins sensibilité à ces perturbations.

2.2. LES SOLUTIONS À APPORTER

2.2.1. Limiter l'impact des infrastructures

Les alternatives possibles

Afin de limiter les impacts des infrastructures de transport tels que la fragmentation des habitats et l'effet barrière, plusieurs solutions sont recommandées (Iuell *et al.* 2003). Le cheminement suivant est appliqué lors des réflexions liées à la définition du tracé et aux mesures compensatoires à mettre en place.

Si une tache identifiée comme essentielle au sein d'un habitat donné se situe sur le tracé d'une infrastructure, la première solution à adopter est l'évitement (Figure 2.16b). Cette pratique qui consiste à dévier l'infrastructure pour prévenir la fragmentation d'une tache d'habitat est rarement envisageable. Le plus souvent l'allongement du tracé pose une contrainte économique. Lorsqu'il s'agit d'une infrastructure à grande vitesse, l'augmentation du rayon de courbure ne permet pas techniquement de mettre en œuvre cette solution.

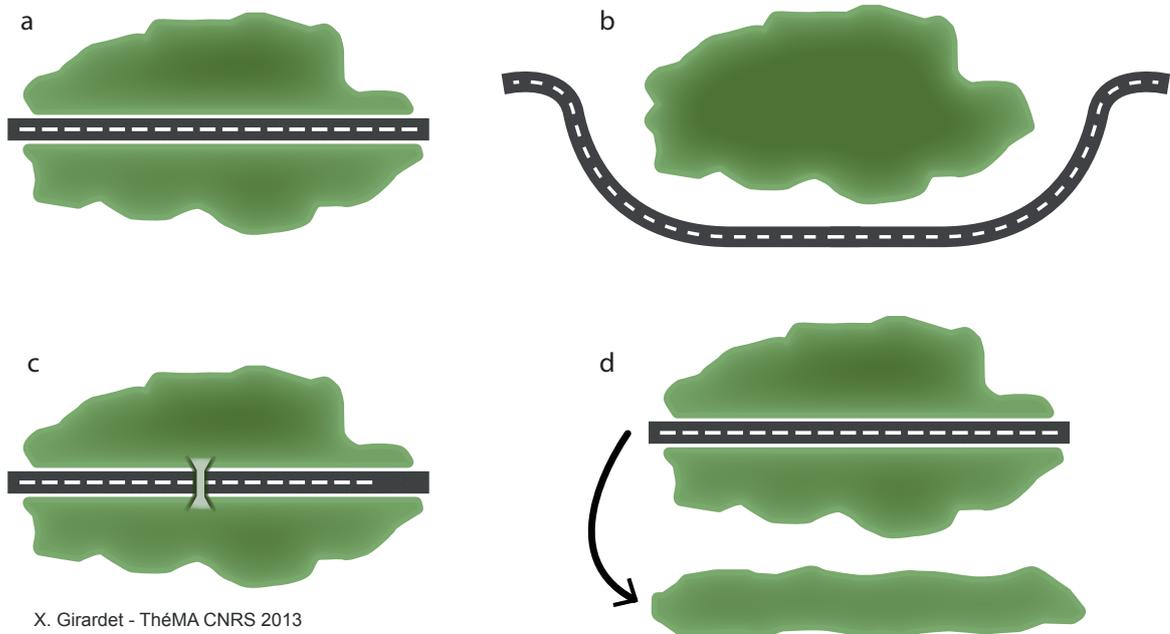


Figure 2.16 • Représentation schématique de (a) la fragmentation, (b) l'évitement, (c) la mitigation, (d) la compensation. D'après Iuell *et al.*, 2003.

La deuxième alternative à la fragmentation totale de l'habitat est la mise en place de mesures de mitigation (Figure 2.16c). La mitigation est l'atténuation des effets d'une infrastructure sur l'habitat qu'elle coupe. Afin d'atténuer l'effet barrière d'une infrastructure, la mesure la plus répandue est l'aménagement de passages pour la faune. En fonction du type de passage à faune employé, cette mesure peut être très efficace. Par exemple, la construction d'un viaduc peut limiter au maximum l'effet barrière d'une infrastructure sur une longueur importante et pour un grand nombre d'espèces.

Lorsque la construction de passages à faune n'est pas rendue possible d'un point de vue économique ou technique, la troisième alternative consiste à compenser le passage de l'infrastructure (Figure 2.16d). Les mesures de compensation visent à recréer autant d'habitats que l'infrastructure a contribué à faire disparaître. Le plus souvent on assiste à la création de nouvelles zones humides, au déplacement de certaines espèces végétales ou la plantation de petits bosquets.

Encadré 3 • Résorber les zones de collisions

Les collisions entre les véhicules et la faune sont une composante importante de l'effet barrière d'une infrastructure. Des mesures existent pour limiter les zones de forte concentration de collision (Glista *et al.* 2009). Sur l'ensemble du réseau routier, quel que soit le gabarit, des panneaux signalent le risque de traversée d'animaux sauvages (Figure 2.17). En France, cette signalétique est le plus souvent localisée dans les espaces boisés et concerne principalement le gibier (chevreuil, sanglier). Cependant cette mesure qui a été la première à voir le jour pour lutter contre les collisions, connaît une limite majeure. Le conducteur habitué à rencontrer cette signalisation, finit par ignorer l'information qu'elle apporte, ce qui réduit son efficacité. Pour pallier ce problème, certaines zones dangereuses sont équipées de signalisation lumineuse permanente ou automatique lorsqu'un animal est détecté aux abords de la route (Iuell *et al.* 2003; Krisp and Durot 2007).

La deuxième solution pour réduire les collisions sur certaines portions est de limiter la vitesse du trafic. La vitesse des véhicules est un facteur important dans la localisation des collisions. Plus la vitesse est élevée, plus il existe un risque de collision. Ainsi, des expérimentations ont été menées dans ce sens en réduisant la vitesse des véhicules sur certaines portions de route, appliquant le concept de « circulation apaisée ». La faune et les conducteurs deviennent dans ce cas plus conscients de la présence de chacun et des accidents peuvent être évités (Danks 2007; Garcia-Gonzalez *et al.* 2011).



Figure 2.17 • Panneau signalant le passage d'animaux sauvages en France. Référence A15b de l'arrêté des 6 et 7 juin 1977

Cependant, lorsque le trafic est trop important, le dispositif d'engrillagement est efficace pour lutter contre la mortalité de la grande faune. Il doit être adapté aux différentes espèces présentes aux abords des infrastructures. Par conséquent, le grillage à mettre en place doit empêcher le passage de la grande faune (chevreuil, cerf, sanglier) ainsi que des animaux fouisseurs (blaireau, renard). Cette méthode peut présenter quelques failles. En effet, certains animaux peuvent endommager les clôtures et réussir à traverser, ils se retrouvent dans ce cas sur les voies de circulation et peuvent entraîner des accidents graves, notamment sur autoroute. Ce procédé est donc un gage de sécurité important le long des grandes infrastructures de transport, mais limite considérablement la capacité de dispersion de la faune sauvage. L'engrillagement des infrastructures doit être couplé à des aménagements, comme les passages à faune, qui permettent de traverser l'infrastructure de manière sécurisée.

La définition du tracé

La définition de la zone de passage d'une infrastructure est l'étape la plus importante pour mettre en place des mesures d'évitement de certaines zones sensibles. Après un diagnostic des besoins liés aux déplacements des personnes et des marchandises, une liaison d'importance nationale est déterminée. Ensuite, deux étapes précèdent la validation définitive du tracé d'une infrastructure.

La première étape consiste à proposer des fuseaux susceptibles d'accueillir son tracé. Un fuseau privilégié est adopté et plusieurs fuseaux alternatifs sont identifiés. Ces fuseaux sont des bandes relativement larges. Ils sont localisés en fonction des potentielles dessertes de l'infrastructure, de la nature des sols et des parcelles traversées. L'évitement de certaines zones naturelles protégées ou remarquables (réserves naturelles, ZNIEFF, Natura 2000) peut être considéré dans le tracé de ces fuseaux. La stratégie la plus rencontrée dans les études préalables à la définition de fuseaux consiste à utiliser les couloirs qui sont empruntés par des infrastructures existantes (Trocmé 2002).

Qu'ils soient économiques, environnementaux ou techniques, les enjeux à l'origine de la définition des fuseaux sont régionaux. Ces réflexions permettent de distinguer le fuseau privilégié et les fuseaux alternatifs en fonction des avantages et des inconvénients de chacun pour l'ensemble du territoire que l'infrastructure traverse.

La seconde étape met en place plusieurs scénarios de tracés à l'intérieur du fuseau choisi. Les alternatives de tracés prennent en compte les contraintes locales comme des stations écologiques rares ou sensibles, des périmètres architecturaux ou historiques classés, ou des aménagements techniques pour relier le réseau existant. Le tracé le moins coûteux et ménageant le plus de compromis possibles est choisi.

2.2.2. Les passages à faune

Les différents types de passage

Les premiers aménagements facilitant le passage de la faune en France datent des années 60. L'objectif principal à l'époque est de faciliter la traversée du gibier de part et d'autre des infrastructures existantes. Aujourd'hui les passages à faune répondent davantage à un objectif plus global de conservation de la biodiversité. Ils permettent d'atténuer l'effet barrière de l'infrastructure en participant au maintien des flux biologiques au sein du paysage (Corlatti *et al.* 2009; Lesbarrères et Fahrig 2012; van der Ree *et al.* 2009; Thorne *et al.* 2009).

Au cours des années, la nature des passages à faune a beaucoup évolué et s'est adaptée au contexte local lié à l'implantation d'une infrastructure. Les aménagements réalisés peuvent être spécifiques à la faune, ou être partagés avec certains usagers comme les agriculteurs ou les forestiers. Ces passages sont alors des passages mixtes dont l'aménagement doit permettre une utilisation comme chemin forestier, sans perturber les éventuels passages de la faune. Ces passages peuvent être spécifiques à la grande faune ou à la petite faune en fonction de leur dimensionnement. Enfin, ils peuvent être aménagés sous l'infrastructure pour les passages inférieurs, ou au-dessus l'infrastructure pour les passages supérieurs. Une typologie des passages

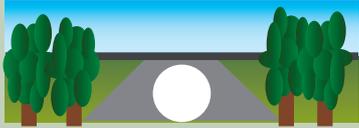
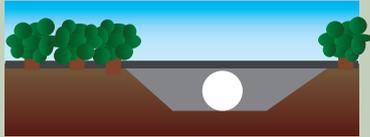
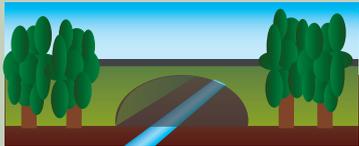
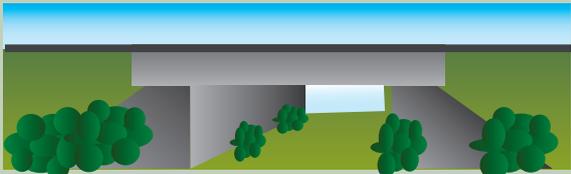
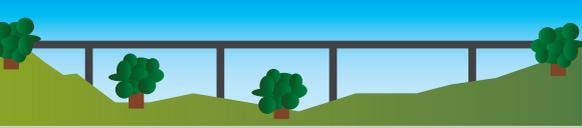
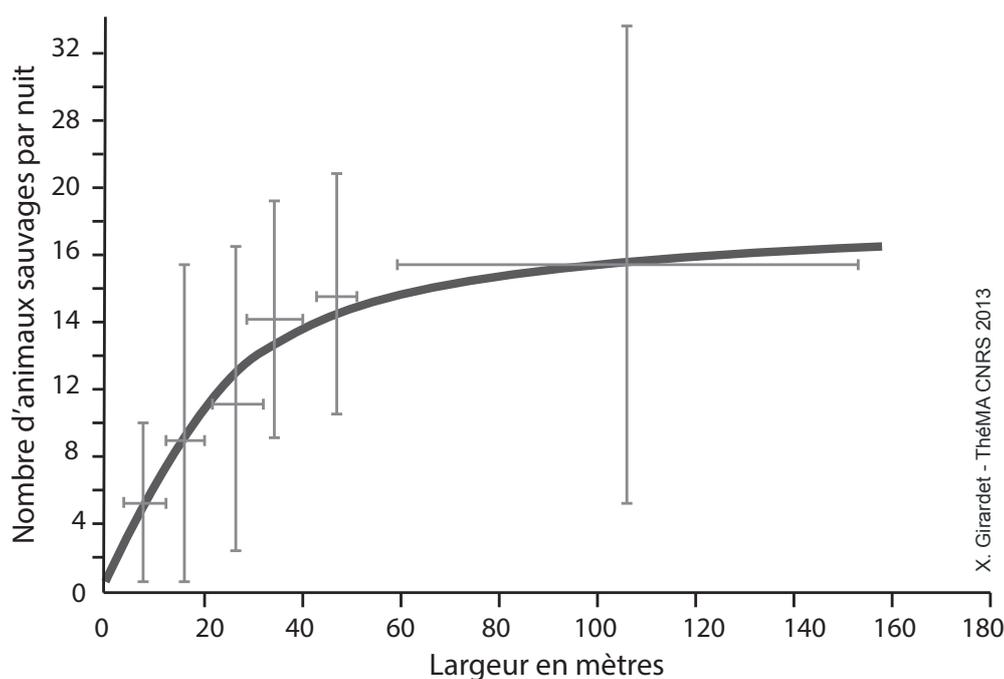
Type de passage		Caractéristiques
	Type 1 : passage simple, conduit ou simple dalot	Buse Ø 400 à 2 000 mm
	Type 2 : passage spécialisé à amphibiens	Passages multiples associés à un dispositif de collecte des individus
	Type 3 : passage hydraulique mixte de petite dimension	Pont cadre ou ovoïde associé à un marchepied
	Type 4 : passage agricole ou forestier à usages mixtes	Passage inférieur ou supérieur aux dimensions réduites longueur inférieure à 8 m
	Type 5 : passage inférieur grande faune	Longueur entre 8 et 12 m
	Type 6 : passage supérieur grande faune écopont, pont vert, ponts végétalisés	Longueur entre 12 et 25 m
	Type 7 : passage sous viaduc	Hauteur supérieure à 8 m et longueur supérieure à 25 m
	Type 8 : Faux tunnel, couloir écologique	Tranchée couverte

Figure 2.18 • Typologie des passages à faune. D'après Carsignol (1993).

à faunes permet de les classer en fonction de leur dimension, de la faune ciblée par ce passage et de leur efficacité (Figure 2.18).

Un facteur déterminant la fréquentation des aménagements est lié à la largeur des passages à faune (Figure 2.19). Plus un passage offre d'espace pour la traversée plus il est fréquenté (Carsignol 1993). Toutes les espèces n'ont pas la même exigence vis-à-vis du dimensionnement des passages. Par conséquent, un passage inférieur dont la hauteur est inférieure à 4 m peut accueillir certaines espèces peu exigeantes comme le renard, mais peut limiter la traversée de grands ongulés comme le cerf.

Pour tous les types de passage à faune, il est recommandé d'intégrer l'aménagement dans son environnement proche. Le plus souvent le passage à faune est aménagé avec des éléments facilitant les déplacements des individus. Dans le cas d'espèces forestières, le passage accueille une végétation abondante procurant un espace abrité le long du parcours et les abords du passage doivent guider les individus en installant des barrières et des espaces végétalisés formant un entonnoir en direction du passage (Iuell *et al.* 2003). Ces aménagements s'adaptent aux espèces ciblées, par exemple des enrochements et des branchages pour les reptiles et les micromammifères.



X. Girardet - ThéMA CNRS 2013

Figure 2.19 • Variations de fréquence d'utilisation de différents passages à faune. Représentation en fonction de la classe de largeur pour le chevreuil, renard, lièvre, blaireau, martre, fouine, sanglier et cerf. D'après Carsignol (1993).

Leur localisation

Il est reconnu qu'un passage est moins fréquenté si sa localisation n'a pas été établie en fonction d'une évaluation stricte au regard de l'abondance et de l'activité des espèces ciblées. Les choix de localisation des passages à faune sont soumis à l'examen d'acteurs locaux comme les associations naturalistes, les agriculteurs, les fédérations de chasse, ou les communes qui prendront la charge d'entretien de ces passages. Sur la base de l'expérience de chacun, le « dire d'expert » permet de localiser les enjeux de maintien des processus écologiques à l'échelle régionale.

« Les continuités biologiques peuvent être rétablies par des ouvrages de grandes dimensions (>25 m) lorsqu'un couloir d'importance régionale est identifié. » (Carsignol 1993)

Les premières recommandations de localisation des passages à faune sont liées aux connaissances de présence du gibier et de sa gestion. Or ces espèces (sanglier, chevreuil) ne sont pas les espèces les plus menacées, leurs populations ont même une tendance à l'expansion. Mais les mesures prises pour faciliter leur traversée des infrastructures profitent à d'autres espèces de la grande faune comme le cerf, et de la petite faune.

Si le principe de la construction d'un passage à faune peut profiter à l'ensemble des groupes faunistiques, leur fréquence le long de l'infrastructure influence les espèces qui les utilisent. Il est important de différencier dans ce cas la grande faune et la petite faune. La fréquence du nombre de passages à faune doit être plus importante pour la petite faune que pour la grande faune. En effet la petite faune possède une capacité de déplacement moins importante qui oblige à localiser des passages plus proches les uns des autres. Il est recommandé d'offrir une possibilité de passage tous les 300 m minimum pour la petite faune. Pour la grande faune, la fréquence des passages à faune doit être mise en relation avec l'habitat que l'infrastructure traverse. Dans un secteur où l'abondance de la faune est importante, il est recommandé de localiser un passage tous les 2 km. D'un point de vue économique l'établissement de passages spécifiques tous les 300 m peut sembler inacceptable. Cependant, l'adaptation de certains passages, prévus initialement aux déplacements des engins agricoles ou à l'écoulement du réseau hydrographique, peut aider à atteindre cet objectif. Ces formes de passages à faune sont des passages à usage mixte et nécessitent d'être aménagés et gérés de manière à favoriser leur fréquentation par la faune.

CONCLUSION

La fragmentation du territoire par les infrastructures linéaires de transport est l'impact le plus direct et le plus visible sur le paysage. Cependant, la construction et l'exploitation d'une infrastructure de transport s'accompagnent de nombreux effets directs et indirects rarement pris en compte dans les bilans environnementaux. Parmi ces effets, l'effet barrière joue un rôle prépondérant à toutes les échelles des processus écologiques. Par conséquent les études d'impacts menées dans un périmètre régulier le long de l'infrastructure sont insuffisantes pour évaluer réellement l'impact de l'effet barrière à l'échelle des différents réseaux écologiques qu'elle coupe. La distance d'impact d'une infrastructure est donc mal connue, ce qui peut conduire à une sous-estimation des risques induits par l'infrastructure sur les populations animales à

long terme. Cependant des solutions sont mises en œuvre pour limiter ces impacts. Lorsque les conditions techniques et économiques le permettent, le tracé d'une infrastructure est défini de sorte qu'il ne coupe pas certains milieux naturels remarquables ou protégés. Si un habitat est coupé par une infrastructure, des passages à faune sont aménagés pour atténuer son effet de barrière.

CONCLUSION DU CHAPITRE 2

Les infrastructures de transports terrestres constituent un outil majeur des politiques d'aménagement du territoire. Elles offrent une accessibilité accrue aux territoires qu'elles traversent et participent à leur développement économique. Aujourd'hui, l'ensemble des infrastructures de transports terrestres forme un maillage dense sur l'ensemble de l'Europe, et de nouveaux projets d'infrastructure viennent compléter ce réseau multimodal (routes, autoroutes, voies ferrées et lignes à grande vitesse). La France occupe une position centrale en reliant le nord et le sud de l'Europe occidentale. Le développement d'infrastructures de transport facilitant ces déplacements nationaux et internationaux est donc un enjeu majeur de l'aménagement du territoire européen.

Le réseau d'infrastructure de transport fragmente l'espace. Le paysage s'en trouve transformé et ce morcellement conduit à changer les processus écologiques présents avant la construction de l'infrastructure. De multiples impacts découlent de la construction et de l'exploitation des infrastructures linéaires de transport. Ils concernent soit directement les individus victimes d'une collision avec un véhicule ou soit indirectement les populations en isolant ces dernières par un effet barrière. Suite à ce constat, la réglementation a su évoluer afin de prendre en compte les effets indésirables des infrastructures de transport. Depuis les années 80, les directives européennes, ainsi que la législation française, cherchent à intégrer l'environnement, au sens large du terme, dans les bilans obligatoires des infrastructures de transport (paysage visible, bilan carbone, impact écologique). Ces bilans sont réalisés à la construction et suite à une phase d'exploitation. Des mesures d'évitement (choix du tracé), de compensation (restauration d'un habitat) ou de réduction (passages à faune) des impacts doivent être mises en place dès la phase de projet jusqu'aux évaluations après la mise en service.

Si certains impacts sont connus et interviennent le plus souvent le long de l'infrastructure, l'étendue spatiale de l'effet barrière est peu prise en compte dans les études d'impact. Les évaluations des impacts d'une infrastructure sont le plus souvent réalisées aux abords de la voie et les localisations des mesures de réduction ou de compensation répondent fréquemment à des problématiques locales. Pourtant, l'effet barrière des infrastructures de transport sur les réseaux écologiques, dont les processus relèvent d'une importance régionale, peut avoir des conséquences très importantes à l'échelle des populations.

POUR UNE ÉVALUATION PAYSAGÈRE DES IMPACTS DES INFRASTRUCTURES

Les infrastructures de transport ont un impact sur les réseaux écologiques. En fragmentant le paysage, elles isolent les taches d'habitat entre elles et contribuent à diminuer le degré de connectivité au sein du paysage. L'écologie du paysage offre un cadre privilégié à la modélisation des impacts des infrastructures de transport. Plusieurs méthodes ont été mises au point pour analyser ces différents effets sur la faune et sur le paysage. Cependant, des recommandations ont été faites dans le cadre des études d'impact face aux limites de ces méthodes pour modéliser le paysage sous un angle plus fonctionnel. Plusieurs méthodes ont été mises au point pour analyser ces différents effets sur la faune et sur le paysage. Elles présentent cependant des limites en analysant le paysage sous un angle essentiellement structurel. Avec l'émergence d'une nouvelle forme de modélisation des réseaux écologiques pour analyser la connectivité du paysage, les graphes paysagers, plusieurs travaux ont cherché à intégrer les aspects fonctionnels dans le cadre des études d'impact. Ce chapitre sera l'occasion de présenter les travaux existants et les apports potentiels de la méthode des graphes paysagers pour les études d'impact. Nous exposerons la question de recherche du travail de thèse, puis nous présenterons les hypothèses et les objectifs qui guideront la démarche expérimentale.

1. LA MODÉLISATION DES IMPACTS DES INFRASTRUCTURES LINÉAIRES DE TRANSPORT

La *road ecology* est une branche de l'écologie très proche de l'écologie du paysage. Elle étudie les impacts des infrastructures de transport sur le paysage. Parmi les impacts explorés, les collisions entre les véhicules et la faune ainsi que la fragmentation du paysage sont largement étudiées, et plusieurs méthodes ont été proposées. Dans un premier temps, nous nous intéresserons aux différentes modélisations des impacts des infrastructures. Nous reviendrons ensuite sur les limites qu'elles présentent et sur les besoins actuels de l'aménagement du territoire dans ce domaine.

1.1. LES MÉTHODES D'ANALYSE PROPOSÉES

1.1.1. Les collisions

La recherche de « hotspots »

Les collisions entre la faune et les véhicules n'interviennent pas de manière aléatoire le long des routes, elles sont agrégées dans le temps et dans l'espace. L'agrégation temporelle des collisions est due à deux principaux facteurs. Le premier facteur est lié à la fréquentation des infrastructures par les véhicules (Iuell *et al.* 2003). Le second facteur est lié aux différentes périodes d'activité de la faune. Plusieurs études mettent en relation la présence de collisions avec la période de l'année et de la journée (Bruinderink et Hazebroek 1996; Clevenger *et al.* 2003; Danks et Porter 2010; Joyce et Mahoney 2001; Madsen *et al.* 2002).

La répartition temporelle des collisions dans un intervalle journalier ou hebdomadaire traduit fortement les horaires et les jours concentrant la majorité du trafic routier (Dussault *et al.* 2006; Haikonen et Summala 2001; Ramp *et al.* 2005). Cette organisation temporelle des collisions peut dans quelques cas être liée à la biologie de l'espèce. Elle reste, cependant, assez difficile à dissocier de l'influence importante des rythmes humains. En revanche, l'évolution annuelle des collisions permet d'identifier les périodes d'activités de certaines espèces, et donc de mettre en relation les accidents avec les types de déplacement de la faune accidentée (Neumann *et al.* 2012; Rosa et Bager 2012; Smith-Patten et Patten 2008).

La recherche de tronçons routiers accidentogènes trouve ses origines dans les analyses des accidents de la route impliquant ses usagers. Les causes de ces accidents, permettant d'identifier ces tronçons, sont liées aux caractéristiques de la route, à la vitesse, ou encore à l'intensité du trafic. À l'image de l'agrégation spatiale des accidents de la route, l'agrégation spatiale des collisions est largement explorée dans les études cherchant à expliquer la localisation des collisions (Clevenger *et al.* 2003; Danks et Porter 2010; Krisp et Durot 2007; Ramp *et al.* 2005).

La recherche de *hotspots* ou *blackspots* le long d'un réseau est issue d'adaptations de méthodes existantes pour l'identification de structures spatiales agrégées dans un espace à deux dimensions (une surface) vers un espace à une dimension (une ligne) (Yamada et Thill 2007).

L'analyse de la structure spatiale des collisions le long du réseau routier est un préalable pour la recherche de leurs déterminants locaux. Dans le cas d'une répartition aléatoire, les causes

de ces collisions sont difficilement identifiables. Dans le cas d'une agrégation, les propriétés de l'infrastructure et le paysage aux alentours des tronçons identifiés peuvent être explorés et identifiés comme les causes des accidents.

La caractérisation des zones de collisions

Afin d'expliquer la présence de tronçons accidentogènes, plusieurs études mettent en relation leur localisation avec les propriétés de la route et du paysage. À l'aide de modèles linéaires généralisés, ces variables sont utilisées pour prédire et localiser un risque potentiel le long d'une route (Clevenger *et al.* 2003; Danks et Porter 2010; Grilo *et al.* 2011; Gunson *et al.* 2011; Madsen *et al.* 2002; Malo *et al.* 2004). Toutes les études réalisées prennent en compte les propriétés techniques de l'infrastructure comme la largeur de la voie, le nombre de voies, la présence de lieux de passages ou de barrières. Le trafic et la vitesse, lorsque ces données sont disponibles, sont des variables importantes à intégrer dans ces analyses (Gunson *et al.* 2011).

Dans le cas d'une espèce dont l'activité est fortement liée à certaines catégories d'occupation du sol, une analyse du paysage aux alentours des tronçons concernés par les collisions permet d'expliquer le phénomène. La majorité des analyses s'appuie sur deux aspects du paysage : sa composition et sa configuration.

La composition du paysage est étudiée à travers une quantification de chaque mode d'occupation du sol à proximité du point ou du tronçon étudié. Cette analyse est réalisée en identifiant la part de chaque mode d'occupation du sol dans un voisinage pouvant atteindre 2 000 mètres. Cette analyse permet d'identifier le paysage préférentiel d'une espèce accidentée.

La configuration du paysage est explorée généralement soit à l'aide de métriques paysagères quantifiant le degré de diversité de l'occupation du sol dans un voisinage, soit en calculant la distance de la zone de collision à certains objets du paysage d'intérêt pour l'espèce. Ces analyses permettent d'évaluer l'influence de la structure locale du paysage sur le risque de collision.

1.1.2. La fragmentation et l'effet barrière

Bien que plusieurs indices de fragmentation ou de connectivité existent (Calabrese et Fagan 2004; Rutledge 2003), les propositions méthodologiques pour implémenter ces métriques dans les études d'impact des infrastructures de transport sur le paysage sont récentes. Deux approches sont utilisées : une analyse de la structure et une analyse fonctionnelle du paysage.

Les analyses structurelles

La fragmentation, à travers la perte d'habitat, est un des impacts les plus explicites, puisqu'il est visible dans le paysage. Les propositions méthodologiques pour l'analyse de cet impact sont nombreuses et sont facilitées par ce caractère spatialement explicite (Geneletti 2002).

Geneletti (2003) se fonde sur le caractère rare de certains écosystèmes, considérant que la rareté constitue le critère principal dans le choix des habitats à prendre en compte dans les études d'impact. La rareté d'un écosystème est définie par sa fréquence dans un espace donné. Dans cette étude, l'impact d'un projet autoroutier est quantifié en mesurant la surface d'habitat prélevé par la présence de l'infrastructure. Dans une autre étude, Geneletti (2004) prolonge ce raisonnement en cherchant à caractériser l'impact d'une infrastructure à travers

trois indicateurs spatiaux. Le premier correspond à la surface d'habitat prélevé. Le deuxième vise à caractériser l'isolement des taches d'habitat entre elles, en calculant la distance moyenne entre les taches d'habitat de la zone d'étude. Le troisième indicateur concerne l'exposition à la perturbation occasionnée par l'infrastructure (sonore, chimique) en mesurant, pour chaque tache d'habitat, la distance à l'infrastructure. Ces indicateurs sont ensuite pondérés en fonction de leur valeur écologique définie par une évaluation auprès d'acteurs de terrain (Geneletti 2002). Les indicateurs proposés sont mobilisés dans le but de quantifier l'impact de plusieurs scénarios d'aménagement d'infrastructures de transport afin d'identifier le scénario ayant le moins de répercussions sur les écosystèmes ciblés.

Une autre approche est suivie par Jaeger (2000). L'auteur propose trois indices globaux pour quantifier la fragmentation d'une zone d'étude à l'échelle du paysage : le degré de division du paysage (*degree of landscape division*), l'indice de fractionnement (*splitting index*) et la taille effective de la maille (*effective mesh size*). Le degré de cohérence C permet de calculer chacun des trois indices proposés. Il est défini par « la probabilité que deux individus placés en deux points différents dans la zone d'étude puissent se rejoindre » tel que :

$$C = \sum_{i=1}^n \left(\frac{a_i}{A} \right)^2 \quad \text{3.1}$$

avec n le nombre de fragments ; a_i la surface du fragment i ; et A la surface totale de la zone d'étude.

Le degré de division D du paysage représente « la probabilité que deux points choisis au hasard dans le paysage ne se situent pas dans le même fragment » tel que :

$$D = 1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{a_i}{A} \right)^2 \quad \text{3.2}$$

soit $D = 1 - C$

L'indice de fractionnement S correspond « au nombre de fragments que l'on obtient en fragmentant artificiellement la zone d'étude en fragments de même surface de manière à obtenir pour cette fragmentation le même degré de division du paysage que l'état réel » tel que :

$$S = \frac{A^2}{\sum_{i=1}^n a_i^2} \quad \text{3.3}$$

soit $S = \frac{1}{C}$

La taille effective de la maille m_{eff} reflète la surface des fragments lorsque la zone d'étude est divisée en S fragments avec le même degré de division D tel que :

$$m = \frac{A}{S} = \frac{1}{A} \sum_{i=1}^n a_i^2 \quad \underline{\underline{3.4}}$$

$$\text{soit } m = A \cdot C$$

Girvetz *et al.* (2008) réduisent la démarche d'analyse de la fragmentation uniquement à la taille effective de la maille. Cet indice, qui est initialement un indice global, peut être adapté pour être calculé à l'échelle d'une maille définie a priori (grille régulière ou unités administratives) tel que :

$$m_{eff}^{CUT}(j) = \frac{1}{A_j} \sum_{i=1}^n a_{ij}^2 \quad \underline{\underline{3.5}}$$

avec n le nombre de fragments dans l'unité spatiale j ; a_{ij} la surface du fragment i dans l'unité spatiale j ; et A_j la surface totale de l'unité spatiale j .

Or cet indice, tel qu'il est défini, divise artificiellement les fragments entre chaque unité spatiale (Moser *et al.* 2007). Pour pallier cet artifice, la taille effective de la maille est modifiée suivant la méthode *cross-boundary connection* (CBC). La surface de l'ensemble du fragment d'intérêt est alors intégrée dans le calcul de la taille effective de la maille m_{eff}^{CBC} tel que :

$$m_{eff}^{CBC}(j) = \frac{1}{A_j} \sum_{i=1}^n a_{ij} a_{ij}^{cimpl} \quad \underline{\underline{3.6}}$$

Avec n le nombre de fragments entrant en intersection avec l'unité spatiale j ; A_j la surface totale de l'unité spatiale j ; a_{ij} la surface du fragment i dans l'unité spatiale j ; et a_{ij}^{cimpl} la surface du fragment i incluant la surface en dehors des limites de l'unité spatiale j .

La taille effective de la maille m_{eff}^{CBC} est utilisée pour caractériser la fragmentation du territoire californien (Girvetz *et al.* 2008). Les auteurs analysent la fragmentation provoquée par les infrastructures, les surfaces bâties et les terres agricoles, en fonction des différentes unités administratives de l'état. Cependant, même si ces métriques de fragmentation cherchent à exprimer la probabilité de rencontre des organismes à l'intérieur de chaque élément naturel fragmenté, elles ne reflètent pas efficacement les processus écologiques au sein de la mosaïque paysagère. Chaque élément fragmentant est considéré comme ayant le même effet sur le paysage. En outre, les espaces « naturels » sont définis indifféremment en termes d'importance pour une espèce ou un ensemble d'espèces.

Les analyses fonctionnelles

La fragmentation est un processus qui conduit à l'isolement des taches entre elles. Elle est accompagnée d'une diminution de la connectivité, c'est-à-dire du caractère fonctionnel du paysage pour le maintien et la viabilité des populations. Suite aux approches structurales développées dans un premier temps, l'analyse des impacts des infrastructures de transport en fonction de la connectivité du paysage, est devenue un enjeu majeur pour la compréhension de ces impacts sur les processus écologiques.

Les approches visant à analyser la connectivité du paysage et l'effet barrière des infrastructures s'appuient sur l'étude d'une espèce ou d'un groupe d'espèces. Dans cette optique, Bissonette et Rosa (2009) se fondent sur des inventaires localisant la présence de plusieurs espèces à différentes distances d'une route. L'inventaire réalisé permet de définir une zone de perturbation de la route en fonction de la présence de ces espèces. Dans une logique plus fonctionnelle, Mader (1984) et Mader *et al.* (1990) cherchent à caractériser l'effet barrière à travers une succession de captures-marquages-recaptures d'individus de part et d'autre d'infrastructures. Bien que ces analyses intègrent les impacts potentiels des infrastructures sur les processus écologiques (présence ou déplacements), elles ne s'intéressent qu'à des situations locales.

Une autre approche peut être adoptée en intégrant les aspects fonctionnels du paysage pour évaluer l'impact d'une infrastructure. Cette approche est fondée sur des indices de connectivité du paysage. La majorité de ces indices est rendue possible par l'intégration des distances effectives entre les taches d'habitat (Vos *et al.*, 2001; Adriansen *et al.*, 2003). Cette distance coût reflète le degré de difficulté pour un individu de traverser la matrice entre deux taches d'habitat. Les chemins modélisés représentent les trajets potentiels entre les différentes taches d'habitat.

L'indice de connectivité (*Connectivity index*) de Mancebo Quintana *et al.* (2010) intègre cette distance coût dans son calcul. L'objectif est d'évaluer l'impact du plan national de développement des transports espagnol sur la connectivité des zones protégées à l'échelle nationale. L'analyse est réalisée avant et après la construction de nouvelles infrastructures, permettant d'évaluer la perte de connectivité. L'indice de connectivité CI , compris entre 0 et 1, est inspiré du modèle des métapopulations de Hanski (Hanski *et al.* 1994). En associant la surface des taches et la distance qui les sépare, il quantifie la connectivité potentielle de chaque tache, tel que :

$$CI_i = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{a_j}{d_{i,j}}}{2\pi d_{max}} \quad \underline{\underline{3.7}}$$

avec CI_i la valeur de l'indice pour chaque tache i de départ ; a_j la surface de la tache de destination j appartenant à la même classe d'habitat que la tache de départ i ; $d_{i,j}$ la distance effective entre les taches de départ i et la tache de destination j ; et $2\pi d_{max}$ la valeur maximale du numérateur, un facteur de normalisation.

Dans le modèle de Hanski, pour une espèce spécifique, la distance est pondérée par un facteur α (Équation 3.8). L'inverse de la distance utilisée dans le calcul de CI permet de simplifier le modèle de Hanski pour caractériser la connectivité du paysage d'un groupe d'espèces et non pas pour une espèce spécifique.

$$f(d) = e^{-\alpha d}$$

3.8

Cependant d'autres approches, plus empiriques, sont fondées sur des traces GPS. Ces approches appelées *resource selection functions* (RSF) identifient les catégories d'occupation du sol qui influencent directement les déplacements de la faune. Elles permettent de mesurer directement l'impact d'infrastructures sur les déplacements d'individus (Polfus *et al.* 2011).

1.2. LIMITES ET REPRODUCTIBILITÉ

1.2.1. Un besoin d'approches quantitatives et prédictives

Comment répondre aux objectifs des études d'impact ?

Nous avons pu voir qu'il existait un nombre important d'approches pour analyser l'ensemble des impacts des infrastructures de transport (collisions et fragmentation). La plupart ne concerne que des études menées localement. Cependant, le développement des grandes infrastructures linéaires de transport contribue à la fragmentation du paysage et impacte directement les habitats naturels et le paysage à toutes les échelles (Forman et Alexander, 1998; Coffin, 2007). Par conséquent, le développement de connaissances pour évaluer l'impact potentiel d'une infrastructure linéaire existante, ou à venir, devient un point majeur dans le maintien des populations à l'échelle régionale. Dans cette perspective, Forman *et al.* (2000) recommande que les études d'impact considèrent les structures spatiales et les flux écologiques au sein du paysage.

Une échelle d'analyse plus large est donc nécessaire. Dans ce contexte, l'intégration de l'écologie du paysage (Fernandes, 2000) apporte un cadre utile, à l'échelle spatiale appropriée, pour une évaluation structurelle et fonctionnelle de différents scénarios d'aménagement du territoire (infrastructure de transport ou planification urbaine) (Mortberg *et al.*, 2007).

Parallèlement à ce constat, bien que la fragmentation et la connectivité soient des concepts familiers à la fois pour les chercheurs et pour les gestionnaires des infrastructures, l'aménagement du territoire doit se fonder sur des méthodes quantitatives pour mesurer les impacts potentiels des infrastructures sur les processus écologiques (Journal officiel de la commission européenne, JO, 1985; JO, 2001). En outre, Geneletti (2006) et Gontier *et al.* (2006) rapportent qu'il existe un manque d'outils prédictifs, quantitatifs, et spatialement explicites, à large échelle, pour les études d'impact.

Comment valider les résultats obtenus ?

Certains travaux cités précédemment s'attachent néanmoins à analyser la fragmentation d'un territoire à une échelle régionale (Geneletti 2003; Girvetz *et al.* 2008), voire nationale (Mancebo Quintana *et al.* 2010). Cependant, ces approches proposées dans les études d'impact portent plus sur les habitats que sur des espèces spécifiques. Ceci pose des difficultés dans le processus de validation qui reste nécessaire pour supporter d'importantes décisions d'aménagement, notamment lorsqu'il s'agit de grandes infrastructures linéaires de transport.

1.2.2. Le paysage : une échelle écologiquement pertinente ?

Le paysage, un déterminant de phénomènes locaux

Le paysage est une échelle privilégiée en écologie du paysage qui semble être pertinente pour l'analyse des impacts des infrastructures. Cependant, bien que des facteurs intervenant à une échelle plus large, comme la configuration et la connectivité du paysage, aient été mentionnés comme des déterminants de la dispersion des espèces et des facteurs possibles influençant les collisions (Forman 2000), la majorité des études concernant les collisions sont fondées uniquement sur des facteurs locaux de composition du paysage et de propriété de la route.

Néanmoins, des travaux récents tentent de dépasser cette échelle locale. Ainsi, Grilo *et al.* (2011) ont examiné le lien entre connectivité du paysage et collisions. Ils ont montré à travers des analyses de surfaces de coûts que la mortalité routière de la martre (*Martes martes*) intervient plus fréquemment dans des espaces où les déplacements sont facilités. Dans la même optique, Roger *et al.* (2012) ont mobilisé un modèle de distribution d'espèce pour expliquer, à une échelle régionale, la structure spatiale des collisions du wombat commun (*Vombatus ursinus*) à proximité d'espaces protégés agissant comme des sources de dispersion.

CONCLUSION

L'analyse des impacts des infrastructures de transport sur les processus écologiques est intégrée dans une branche de l'écologie : l'écologie des routes (*road ecology*). Parmi ces impacts, trois sont référencés dans cette revue de travaux, les collisions entre les véhicules et la faune, la fragmentation du paysage et l'effet barrière. Les travaux cités précédemment ont tous un volet spatial très important. Cependant, malgré le nombre de méthodes existantes, peu de méthodes quantitatives, prédictives et analysant les effets des infrastructures de transport à large échelle sont proposées. Ce manque de méthodes est un obstacle majeur à la réalisation des études d'impact. Cependant, une nouvelle forme de modélisation des réseaux écologiques a émergé lors de la dernière décennie. Les graphes paysagers ont récemment été utilisés pour analyser l'impact d'infrastructures de transport sur les réseaux écologiques qu'ils représentent. Ceci nous conduira à nous interroger sur leur pertinence dans le cadre des études d'impact.

2. VERS UN DIAGNOSTIC PAYSAGER DES IMPACTS DES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT

Pour analyser les impacts des infrastructures de transport, la modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers semble être une réponse au besoin de méthodes quantitatives, prédictives et appliquées à l'échelle régionale. Nous nous intéresserons dans un premier temps à cette méthode récente issue de la théorie des graphes et nous détaillerons quelques études d'impact réalisées avec le support des graphes paysagers. Dans un second temps, nous énoncerons la question de recherche et nous exposerons les hypothèses et les objectifs du travail de recherche.

2.1. UN PARTI PRIS MÉTHODOLOGIQUE : LES GRAPHES PAYSAGERS

2.1.1. Modéliser les réseaux écologiques

Dans le champ de l'écologie du paysage, une approche fondée sur la théorie des graphes pour l'analyse de la connectivité du paysage s'est développée durant la dernière décennie (Galpern *et al.* 2011; Urban et Keitt 2001). Les graphes paysagers, dont les objectifs sont de modéliser les réseaux écologiques et d'analyser la connectivité du paysage à l'échelle régionale, constituent un outil pertinent pour la gestion paysagère (Bunn *et al.* 2000; Dale et Fortin 2010).

Les graphes paysagers modélisent un réseau écologique par des nœuds et des liens. Les nœuds représentent les taches d'habitats. Les liens représentent les relations fonctionnelles entre les taches ; le plus souvent, ils représentent les déplacements potentiels d'une tache à l'autre. Afin d'analyser et de quantifier ces relations, plusieurs métriques de connectivité sont empruntées à la théorie des graphes ou développées spécifiquement pour caractériser les réseaux écologiques (Rayfield *et al.* 2011).

En comparaison avec d'autres approches d'analyse de la connectivité, les graphes paysagers offrent un bon compromis entre la difficulté de mise en œuvre du modèle et la réalité qu'il représente (Calabrese et Fagan 2004). La modélisation par les graphes paysagers est spatialement explicite et multiéchelles. Nous détaillerons les origines et la méthode des graphes paysagers dans la partie suivante.

2.1.2. Graphes paysagers et études d'impact

Les graphes paysagers ont été récemment utilisés dans le cadre d'études d'impact. Si Zetterberg *et al.* (2010) et Tannier *et al.* (2012), ont appliqué ces méthodes dans le cadre de l'évaluation paysagère de plans d'urbanisation, elles sont également mobilisées dans l'évaluation des impacts des infrastructures de transport.

En effet, la structure simple des graphes permet de retirer un élément du réseau lorsqu'il entre en intersection avec une infrastructure. Dans cette optique, Minor et Lookingbill (2010) ont cherché à caractériser la connectivité de plusieurs types d'habitat en intégrant l'effet barrière des autoroutes californiennes. Dans ce cas, ces auteurs ont retiré tous les liens croisant ces infrastructures, les considérant ainsi totalement infranchissables.

Une démarche similaire a été suivie par Fu *et al.* (2010). Ces auteurs ont cherché à caractériser distinctement la fragmentation et l'effet barrière d'un réseau routier en prenant en

compte plusieurs distances de dispersion. Pour chaque distance de dispersion, la connectivité du paysage est évaluée avec et sans le réseau routier. La fragmentation et l'effet barrière du réseau routier ont été caractérisés par une métrique de connectivité calculée pour chaque tache. La fragmentation a été déterminée en quantifiant le changement de surface des taches lors de l'ajout du réseau routier. Ici, pour caractériser l'effet barrière, les liens entre les taches d'habitat n'ont pas été systématiquement retirés, néanmoins leur attribut, reflétant la relative difficulté de franchir l'espace d'une tache à l'autre, augmente selon la catégorie de route qu'ils traversent.

A l'aide d'une métrique de connectivité calculée à l'échelle de chaque tache d'habitat, Gurrutxaga *et al.* (2011) ont réalisé un diagnostic de la connectivité des espaces Natura 2000 en Espagne et en France. A la manière de Fu *et al.* (2010), ils ont attribué une résistance aux routes en fonction de leur trafic, et ont quantifié l'importance de chaque nœud et de chaque lien pour la connectivité globale du réseau écologique considéré. Comme pour les études précédentes, plusieurs distances de dispersion ont été explorées.

L'application des graphes paysagers dans le cadre de l'évaluation de scénarios d'aménagement a permis également d'étudier sous un nouvel angle des propositions d'atténuation des impacts. La première étude proposée concerne le choix du tracé d'une autoroute entre la Hongrie et l'Ukraine (Vasas *et al.* 2009). Pour chaque tracé proposé, les auteurs ont évalué l'impact de l'autoroute sur le réseau écologique d'une espèce de carabe. L'analyse du graphe paysager a permis dans ce cas de hiérarchiser les scénarios d'aménagement.

La seconde étude mobilise les graphes paysagers pour aider à la localisation de passages à faune (Downs et Horner 2012). Les auteurs ont eu recours à une construction spécifique de la théorie des graphes, les arbres couvrants de poids minimum entre les taches d'habitat. Cette méthode permet de modéliser le réseau le moins coûteux en termes de distance entre toutes les taches d'habitat. Le réseau routier a ensuite été superposé au graphe paysager pour localiser les points susceptibles d'accueillir un passage à faune.

2.2. DE L'INTÉRÊT DE LA MODÉLISATION DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES

2.2.1. Problématique et objectifs de la recherche

Quels apports des graphes paysagers dans l'analyse des impacts des infrastructures ?

Dans les paragraphes précédents, nous avons passé en revue l'essentiel des méthodes existantes pour l'analyse de la fragmentation du paysage par des infrastructures linéaires de transport. Plusieurs constats liés aux limites et à la mise en œuvre de ces méthodes dans le cadre d'études d'impact ont été énoncés.

(1) Le premier constat concerne le manque de méthodes liées directement à la connectivité du paysage. En effet, la majorité des méthodes concerne la fragmentation du paysage, c'est-à-dire une analyse structurelle des configurations paysagères. Dans le cadre des collisions véhicules/faune, cet impact n'est majoritairement exploré qu'à travers la composition du paysage.

(2) Dès lors que les impacts des infrastructures de transport sont étudiés en intégrant les aspects fonctionnels de la connectivité paysagère, la question de la validation des résultats reste posée. Downs et Horner (2012) discutent notamment sur la nécessité de considérer des

données de présence d'espèces, et notamment des données de collision, à confronter avec leur méthodologie.

(3) La question de la validation peut donc aboutir à un besoin de méthodes quantitatives dont les résultats peuvent être confrontés à des mesures et des inventaires de terrain. Ce constat a été relayé par l'Union Européenne pour inciter les états membres à développer davantage de méthodes quantitatives et prédictives pour l'analyse des impacts potentiels d'aménagements à venir.

(4) Les études d'impact des infrastructures doivent dans cette optique s'inscrire dans une logique spatiale et intégrer les méthodes développées en écologie du paysage. La question de l'échelle d'analyse devient alors primordiale pour circonscrire au mieux les impacts potentiels des infrastructures. Les analyses de ces impacts, qu'elles concernent la fragmentation, l'effet barrière ou les collisions, ont une échelle préférentielle commune : le paysage. En effet, nous avons pu voir qu'il était nécessaire de prendre en compte les impacts à une échelle spatiale plus importante que celle habituellement considérée. De surcroît, la dispersion des espèces, responsable en partie des collisions le long des infrastructures, est influencée par la configuration du paysage à l'échelle régionale.

(5) Enfin, le dernier constat concerne les avantages des graphes paysagers énoncés par plusieurs auteurs. Cette modélisation des réseaux écologiques offre un cadre méthodologique pertinent et simple à mettre en œuvre pour des analyses à l'échelle régionale. Le manque de méthodes quantitatives d'analyse de la connectivité, relevé précédemment, est un argument supplémentaire en faveur des graphes paysagers.

Les réseaux écologiques sont donc un nouvel élément important à intégrer dans les études d'impact des infrastructures de transport. Cela nécessite pour les aménageurs de disposer de méthodes pour la définition des réseaux écologiques, l'analyse de la variabilité des échelles d'observation et l'analyse quantitative des effets spatiaux des infrastructures de transport. Nous pouvons donc nous interroger sur l'intérêt et sur les apports possibles des graphes paysagers pour répondre à toutes ces questions. Quelle est la pertinence des graphes paysagers, en tant que modèle des réseaux écologiques, pour analyser les impacts des infrastructures de transport ? Et comment cette méthode peut-elle s'inscrire dans le processus d'aide à la hiérarchisation de scénarios d'aménagement pour réduire ces impacts ?

Intégrer l'échelle régionale dans les études d'impact

L'hypothèse générale défendue dans ce travail porte sur la pertinence de l'utilisation de la théorie des graphes pour un diagnostic paysager des impacts des infrastructures de transport. Il semblerait que le caractère linéaire de ces infrastructures, et la coupure qu'elles engendrent dans le paysage, font de la méthode des graphes paysagers une modélisation privilégiée pour explorer les impacts réels ou potentiels des infrastructures sur la connectivité du paysage. De plus l'échelle régionale, à laquelle les recommandations pour les études d'impact font référence, est un niveau d'analyse auquel l'approche méthodologique choisie semble adaptée.

Ainsi, le travail de recherche vise donc à proposer un cadre conceptuel et méthodologique pour (1) la caractérisation des structures paysagères et l'analyse des réseaux écologiques aux échelles locales et régionales, et (2) déterminer les effets spatiaux des infrastructures de transport

sur le paysage et apporter des réponses pour la localisation de mesures d'atténuation de ces effets.

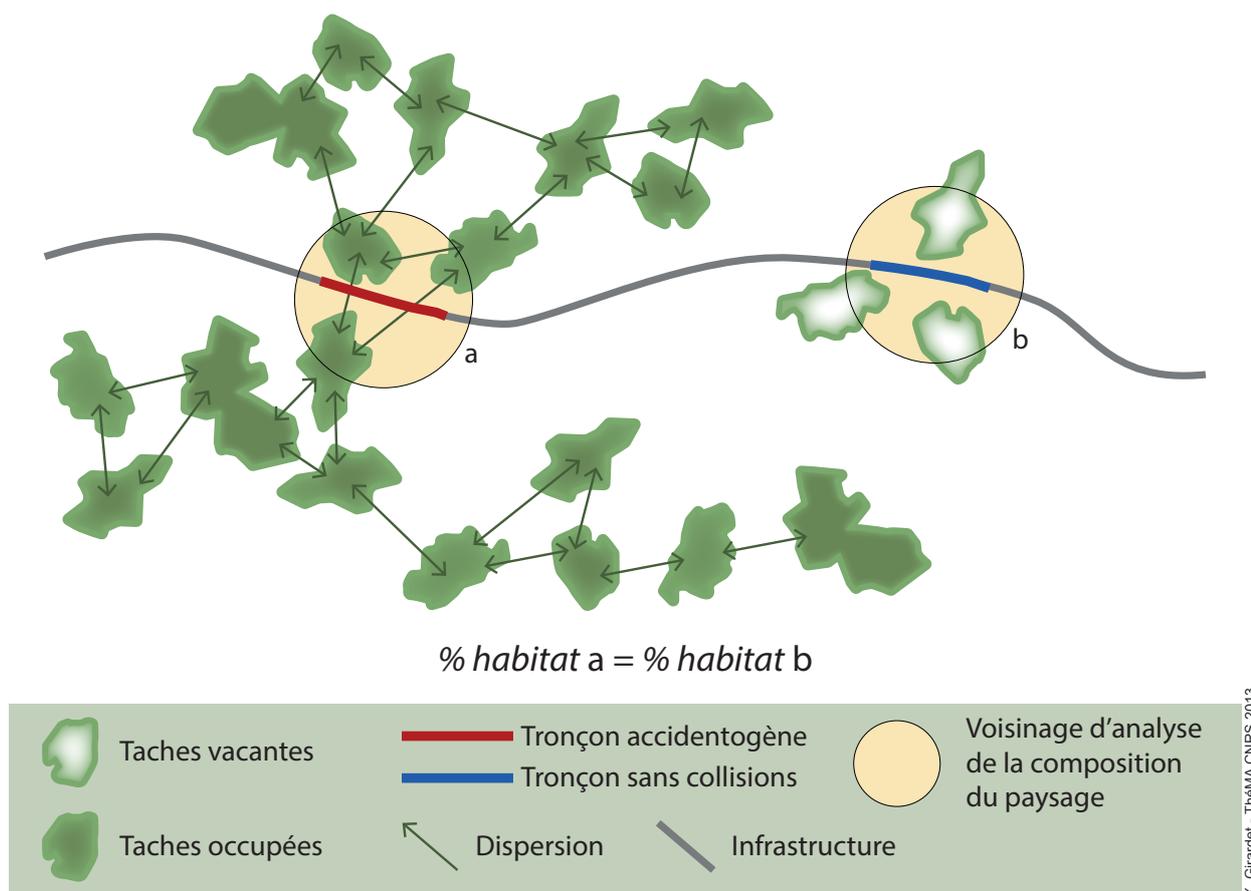
2.2.2. Démarche expérimentale

Pour démontrer l'intérêt des graphes paysagers et de l'approche régionale dans l'analyse des impacts des infrastructures, trois approches sont développées dans ce travail de recherche. Chaque développement est associé à la question de l'approche régionale.

Comprendre l'influence de la connectivité du paysage dans la localisation des collisions

Le premier impact exploré est celui des collisions entre les véhicules et la faune sauvage. Cet impact est présent lorsque l'infrastructure offre la possibilité aux individus de traverser les voies. Plusieurs facteurs, comme la fréquence du trafic le long de l'infrastructure, influencent cette perméabilité. Mais, du point de vue paysager, un des facteurs prépondérants à la présence de collisions est la composition du paysage aux alentours des voies. Cette variable locale est fréquemment rencontrée dans les modèles cherchant à expliquer les localisations des collisions.

Si les flux de dispersion d'une espèce sont canalisés par la structure du paysage à l'échelle régionale, les déplacements de cette espèce pourraient être à l'origine de collisions avec des



X. Girardet - Théma CNRS 2013

Figure 3.1 • Rôle de la connectivité du paysage dans la localisation des collisions entre les véhicules et la faune. Pour une espèce donnée, tous les tronçons de routes présentant une composition paysagère semblable (a et b) pourraient ne pas présenter la même occurrence de collision selon leur localisation dans le réseau écologique de cette espèce (a).

véhicules. Dans ce contexte, la composition du paysage à proximité de la route ne serait pas le seul facteur influençant la présence de collisions. La configuration du paysage à l'échelle régionale influencerait également leur répartition le long du réseau routier. (Figure 3.1). Ainsi, l'objectif est d'explorer le rôle de la connectivité du paysage dans la localisation des collisions.

Analyser l'impact d'une infrastructure sur la connectivité du paysage

Dans le cas d'une infrastructure linéaire infranchissable, les déplacements des espèces dans le paysage peuvent être totalement bloqués. En retirant les nœuds et les liens coupés par l'infrastructure, le graphe paysager peut aider à modéliser l'effet barrière d'une infrastructure sur le réseau écologique d'une espèce. Dans ce contexte, les métriques de connectivité peuvent contribuer à quantifier la perte de connectivité induite par la construction de l'infrastructure pour chaque tache d'habitat.

L'emprise spatiale d'un réseau écologique est dépendante de la structure du paysage et des capacités de déplacements de l'espèce considérée. Si des éléments paysagers indispensables à ses mouvements sont retirés de son réseau écologique, l'espèce ciblée ne pourra plus parcourir l'ensemble de son réseau. Par conséquent, la distance de perturbation d'une infrastructure de

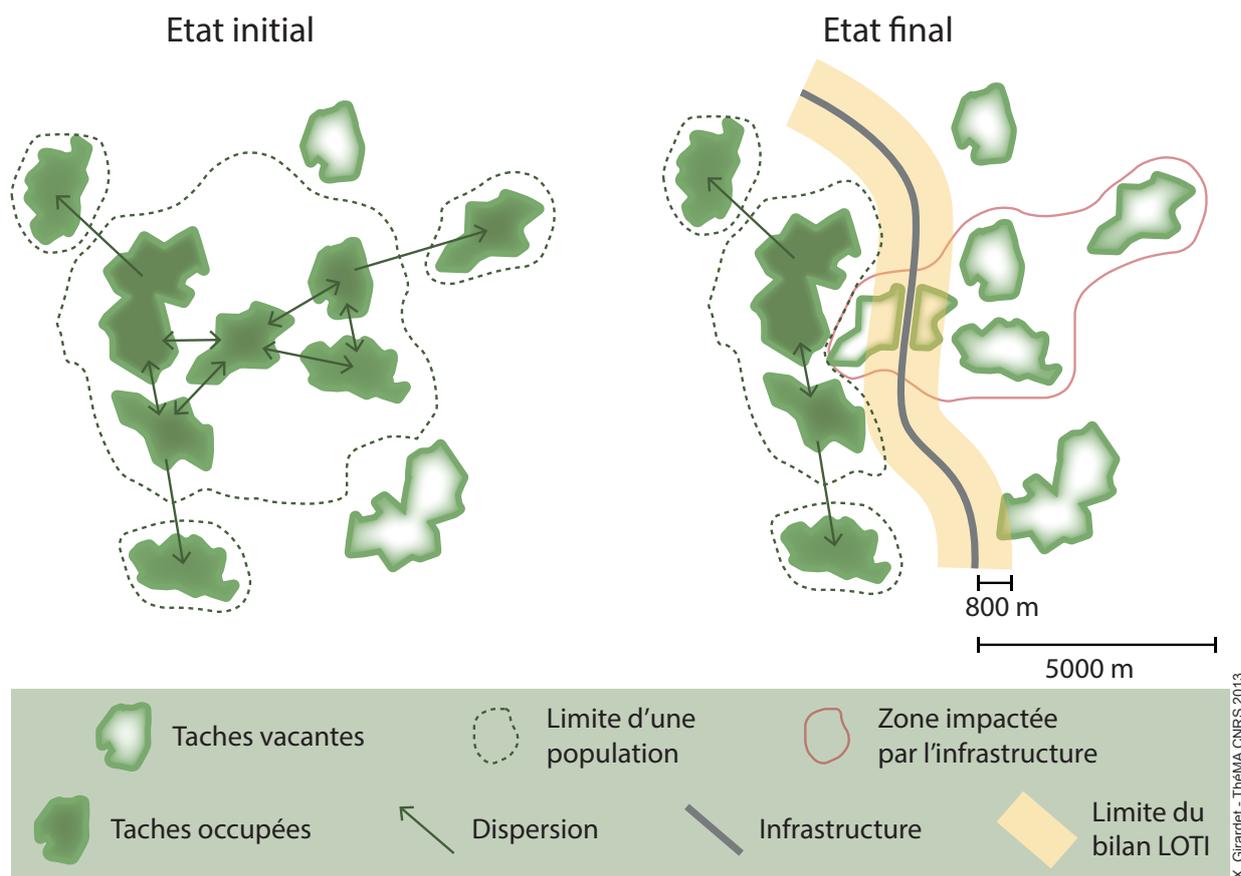


Figure 3.2 • Distance potentielle de l'impact d'une infrastructure sur les processus au sein d'un réseau écologique. En fonction de l'étendue spatiale du réseau écologique d'une espèce (Etat initial), et des éléments qu'une infrastructure coupe dans ce réseau (Etat final), la distance de perturbation de l'infrastructure peut être nettement supérieure au périmètre choisi pour l'étude d'impact (bilan LOTI).

transport serait nettement supérieure à celle prise en compte dans le cadre des études d'impact traditionnelles (Figure 3.2). Pour le démontrer, l'objectif de cette analyse est de quantifier, à travers une démarche diachronique, l'impact d'une infrastructure infranchissable sur la connectivité de plusieurs réseaux écologiques dont l'emprise spatiale est différente.

Hierarchiser différents scénarios d'aménagement d'une infrastructure

Les propositions d'aménagements pour éviter ou atténuer les impacts des infrastructures de transport sont majoritairement fondées sur le dire d'experts. Peu de méthodes quantitatives aident à la décision dans la définition du tracé d'une infrastructure ou dans la localisation des passages à faune. Cependant, le rôle de la connectivité régionale pour la définition de ces mesures est reconnu dans les guides techniques traitant des mesures de mitigation des infrastructures de transport (Carsignol 1993).

En amont de la construction d'une infrastructure linéaire de transport, l'analyse de la perte de connectivité pour chaque fuseau de passage potentiel peut permettre de hiérarchiser les scénarios d'aménagement. Le choix se porterait alors sur le scénario le moins impactant pour la connectivité globale du paysage (Figure 3.3). Ainsi, l'objectif de ce travail est de proposer une

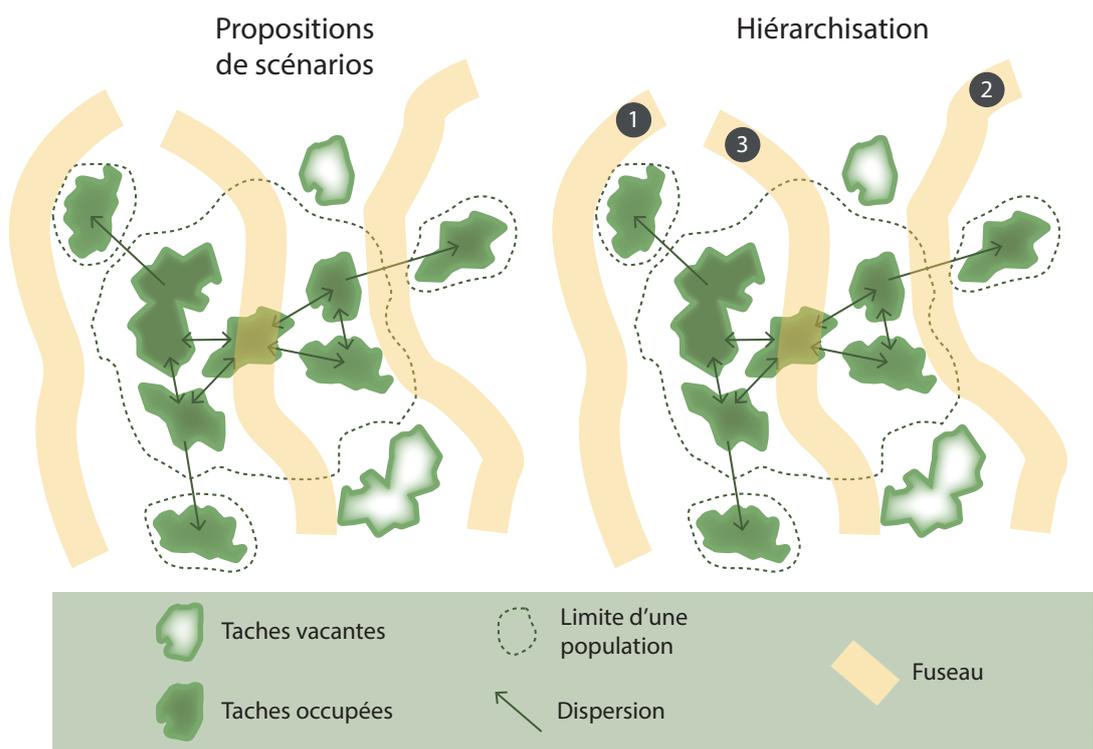


Figure 3.3 • Hiérarchisation des fuseaux de passage d'une infrastructure en fonction de la connectivité globale du réseau écologique. La méthode proposée cherche à quantifier les impacts potentiels induits par chaque scénarios de fuseau sur la connectivité d'un réseau écologique. Sur la base d'un indicateur global, chaque scénario est hiérarchisé selon son degré de perturbation.

approche méthodologique pour tester les différents scénarios de passage d'une infrastructure, en retirant les liens du graphe coupant chaque proposition de fuseau. La hiérarchisation est réalisée en quantifiant la connectivité globale du réseau pour chaque scénario.

Dans le cas d'une infrastructure existante ou planifiée, coupant un graphe représentant le réseau écologique d'une espèce ou d'un groupe d'espèces, il est possible de hiérarchiser les différentes localisations potentielles des passages à faune. L'hypothèse soutenue est que, contrairement à une répartition régulière des passages à faune, la connectivité globale du réseau est davantage favorisée par une répartition des passages en fonction de la structure du paysage à l'échelle régionale (Figure 3.4). L'objectif de cette proposition méthodologique est de rétablir un niveau de connectivité équivalent au niveau de connectivité du réseau écologique initial, en testant tour à tour l'apport de chaque passage potentiel dans la connectivité globale du paysage.

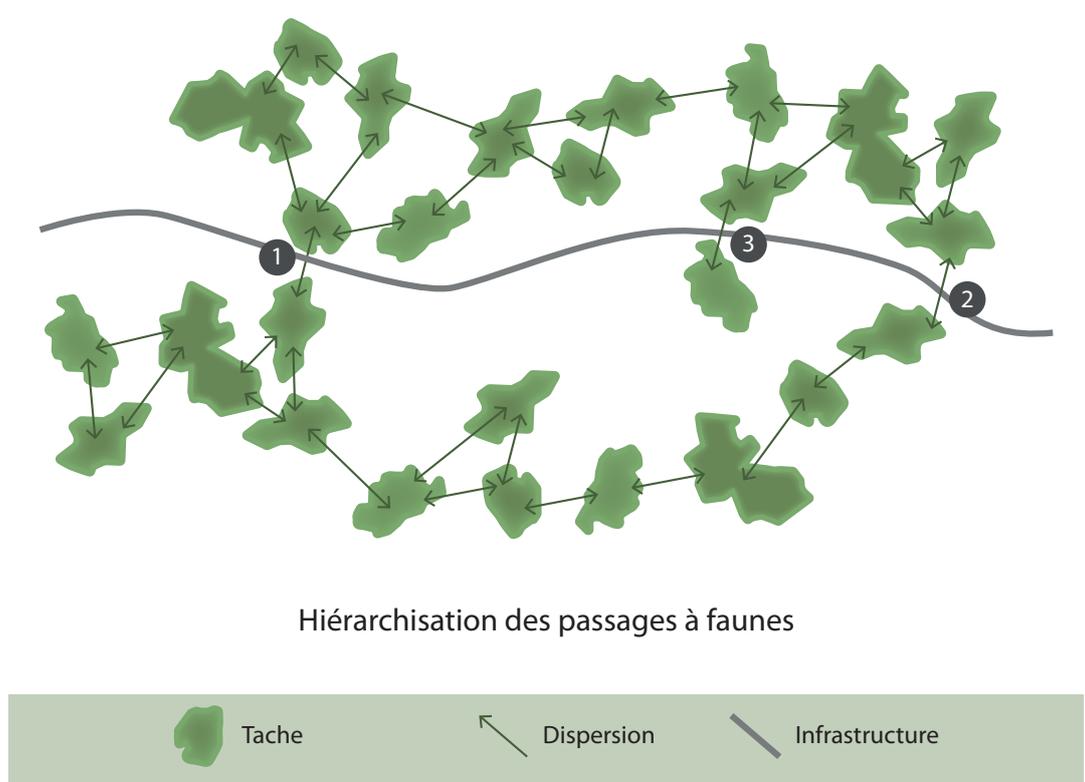


Figure 3.4 • Hiérarchisation des localisations potentielles des passages à faune le long d'une infrastructure en fonction du réseau écologique. Les aménagements de passage à faune sont proposés en fonction de la configuration globale du réseau écologique. La localisation de chaque passage est déterminée de manière à maximiser un indicateur global reflétant la connectivité à l'échelle du graphe entier.

CONCLUSION

Le travail de recherche proposé est articulé autour d'une méthode : les graphes paysagers. Il vise à mettre en évidence l'intérêt de cette méthode dans l'analyse des impacts des infrastructures sur les réseaux écologiques. Trois approches sont exposées pour démontrer la pertinence de l'échelle régionale dans les études d'impact. La première concerne l'influence du réseau écologique à l'échelle régionale dans la localisation des collisions. La deuxième s'intéresse à la localisation des espaces impactés par l'effet barrière d'une infrastructure, notamment à travers la recherche d'une distance de perturbation. La dernière approche a pour ambition de hiérarchiser la localisation de scénarios d'aménagements en fonction de la structure régionale du paysage.

CONCLUSION DU CHAPITRE 3

Ce chapitre nous a permis de revenir sur les différentes formes de modélisations proposées pour l'analyse des impacts des infrastructures de transport. Il en ressort un manque d'approches quantitatives et prédictives dans les études d'impact des infrastructures. Si quelques études sont réalisées à une échelle régionale pour l'analyse de la connectivité du paysage, les méthodes appliquées dans ce cadre restent difficilement reproductibles.

Un corps de méthodes fondé sur la théorie des graphes, les graphes paysagers, offre un cadre théorique et méthodologique adapté à la modélisation des réseaux écologiques à l'échelle régionale. Le travail de recherche proposé vise donc à mobiliser ces méthodes pour l'analyse de la connectivité du paysage. L'objectif général est de démontrer leur intérêt dans l'analyse des impacts des infrastructures à l'échelle régionale. Dans cette optique, les impacts directs et indirects (collisions et effet barrière) sont dans un premier temps explorés. Le travail cherche ensuite à proposer un cadre méthodologique pour aider à localiser les mesures d'évitement et d'atténuation des impacts des infrastructures.

CONCLUSION DE LA PREMIÈRE PARTIE

Le paysage est le témoin des activités humaines et des dynamiques écologiques. Or, il a longtemps présenté un intérêt uniquement esthétique et patrimonial. Les premières mesures de protections des paysages remarquables de la forêt de Fontainebleau et de Yellowstone, datant du XIX^{ème} siècle, en témoignent. Depuis, les préoccupations liées au maintien de la biodiversité ont fait évoluer les principes de protections des espaces naturels d'une vision « conservationniste » des espèces et des écosystèmes rares, à une intégration plus globale des dynamiques des écosystèmes dans les politiques d'aménagement du territoire. Ainsi, le concept de réseau écologique est devenu récurrent, depuis le début des années 2000, dans les documents d'urbanismes.

Le réseau écologique représente, pour une espèce, l'ensemble des éléments paysagers nécessaires au déroulement de son cycle de vie. Ces dynamiques s'expriment, non pas à l'échelle d'un écosystème, mais à travers l'ensemble du paysage, à l'échelle régionale. En aménageant l'espace, l'homme modifie la composition du paysage et bouleverse durablement les dynamiques écologiques présentes au sein des réseaux écologiques. Ce changement d'occupation du sol, et plus particulièrement, l'aménagement d'infrastructures linéaires de transport, crée des discontinuités dans les réseaux écologiques. Ces discontinuités perturbent directement les déplacements de la faune entre les différents éléments paysagers constituant leur réseau écologique.

Les impacts des infrastructures de transport sont évalués, tout au long du projet de construction d'une infrastructure, par des études d'impact. Ces études ont pour objectif de faire état des impacts d'une infrastructure, et de proposer des aménagements pour atténuer ces effets. Cependant la fragmentation du paysage et l'effet barrière sur les réseaux écologiques sont rarement pris en compte dans les études telles qu'elles sont menées actuellement. Pourtant, plusieurs méthodes d'analyse des impacts des infrastructures de transport sur la connectivité du paysage existent. Elles restent néanmoins difficiles à mettre en œuvre à l'échelle régionale.

Récemment, les concepts hérités de la théorie des graphes ont été appliqués en écologie du paysage pour modéliser les réseaux écologiques. Cette modélisation permet, de manière relativement souple, de quantifier la connectivité du paysage à l'échelle régionale. Elle offre ainsi un cadre potentiellement pertinent pour la mise en place de méthodes reproductibles (1) d'analyse des impacts des infrastructures de transport sur la connectivité du paysage et (2) de localisation de mesures d'atténuation de ces impacts.

Cette première partie a été l'occasion de revenir sur les principaux concepts mobilisés dans la thèse. Nous avons pu situer le travail dans son contexte, notamment en revenant sur les principaux travaux engagés dans l'analyse des impacts des infrastructures sur la connectivité paysagère. La question de recherche, relative à l'utilisation des graphes paysagers dans un contexte régional, étant posée, la deuxième partie présentera plus en détail cette méthode. Dans un second temps, nous présenterons la zone d'étude et les données nécessaires à la réalisation du travail.

La troisième partie développera l'ensemble de la démarche expérimentale appliquée à la prise en compte de l'échelle régionale dans (1) la localisation des collisions, (2) l'évaluation de l'effet barrière, et (3 - 4) la hiérarchisation des mesures d'atténuation des impacts. Nous chercherons à démontrer ces quatre hypothèses par des propositions méthodologiques et nous présenterons les résultats de chaque approche.

DEUXIÈME PARTIE

Réseaux écologiques et échelle régionale : cadrage méthodologique

INTRODUCTION

Deux points importants sont à retenir de l'objectif principal de la thèse. Le premier point est lié au parti pris méthodologique défendu dans le chapitre 3, la modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers. Le second point, l'échelle régionale, est inhérent à la fois à l'application de cette méthode, et à l'échelle à laquelle les impacts des infrastructures de transport semblent s'exprimer. Cette deuxième partie est consacrée à un cadrage méthodologique nécessaire à l'exécution du travail de recherche. Nous y présenterons plus en détail les graphes paysagers, et la zone d'étude sur laquelle porte la thèse.

Dans le chapitre 4, nous détaillerons la méthode des graphes paysagers. Nous présenterons, tout d'abord, la théorie des graphes, et nous définirons le vocabulaire employé. Dans un second temps, nous énoncerons l'utilisation des graphes dans d'autres disciplines que l'écologie du paysage. L'accent sera ensuite mis sur les méthodes liées à la modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers et nous détaillerons les différents modes de construction possibles de ces graphes. Les graphes offrent un cadre utile à l'analyse des réseaux à l'aide de métriques de connectivité. Nous présenterons ces métriques, qu'elles soient directement issues de la théorie des graphes, ou adaptées pour l'analyse des flux dans les réseaux écologiques. Ce quatrième chapitre sera l'occasion de poser toutes les bases nécessaires à la compréhension des méthodes mises en places dans la partie suivante.

L'étendue, à la fois de la zone de perturbation d'une infrastructure et des structures spatiales influençant les déplacements de la faune, n'étant pas connues *a priori*, la zone d'étude doit être la plus grande possible. Le chapitre 5 sera donc dédié à la présentation d'une zone d'étude régionale, la région Franche-Comté. Nous présenterons dans un premier temps la région et son importance d'un point de vue de l'analyse de la connectivité du paysage. Nous détaillerons ensuite les différentes infrastructures de transport qui maillent son territoire. Enfin, nous présenterons les données d'occupation du sol et les données relatives aux espèces mobilisées dans le travail de recherche.

LES GRAPHES PAYSAGERS

La théorie des graphes est une théorie mathématique utilisée dans l'analyse des réseaux. Elle permet de modéliser les relations entre plusieurs entités contraintes ou non dans l'espace. La théorie des graphes est très utilisée en géographie pour analyser les réseaux de transport et de télécommunication. Elle a également fait l'objet d'applications en écologie (réseaux trophiques, relations génétiques) et plus récemment en écologie du paysage à travers l'utilisation des graphes paysagers. Les graphes paysagers sont une forme de modélisation des réseaux écologiques. Ils appliquent les concepts de la théorie des graphes à l'analyse de la connectivité des structures paysagères. Dans ce contexte, l'analyse de la connectivité du paysage s'appuie sur un ensemble de métriques permettant d'estimer les flux de déplacement potentiels entre les taches d'habitat d'une espèce.

1. UNE MODÉLISATION RÉTICULAIRE DES ASPECTS FONCTIONNELS DU PAYSAGE

Un graphe permet de modéliser de manière simple les relations entre des entités formant un réseau. Dans le cas de l'analyse des réseaux écologiques, la mobilisation de la théorie des graphes permet de mettre en relation les différents éléments d'un paysage présentant un intérêt particulier pour une espèce. Dans une logique spatiale, la relation entre les taches d'habitat est liée à la distance qui les sépare et à la capacité de mouvement de l'espèce considérée. Par conséquent, la construction d'un graphe paysager est dépendante de l'espèce prise en compte et des objectifs de l'étude.

1.1. LA THÉORIE DES GRAPHS

1.1.1. Le graphe : un objet mathématique

Définitions

Un graphe G est défini par deux ensembles d'éléments, un ensemble de sommets $V(G)$, et un ensemble d'arêtes $E(G)$ représentant les relations entre ces sommets. Chaque arête joint deux sommets, ces sommets sont dans ce cas adjacents et chacun est incident à l'arête qu'ils partagent. Si une arête joint obligatoirement deux sommets, un sommet n'est pas toujours incident à une arête. L'ordre du graphe est le nombre de ses sommets et la taille du graphe est le nombre de ses arêtes.

Un graphe G peut être représenté graphiquement en symbolisant les sommets par des points et les arêtes par des lignes. Cette représentation offre une visualisation aisée de la structure générale du graphe. Un graphe peut également être décrit par une matrice d'adjacence dans laquelle chaque sommet est associé à une ligne i et une colonne j . Chaque cellule de la matrice correspond à une arête potentielle a_{ij} entre deux sommets i et j . Si les sommets i et j sont adjacents, la cellule a_{ij} est égale à 1. Si deux sommets ne sont pas adjacents, la cellule correspondante est alors égale à 0. Pour constituer une liste d'adjacence, on ne conserve que les paires de

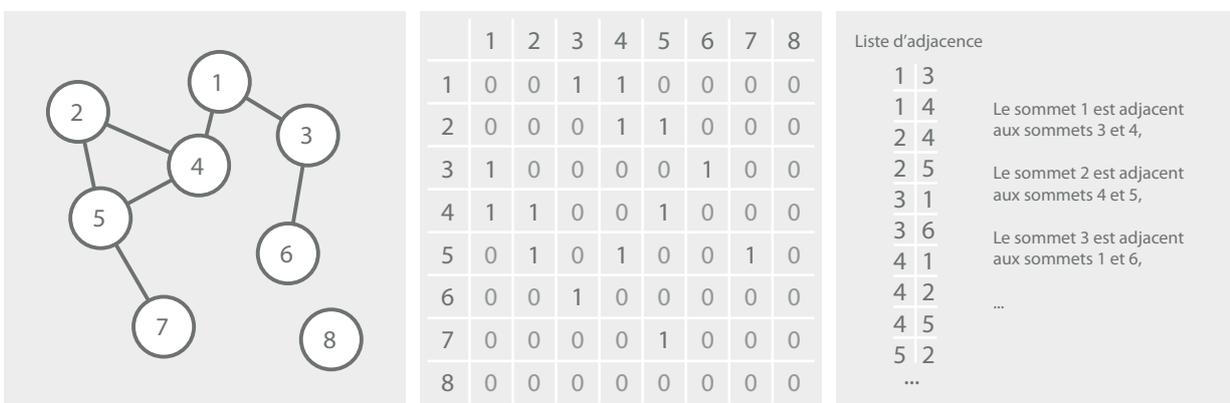


Figure 4.1 • Représentation graphique, matrice d'adjacence et liste d'adjacence d'un graphe.

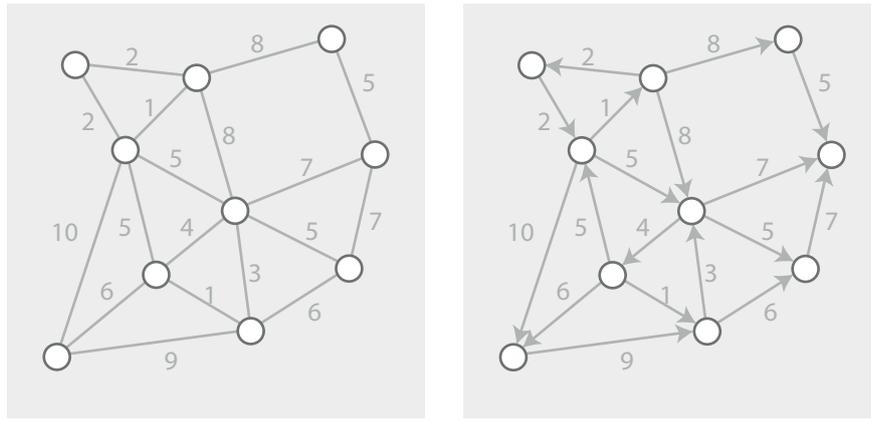


Figure 4.2 • Graphe valué, et graphe valué et orienté.

sommets adjacents en listant toutes les relations effectives (Figure 4.1). En informatique, cette description permet de pallier les limitations de mémoire lors de calculs sur de grands graphes.

Si l'on attribue un sens aux arêtes du graphe, ce dernier est qualifié de graphe orienté ou digraphe, et les arêtes orientées sont appelées arcs. Dans le cas contraire, le graphe est dit symétrique. Si un signe (négatif ou positif), et/ou un poids, sont attribués aux arêtes, le graphe résultant est un graphe valué. Un réseau est un graphe valué, qui peut être orienté ou non, dans lequel les sommets sont appelés nœuds, et où les arêtes, appelées liens, représentent les interactions entre ces nœuds (Figure 4.2).

Un graphe n'est pas obligatoirement connexe, c'est-à-dire que tous ses sommets ne sont pas obligatoirement adjacents. Dans ce cas, il est constitué d'au moins deux composantes, soit deux ensembles de sommets qui ne sont pas reliés entre eux. Un isthme et un point d'articulation sont respectivement, une arête et un sommet dont le retrait entraîne l'augmentation du nombre de composantes du graphe.

La topologie

À partir d'un même ensemble de sommets, deux topologies remarquables peuvent être construites : les graphes complets et les graphes planaires. Un graphe complet K_n est un graphe non orienté, connexe dont tous les sommets n sont reliés entre eux deux à deux par une arête (Figure 4.3).

Un graphe planaire est un graphe qui peut être représenté dans le plan et dont les arêtes ne se croisent pas. Il peut être construit à partir d'un ensemble de sommets pour lesquels on définit les polygones de Voronoï. Selon le principe de la triangulation de Delaunay, tous les sommets dont les polygones de Voronoï partagent une arête commune sont reliés entre eux. Le graphe ainsi obtenu est un graphe planaire et constitue le graphe dual du diagramme de Voronoï (Figure 4.4).

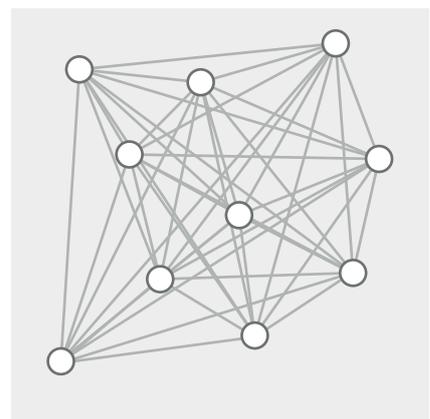


Figure 4.3 • Graphe complet K_{10} .

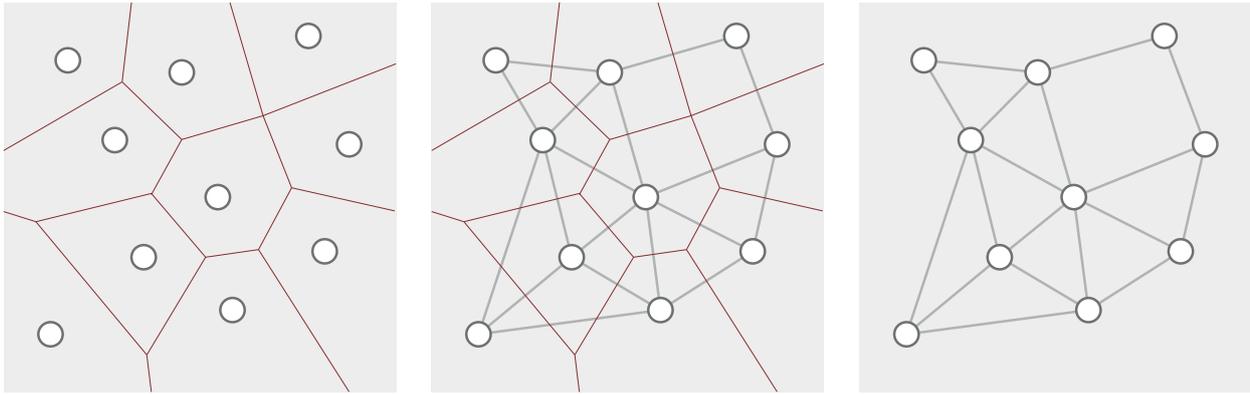


Figure 4.4 • Construction d'un graphe planaire.

Un graphe est composé d'un ensemble de sous-graphes. Un sous-graphe est dit couvrant s'il possède le même ensemble de sommets que le graphe dans lequel il est contenu. Certains sous-graphes sont remarquables, par exemple une clique est un sous-graphe complet. Un arbre est un graphe connexe qui ne présente pas de cycle, et une forêt est un graphe non connexe composé de plusieurs arbres.

1.1.2. Une structure pour l'analyse des phénomènes réticulaires

Les parcours dans un graphe

Un cas d'école de la théorie des graphes est le problème des sept ponts de Königsberg traité par Leonhard Euler en 1741. L'auteur cherche à réaliser un itinéraire qui permette de rejoindre son point de départ en ne passant qu'une seule fois sur chaque pont de la ville. Dans le cas de la ville de Königsberg, le problème ne peut pas être résolu. Selon le théorème d'Euler, dans un graphe, un chemin Eulérien est un parcours qui emprunte une seule fois chaque arête du graphe. Un graphe est dit Eulérien s'il compte un nombre pair d'arêtes.

De nombreux problèmes, traitant de l'optimisation des parcours dans un réseau, sont explorés à travers la théorie des graphes. Parmi eux, le problème du voyageur de commerce vise à créer un cycle passant par tous les sommets d'un graphe. Un arbre couvrant est un sous-

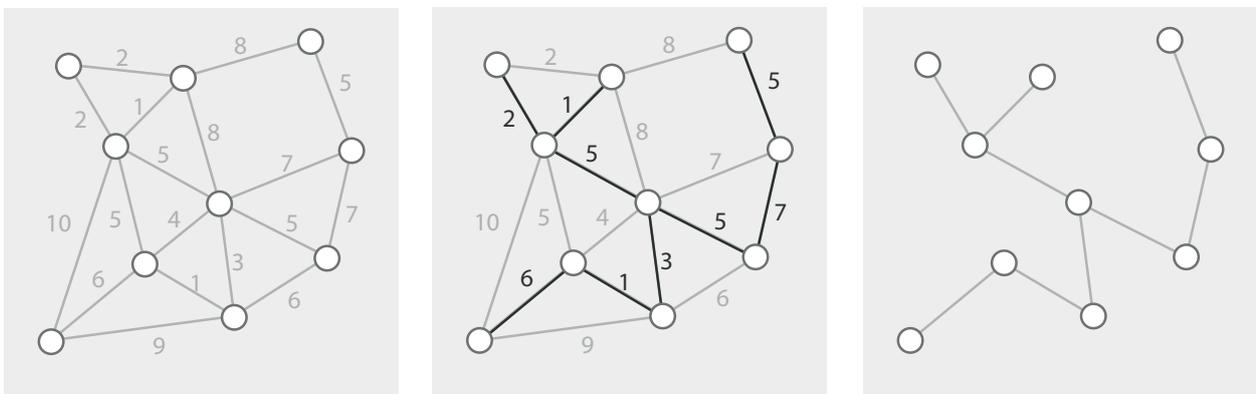


Figure 4.5 • Identification d'un arbre couvrant minimum selon l'algorithme de Kruskal.

graphe qui relie l'ensemble des sommets du graphe dans lequel il est contenu sans présenter de cycle. L'arbre couvrant minimum (*minimum spanning tree* ou ACM) permet d'identifier le parcours le plus court. L'ACM est un cas particulier de sous-graphe contenu dans un graphe valué et est défini pour la composante la plus grande du graphe. Plusieurs ACM peuvent exister dans un graphe.

Dans un ACM, la sélection des arêtes est dépendante de leur poids et minimise le poids total de l'arbre. Deux algorithmes permettent d'identifier un ACM : l'algorithme de Kruskal et celui de Prim. Le premier classe toutes les arêtes du graphe en fonction de leur poids. Les arêtes sont alors sélectionnées une à une, du poids le plus faible au poids le plus élevé. Une arête, dont la sélection constituerait un cycle, n'est pas retenue dans l'arbre. Les arêtes suivantes sont sélectionnées selon la même contrainte. L'ensemble des arêtes et des sommets sélectionnés constituent l'ACM (Figure 4.5).

L'algorithme de Prim sélectionne au hasard un sommet du graphe. À partir de ce sommet, l'arête incidente, dont le poids est le plus faible, est choisie et son deuxième sommet est sélectionné. La seconde arête dont le poids est le plus faible parmi les arêtes incidentes aux sommets précédemment sélectionnés est choisie. L'algorithme continue la sélection de telle sorte qu'aucun cycle ne soit constitué dans le graphe et jusqu'à ce que tous les sommets du graphe soient connexes.

Dans la même logique, la recherche d'un parcours de poids minimum d'un sommet à un autre dans un graphe valué positivement, est à l'origine de plusieurs algorithmes dont celui de Dijkstra. À partir d'un sommet, tous les parcours du sommet d'origine au sommet de destination sont testés successivement. Le parcours ou chemin de moindre coût du sommet d'origine au sommet de destination est retenu. En cas d'égalité entre deux parcours, un des deux parcours est choisi aléatoirement (Figure 4.6).

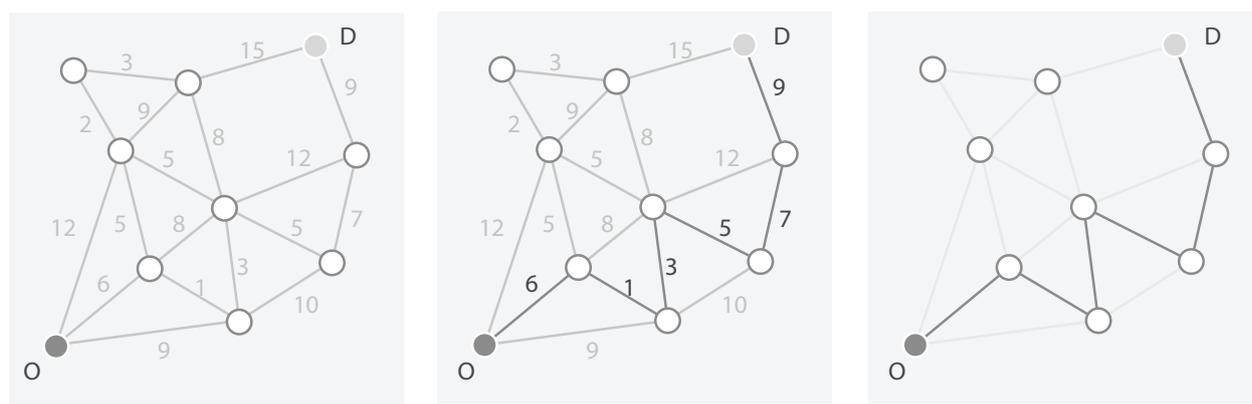


Figure 4.6 • Recherche d'un chemin de moindre coût entre les sommets O et D selon l'algorithme de Dijkstra.

Les flots dans les réseaux

Un réseau de flots (*flow network* ou *transportation network*) est un graphe orienté dont chaque arête reçoit un flot (ou flux). Les réseaux de flots permettent de modéliser par exemple l'écoulement de l'eau dans des canalisations, ou encore le trafic sur un réseau de transport. Dans le cas d'un circuit électrique, les sommets du graphe sont les nœuds du circuit, et les arêtes sont les connexions entre ces nœuds et accueillent le flot, c'est-à-dire le courant électrique.

Trois principes fondamentaux existent dans les réseaux de flots. Le premier principe est que le flot entre dans le réseau par un nœud, appelé source, et qu'il en ressort par un autre appelé puits. Le second principe est la loi des nœuds. Le flot émis par la source est égal au flot qui est accueilli par le puits. Par conséquent, la somme des flots émis par plusieurs sources et égale à la somme des flots accueillis par tous les puits. Le dernier principe fondamental est que chaque arête est caractérisée par une capacité. À l'image du diamètre d'une canalisation, ou de la résistance d'un composant dans un circuit électrique, chaque arête ne peut accueillir qu'une certaine quantité de flots en fonction d'une limite imposée par sa capacité.

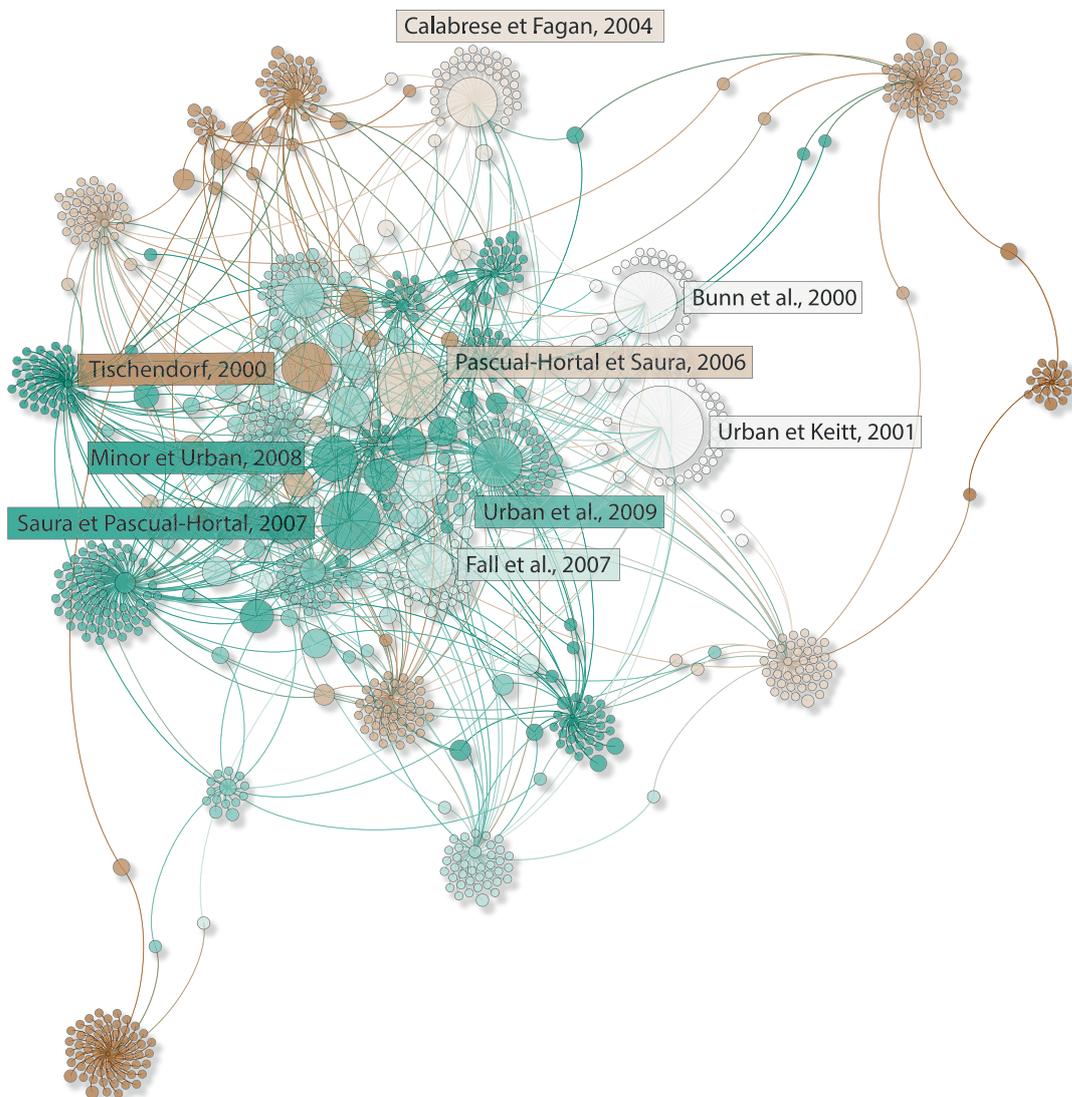


Figure 4.7 • Graphe de co-citations de quelques articles scientifiques cités dans la thèse.

1.1.3. Exploitations de la théorie des graphes

Les domaines d'application

La théorie des graphes est mobilisée dans un grand nombre de disciplines pour modéliser les relations entre des entités, telles que des atomes dans une molécule, des localisations dans une ville, ou des individus à l'intérieur de groupes socioculturels. Les différents problèmes posés sont liés en premier lieu aux réseaux physiques simples, tels que les réseaux routiers, les réseaux électriques ou les réseaux hydrographiques. Avec le développement de l'informatique et l'augmentation des capacités de calcul, des graphes plus grands peuvent être modélisés, et les algorithmes de résolution de problème sont plus rapides à exécuter (Figure 4.7). Dans le domaine de l'internet, la théorie des graphes est mobilisée dans les algorithmes des moteurs de recherche, dans les analyses des liens entre les différents sites internet et blogs, ou dans la mise en relation des personnes au sein des plateformes de réseau social.

À travers ces utilisations, deux structures de graphes sont présentes : les graphes spatiaux et les graphes aspatiaux. Les graphes aspatiaux sont les plus basiques. Dans leur représentation graphique, le positionnement des sommets n'est pas contraint. En revanche, dans un graphe spatial les sommets et les arêtes représentent des entités localisées dans l'espace. Leur représentation graphique est donc contrainte, le plus souvent dans le plan.

Les applications en écologie

La théorie des graphes est utilisée en écologie pour caractériser les relations entre les entités des réseaux trophiques (*food web*) (Girvan et Newman 2002). Ces approches réticulaires sont aussi utilisées pour l'analyse des relations génétiques dans un groupe d'individus (Fortuna *et al.* 2009). Mais ces applications restent limitées à l'utilisation de graphes aspatiaux.

C'est à partir de la dernière décennie que la théorie des graphes est appliquée à l'analyse spatiale en écologie. Les applications des graphes paysagers ont pour objectif d'analyser l'effet de la fragmentation et de la perte de connectivité entre des taches d'habitat ou tout autre élément spatial d'intérêt pour une espèce. Les graphes paysagers (*landscape graphs*) sont mobilisés pour la première fois en milieu terrestre (Keitt *et al.* 1997), mais ils peuvent également être adaptés en milieu océanique (Tremblay *et al.* 2008).

1.2. CONSTRUCTION D'UN GRAPHE PAYSAGER

Un graphe paysager est défini par un ensemble de nœuds, représentant les taches d'habitat d'une espèce ou d'un groupe d'espèces, et de liens, modélisant les relations fonctionnelles entre ces taches. Plusieurs étapes sont nécessaires à sa construction : (1) cartographier le paysage d'une espèce ; (2) définir les nœuds du graphe ; (3) définir les liens du graphe ; (4) choisir une topologie pour la construction du graphe et (5) seuiller les liens du graphe.

1.2.1. Les supports possibles à l'origine d'un graphe paysager

Les cartes d'occupation du sol

L'occupation du sol est une donnée fréquemment employée en écologie du paysage. Elle permet de mettre en relation les modes d'occupation du sol et les données disponibles sur une

espèce (présence, déplacements). La carte d'occupation du sol, nécessaire à la construction d'un graphe paysager, est assemblée en fonction de l'espèce dont on souhaite modéliser le réseau écologique, elle constitue alors la carte du paysage de l'espèce. Dans ce cas, l'habitat de l'espèce, ainsi que les différents éléments paysagers influençant ses déplacements doivent pouvoir être explicitement cartographiés. Le grain de cette carte est donc défini en fonction de l'échelle des plus petits éléments à prendre en compte dans le paysage. Par exemple, des éléments fins comme les chemins ou les haies sont fréquemment pris en compte dans les déplacements de la faune. Le choix d'une précision importante de la cartographie permet d'intégrer ses éléments sans les surreprésenter. Cependant, le modèle cartographique créé sert de support à la construction du graphe paysager, et le temps de traitement de la carte par un programme informatique doit être optimisé. Il est donc nécessaire de trouver un bon compromis entre la précision nécessaire des données et l'étendue de la zone modélisée.

Les différents modes d'occupation du sol sont ensuite hiérarchisés en fonction de leur degré d'hospitalité, du plus favorable (taches d'habitat) au plus défavorable (espaces artificialisés, barrières aux déplacements) pour l'espèce considérée. Cette hiérarchisation peut être issue d'informations directement extraites d'un corpus bibliographique ou établie en interrogeant des experts de terrain (écologues, associations naturalistes).

Modélisation d'une carte d'aptitude

La carte d'occupation du sol telle qu'elle est définie plus haut, correspond à un modèle *a priori* du paysage d'une espèce. Si l'habitat d'une espèce ne peut pas être explicitement cartographié, une carte d'aptitude à sa présence en tout point de l'espace peut être modélisée selon deux approches. Ces deux approches se fondent sur la combinaison de plusieurs variables, comme une carte d'occupation du sol, des variables topographiques ou climatiques.

La première méthode consiste à modéliser l'aptitude en mettant en relation des variables considérées comme favorables à la présence de l'espèce. Cette approche est fondée sur un modèle linéaire généralisé identifiant les variables explicatives à la présence de l'espèce. En appliquant le modèle à chaque pixel de l'image, le résultat est une carte dont les valeurs indiquent la probabilité de présence d'une espèce en tout point de l'espace.

La seconde méthode vise à quantifier l'aptitude à partir uniquement d'hypothèses sur les facteurs favorables à la présence d'une espèce. Cette approche est issue de la méthode de Hirzel *et al.* (2001) et Hirzel et Guisan (2002) pour la création d'espèces virtuelles. Aucun point d'occurrence ne prend part à la réalisation de la carte d'aptitude, seule une évaluation multicritères est réalisée pour combiner des variables entre elles. Le résultat est une carte de la probabilité de présence d'une espèce virtuelle dont les valeurs sont comprises entre 0 et 1.

Dans les deux cas, les images peuvent ensuite être discrétisées pour permettre l'identification de taches dans lesquelles la probabilité de présence est la plus importante. Le reste de la carte est classé et hiérarchisé en fonction des valeurs d'aptitude à la présence de l'espèce.

Encadré 4 • Analyse morphologique des structures spatiales

Le traitement morphologique nommé Morphological Spatial Pattern Analysis (MSPA) permet, dans une image binaire, de classer un ensemble de pixels selon plusieurs critères (Riitters et al. 2009; Soille et Vogt 2009; Vogt et al. 2007). Ce traitement est réalisé à l'aide du logiciel dédié, GUIDOS MSPA, à partir d'une image classée comprenant un « premier plan » représentant la classe d'intérêt, et un « arrière plan » correspondant au reste de l'image. Le traitement identifie sept classes à l'aide d'une succession d'opérateurs mathématiques et morphologiques selon une échelle définie en nombre de pixels (Figure 4.9). La première classe correspond aux espaces « cœurs », c'est-à-dire aux pixels uniquement connexes à des pixels du premier plan.

Suite à la dilatation de la classe cœur, si les pixels bordant cette classe sont situés à l'extérieur ou à l'intérieur d'un cœur, ils sont attribués à la classe lisière ou à la classe perforation. Les îlots sont classés en regroupant les pixels qui ne sont pas connexes à une classe lisière ou perforation. Les ponts sont des pixels joignant deux cœurs et directement connexes à la classe lisière. Les boucles sont des ponts joignant le même cœur. Enfin, les dendrites sont les ensembles de pixels connexes aux classes lisières et perforation, mais qui ne sont en contact qu'avec le même cœur sans former de boucle.

Dans une optique cartographique, ce traitement permet, pour un type d'occupation du sol, de dissocier plusieurs ensembles de pixels en fonction de leur structure spatiale. Les éléments compacts tels que les taches d'habitat sont ainsi différenciés des éléments linéaires ayant la même nature mais dont la forme ne permet pas d'offrir un espace refuge suffisamment étendu pour avoir la fonction d'habitat.

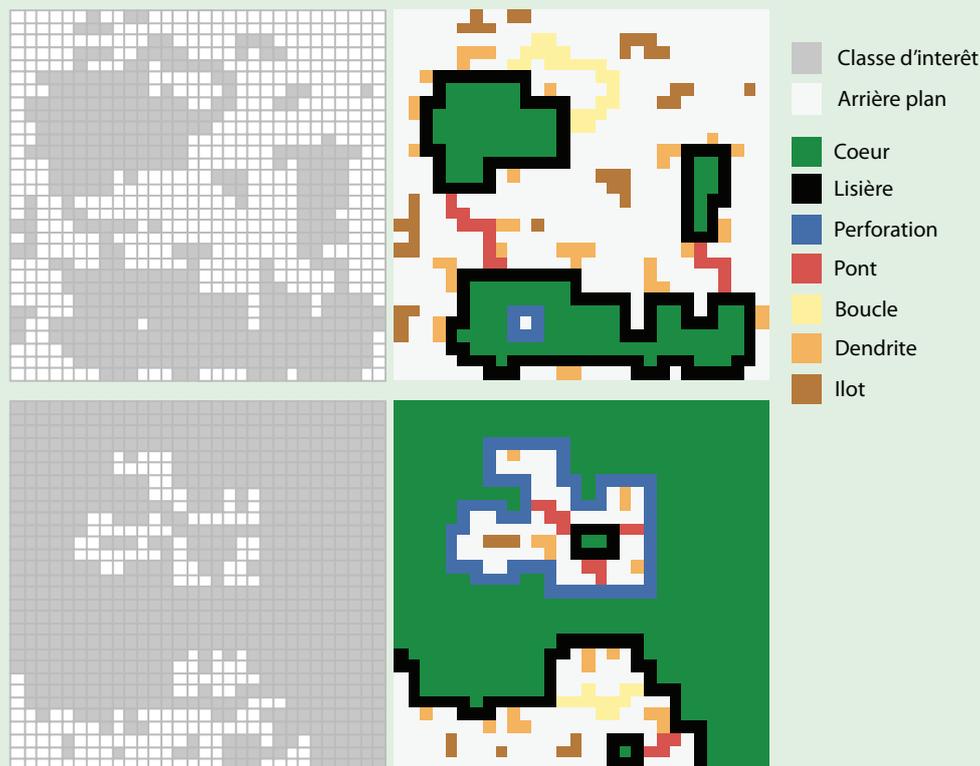


Figure 4.8 • Analyse morphologique MSPA et classes identifiées.

1.2.2. Définition des nœuds

Dans un graphe paysager, les nœuds représentent les taches d'habitats favorables ou toute autre unité spatiale d'intérêt pour une espèce donnée. Les nœuds d'un graphe paysager peuvent être des entités ponctuelles ou surfaciques (Fall *et al.* 2007; Galpern *et al.* 2011).

Lors de la constitution de la carte de paysage, les taches d'habitat préférentiel peuvent avoir des formes géométriques variées (Figure 4.9). Or, au sens de Forman (1995), une tache est une entité relativement compacte. Si la géométrie des taches identifiées dans la carte de paysage est très variable, un traitement morphologique (MSPA) est appliqué à cette classe pour dissocier les agrégats de pixels relativement homogènes des ensembles de pixels formant des structures plus linéaires. Les taches sont alors considérées comme les nœuds du graphe, et les éléments identifiés comme linéaires sont attribués à une nouvelle classe. Cette classe identifiée comme « éléments favorables aux déplacements » est de la même nature que l'habitat et peut être assimilée à un corridor de déplacement.

Dans le cas d'une espèce sensible aux perturbations venant de l'extérieur de la tache (nuisances anthropiques, prédation par exemple) et pour laquelle la matrice entourant la tache d'habitat joue un rôle défavorable, l'habitat optimal peut correspondre à l'espace à l'intérieur des taches, appelé cœur. Un traitement morphologique (MSPA) permet de dissocier le cœur de la tache et sa lisière en fonction d'une distance à la matrice qui est propre à l'espèce (Encadré 4).

1.2.3. Définition des liens

Pondération des liens

Les liens représentent la relation fonctionnelle qui symbolise les mouvements potentiels entre les taches d'habitat. Ces liens sont représentés graphiquement par des lignes joignant les nœuds entre eux. Les liens d'un graphe paysager relient les taches d'habitat soit de centroïde à

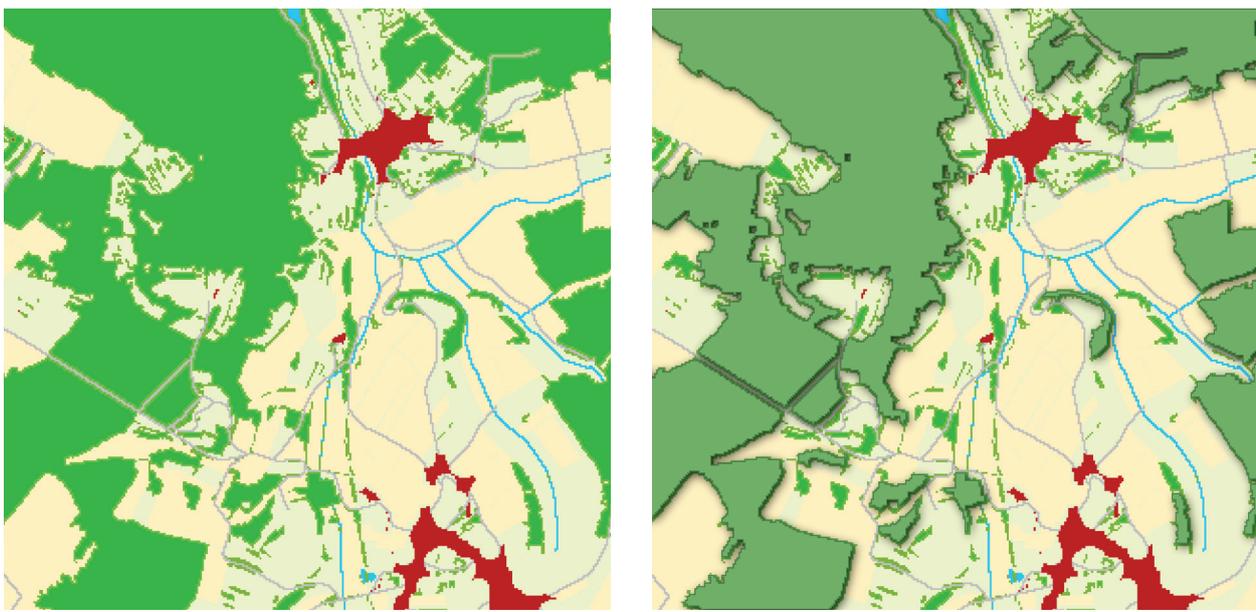


Figure 4.9 • Identification des taches d'habitat d'une espèce forestière.

centroïde, soit de bord à bord. Ils sont le plus souvent pondérés par la distance entre les taches qu'ils joignent. La distance euclidienne entre les nœuds du graphe est l'attribut le plus simple à mettre en œuvre pour les liens dans un graphe paysager valué.

Dans un paysage où la matrice est hétérogène, pour construire un modèle écologique pertinent, la distance dite effective entre les taches est fréquemment préférée à la distance euclidienne (Adriaensen *et al.* 2003). Cette distance effective correspond à la distance de moindre coût entre les taches d'habitats, et peut être issue d'un chemin unique de moindre coût ou de l'ensemble des chemins possibles entre deux taches. La totalité ou une partie des chemins possibles entre deux taches constitue une surface de moindre coût. Cette surface de moindre coût est assimilée à un corridor entre deux taches et permet de pallier la principale limitation du chemin unique (Pinto et Keitt 2009). Pour une espèce donnée, des valeurs de résistance doivent être attribuées pour chaque type d'occupation du sol au regard de la difficulté pour un organisme de le traverser. La valeur de résistance des taches d'habitat et des éléments favorables au mouvement est habituellement définie à 1. Au final, chaque lien dans le graphe est caractérisé par un attribut de distance sommant les différentes valeurs de résistance des classes rencontrées entre les taches d'habitat.

Direction des liens

Les graphes paysagers peuvent, comme tous graphes, être dirigés. Les liens du graphe ont donc une direction symbolisant une relation asymétrique entre les taches connexes. Cette propriété peut avoir beaucoup de sens d'un point de vue écologique dès lors que le réseau modélisé correspond à une logique de colonisation – extinction – recolonisation, rencontrée dans les modèles de métapopulation et dans le modèle source-puits. Dans ce travail, les liens modélisés sont symétriques.

1.2.4. Choix de la topologie du graphe

Graphes complets, graphes planaires

À partir d'une même carte de paysage et des mêmes nœuds, plusieurs graphes peuvent être construits, selon sa topologie et le seuillage des liens choisis. Un graphe complet est construit en reliant toutes les taches deux à deux. D'un point de vue écologique, il représente tous les parcours possibles entre toutes les taches d'un paysage. Du fait du nombre potentiel de liens très important, la structure d'un graphe complet requiert une capacité de calcul importante.

Un graphe planaire est construit en ne reliant que les taches voisines entre elles. Ces taches voisines sont identifiées en générant le diagramme de Voronoï pour toutes les taches. La triangulation de Delaunay, graphe dual au diagramme de Voronoï, correspond alors au graphe planaire minimal des taches. Un graphe planaire est une simplification d'un graphe complet. Son nombre de liens potentiellement plus faible que pour un graphe complet, offre la possibilité de réduire considérablement les temps de calcul. En dehors des considérations informatiques, le graphe planaire peut permettre de modéliser le plus fidèlement possible certains comportements de déplacements. En effet, pour certaines espèces les déplacements s'effectuent de proche en proche entre les taches d'habitat.

Un graphe planaire peut être défini dans un espace euclidien ou dans un espace coût. Lors de la création du diagramme de Voronoï, soit la distance entre les taches est calculée directement en distance euclidienne, soit le chemin de moindre coût entre les taches est calculé pour identifier les taches voisines entre elles. La définition d'un graphe planaire dans un espace euclidien est une simplification du même graphe, mais défini dans un espace coût. Ici le temps de calcul pour la création d'un graphe planaire dans un espace coût est nettement supérieur à la création d'un graphe planaire dans un espace euclidien.

Le seuillage du graphe

Seuiller un graphe consiste à retirer tous les liens dont la distance est supérieure à une valeur donnée. Les graphes paysagers ont pour objectif de modéliser le réseau écologique d'une ou plusieurs espèces entre les différentes taches d'habitat à l'échelle des déplacements d'un individu dans son domaine vital, ou à l'échelle des échanges génétiques sur plusieurs générations. Dans le cas d'une modélisation représentant la dispersion d'une espèce d'un domaine vital à un autre, la distance utilisée pour seuiller le graphe correspond à la capacité de dispersion de cette espèce.

Dans le cas d'un graphe dont les liens sont caractérisés par une distance coût, le seuillage du graphe s'effectue en fonction de la valeur des coûts cumulés des liens. Cependant, la distance de dispersion qui sert à définir la valeur de seuillage d'un graphe, est le plus souvent exprimée en valeur métrique. Une conversion entre la distance euclidienne et la distance coût cumulée des liens est alors nécessaire. Pour se faire, une régression linéaire est réalisée entre les valeurs de distances de tous les liens du graphe.

Le seuillage est la dernière étape avant l'exploitation du graphe comme structure de calcul des métriques de connectivité. Le graphe ainsi obtenu peut être représenté en vue topologique, par des nœuds et des liens, ou en vue réaliste, par des taches et des chemins (Figure 4.10).

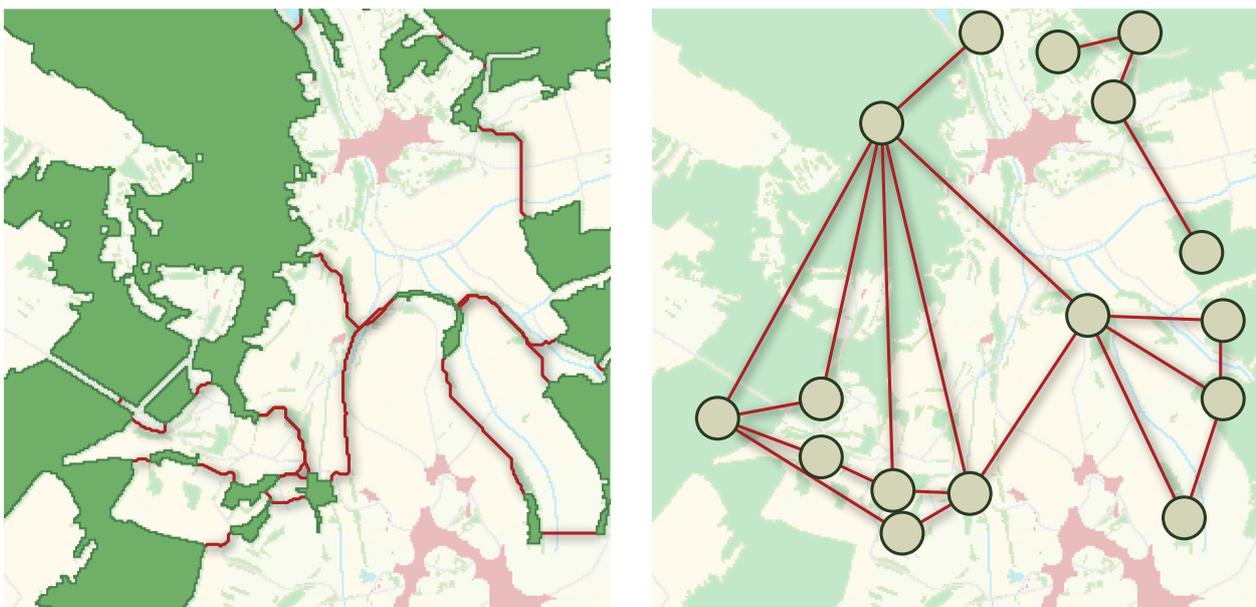


Figure 4.10 • Visualisations réaliste et topologique d'un graphe paysager.

CONCLUSION

La théorie des graphes permet de modéliser les relations entre des entités sous la forme d'un réseau composé de nœuds et de liens. D'un point de vue mathématique, les graphes possèdent de nombreuses propriétés liées à leur topologie (graphe complet, planaire). Cette formalisation est mobilisée dans de nombreuses disciplines, dont les mathématiques, la géographie et l'écologie. Si les premières approches des réseaux en écologie sont majoritairement aspatiales, comme les réseaux trophiques, la théorie des graphes offre de nouvelles perspectives dans l'analyse de la connectivité du paysage. Dans cette optique, les graphes paysagers modélisent les relations entre les taches d'habitat dans un paysage hétérogène. Leur construction, à travers la définition des nœuds et des liens, ainsi que le choix de la topologie et le seuillage des liens est dépendante de l'espèce considérée. Une fois le réseau écologique d'une espèce modélisé, le graphe paysager correspondant offre la possibilité de quantifier la connectivité au sein d'un réseau écologique.

2. L'ESTIMATION DES FLUX DANS UN RÉSEAU ÉCOLOGIQUE

L'analyse de la connectivité par les graphes paysagers permet d'estimer les flux d'individus dans chaque élément des réseaux écologiques modélisés. Les flux dans un réseau écologique représentent les mouvements potentiels d'individus d'une tache à une autre. L'étude des flux dans un réseau est largement traitée dans d'autres disciplines comme les sciences physiques. L'adaptation de l'estimation des flux à une application en écologie du paysage nécessite de prendre en compte de manière plus importante l'espace. De plus, les comportements propres à chaque espèce en fonction des types de déplacements dans le paysage doivent être considérés afin d'obtenir un modèle écologique pertinent.

2.1. LES MÉTRIQUES DE CONNECTIVITÉ

2.1.1. Une logique spatialement explicite

Les échelles d'analyse

Le graphe offre une structure simple permettant le calcul de nombreuses métriques de connectivité. Certaines métriques sont directement issues de la théorie des graphes, comme le degré d'un nœud comptabilisant le nombre de nœuds qui lui sont adjacents, ou encore le diamètre d'un graphe représentant le plus grand parcours qui minimise la distance entre deux nœuds. Depuis la dernière décennie, de nombreuses métriques relatives à l'analyse de la connectivité du paysage ont été proposées. On identifie quatre niveaux d'analyse, soit quatre échelles dans le réseau écologique, pour lesquels les métriques de connectivité ont été développées (Rayfield *et al.* 2011).

Le premier niveau d'analyse est celui de l'élément de base du graphe, le nœud. Il concerne les propriétés du nœud d'intérêt, en relation avec le graphe auquel il appartient, par exemple le degré du nœud, ou encore l'importance de ce nœud en fonction de sa position dans le graphe (Figure 4.11a).

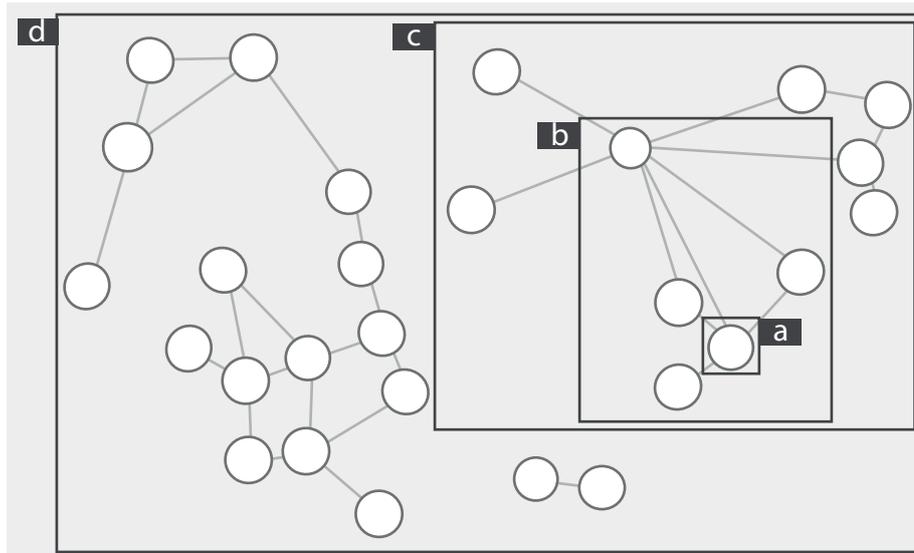


Figure 4.11 • Niveaux d'analyse des graphes.

Le deuxième niveau concerne les métriques dont le calcul prend en compte, pour un nœud donné, les propriétés des nœuds qui lui sont adjacents. Par exemple, la métrique de corrélation évalue la relation entre le degré d'un nœud et le degré de chacun des nœuds qui lui sont adjacents (Figure 4.11b).

Le troisième niveau des métriques s'intéresse aux composantes ou simplement à des ensembles de nœuds connexes partageant des propriétés similaires, les *clusters*. Une composante peut par exemple être caractérisée par son degré, dans ce cas, tous les nœuds appartenant à la même composante ont le même attribut (Figure 4.11c).

Enfin, le dernier niveau se situe à l'échelle de l'ensemble du réseau, qu'il soit connexe ou non. À ce niveau, les métriques caractérisent la connectivité globale du réseau. Le degré peut une nouvelle fois caractériser ce niveau en calculant la moyenne des degrés de chaque nœud du graphe (Figure 4.11d).

Dans le cas d'une métrique à l'échelle du graphe entier, la contribution de chaque nœud à la connectivité globale peut être calculée à travers la méthode du retrait (*removal method*). Le principe de calcul repose sur le retrait tour à tour de chaque nœud du graphe, à chaque retrait la métrique de connectivité globale est calculée. Le taux de variation δ de la métrique suite au retrait de chaque nœud est calculé suivant :

$$\delta_i = \frac{(m - m_i)}{m} \quad \underline{\underline{4.1}}$$

avec δ le taux de variation de la métrique globale lors du retrait du nœud i , m la valeur de la métrique globale, et m_i la valeur de la métrique globale lors du retrait de la tâche i .

Des distances aux probabilités de déplacement

Dans le cas des graphes paysagers, les métriques de connectivité s'appuient sur le type de distance utilisée lors de la construction du graphe. Cette distance peut être la distance euclidienne ou la distance de moindre coût entre deux taches. Lors de la construction d'un graphe paysager, lorsque les chemins relient les taches de bord à bord, le calcul des métriques de connectivités peut être biaisé. En effet, lorsqu'une distance est calculée entre deux taches connexes non adjacentes, la distance à l'intérieure des taches intermédiaires n'est pas prise en compte. Afin que le calcul des métriques soit écologiquement pertinent, la distance intra-tache est calculée et ajoutée au parcours entre deux taches distantes dans le graphe.

Tous les individus d'une population ne se déplacent pas à la même distance. Il existe une variabilité importante dans les capacités de déplacement pour une même espèce. Afin de prendre en compte, la distribution potentielle du nombre d'individus pouvant atteindre une certaine distance, cette distance est transformée par une relation de probabilité. La majorité des métriques de connectivité prend en compte la relation présente dans le modèle des métapopulations de Hanski (1994) afin de quantifier, à partir de la distance inter-tache, la probabilité de dispersion d'une espèce cible. Cette relation de probabilité est exprimée par :

$$p_{ij} = e^{-\alpha d_{ij}} \quad \underline{\underline{4.2}}$$

avec p la probabilité de dispersion entre les deux taches i et j ; et d_{ij} la distance entre les taches i et j . α est un facteur de la distance propre à l'espèce considérée tel que :

$$\alpha = \frac{-\ln(p)}{d} \quad \underline{\underline{4.3}}$$

avec d la distance de dispersion de l'espèce cible, et p la probabilité de dispersion à cette distance. α est paramétré le plus souvent à l'aide de la distance de dispersion maximale ou médiane de l'espèce. Dans le cas d'une espèce dont la distance de dispersion médiane est de 3 000 m, 50% des individus dispersent à plus de 3 000 m, soit $p=0,5$.

2.1.2. Typologie des métriques

Attributs des taches

Parmi les trois types de métriques de connectivité identifiées par Baranyi *et al.* (2011), le premier caractérise des propriétés intrinsèques des taches. Il s'agit dans la majorité des cas de la surface de la tache d'habitat qui peut être pondérée par un paramètre personnalisé tel que :

$$R_i = a_i \cdot k_i \quad \underline{\underline{4.4}}$$

avec R_i le recrutement de la tache i , a_i la surface de la tache, et k_i un paramètre de pondération. Cette métrique fait référence au recrutement, ou capacité d'une tache, c'est-à-dire à son

potentiel démographique. Dans le cas de la surface, plus une tache est grande, plus elle peut potentiellement « émettre » des individus. Bien que cette métrique soit indépendante de la topologie du réseau, l'attribut qui en résulte peut être intégré dans le calcul d'autres métriques à des niveaux supérieurs.

Mesure des flux entre les taches

Le deuxième type de métriques de connectivité est plus dépendant de la topologie du réseau. Il s'agit d'un ensemble de métriques directement issues des modèles d'interactions, pour mesurer un flux entre deux entités en fonction de la distance qui les sépare.

$$F_{ij} = k \frac{P_i P_j}{d_{ij}} \quad \underline{\underline{4.5}}$$

avec F_{ij} la quantité de flux entre les entités i et j , P_i et P_j les masses respectives des entités i et j , d_{ij} la distance qui sépare les entités i et j , k une constante d'ajustement du modèle.

Ces modèles d'interaction sont adaptés afin de modéliser les interactions potentielles entre deux taches d'habitat. Deux niveaux de calcul des métriques de flux existent : les métriques globales et les métriques locales. Les métriques globales peuvent être transposées localement en calculant son taux de variation par retrait itératif des nœuds.

Les métriques *Integral Index of Connectivity* (IIC) (Pascual-Hortal et Saura 2006), *Probability of Connectivity* (PC) (Saura et Pascual-Hortal 2007) et *Area-Weighted Flux* (AWF) (Bunn *et al.* 2000; Urban et Keitt 2001) sont toutes les trois des métriques dites globales qui caractérisent la somme des interactions sur le réseau entier. La métrique IIC est une métrique de connectivité pour les réseaux dont les liens ne sont pas pondérés. Cette métrique estime la possibilité de dispersion d'une tache à une autre pour toutes les taches d'un réseau. Elle est exprimée par :

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_L^2} \quad \underline{\underline{4.6}}$$

avec a_i et a_j les surfaces respectives des taches i et j , nl_{ij} le nombre de liens appartenant au parcours entre la tache i et j , et A_L la surface totale de la zone d'étude.

Le PC est similaire à la métrique IIC mais pour les réseaux dont les liens sont pondérés. Il mesure la probabilité que deux individus placés au hasard dans la zone d'étude se situent dans des taches d'habitats connexes. Cette métrique est proche de la taille effective de la maille de Jaeger (2000), mais intègre la probabilité de dispersion directe p en fonction de la distance entre les taches d'habitat. Elle intervient à travers le facteur p^* représentant le produit maximum des

probabilités de dispersion de tous les parcours possibles entre la tache i et j . Le PC est défini tel que :

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}{A_L^2} \quad \underline{\underline{4.7}}$$

En normalisant par la surface de la zone, le PC s'interprète comme une probabilité. S'il n'existe pas d'habitat dans la zone d'étude, $PC=0$. S'il n'y a qu'une seule tache dans la zone d'étude avec $a_i=A_L$, donc $a_i=a_j$ par conséquent $p_{ij}=1$ et $PC=1$.

La métrique globale PC peut être transposée localement par la méthode de retrait des taches et le calcul du *deltaPC* tel que :

$$dPC_k = 100 \times \frac{PC_k}{PC} \quad \underline{\underline{4.8}}$$

avec dPC_k la valeur du *deltaPC* pour la tache k , PC la valeur de PC globale, et PC_k la valeur de PC globale après le retrait de la tache k .

La métrique AWF somme les probabilités de dispersion entre chaque paire de taches dans un réseau, pondérées par les attributs de ces taches. La métrique AWF quantifie le flux de dispersion, soit la capacité pour des individus de se disperser à partir de l'ensemble des taches d'un réseau. Elle est définie par :

$$AWF = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i p_{ij} \quad \underline{\underline{4.9}}$$

La formule de la métrique AWF peut être soit transposée localement à travers le *deltaAWF* ou décomposée pour être calculée localement. Sa décomposition F représente alors pour chaque tache sa capacité d'émettre des individus en fonction des attributs des taches qui leurs sont connexes. F diffère de la méthode de retrait des nœuds (*deltaAWF*) qui quantifie la contribution de chaque tache par rapport à la valeur globale de la métrique. F est donnée par :

$$F_i = \sum_{j=1}^n a_j p_{ij} \quad \underline{\underline{4.10}}$$

avec a_j la surface de la tache j , et p_{ij} la probabilité de dispersion entre les taches i et j .

Contribution des taches relais

Les métriques de centralités sont fréquentes dans l'application de la théorie des graphes afin de mesurer l'importance d'une tache (pont) ou d'un lien (isthme) pour la connexité de l'ensemble des sous-graphes. La centralité intermédiaire caractérisée par la métrique *Betweenness centrality* (BC) permet d'identifier les nœuds dans un graphe par lesquels passe un nombre important de parcours (Figure 4.12). La métrique classique du BC calcule, à partir de tous les parcours possibles dans un graphe dont les liens ne sont pas pondérés, la fréquence du nombre de parcours passant par un nœud. Cette métrique est donc une métrique calculée au niveau de chaque tache. Le même calcul peut être réalisé pour chaque lien. Le BC classique est donné par :

$$BC_i = \sum_j \sum_k \frac{g_{jk}(i)}{g_{jk}} \quad j, k \neq i \quad \underline{\underline{4.11}}$$

avec $g_{jk}(i)$ le nombre de parcours entre les taches j et k passant par la tache i , et g_{jk} le nombre total de parcours dans le graphe.

Appliqué aux graphes paysagers, le BC peut être pondéré par la probabilité de dispersion p_{jk} et les attributs des taches j et k dans :

$$BC_i = \sum_j \sum_k a_j a_k p_{jk} \quad j, k \in \{1..n\}, \quad k < j, i \in P_{jk} \quad \underline{\underline{4.12}}$$

avec a_j et a_k les surfaces de la tache d'origine j et de la tache de destination k (Foltête *et al.* 2012; Saura et Rubio 2010).

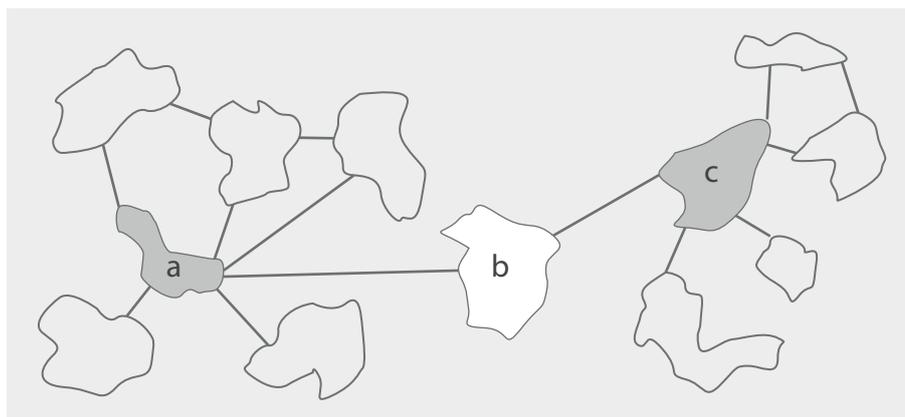


Figure 4.12 • Illustration du principe de centralité dans un graphe paysager. Un seul parcours est modélisé entre la tache a et la tache c. Ce parcours emprunte la tache b, pour laquelle la centralité dans ce réseau est importante.

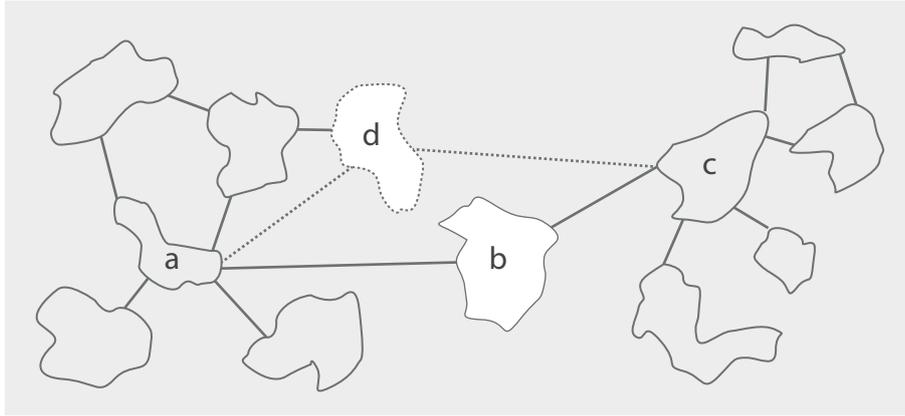


Figure 4.13 • Identification d'une tache offrant un parcours alternatif. Si un lien existe entre les taches c et d et entre les taches a et d, alors, le parcours entre a et c n'est plus le seul parcours possible. Plusieurs parcours entre a et c empruntent la tache d. Si ces liens (pointillés) ne sont pas intégrés dans le calcul de la centralité de la tache b, alors, la centralité de b sera identique à la figure 4.11.

Comme pour les chemins de moindre coût, d'un point de vue fonctionnel, les individus traversant un paysage d'une tache à l'autre, n'utilisent pas systématiquement le parcours le moins coûteux. Leurs mouvements répondent à des choix rationnels propres à chaque individu. Ainsi, les déplacements des espèces ne sont dans la réalité, ni totalement déterministes, ni totalement aléatoires. En prenant en compte uniquement le paysage, leur modélisation dans les graphes paysagers intègre un seul facteur possible parmi d'autres (risque de prédation, luminosité...). Habituellement, le calcul de la centralité intermédiaire s'effectue en ne considérant comme parcours entre deux taches que simplement le parcours de moindre coût unique entre ces taches. Or, il peut exister dans un graphe une multitude de parcours pouvant relier deux taches, qu'ils soient égaux au parcours de moindre coût, ou ayant une valeur supérieure (Figure 4.13). L'intégration de ces parcours alternatifs dans le calcul des métriques de connectivité peut augmenter la pertinence des déplacements modélisés.

2.2. LA THÉORIE DES CIRCUITS

2.2.1. Principes généraux

Des circuits électriques au paysage

La théorie des circuits (*circuit theory*) (McRae 2006) permet l'analogie entre la connectivité fonctionnelle d'un paysage et les flux présents dans un circuit électrique. Les réseaux de flux permettent de modéliser des circuits électriques. Dans ce cas, le graphe est valué et les nœuds du graphe sont reliés par des résistances. Chaque nœud peut émettre ou recevoir du courant selon qu'il est assimilé à un générateur ou relié à la terre. Dans ce cas il jouera alors le rôle de source ou de puits.

Les applications en écologie des mesures issues des circuits électriques sont récentes (McRae *et al.* 2008). Ces mesures sont essentiellement destinées à mettre en évidence une relation entre

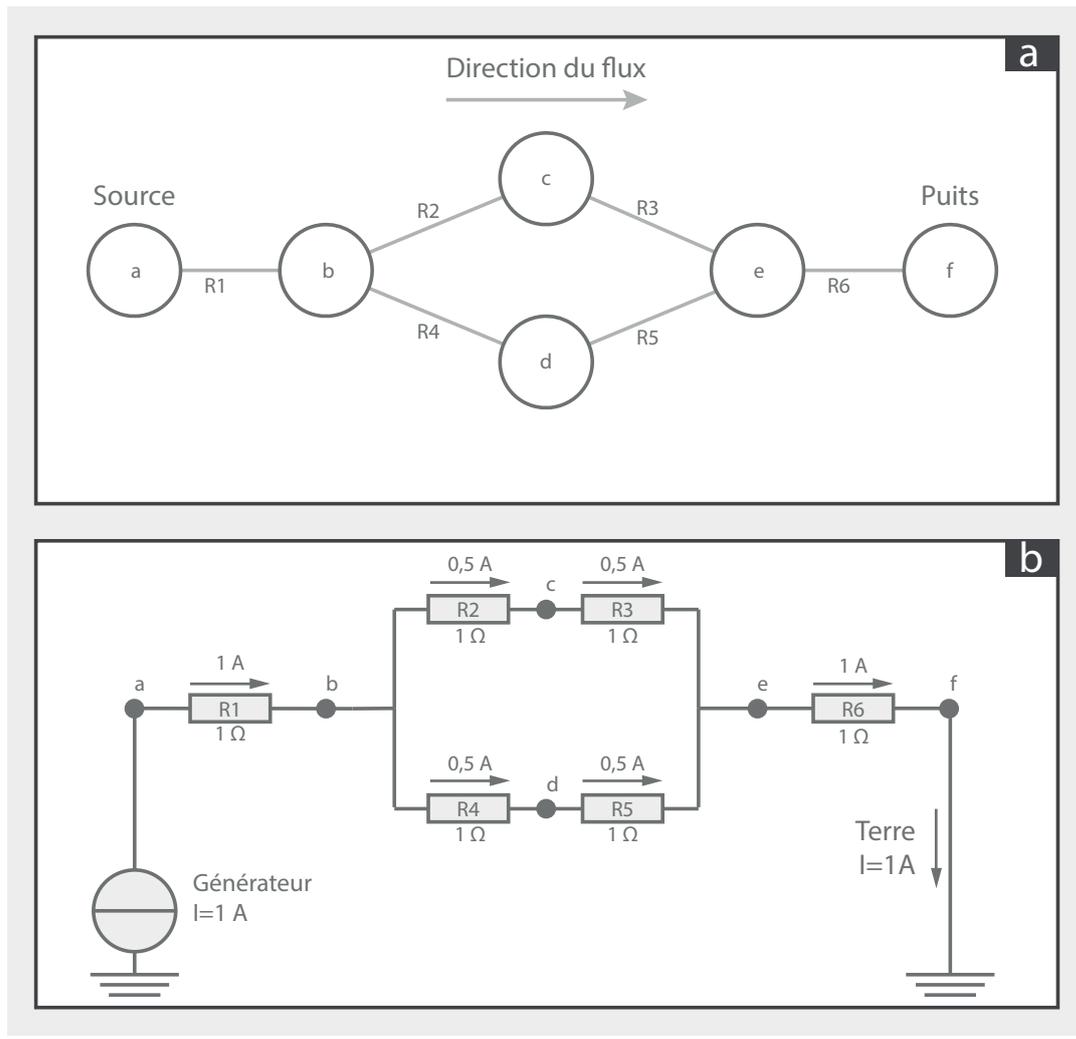


Figure 4.14 • Analogie entre un réseau de flux (a), et un circuit électrique (b). Chaque nœud du réseau de flux correspond à un nœud du circuit électrique (a, b, c...). Chaque lien correspond à une résistance ($R_1, R_2, R_3...$). En alimentant le premier nœud (a) par un générateur, et en connectant le dernier nœud (f) à la Terre, tout le flux émis par a se dirige vers f. Les résistances R_2, R_3, R_4 et R_5 étant égales, la même quantité de flux transite par les nœuds c et d.

les flux génétiques et le courant entre des individus au sein d'un paysage hétérogène (McRae et Beier 2007). Dans une autre application mise en évidence par Carroll *et al.* (2012), il s'agit d'utiliser la quantité de courant mesurée dans certains éléments du réseau comme valeur de centralité dans le réseau. A l'image de la métrique de centralité intermédiaire BC, les flux traversant les différents éléments du réseau sont sommés. Ce calcul reflète ainsi la fréquence des parcours passant par chacun de ces éléments.

La loi d'Ohm

L'utilisation des résistances entre chaque couple de nœuds offre la possibilité de répartir le flux dans tous les parcours possibles entre une source et un puits. Cette répartition des flux est fonction des résistances définies pour chaque lien du graphe (Figure 4.14). Si la résistance cumulée d'un parcours est plus importante que dans un autre, le flux y sera moins important. De la même manière, si un parcours entre deux nœuds offre une résistance très faible, ce parcours joue le rôle de « court-circuit » et accueille donc la majorité du flux. Dans le calcul d'une métrique de centralité dans un graphe, la répartition du flux sur l'ensemble des parcours permet de pallier les limitations du BC qui ne comptabilise que le parcours le plus court dans le graphe entre chaque paire de nœuds.

Outre les trois principes fondamentaux des réseaux de flots, la mesure du flux dans un circuit électrique est dépendante de la loi d'Ohm. Elle établit qu'une relation de proportionnalité existe entre la tension, la résistance du circuit et l'intensité du courant électrique telle que :

$$U = R \cdot I$$

4.13

avec U la tension exprimée en volt (V), R la résistance en ohm (Ω) et I l'intensité en ampère (A).

La résistance (R) entre deux nœuds représente la résistance au déplacement d'un flux entre ces deux nœuds. D'un point de vue écologique, il s'agit d'une valeur proportionnelle à la distance effective comme la distance coût. Plus la valeur d'une résistance est élevée, plus le flux passant par cette résistance est faible. L'inverse de la résistance est la conductance (G) exprimée en Siemens (s).

Ainsi l'intensité du courant (I) constitue en électricité la quantité d'électrons circulant dans un circuit. Dans un modèle paysager, le courant (*current flow*) est assimilé aux flux d'individus dans le paysage. Le courant peut être calculé au niveau de chaque élément du graphe et sa valeur peut être assimilée au nombre de traversées de marcheurs aléatoires (*random walkers*) dans cet élément.

2.2.2. Mesure des flux dans un paysage hétérogène

Application à une grille régulière

La théorie des circuits est communément appliquée à une grille régulière issue d'une image raster classée, représentant chaque mode d'occupation du sol d'un paysage (Carroll *et al.* 2012; McRae *et al.* 2008). Dans ce cas, les nœuds du réseau représentent les cellules de la grille qui sont reliées par des résistances. Chaque lien possède une valeur de résistance, correspondant au degré de difficulté pour une espèce de traverser les classes d'occupation du sol de l'image. La valeur de résistance des liens correspond à la moyenne des résistances des cellules qu'ils relient.

Dans une grille régulière, les cellules ayant une conductance infinie (taches d'habitat) sont rassemblées et chaque groupe de cellules est symbolisé par un nœud. Les cellules présentant

une valeur de résistance finie sont systématiquement représentées par un nœud (Figure 4.15). Dans le cas d'une classe d'occupation du sol totalement infranchissable, une valeur de résistance infinie est attribuée aux cellules correspondantes. Par conséquent, ces cellules ne sont pas intégrées dans le réseau (McRae *et al.* 2008).

Pour résoudre un circuit, c'est-à-dire quantifier l'intensité du flux transitant dans chaque élément, trois approches sont possibles (McRae et Shah 2009). La première solution, par paires (*pairwise*), consiste à relier tour à tour une tache à un générateur et une seconde tache à la terre. Cette opération se fait itérativement pour toutes les paires de taches possibles dans le circuit. Les valeurs de flux sont ensuite sommées dans chaque élément du réseau.

La solution par paires peut demander une capacité et un temps de calcul importants dans le cas d'une image comportant un nombre très grand de taches. Par conséquent deux autres méthodes de résolution du circuit sont possibles. La première consiste à connecter itérativement une tache à un générateur et toutes les autres à la terre (une à toutes). La seconde, à l'inverse de la première, consiste à connecter itérativement une tache à la terre et toutes les autres à un générateur (toutes à une).

Adaptation à un graphe paysager

L'application des principes issus des circuits électriques à une grille raster pose le problème de la capacité et du temps de calcul quand la zone d'étude considérée est à une échelle régionale. En acceptant de simplifier le modèle, une solution est d'adapter ces principes à un graphe paysager. Dans cette approche, un paramètre supplémentaire peut être intégré dans le calcul des flux en attribuant une valeur d'émission de courant à chaque tache. Cette valeur peut être égale pour toutes les taches du graphe, ou être proportionnelle à sa capacité reflétant son potentiel démographique.

Ceci a également pour avantage de ne plus considérer l'ensemble de la grille raster pour le calcul des résistances mais de prendre uniquement en compte les attributs de distance des liens qui relient les taches. La résolution du circuit est dans ce cas plus rapide que lorsqu'il est fondé sur une grille raster.

Si cette approche prive le modèle de tous les chemins potentiels entre deux taches en ne conservant que le chemin de moindre coût, il offre cependant la possibilité de répartir le flux sur tous les liens du graphe. En effet, dans le cas de l'algorithme de centralité intermédiaire, un seul parcours, le moins coûteux, est identifié entre deux taches du graphe. Considérer un graphe paysager comme un circuit permet de répartir les flux sur l'ensemble des parcours

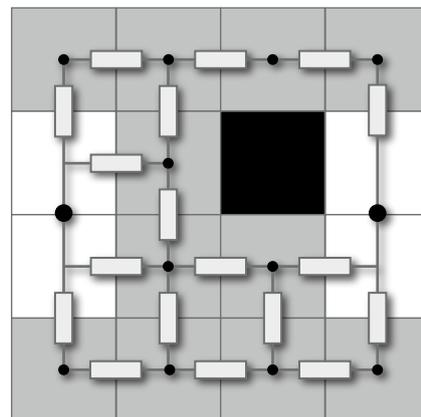


Figure 4.15 • Application d'un circuit à une grille raster. Les cellules blanches correspondent à l'habitat d'une espèce (conductance infinie). Les cellules grises offre une résistance finie aux déplacements, en noir est figurée une cellule dont la résistance est infinie. D'après Mcrae *et al.* (2008).

possibles entre deux taches dans le graphe. Dans ce cas, l'intensité du flux dans chaque lien et chaque nœud est fonction de la résistance des parcours.

Les modes de résolution du circuit restent les mêmes que dans le cas d'une grille raster. Une résistance issue de l'attribut de distance est attribuée à chaque lien, et une résistance à la terre est attribuée à chaque tache. Lors de la résolution du circuit, un générateur est relié au niveau des taches. A chaque itération de la résolution, le flux mesuré dans chaque élément du circuit est sommé. Ainsi la capacité, en tant qu'attribut de qualité d'une tache, peut permettre de paramétrer l'intensité du courant émis par une tache (source) ou au contraire, paramétrer la résistance à la terre (puits) en fonction de cette capacité.

CONCLUSION

Les métriques liées à la théorie des graphes sont nombreuses et caractérisent chaque élément du graphe en fonction de leur position dans le réseau. Dans le cas des graphes paysagers, l'utilisation de métriques de connectivité est intimement liée à la distance entre les taches et à l'échelle à laquelle la connectivité est prise en compte dans le graphe. Ces considérations spatiales sont directement issues des capacités d'une espèce à se déplacer dans le paysage étudié. Trois familles de métriques, liés à trois échelles, existent. Une première métrique, plus attributaire que dépendante du graphe, reflète la qualité d'une tache pour une espèce donnée. La deuxième famille de métrique est issue des modèles d'interactions fondés sur le modèle gravitaire. Ces métriques reflètent, pour une tache, sa propension à émettre des individus se dispersant dans le réseau en fonction de la capacité des taches qui lui sont adjacentes. La dernière famille de métriques compte les indices de centralité quantifiant l'importance d'un élément du graphe dans la connexité de l'ensemble du réseau écologique.

L'ensemble de ces métriques est lié aux parcours de moindre coût entre les différentes paires de taches. Cependant, un biais peut persister dans le cas où seul le parcours unique de moindre coût est considéré. Dans cette optique, une autre approche appliquant les principes des circuits électriques aux réseaux écologiques permet de pallier ces limitations. La théorie des circuits est applicable soit sur une grille raster modélisant un paysage pseudo-continu, soit sur un graphe paysager modélisant un paysage discret. Dans le cadre du calcul d'une métrique de centralité, la répartition du flux d'individus sur l'ensemble du graphe permet de mieux rendre compte des parcours potentiels empruntés par des marcheurs aléatoires. Cette méthode se rapproche donc de certains modèles de simulations basés sur les déplacements d'agents obéissant à des règles de comportement (Tischendorf et Fahrig 2000).

CONCLUSION DU CHAPITRE 4

La théorie des graphes offre un cadre privilégié à la modélisation des phénomènes réticulaires. Si la théorie est apparue dès le milieu du XVIII^{ème} siècle, elle s'est développée grâce à l'essor de l'informatique et à l'augmentation des capacités de calcul. À travers les différentes topologies possibles lors de la construction d'un graphe, plusieurs problèmes liés à la résolution d'un réseau peuvent être traités, à l'image de l'algorithme de Dijkstra, ou encore l'identification d'un arbre couvrant minimum. La théorie des graphes est présente dans de nombreuses disciplines

ayant recours à la modélisation des réseaux, et plus spécialement en sciences humaines à travers les réseaux de transport ou les réseaux sociaux. En écologie, les graphes sont utilisés pour analyser les relations *proie-prédateur*, *site-espèce*, ou encore les relations génétiques entre les individus d'une ou plusieurs populations.

Lors de la dernière décennie, les graphes ont été appliqués en écologie du paysage pour analyser la connectivité entre les taches d'habitat dans un paysage hétérogène. Les nœuds du graphe représentent dans ce cas les taches, et les liens symbolisent les relations potentielles entre elles. Ces relations représentent le plus souvent les déplacements liés à la dispersion des individus au sein du paysage et sont tributaires d'une impédance définie au préalable (distance euclidienne ou effective). Selon la définition des nœuds, des attributs des liens, du seuillage du graphe, et de la topologie choisie, un réseau écologique peut être modélisé de manière multiple. Le paramétrage nécessaire à une application orientée espèce est, dans ce cas, dépendant à la fois de la biologie de l'espèce, mais aussi des capacités informatiques disponibles.

La structure simple du graphe, composé uniquement de nœuds et de liens, permet le calcul de nombreuses métriques caractérisant la connectivité d'un paysage à plusieurs échelles. Ces métriques sont directement inspirées des métriques développées dans le cadre de l'analyse de réseaux théoriques ou de réseaux réels en mathématiques. Parallèlement, les principes des réseaux de flots à travers l'analogie entre le paysage et les circuits électriques étendent le spectre des applications des graphes paysagers. Ces méthodes permettent de modéliser de manière de plus en plus réaliste les déplacements potentiels au sein du paysage.

TERRAIN D'ÉTUDE ET DONNÉES

Le terrain d'étude sur lequel s'appuie le travail de recherche est la région Franche-Comté. Ce choix est motivé par la construction de la branche est de la ligne à grande vitesse Rhin-Rhône dont les effets sur la connectivité du paysage peuvent justifier une approche régionale. L'intérêt des collectivités locales de la région pour les conséquences, sur les déplacements de la faune, de la fragmentation du paysage par les activités humaines a permis de mettre en place des partenariats durables entre les acteurs du territoire et la recherche. Le choix de la région est également conditionné par la disponibilité des données sur l'occupation du sol. Les différents partenariats engagés avec les associations naturalistes de la région permettent de disposer des connaissances des acteurs de terrain, de données d'occurrences et de collision pour quelques espèces. Nous présenterons l'ensemble des données mobilisées dans ce travail dans une seconde partie.

1. TERRAIN D'ÉTUDE

La région Franche-Comté est, avec l'Alsace et Rhône-Alpes, une des régions pionnières en termes de description de la fragmentation de son espace par les activités humaines, et d'analyse de la connectivité de ses paysages. Cet intérêt est motivé par une consommation foncière non négligeable en périphérie des pôles urbains, mais aussi, par la construction d'infrastructures de transport, en réponse à l'augmentation constante du trafic routier et ferroviaire.

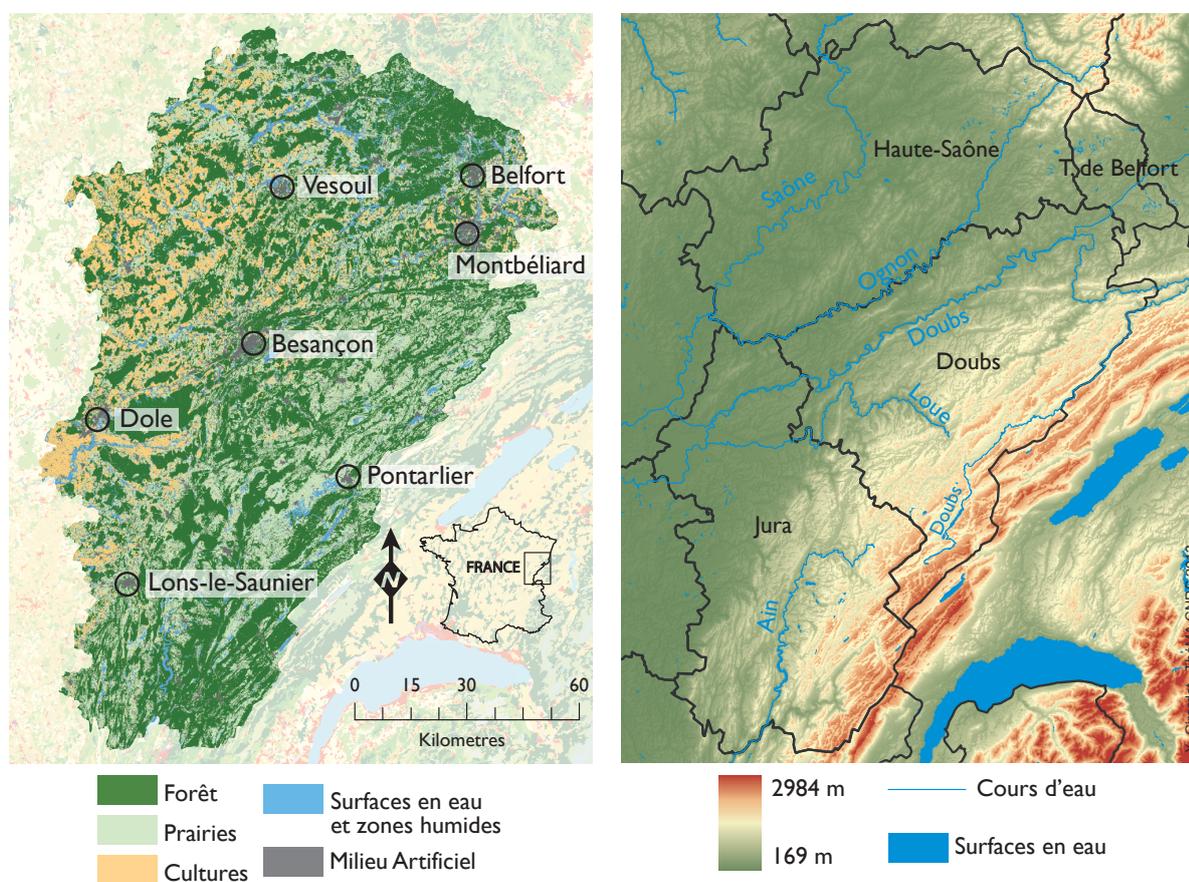
1.1. CONTEXTE RÉGIONAL

1.1.1. La région Franche-Comté

Présentation de la Région

La région Franche-Comté est une région administrative française qui regroupe quatre départements : le Doubs, la Haute-Saône, le Jura et le Territoire de Belfort. Située à l'est de la France, elle partage une frontière avec la Suisse et fait figure de carrefour européen en reliant l'Europe du nord et du sud par le fossé rhénan et la vallée du Rhône. Les principales agglomérations sont Besançon, Montbéliard et Belfort.

Avec une superficie de 16 202 km² et une couverture forestière de 43%, la région Franche-Comté est la deuxième région la plus boisée de France derrière la région Aquitaine. Plus grande sapinière européenne grâce au massif du Jura, la région possède aussi la deuxième plus grande



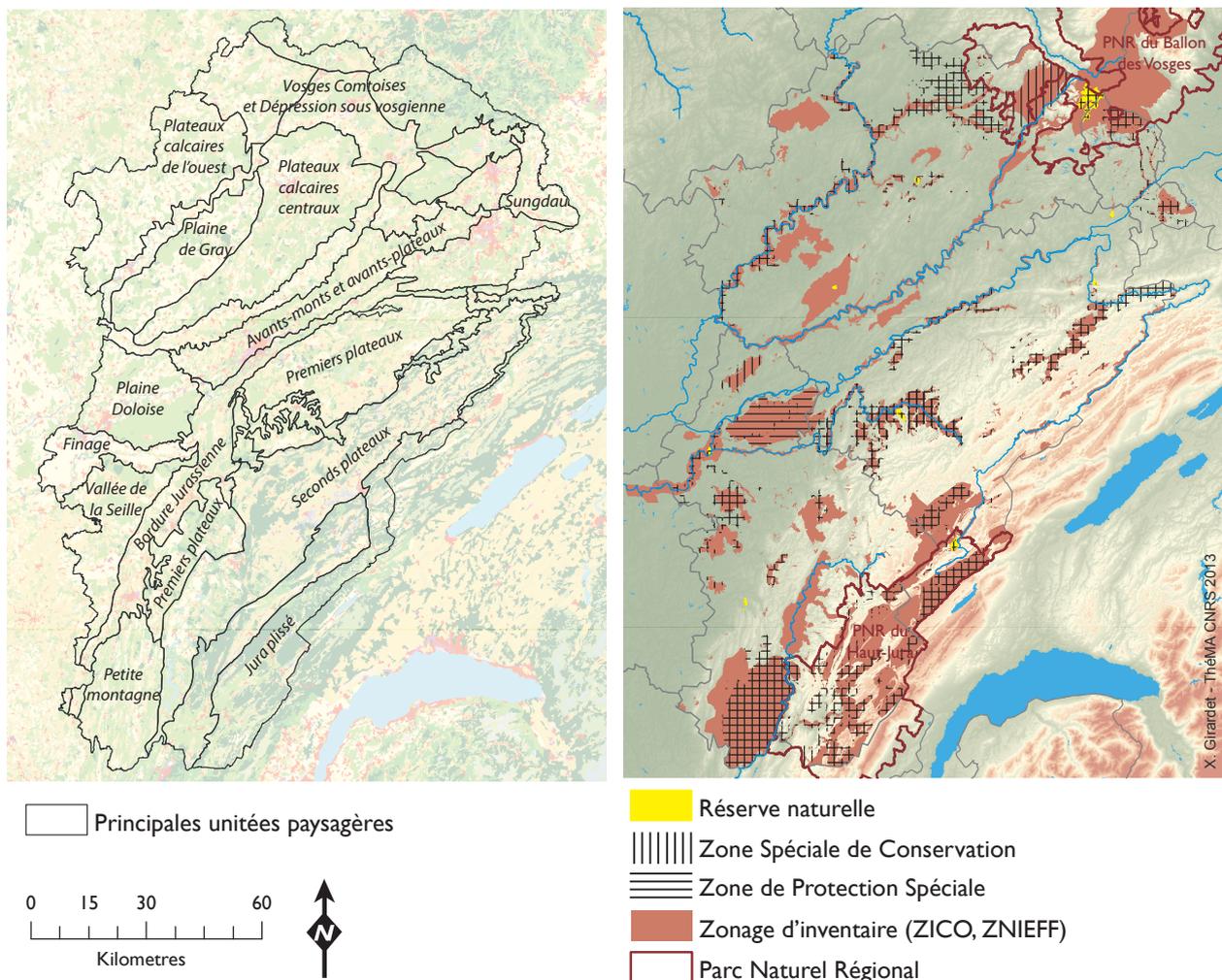


Figure 5.2 • Unités paysagères et zones de protection en Franche-Comté.

forêt de feuillus de France avec la Forêt de Chaux située au nord du département du Jura. La forêt joue donc un rôle prédominant dans les paysages francs-comtois (Figure 5.1).

La topographie de la région est marquée au sud et à l'est par le massif jurassien formé par une succession de plateaux karstiques suivant un axe sud-ouest/nord-est. Elle est limitée au nord par la retombée méridionale du massif des Vosges et comporte une plaine agricole ouverte sur sa façade ouest. Quatre vallées majeures traversent la région (Figure 5.1). Longeant la Bordure Jurassienne, la basse vallée du Doubs et la vallée de l'Ognon forment un axe structurant entre l'agglomération de Belfort-Montbéliard et le pays Dolois. Elles forment un axe structurant à l'échelle de la région entre la plaine d'Alsace et le bassin de la Saône. La Vallée de la Loue, d'abord encaissée dans le Premier Plateau au sud de Besançon, contourne la forêt de Chaux et se jette dans le Doubs au sud de Dole. Enfin, la Basse Vallée de la Saône méandre au nord-ouest, le long de la plaine agricole à l'ouest de la Haute-Saône encadrée par les Plateaux Calcaires Centraux et les Plateaux Calcaires de l'Ouest.

Indépendamment de leurs caractéristiques topographiques, les principales unités paysagères de la région se distinguent aussi par un système agricole spécifique (Figure 5.2). Le Premier Plateau et les Plateaux Calcaires Centraux sont marqués par un système parcellaire complexe

présentant en certains lieux des signes caractéristiques d'une déprise agricole et de fermeture du paysage. Le Second Plateau et le Jura Plissé sont essentiellement tournés vers l'élevage et composés de prairies bocagères. Les unités paysagères telles que la vallée de la Seille en Bresse Comtoise, le Finage et le Val d'Amour, la Plaine Doloise, et la Basse Vallée de la Saône offrent un paysage ouvert de cultures intensives (Atlas des paysages de Franche-Comté, 2000).

Les périmètres de protection

En matière de protection de l'environnement, la région Franche-Comté présente de nombreux périmètres réglementaires (Figure 5.2). Ils représentent près de 34% de la superficie de la région et sont composés essentiellement de réserves naturelles, de parcs naturels régionaux et de zonages d'inventaires.

La région compte une vingtaine de réserves naturelles nationales et volontaires de tailles modestes dont l'objectif est de protéger et conserver des espaces naturels remarquables. La région compte aussi deux parcs naturels régionaux (PNR) dont l'objectif est d'allier développement économique des territoires ruraux et protection de l'environnement. Le PNR du Haut-Jura est créé en 1986 et réunit 122 communes de l'Ain, du Doubs et du Jura. Le PNR du Ballon des Vosges, créé en 1989, regroupe 208 communes de la Région Alsace, et des départements des Vosges, de Haute-Saône et du Territoire de Belfort.

Dès les années 80, plusieurs zones d'inventaires sont définies en Franche-Comté, à l'image des zones importantes pour la conservation des oiseaux (ZICO) et des zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF de types 1 et 2). La mise en place du réseau Natura 2000 s'est appuyée sur ces inventaires, et plus particulièrement sur les ZICO, afin de définir les zones de protection spéciales (ZPS) constituant un des deux piliers du réseau Natura 2000. Le second pilier est composé des zones spéciales de conservation (ZSC) issues de la directive Habitat de 1992. L'objectif de cet assemblage d'inventaires au sein de Natura 2000 est la mise en place d'un ensemble cohérent de sites européens, dans une logique de déplacement des espèces en s'affranchissant des limites administratives internationales.

1.1.2. Problématique des continuités écologiques en Franche-Comté

Un espace « pivot »

Depuis le début des années 2000, les réflexions de la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Franche-Comté (DREAL) conduisent à la mise en place d'un ensemble d'espèces cibles, au ciblage de méthodologies pour cartographier les zones de « connexion biologique » ou encore à l'estimation de la fragmentation du paysage à l'échelle de la région. Situé à l'articulation de trois principaux massifs des Vosges, de la Forêt Noire et de la chaîne des Alpes, le massif jurassien joue un rôle essentiel dans la continuité des déplacements de la faune en Europe de l'ouest. La distribution des populations de lynx boréal (*lynx lynx*) permet de mettre en évidence le rôle que l'espace régional peut jouer pour cette espèce forestière (Encadré 5).

Outre l'exemple de l'habitat forestier, différents types d'habitats sont pris en compte dans les documents préparatoires à la mise en place de la Trame Verte et Bleue de la Région Franche-Comté. L'attention est aussi portée sur le milieu agricole extensif ainsi que sur les

Encadré 5 • Le lynx, une espèce emblématique

Disparu du massif du Jura dès le début du XX^{ème} siècle, le lynx eurasiatique (*lynx lynx*) est (re) devenu une espèce emblématique des forêts de la région. Quelques individus, essentiellement originaires de Slovénie, ont été réintroduits dans Alpes et le Jura Suisse dans les années soixante-dix (Breitenmoser *et al.*, 1998), ainsi que dans les Vosges depuis le début des années 80. Depuis, l'espèce a progressivement recolonisé les forêts franc-comtoises via le Jura suisse et son aire de distribution continue à s'étendre vers le nord et l'ouest.

On dénombre trois populations de lynx en Europe de l'Ouest, une population dans les Alpes suisses, une autre dans les Vosges, et la plus ancienne, la population jurassienne. La population présente dans le massif de la Chartreuse semble être issue d'individus provenant du Jura. Or la diminution de la taille de son habitat et la présence de barrières, telles que les autoroutes, peuvent limiter la dispersion du Lynx dans certaines zones de la région. Pour permettre le maintien du lynx dans cette région, il a été recommandé de reconnecter ces massifs forestiers afin de permettre suffisamment d'échanges génétiques entre les populations (Zimmermann and Breitenmoser, 2007). Le massif du Jura et la Région Franche-Comté font alors office de pivot entre les populations des massifs des Vosges et des Alpes.

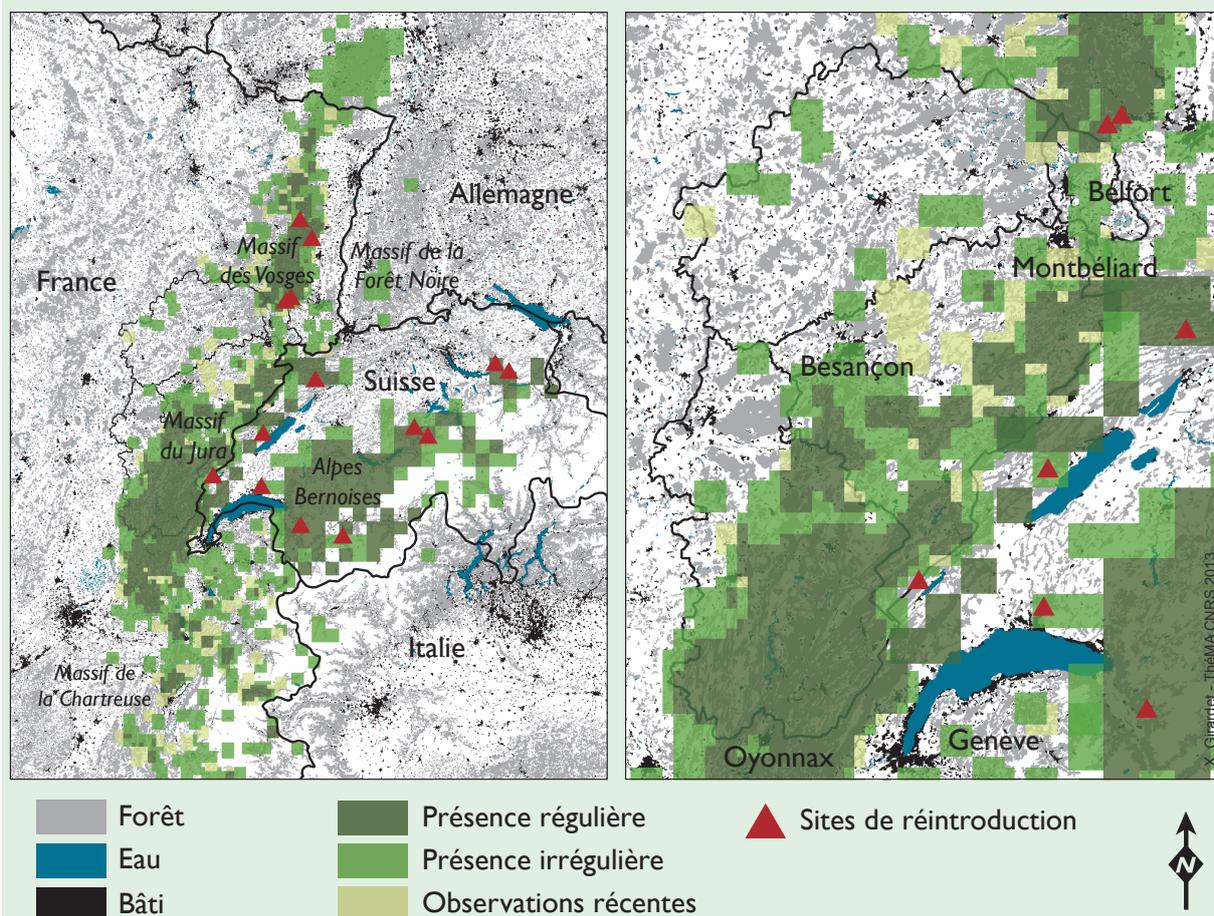


Figure 5.3 • Répartition du Lynx eurasiatique en Europe de l'Ouest (a) et en Franche-Comté (b). Source : Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (2010).

milieux xériques. Concernant les zones humides, la Franche-Comté occupe une place tout aussi stratégique en Europe. En effet, les vallées du Doubs et de l'Ognon forment un couloir de déplacement renforcé par de nombreuses zones humides de fond de vallée (bras morts) ou d'altitude (tourbières). Ces espaces font office de stations indispensables pour certains oiseaux migrateurs reliant le nord de l'Europe à la Méditerranée (Paul et Weidmann 2008).

La problématique des continuités écologiques en Franche-Comté possède donc des enjeux clairement transfrontaliers. Les décisions politiques en faveur du maintien ou du rétablissement des continuités écologiques en Franche-Comté nécessitent d'intégrer les politiques des régions limitrophes et des pays frontaliers.

Mise en cohérence des stratégies régionales

La situation de « carrefour écologique » de la Franche-Comté nécessite une mise en cohérence des politiques pour l'identification des réseaux écologiques à l'échelle locale, régionale, et internationale. À l'échelle locale, la région se fonde, dans un premier temps, sur les périmètres réglementaires de protection et les zonages d'inventaires. L'ensemble des PNR œuvre depuis leur création à soutenir le développement économique en accord avec les principes de développement durable et à maintenir les milieux naturels et leurs fonctionnements. Ils sont les premiers grands périmètres dans lesquels les autorités agissent pour limiter la fragmentation du paysage.

Les premières réflexions pour la cartographie des réseaux écologiques régionaux intègrent les périmètres Natura 2000 et les PNR. Les ZNIEFF sont alors définies comme les zones nodales du réseau. En réalisant une analyse générique, fondée sur les résistances aux déplacements, des « corridors » sont cartographiés entre ces zones nodales (Coulette 2007). Parallèlement, un effort est mené pour réaliser un inventaire des passages à faune le long des grandes infrastructures de la région (Loisy 2008).

Les objectifs renforcés des Schémas de Cohérence Territoriale (SCoT), des Plans Locaux d'Urbanisme (PLU), et des cartes communales en matière de protection et gestion de l'environnement, offrent un échelon supplémentaire dans les réflexions autour de la Trame Verte et Bleue. En Franche-Comté, les SCoT du Grand Besançon, du Territoire de Belfort et du Pays Dolois intègrent ces objectifs et participent à l'élaboration du SRCE.

Au niveau européen, l'identification des réseaux écologiques aux échelles régionale, nationale et internationale s'exprime par la cartographie du réseau écologique pan-européen. Une carte indicative du réseau est proposée pour l'Europe centrale et de l'est, de l'ouest et du sud-est (Jongman *et al.* 2011). Cependant, les recommandations de ce rapport restent à l'échelle européenne. Ils confient à chaque pays le soin d'identifier leurs réseaux écologiques nationaux en prenant en compte les espaces à reconnecter dans une logique inter-régionale ou internationale. La mise en cohérence des Trames Verte et Bleue des régions Rhône-Alpes, Bourgogne, Lorraine et Alsace avec le réseau franc-comtois est intégrée dans les réflexions liées au SRCE. Cette cohérence vise à être intégrée dans le Schéma National de Cohérence Écologique (SNCE). Cependant, dans une logique européenne, le cas franc-comtois nécessite de prendre en compte le Réseau Écologique Nationale (REN) Suisse. Ce dernier met en évidence l'importance des connexions transfrontalières tout le long du massif du Jura au nord-

ouest et en direction des Vosges au nord-est. Ces connexions concernent le milieu forestier, les prairies sèches, et les zones agricoles extensives (Berthoud *et al.* 2004).

1.2. LES AMÉNAGEMENTS EN FRANCHE-COMTÉ

1.2.1. L'artificialisation des sols en France et en Franche-Comté

L'état de la fragmentation en France

La taille effective de la maille (*Effective Mesh Size*) permet de rendre compte du degré de fragmentation d'un espace (Jaeger 2000). D'après cet indice calculé à l'échelle d'une maille régulière de 1 km de résolution sur toute l'Europe, la France fait partie des pays européens les plus soumis à la fragmentation (EEA 2011).

Le ministère de l'écologie français reprend cet indice pour caractériser la situation de la fragmentation à l'échelle des unités forestières de l'Institut Forestier National (IFEN) (Figure 5.4). Il met en évidence une dichotomie entre d'une part, les massifs montagneux, et d'autre part les plaines et grandes vallées françaises. Les plaines et les vallées sont soumises à une très forte pression anthropique. Les premières constituent des espaces d'openfield dont les espaces agricoles ont été remembrés, convertissant d'anciennes parcelles agricoles extensives en agriculture intensive. Les secondes concentrent la majorité des activités humaines, dont les villes les plus importantes, ainsi que les grands axes de déplacements le long de leur cours d'eau.

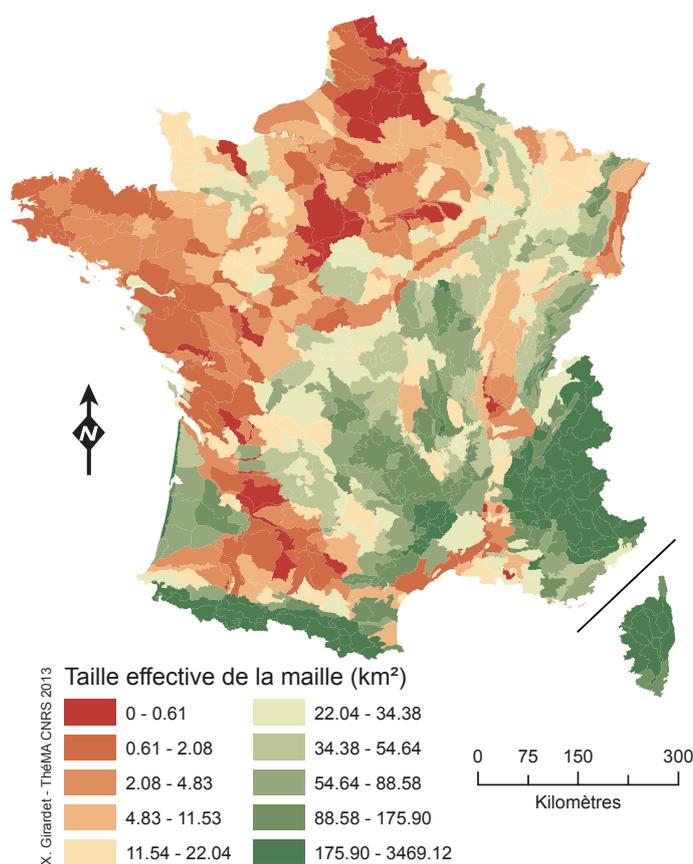


Figure 5.4 • Fragmentation du territoire Français. Calcul de la taille effective de la maille pour chaque unité forestière. Source : Ministère de l'écologie, IFEN

L'ouest et le nord de la France présentent les espaces les plus fragmentés. Ce constat est également vrai pour les vallées de la Garonne, du Rhône et le fossé Rhénan. *A contrario*, l'ensemble des massifs montagneux sont épargnés par la fragmentation. Notons que la grande forêt des Landes offre un des espaces les moins fragmentés en France. Selon l'indicateur utilisé, la région Franche-Comté est partagée entre les espaces peu fragmentés du massif des Vosges et du Jura, et des espaces très fortement fragmentés le long de la vallée du Doubs.

Les espaces fragmentés en Franche-Comté

La Franche-Comté est une région qui subit une pression anthropique importante dans ses vallées. Sa topographie, concentre l'essentiel des activités et de la population dans ces vallées devenues des axes préférentiels de déplacement.

Pour chaque commune franc-comtoise, la taille effective de la maille (Jaeger 2000) est calculée aux espaces dits « naturels », par opposition aux espaces anthropisés tels que les zones bâties, les principales infrastructures de transports (routes nationales, autoroutes, voies ferrées) (Figure 5.5). Il met en évidence une diagonale d'espaces très fragmentés, orientée sud-ouest / nord-est, longeant les vallées de l'Ognon et du Doubs entre Dole et Belfort. L'essentiel de la fragmentation dans la partie sud-ouest de cet axe est dû à une pratique intensive de l'agriculture. Le reste de la diagonale est dû au processus de périurbanisation des agglomérations de Dole, Besançon et Belfort-Montbéliard et à la présence d'infrastructures de transport (Autoroutes et LGV).

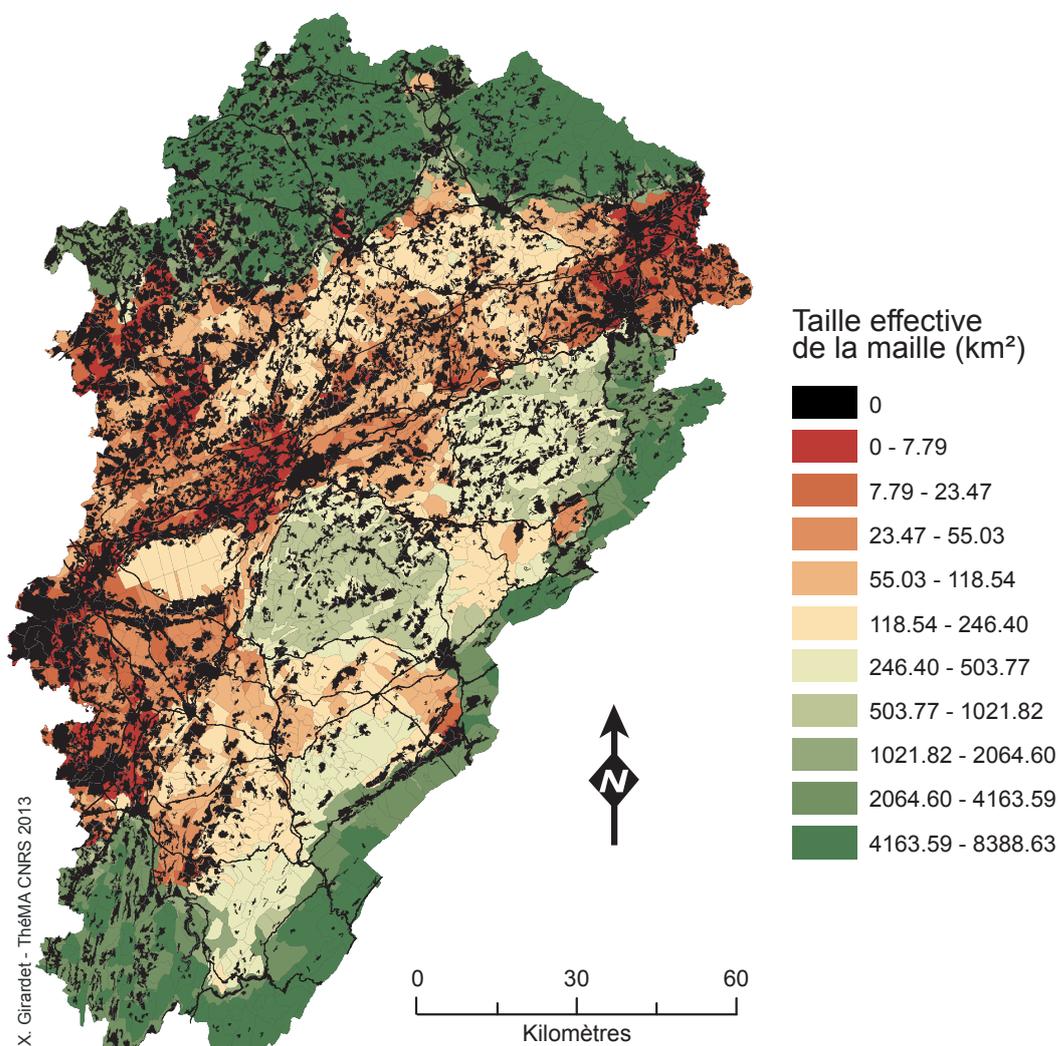


Figure 5.5 • Fragmentation du territoire franc-comtois. Calcul de la taille effective de la maille pour chaque commune. Source : IGN