UNIVERSITÉ DE FRANCHE-COMTÉ

ÉCOLE DOCTORALE « LANGAGES, ESPACES, TEMPS, SOCIÉTÉS »

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

IMPACTS ÉCOLOGIQUES DES FORMES D'URBANISATION

MODÉLISATIONS URBAINES ET PAYSAGÈRES

Soutenue et présentée publiquement par

Marc BOURGEOIS

le 11 décembre 2015

Sous la direction de M. Jean-Christophe FOLTÊTE
et de Mme Cécile TANNIER

Membres du Jury :

Geoffrey CARUSO, Professeur, Université du Luxembourg, Rapporteur
Philippe CLERGEAU, Professeur, Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris
Jean-Christophe FOLTÊTE, Professeur, Université de Franche-Comté, Directeur de thèse
Florent JOERIN, Professeur, Haute Ecole d'Ingénierie et de Gestion du Canton de Vaud, Rapporteur
Cécile TANNIER, Chargée de recherche au CNRS, Co-directrice de thèse
Christiane WEBER, Directrice de recherche au CNRS

À la mémoire de Grégori, mon ami géographe
parti bien trop tôt…

"We do not know [...] how clustered versus dispersed and monocentric versus polycentric structures differently affect environmental conditions"

Marina Alberti (2005)

«C'est la planète qui encaisse [...]
Faut qu'on cesse cette folie là
Des animaux disparaissent
L'écosystème qui s'affaisse»

Dub Inc. - Décor (2005)

"Miaaawwrrr !!!"

Ratatat - Wildcat (2006)

Merci !

« *Les thèses c'est pas fait pour être lu, c'est fait pour être écrit* ».

C'est en ces termes que Vincent Kucholl décrit le travail de recherche doctorale dans un sketch de l'émission 120 secondes diffusé en août 2014 sur Couleur 3. Alors voilà, ma thèse est maintenant écrite, mais j'espère malgré tout qu'elle sera *lue* le plus largement possible… Si je commence mes remerciements de cette manière, c'est parce qu'il me semble que la plupart des personnes qui ont en main ce manuscrit ne liront que ces trois premières pages, et regarderont éventuellement les figures qui illustrent ce travail. Alors, j'ai pensé à vous : j'ai essayé de les rendre les plus jolies possibles. Mais n'ayez pas peur de parcourir cette thèse, elle n'est pas si longue (quoique !), et j'espère dans ce cas que vous la trouverez claire et surtout, très intéressante !

Une thèse, c'est bien sûr un travail personnel, mais également collectif. Son accomplissement n'aurait pas été possible sans la participation d'un grand nombre de personnes, que je souhaite particulièrement remercier à travers ces quelques lignes. En premier lieu, je désire exprimer toute ma gratitude à mes deux directeurs de thèse, Jean-Christophe et Cécile. Pendant ces quatre années, ils ont su me guider et m'aider dans mon travail de manière quasi-quotidienne. Merci pour votre patience et vos nombreux retours durant ma rédaction qui m'ont permis, il me semble, d'améliorer considérablement mon style d'écriture, ce qui me paraissait encore insurmontable au mois de juin ! Merci également pour tous les bons moments passés ensemble, particulièrement dans les événements conviviaux du laboratoire. Je m'abstiendrai de décrire ici le déroulement des pots à ThéMA, le lecteur de cette thèse aura certainement l'occasion d'y participer prochainement ! J'aimerais également remercier Geoffrey Caruso et Florent Joerin, qui se sont fortement impliqué dans l'évaluation de ce travail en acceptant d'être les rapporteurs de cette thèse. Merci aussi à Christiane Weber et Philippe Clergeau pour s'être intéressé à mon sujet en participant à ce jury *international*.

En appartenant à un laboratoire s'intitulant « Théoriser et Modéliser pour Aménager », l'approche par la modélisation est apparue comme une évidence dès le début de ce travail. Pour m'aider dans cette démarche, j'ai pu compter sur le soutien technique indéfectible de Gilles, qui a programmé et développé l'ensemble des outils logiciels utilisés pour les simulations réalisées dans cette thèse. Ma position à l'interface entre la « team Graphab » (équipe verte) et la « team MUP-City/MobiSim » (équipe bleue) a nécessité un grand nombre de calculs et d'ajustements techniques divers. Merci à lui pour avoir su résoudre patiemment *tous* mes problèmes et m'avoir aidé à « soumettre des jobs » sur le mésocentre de calcul de Franche-Comté afin d'automatiser au maximum mes calculs.

Je souhaite également remercier les personnes qui ont pris du temps pour m'aider pendant ces quatre années, et pour m'avoir assisté dans le rush final en me proposant des corrections toujours pertinentes. Je pense particulièrement à Céline, qui m'a aidé pour le volet « espèces » de ma thèse et pour de nombreuses corrections malgré son départ du labo ; Xavier, dont j'ai suivi les traces « graphabiennes » depuis ma première année de thèse et qui m'a aidé jusqu'à la toute fin pour la mise en page finale, la bibliographie et les ultimes corrections ; François-Pierre, pour son soutien depuis mon Master, ses corrections et des coups de main en SIG ; Thomas, pour notre amitié née à Saint-Dié et ses corrections pertinentes et intéressantes avec une vision un peu plus sociale de la géographie ; Hélène, pour sa gentillesse et toute l'aide apportée dans la conception de mes scénarios d'urbanisation et Joanne, pour son soutien et son aide pendant toute ma thèse, et son temps passé à me corriger les coquilles du chapitre 4.

Merci également à Jean-Philippe pour avoir contribué à me lancer dans cette aventure, et puis bien sûr, pour tous les bons moments passés ensemble depuis ma Licence 1, de Cahors à Amsterdam, en passant par Saint-Dié et Alger. Merci aussi à Jérôme pour son efficacité à résoudre les problèmes techniques (peu nombreux !) et pour s'être assuré que je dispose en permanence d'un matériel performant, à Frédéric pour m'avoir assisté dans le choix de mes enseignements et dans la gestion des emplois du temps, à Anthony et Damien, particulièrement pour leur aide face à mes soucis d'impression ainsi qu'à Florian et Éric pour notre passion commune pour les activités « outdoor », des pistes de ski de fond jurassiennes au sommet de la « Tête à Josué » dans la Gruyère, en passant par les sentiers de trail des collines bisontines.

J'ai également une pensée pour tous les collègues avec qui j'ai eu la chance de partager mon bureau et qui ont toujours été agréables au quotidien (oui, oui !). Merci à Xavier ; Hélène, pour sa bonne humeur et sa gentillesse ; Pierline, pour m'avoir fait découvrir, entre autres, le fameux Petit Rhinolophe ; Yohan, pour avoir été témoin de ma fin de thèse en 2015, et pour avoir accepté d'être également témoin de mon mariage en 2016 ; Anne, pour les coups de main en écologie et pour tous les bons moments passés ensemble au bureau ; Rémi, pour sa sympathie et son agréable compagnie ; Maria, la catalane (et non pas espagnole !) toujours de bonne humeur, et Sophie, qui a choisi d'attendre que j'aie envoyé mon manuscrit pour revenir travailler !

J'aimerais remercier aussi la grande famille des doctorants du laboratoire ThéMA. Certains d'entre eux m'ont particulièrement aidé pour ce travail, comme Yohan qui m'a beaucoup assisté pendant les derniers mois, ou Nicolas qui a très largement contribué à la réalisation de ma couverture. Mais ce que je retiens surtout, c'est la profonde amitié qui est née entre nous pendant ces années au travers de différentes soirées géo, plus ou moins arrosées (souvent plus que moins d'ailleurs !), des chants géographes (spéciale dédicace à Vincent), ou encore d'activités sportives : l'escalade, la moto et le trail avec Nicolas, mais aussi Yohan, Vincent ou Valentine qui ont chaussé les baskets avec moi pour différentes courses. Je souhaite également ici féliciter mon ami Maxime, ainsi que Clémentine qui deviennent en cette fin 2015 mes « conscrits de soutenance ». Merci donc à vous tous, pour tout : Yohan, Vincent, Nicolas, Maxime, Sophie, Valentine, Émilie, Clémentine, Justin et Mehdi. Merci également à tous mes amis géographes, tous membres de l'Association des Géographes de Franche-Comté, que j'ai eu le plaisir de présider en 2010/2011. Vous m'avez toujours soutenu, vous avez toujours cru en moi, et surtout vous êtes de vrais amis sur qui je peux

compter, tant dans les moments heureux que difficiles. Je ne peux tous vous citer ici, j'aurais trop peur d'en oublier quelques-uns, mais bien entendu, vous vous reconnaîtrez !

Merci aussi à l'ensemble des autres membres du laboratoire que je n'ai pas pu tous nommer, mais sur qui l'on peut toujours compter en cas de besoin, ce qui est fort appréciable. Ne m'en voulez pas si je ne fais pas ici de liste précise…

Je souhaite également remercier ma famille, mais aussi ma belle-famille pour leur soutien tout au long de ce travail. Lorsque j'ai obtenu mon bac en 2006, mon père pensait que j'avais les capacités de faire des études de médecine. Eh bien, tu vois papa, je ne suis pas médecin, mais je vais quand même être docteur, ce n'est pas si mal finalement ! Je me rappelle aussi de la première fois où je suis entré au laboratoire ThéMA avec ma mère lors d'une journée portes-ouvertes à la fac. Ironie du sort, c'est d'ailleurs Jean-Christophe qui nous a guidés lors de cette visite. Je me souviens également d'avoir rencontré Cécile qui m'avait présenté rapidement ses travaux, mais de mémoire, je n'avais pas tout compris à l'époque… En tout cas, je remercie particulièrement mes parents pour leur soutien pendant toutes mes études, qu'il soit financier, matériel, moral ou tout simplement pour m'encourager dans le froid le long des pistes de ski de la Transjurassienne. Merci d'avoir cru en moi, et de toujours chercher à m'aider dès que possible. Je compte donc encore sur vous pour le pot ! Merci également à mon frère Pierre, alias *Mister PB*, que je suis bien obligé de remercier ici, puisque je figure moi-même dans les remerciements de la jaquette de son premier album… Alors pour reprendre ta formulation, merci pour ton soutien *éternel* ! Tu essayeras de ne pas t'endormir pendant ma soutenance…

Enfin, je souhaite remercier de tout cœur mon amie Virginie qui deviendra bientôt ma femme, pour notre plus grand bonheur. Merci de m'avoir accompagné tout au long de ce travail, du début à la fin, sans jamais avoir douté. Tu as toujours cru en moi, et a réussi à me persuader que j'arriverais à tenir les délais pour rendre en octobre 2015 : mission accomplie ! Tu m'as donné les moyens d'y arriver, tu as été d'une patience remarquable en acceptant que je parte très tôt, que je revienne tard, et que je travaille encore le soir… Maintenant, j'ai un peu plus de temps, alors profitons-en, nous avons encore tant de choses à vivre ensemble. Mais avant toute chose, j'aimerais que tu lises ma thèse en intégralité !

Cette thèse a été réalisée dans le cadre d'un contrat doctoral débuté en octobre 2011 et financé par le Conseil Régional de Franche-Comté

Introduction générale

« Je pars pour la géographie, théoriser, modéliser »

Vincent Hély - La Bisontine (2012)

Depuis la période néolithique et les premières traces de sédentarisation des communautés humaines, les villes se sont progressivement développées, selon des rythmes et des formes différents en fonction des grandes périodes historiques.

Le XIX^{ème} siècle, marqué par la révolution industrielle, a été une période charnière dans l'histoire de l'urbanisation. Conjugué à l'augmentation de la population, le besoin de main d'œuvre dans les nouvelles activités industrielles a eu pour conséquence de concentrer la population dans les zones urbaines, à proximité des lieux d'emploi. La croissance des villes a alors commencé à s'étendre en dehors des limites originelles des villes médiévales, dans les faubourgs, puis dans les banlieues. En conséquence, de nombreux espaces naturels ou agricoles ont été progressivement remplacés par de nouvelles zones artificialisées et l'exploitation croissante des ressources naturelles est devenue une nécessité pour subvenir aux besoins des populations. Les zones urbaines, de plus en plus vastes et densément peuplées, sont également devenues de plus en plus polluées, notamment en raison des rejets des activités industrielles.

Durant le XX^{ème} siècle, le développement de l'industrie automobile a contribué à accentuer les émissions de polluants, et à transformer les paysages par la construction de nouveaux réseaux routiers. À partir des années 1960, l'automobile s'est démocratisée et les ménages ont eu plus facilement accès à la motorisation. Les logements ont ainsi pu être progressivement éloignés des lieux d'emplois. Cela a eu pour conséquence d'augmenter considérablement le trafic routier sur les axes situés entre la ville-centre et les nouvelles zones de développement résidentiel. Les populations ont commencé à quitter les centres urbains pour vivre dans de nouvelles zones périurbaines, proches de la ville-centre, en résidant dans des maisons individuelles construites dans un cadre plus rural. Ce phénomène se caractérise par des formes d'urbanisation peu denses, provoquant un mitage important des espaces périurbains. L'artificialisation des sols, l'augmentation du trafic routier et la poursuite du développement d'activités industrielles polluantes (entre autres) ont contribué à l'altération toujours plus importante des écosystèmes naturels. L'étalement urbain, phénomène résultant de ces nouvelles implantations résidentielles, a commencé à se manifester plus particulièrement à partir des années 1970.

Les années 1980 ont été marquées par l'émergence des préoccupations environnementales dans le champ de l'aménagement du territoire. Les pouvoirs publics, appuyés par la communauté scientifique, ont alors développé de nombreuses réflexions concernant le devenir des villes. Ces réflexions ont notamment abouti à la proposition de différentes formes d'urbanisation, en particulier la ville compacte aux Pays-Bas ou les ceintures vertes au Royaume-Uni.

Ces modèles de villes proposés témoignent de la prise en compte croissante des formes d'urbanisation par les politiques publiques, qui s'appuient souvent sur des études d'impacts pour guider la planification urbaine. Si ces études ont d'abord concerné les aspects sociaux et économiques, les impacts environnementaux des formes d'urbanisation et des infrastructures de transports qui y sont associées sont évalués de manière plus récente, depuis les années 1980-90. Ces impacts environnementaux sont nombreux et très divers : émissions de polluants, imperméabilisation des sols, nuisances sonores, îlot de chaleur urbain… Nous nous focalisons dans cette thèse sur la dimension écologique de ces impacts en prenant en compte plus spécifiquement les relations entre les espèces animales et leur environnement. En effet, encore peu d'études s'attachent à caractériser clairement la réponse des populations animales aux différentes formes d'urbanisation.

L'analyse conjointe des processus d'urbanisation et des processus écologiques est difficile puisqu'elle nécessite la combinaison de méthodes issues de plusieurs disciplines comme la géographie, la planification urbaine et l'écologie : l'urbanisation, qui comprend la construction de nouveaux bâtiments et les infrastructures qui y sont associées, fragmente les paysages et modifie les processus écologiques en isolant les taches d'habitat des espèces et en réduisant la connectivité nécessaire à leurs déplacements, notamment ceux liés à la dispersion. À l'interface entre écologie et géographie, les méthodes de l'écologie du paysage permettent d'établir le lien avec l'analyse de l'urbanisation, en instituant l'échelle du paysage comme un niveau-clé dans l'organisation spatiale des écosystèmes, et en considérant la composition et la configuration du paysage comme des facteurs jouant sur les processus écologiques.

Afin d'évaluer les impacts écologiques des formes d'urbanisation, nous adoptons ici une approche prospective qui consiste à proposer plusieurs futurs possibles, sous la forme de différents scénarios d'urbanisation dont les impacts écologiques potentiels sont évalués. Notre démarche s'inscrit dans le champ de l'évaluation environnementale dans le sens où différents impacts écologiques potentiels sont testés.

Une approche par la modélisation

Dans cette thèse, s'inscrivant explicitement dans le champ de la géographie théorique et quantitative, nous prenons le parti de représenter les processus d'urbanisation et les processus écologiques par des modèles spatiaux sur une carte d'occupation du sol qui constitue ainsi le support commun à toutes nos analyses. Cette carte sert à la fois de base pour représenter les processus d'urbanisation et identifier les taches d'habitat et les zones favorables ou non aux déplacements des espèces.

Dans un premier temps, il s'agit de simuler la construction de formes d'urbanisation différenciées, dans l'optique de pouvoir en évaluer ensuite les impacts écologiques potentiels. Le développement résidentiel simulé dans ce travail a pour objectif d'être réaliste et intègre à la fois des règles élémentaires d'aménagement et des variations de trafic routier potentielles.

Dans un second temps, nous nous focalisons sur la connectivité écologique des espèces animales en représentant leur habitat et leurs déplacements potentiels dans le paysage. Le concept de réseau écologique permet de prendre en compte la connectivité écologique des espèces ordinaires, et pas seulement certaines réserves de biodiversité définies pour des espèces spécifiques. Nous modélisons les réseaux écologiques de plusieurs groupes d'espèces afin de représenter au mieux la biodiversité du terrain d'étude. Pour ce faire, nous construisons des graphes paysagers qui permettent de représenter les réseaux écologiques de manière simple, en symbolisant les taches d'habitat par des nœuds, et les déplacements entre ces taches par des liens. L'approche par les graphes paysagers offre un bon compromis entre une représentation écologique empirique et la modélisation fine de processus écologiques. Elle permet de quantifier la connectivité écologique des paysages par le calcul de métriques. Les résultats obtenus peuvent servir d'appui aux politiques de planification urbaine pour penser la ville de demain de manière durable.

Première partie

Impacts écologiques des formes d'urbanisation : positionnement conceptuel et méthodologique

Les formes des villes actuelles résultent d'évolutions historiques liées principalement au contexte socio-économique et aux contraintes géographiques. Depuis le XIX^{ème} siècle, la croissance urbaine connaît une accélération sans précédent. Les nombreuses nuisances qui en résultent ont stimulé le développement de réflexions sur la planification urbaine. Depuis les années 1980, on prend réellement conscience des nombreux impacts de l'étalement urbain sur les sphères sociales, économiques et environnementale. Les travaux scientifiques commencent alors à proposer des modèles de villes plus durables en intégrant explicitement la sphère environnementale dans les projets de planification urbaine. Des études d'impacts sont réalisées pour une évaluation environnementale. En ce qui concerne le volet écologique de ces impacts, les méthodes issues de l'écologie du paysage offrent un cadre méthodologique et conceptuel pour analyser et évaluer les perturbations d'origine anthropique sur les écosystèmes. Un des concepts clés de cette discipline est le concept de connectivité du paysage qui met en évidence l'importance des réseaux écologiques dans les dynamiques des populations. L'analyse spécifique des impacts des formes d'urbanisation sur les réseaux écologiques a cependant été peu étudiée jusqu'à présent. Une meilleure connaissance de ces relations pourra permettre de servir de guide pour une planification urbaine durable.

Le premier chapitre de cette partie vise à montrer la diversité des formes urbaines en revenant rapidement sur l'histoire de l'urbanisation. Nous présenterons également les différents modèles de ville développés en tant qu'alternatives à l'étalement urbain.

Le deuxième chapitre, sans relation directe avec le premier, vise à présenter les méthodes et concepts généraux de l'écologie du paysage et plus particulièrement ceux de connectivité paysagère et de réseau écologique. Nous montrerons comment ces concepts sont désormais intégrés dans les politiques d'aménagement du territoire.

Enfin, le troisième chapitre se focalise plus spécifiquement sur l'objet principal de ce travail de thèse puisqu'il consiste à expliquer de quelle manière il est possible d'évaluer l'impact des formes d'urbanisation sur le fonctionnement écologique des paysages. Nous poserons ici le cadre méthodologique de notre recherche.

Chapitre 1

Diversité des formes urbaines

La définition du phénomène urbain fait l'objet d'un débat épistémologique récurrent. Le terme « urbanisation » est défini par *Le Robert* comme étant la « concentration croissante de la population dans les agglomérations urbaines ». Le terme « urbain » est l'adjectif associé à la ville, par opposition à « rural ». D'après Paul Bairoch (1985), si l'on ne se préoccupe pas des aspects politiques, les termes « ville », « cité » et « agglomération urbaine » sont synonymes. Les critères pour définir la nature urbaine d'un peuplement humain peuvent être très nombreux. Le débat s'est d'abord porté sur la définition de la première ville de l'histoire. Bairoch identifie cinq critères principaux pour définir le phénomène urbain :

- l'existence d'un artisanat à plein temps, qui indique l'existence d'une spécialisation des tâches,
- l'existence de fortifications, d'enceintes, par opposition au village qui reste ouvert,
- la taille, et surtout la densité du peuplement,
- la structure urbaine de l'habitat : maisons en dur, rues etc.,
- la durabilité de l'agglomération par rapport au campement.

Par la suite, le débat a concerné la définition actuelle du phénomène urbain. Dans un article intitulé « Le règne de l'urbain et la mort de la ville », Françoise Choay (1994) considère que la ville historique s'efface et que les limites qui la rendaient lisible dans l'espace sont devenus imprécises, notamment à cause des constructions périphériques où les vides ne cessent d'isoler les bâtiments, tandis que les réseaux ne cessent de se multiplier.

Néanmoins, l'identification des quelques critères déterminés par Bairoch n'est pas toujours suffisante pour définir le phénomène urbain. Des précisions supplémentaires sont apportées en fonction du contexte national. Par exemple, en France, l'Institut National de la Statistique et des Études Économiques (INSEE) retient actuellement deux critères pour la délimitation d'une unité urbaine : la nature continue du tissu bâti, et la population comprise dans ces agglomérations. Un tissu bâti continu constitue une ville si sa population est supérieure à 2 000 habitants. Ce seuil est purement artificiel et peut être très variable d'un pays à l'autre. Au Danemark, 200 habitants agglomérés sont suffisants pour constituer une ville. Au Japon, il en faut 50 000.

Nous proposons dans ce chapitre une entrée très générale sur les formes urbaines, avant de s'intéresser plus précisément aux villes européennes, et françaises plus particulièrement.

1.1. Bref historique de la croissance urbaine : l'Europe en général et la France en particulier

La ville s'est transformée au cours de l'histoire, de la ville néolithique à la ville contemporaine. La croissance urbaine revêt des aspects différents selon les continents, leurs activités et la période considérée.

1.1.1 De la ville néolithique à la ville contemporaine

Le développement du phénomène urbain est intimement lié à l'histoire de l'humanité. Il a fallu attendre plusieurs milliers d'années après l'apparition de l'homme sur Terre pour voir apparaître les premières implantations humaines plus ou moins pérennes. La génération d'un surplus de nourriture obtenu grâce à la maîtrise des techniques agricoles a permis l'entretien d'une population de spécialistes : artisans, marchands, guerriers…, et le développement des villes (Benevolo, 1983).

La civilisation gréco-romaine a ensuite marqué les formes des villes européennes. Celles-ci ont été fortement conditionnées par les établissements romains et, dans une moindre mesure, la colonisation grecque. La Grèce a probablement été l'une des premières civilisations à s'interroger sur la planification de la ville sous l'angle de sa taille (Bairoch, 1985). Durant cette période, la taille des villes est fortement conditionnée par la capacité des ressources nourricières des campagnes environnantes. Si la croissance urbaine est trop importante, les coûts d'acheminement des denrées alimentaires deviennent trop élevés. Conscients de ces contraintes économiques, les Grecs ont préféré la fondation de nouvelles villes à la croissance urbaine des implantations existantes. Ainsi, la taille des villes grecques dépassait rarement 40 000 habitants. Un maximum de 100 000 habitants a probablement été atteint, pour la cité d'Athènes uniquement. La première grande ville de l'histoire de l'humanité fut Rome, estimée à environ 1 million d'habitants à son apogée au II^{ème} siècle. Contrairement aux cités grecques, la ville de Rome recevait plus qu'elle ne produisait, induisant une rupture de l'équilibre des échanges villes-campagnes. En ce sens, Rome est perçue par certains historiens comme une capitale parasitaire avec une redistribution des ressources en sa faveur au détriment de son empire. Quoiqu'il en soit, la prospérité de l'Empire Romain a permis la création et/ou l'expansion de nombreuses villes européennes : *Mediolanum* (Milan), *Aquincum* (Budapest), *Lugdunum* (Lyon), *Narbo Martius* (Narbonne) ou *Vesontio* (Besançon) pour n'en citer que quelques-unes. Les nombreux travaux réalisés à la période antique conditionnent encore aujourd'hui l'organisation orthogonale des villes ainsi que celle du réseau urbain européen et des principales voies de transports.

Après la chute de l'Empire Romain, les conquêtes barbares ont ralenti, voire interrompu, la vie de nombreuses villes européennes. Les villes médiévales européennes se développèrent pour la plupart sur la base des villes antiques, mais avec un caractère social et une organisation du tissu bâti complétement différente. De grands édifices publics de l'Antiquité comme les thermes, les théâtres, les amphithéâtres pouvaient être transformés en forteresses et les murs d'enceintes existants ont été pour la plupart conservés pour assurer la protection des villes. La période médiévale a été caractérisée par une croissance urbaine non planifiée. Les nouvelles implantations s'adaptaient à l'environnement naturel et aux ruines de l'Antiquité, sans règle préétablie connue (Benevolo, 1983). L'augmentation de la population à la fin du X^{ème} siècle contribue à

l'accroissement de ces villes médiévales. Les anciennes villes fortifiées ne sont plus assez grandes pour accueillir la population des campagnes venues chercher du travail en ville, notamment dans le secteur du commerce et de l'artisanat. Se développent alors les faubourgs, en dehors des limites fortifiées originelles. La croissance des faubourgs nécessitait parfois la construction de nouvelles enceintes fortifiées garantissant la sécurité des populations face aux attaques potentielles venant de l'extérieur. L'organisation des villes médiévales était plutôt désordonnée, par comparaison aux cités antiques. La dimension et l'équipement des villes furent ensuite stabilisés entre le XV^{ème} et le XVIII^{ème} siècle.

L'histoire des villes a, par la suite, été considérablement marquée par le début de la révolution industrielle durant la seconde moitié du XVIII^{ème} siècle. Conjuguée à la baisse de la mortalité et l'augmentation du taux de natalité, l'augmentation des biens et des services produits par l'agriculture, l'industrie et les services tertiaires favorisèrent un accroissement rapide de la population. Le développement de l'industrie incita les habitants du monde rural à venir s'installer à proximité des nouveaux lieux d'emplois industriels et tertiaires situés dans les villes, ou dans leur périphérie proche. La période industrielle vit ainsi les villes se développer très rapidement. En guise d'exemple, des villes anglaises comme Manchester ou Londres passèrent respectivement de 12 000 et 1 million d'habitants en 1750 à 400 000 et 2,5 millions d'habitants en 1850 (Benevolo, 1983). Cette croissance urbaine s'est produite généralement autour du noyau historique des villes médiévales. Dans ce noyau historique, les rues étaient étroites, les bâtiments étaient petits et compacts, les logements étaient vétustes et accueillaient les populations les plus pauvres et les nouveaux immigrés. Les espaces verts de la ville historique furent remplacés par de nouvelles maisons et des hangars industriels. Les très fortes densités de population et d'activités industrielles ont causé d'importants problèmes d'insalubrité et de santé publique.

Les classes les plus aisées abandonnèrent rapidement les centres villes pour s'installer en périphérie, à l'extérieur du noyau historique. L'expansion urbaine hors de la ville, notamment la croissance des faubourgs, permit d'absorber en partie cette population (Coudroy de Lille, 1998). Cette expansion spatiale fut favorisée par le développement des moyens de transports comme le train permettant aux habitants de s'éloigner progressivement de la ville centre. Les villes intra-muros et les anciens faubourgs atteignaient à cette période de très fortes densités de population sur des surfaces restreintes, et poursuivaient leur extension périphérique dans les banlieues. Contrairement aux implantations médiévales, se développant à partir de fragments de ville déjà constitués, les périphéries des villes étaient construites sur des espaces naturels ou agricoles. Benevolo (1983) note le développement d'un certain nombre d'initiatives indépendantes dans les périphéries : quartiers de luxe ou quartiers plus pauvres, industries, entrepôts ou implantations techniques. Ces nouveaux espaces finirent par s'agréger et former un tissu urbain continu, non planifié initialement.

La concentration de population dans les villes, favorisée par un exode rural massif, posait de nombreux problèmes de gestion des réseaux et de santé publique. En réponse à ces problèmes, se développèrent des théories dites « hygiénistes » au milieu du XIX^{ème} siècle. Ces théories ont également pour but de proposer des solutions face aux épidémies et à l'insalubrité résultant des trop fortes densifications. Le courant hygiéniste était favorable à des densités de populations assez

faibles et à l'intégration, ou la réintégration, des espaces verts dans le tissu urbain et visait également à mettre en place des politiques éducatives notamment pour favoriser l'hygiène corporelle par exemple. L'idée était de réduire l'insalubrité par une meilleure aération des villes, l'ouverture des villes *intra-muros*, la présence d'espaces verts, et par l'élargissement et la réorganisation des axes de transport. L'exemple le plus marquant de l'application de ces principes hygiénistes fut sans doute la transformation de Paris par les travaux haussmanniens majoritairement réalisés entre 1852 et 1870. Ces grands travaux ont permis notamment l'élargissement des rues existantes, la percée de nouvelles artères et une réduction de la densité de population par la destruction de nombreux bâtiments ayant fait l'objet d'expropriations préalables pour y installer essentiellement un habitat destiné à la bourgeoisie. Ce type de modifications a par la suite inspiré la transformation de nombreuses autres villes françaises (Lyon, Marseille, Dijon…) et des villes de l'empire colonial comme Alger.

En opposition à cet « éclatement ordonné » (Guérois, 2003), et en réponse à l'intensité des modifications affectant les villes (Paris aurait été modifiée à 60 % de sa surface durant les travaux conduits par le préfet Haussmann), un deuxième courant de pensée proposa de conserver l'esthétique originelle des formes de villes médiévales afin d'éviter la conception de plans trop géométriques responsables de la perte d'identité de certaines villes. Plutôt que d'entraver le développement et l'expansion des villes, l'idée était de maîtriser le développement des villes tout en les assainissant et en conservant leurs caractéristiques originelles selon un principe « culturaliste » (Choay, 1965).

Dans les années 1930, les pays occidentaux virent considérablement augmenter leur population urbaine, par l'augmentation de l'immigration et la poursuite du processus d'exode rural. En France, par exemple, 1 habitant sur 2 vit en zone urbaine à partir de 1936 (Fanouillet et Madinier, 1996). La croissance urbaine se manifeste principalement au profit des grandes villes. Cette première moitié du XX^{ème} siècle est surtout marquée par l'expansion des banlieues et des zones urbaines détachées de la ville-centre.

Après la seconde guerre mondiale, l'accès à la propriété a été facilité (prêt à taux zéro) et le développement de l'industrie automobile a permis la motorisation d'un nombre croissant de ménages qui purent alors s'installer dans des banlieues éloignées des centres villes ou dans des villages périphériques. Ces changements de mobilités permirent aux habitants des périphéries de venir travailler en ville et aux populations urbaines de venir s'installer en périphérie. De nouveaux quartiers d'habitat collectif furent construits et les villages périphériques se développèrent rapidement. C'est le début du processus d'étalement urbain. À partir de 1975, la surface urbanisée augmente plus rapidement que la population, et à partir de 1976, en France, les constructions d'habitats individuels dépassent les constructions d'habitats collectifs. Les lieux résidentiels et les lieux d'emplois ont tendance à devenir de plus en plus dissociés. La population continue de s'installer en périphérie et les villes-centres voient augmenter l'implantation des activités économiques, grâce notamment au fort développement du secteur tertiaire. Les mobilités entre le lieu de domicile et le lieu de travail virent leur intensité et leur portée spatiale s'accroître fortement.

1.1.2 L'étalement urbain

Dans les pays occidentaux, la croissance résidentielle se manifeste surtout par le processus d'étalement urbain, principalement depuis les années 1970. Comme nous l'avons détaillé dans les paragraphes précédents, l'étalement urbain s'est manifesté de différentes manières au cours de l'histoire, par une croissance des villes hors des murs, puis dans les faubourgs, les banlieues et dans les villages périurbains. Cette extension de la ville dans les villages périurbains et les campagnes environnantes a d'abord été nommée « rurbanisation », pour matérialiser l'urbanisation progressive des campagnes. Depuis les années 1980, les spécialistes utilisent plutôt le terme de « périurbanisation », qui s'applique à l'urbanisation se produisant à la périphérie des villes et se caractérise par des modes de vies spécifiques aux personnes qui y habitent. Ainsi, la périurbanisation est le phénomène résultant du processus d'étalement urbain. Qu'elle se produise en milieu périurbain ou ailleurs, la construction de nouveaux logements dans des zones initialement non bâties sera appelée « développement résidentiel » dans la suite de cette thèse.

L'étalement urbain se manifeste essentiellement par la construction de maisons individuelles avec jardin, dans le périurbain (formes d'habitat dispersées et faible densité bâtie). En France, des études montrent que les surfaces habitables moyennes ont augmenté depuis les années 1980, passant de 82 m² en 1984 à 91 m² en 2006 (Castéran et Ricroch, 2008). Cette augmentation est cependant un peu moins marquée actuellement qu'au début des années 1980. La surface moyenne des appartements reste stable (65-66 m²) tandis que la surface moyenne des logements compris dans les maisons individuelles passe de 96 à 111 m². L'augmentation de la taille des logements et du nombre de maisons individuelles (Castéran et Ricroch, 2008), ainsi que la possibilité d'accession à la propriété en périphérie des villes (David, 2013) sont autant de facteurs qui encouragent le processus d'étalement urbain.

Outre leurs formes bâties spécifiques, les espaces périurbains se caractérisent par des modes de vie qui accompagnent ce mode d'habiter (Stock, 2004). Pour compenser le manque de commerces et services dans l'espace périurbain (Bramley et Power, 2009; Youssoufi, 2011), de nombreux habitants de l'espace périurbain ont un mode de vie basé sur une utilisation intensive de l'automobile pour se déplacer de leur logement vers leurs principales destinations quotidiennes : travail, commerces, services, loisirs. L'espace périurbain est également marqué par des conflits d'usages entre les promoteurs immobiliers et les défenseurs de l'environnement ou encore entre les néo-ruraux et les agriculteurs. Toujours est-il que les espaces périurbains présentent un certain nombre d'avantages, qui continuent à rendre ces espaces attractifs pour les nouvelles localisations résidentielles, essentiellement pour les classes moyennes et supérieures : possibilité d'accès à la propriété plus aisée qu'en ville, proximité aux aménités vertes et de loisirs dans les campagnes environnantes, proximité à la ville-centre.

1.1.3 Penser la forme urbaine

En raison de l'augmentation du nombre de ménages résultant du vieillissement de la population et de la généralisation des familles monoparentales, la croissance résidentielle semble aujourd'hui inéluctable en France. Le modèle de développement résidentiel actuel majoritaire est basé sur deux piliers, l'habitat individuel et l'automobile, dont les conséquences néfastes sur l'environnement sont largement reconnues. Les conséquences de l'étalement urbain et de l'urbanisation touchent aux trois sphères du développement durable (Fischler, 2002).

L'artificialisation progressive des espaces naturels et agricoles engendrée par l'étalement urbain induit des impacts négatifs tant économiques (augmentation des coûts des trajets domicile-travail, perte de terres agricoles), sociaux (congestion du trafic, ségrégation socio-spatiale, augmentation des temps de déplacement) et environnementaux (pollution, nuisances sonores, fragmentation paysagère).

Le processus d'étalement urbain provoque des effets irréversibles sur la structure, la fonction et les dynamiques des systèmes écologiques (Luck et Wu, 2002) de par la fragmentation, l'isolation et la dégradation des habitats naturels (Theobald *et al.*, 2000). L'étalement urbain affecte plus particulièrement les franges rurales des agglomérations et provoque un important mitage des espaces naturels, agricoles et forestiers. Ce mitage fragmente et détruit les habitats des espèces animales et végétales. Ces modifications influent sur les cycles de vie, de reproduction et d'alimentation des espèces en occasionnant des pertes de connectivité écologique (Alberti, 2005). Des effets indirects sont également induits par l'étalement urbain comme la détérioration de la qualité de l'habitat des espèces, l'invasion d'espèces exotiques, la pollution de l'air, la dégradation de la qualité de l'eau, la modification des systèmes hydrologiques, des flux d'énergie et de polluants et des cycles nutritifs (Alberti *et al.*, 2003; Matteucci et Morello, 2009).

L'étalement urbain implique la construction de nouveaux réseaux routiers qui modifient les déplacements des espèces animales en coupant des couloirs de déplacements terrestres et en créant des zones d'habitat défavorables à proximité de ces axes de transports (bruit, pollution et collisions) (Beebee, 2013; Trombulak et Frissell, 2001). L'augmentation de la circulation en ville et dans les espaces périurbains aggrave la détérioration de la qualité de l'air (Willens, 1970) et engendre des impacts sur l'ensemble des êtres vivants, notamment le développement de maladies respiratoires et l'augmentation des gaz à effet de serre à l'origine des changements climatiques. En simplifiant, la concentration de gaz à effet de serre dans l'atmosphère contribue également à des hausses locales de température, matérialisées par des effets d'îlots de chaleur urbains (Wilson et Chakraborty, 2013). Ces impacts environnementaux sont plus ou moins marqués selon l'intensité de la croissance urbaine et les formes d'urbanisation.

Dans ce contexte, les acteurs de l'aménagement urbain tentent depuis les années 1980-90 de contrôler le développement résidentiel pour en réduire les effets néfastes. Ils cherchent à identifier quelles seraient les formes de villes les plus durables, combinant harmonieusement les volets sociaux, économiques et environnementaux de leur développement (Bruntland, 1987).

En 1990, le *Livre vert sur l'Environnement urbain* publié par la Commission Européenne pose les premières bases des réflexions sur le devenir des villes en identifiant les impacts négatifs de

l'étalement urbain et en valorisant les morphologies de villes compactes, avec des densités bâties élevées. Ces préconisations sont en partie issues de travaux scientifiques démontrant que les consommations énergétiques de la ville seraient réduites par des formes urbaines plus compactes et plus denses (Newman et Kenworthy, 1989). Cependant, d'autres études modèrent les avantages de la densité urbaine (Breheny, 1997; Burton, 2000; Jenks et Burgess, 2000; Neuman, 2005).

Les conséquences les plus irrémédiables du développement résidentiel et des infrastructures de transports qui y sont associées concernent la sphère environnementale (Jenks et Burgess, 2000). De nombreuses études identifient les impacts environnementaux de l'urbanisation parmi lesquels la pollution de l'air, les nuisances sonores ou la fragmentation paysagère (Chiesura, 2004; Colding, 2007; Theobald *et al.*, 2000; Tzoulas *et al.*, 2007). La proposition de nouvelles formes d'urbanisation, par des politiques d'aménagement du territoire adaptées, peut permettre de minimiser ces impacts. En 1999, en France, la Loi d'Orientation pour l'Aménagement et le Développement Durable du Territoire, 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 (Girardet, 2013). L'enjeu principal pour les acteurs de l'aménagement est de réussir à répondre à la demande en logements quantitativement et qualitativement, tout en limitant les impacts environnementaux de l'étalement urbain. La limitation de ces impacts est devenue un objectif explicite des projets d'aménagement depuis la fin du XX^{ème} siècle, inscrit dans une série de lois (Solidarité et Renouvellement Urbain, Grenelle de l'Environnement…).

En France, le droit de l'urbanisme inclut plusieurs outils mis en œuvre depuis les années 1970 pour orienter et/ou contraindre la croissance urbaine. Ces documents d'urbanisme comme les Plans d'Occupation des Sols (POS), Plans Locaux d'Urbanisme (PLU) ou cartes communales sont opposables aux tiers lors de l'application du droit des sols. D'autres outils de planification indiquent des orientations mais ne sont pas opposables, c'est le cas par exemple de l'Agenda 21 ou des Schémas de Cohérence Territoriale (SCoT).

1.2. La forme urbaine, un objet multi-échelle

1.2.1 Qu'est-ce-que la forme urbaine ?

La forme urbaine est la configuration spatiale d'un espace bâti. Comme nous avons pu le montrer dans la première partie de ce chapitre, les formes bâties actuelles sont largement liées à l'histoire des villes ainsi qu'aux caractéristiques naturelles de leur site.

Un espace bâti peut se composer de bâtiments isolés, de petits groupes de bâtiments, ou d'agrégats bâtis plus vastes comportant plusieurs milliers de bâtiments. Les bâtiments sont agencés entre eux dans un environnement non bâti comportant des espaces ouverts ou forestiers. Les espaces ouverts sont constitués par des surfaces agricoles ou des surfaces enherbées telles que des prairies ou des espaces verts urbains (places publiques, parcs, jardins). Les réseaux permettent d'établir les connexions entre les bâtiments, ou les agrégats de bâtiments. Cet ensemble constitué par les bâtiments, l'environnement non bâti et les réseaux constitue le contenant des activités humaines. Le contenu des activités humaines est composé par les individus et les groupes effectuant des activités, ayant des pratiques spatiales et des relations sociales (Tannier, 2016). Les

différentes configurations spatiales du contenant définissent les formes urbaines. Elles peuvent être plus ou moins concentrées ou dispersées (tissus bâtis compacts ou diffus, densités contrastées de population ou de commerces…).

Les formes urbaines s'analysent à différentes échelles, de l'îlot urbain à la région urbaine. La forme urbaine étudiée globalement correspond à l'agencement des villes et villages dans l'agglomération urbaine. Par exemple, une ville peut être compacte, étalée ou polycentrique. Plus les agrégats bâtis sont séparés par des distances importantes, plus la ville est étalée. Inversement, la ville est compacte si les agrégats bâtis sont suffisamment rapprochés. Au niveau local, on étudie la forme des parcelles et l'agencement des bâtiments dans celles-ci. On considère alors que l'entité minimale de la forme urbaine est le bâtiment, entouré par sa parcelle. Si l'on considère la hauteur des bâtiments comme uniforme, alors plus les bâtiments sont proches les uns des autres, plus la densité bâtie locale est élevée. Au contraire, lorsque les bâtiments sont espacés par des zones arbustives, des espaces ouverts ou des rues plus larges, la densité bâtie locale est plus faible.

À partir des années 1950, l'étude des formes urbaines a débouché sur la morphologie urbaine, parfois considérée comme une discipline à part entière. La morphologie urbaine est l'étude des formes urbaines que ce soit au niveau le plus local (parcelle) ou au niveau le plus global (agglomération, métropole) (Merlin et Choay, 1988). Les travaux menés dans ce domaine ont montré que la forme urbaine influence les modes de déplacements des habitants, surtout dans les zones périurbaines. Par exemple, une forme urbaine globale étalée, dissociant les lieux d'emploi, de commerces ou de services incite les habitants à utiliser davantage l'automobile pour effectuer leurs déplacements. En revanche, une forme urbaine plus dense peut favoriser la pratique de la marche à pied pour accéder aux lieux d'emploi, de commerces ou de services plus concentrés dans ce type de forme urbaine. Outre le comportement des individus, la forme urbaine influence également le fonctionnement des écosystèmes à différentes échelles. Par exemple, les formes urbaines locales denses contribuent à la réduction des espaces verts urbains (Conway, 2009) alors que les formes urbaines étalées contribuent à plus grande fragmentation paysagère (Bierwagen, 2005).

Face aux nuisances induites par l'étalement urbain, les acteurs de la planification urbaine, qu'ils soient techniciens, politiques ou scientifiques ont tenté de proposer différents modèles de formes urbaines. L'objectif central est de parvenir à la mise en place de normes d'aménagement favorisant des formes urbaines plus durables à un niveau global et à un niveau local. Il ne s'agit pas de stopper la croissance urbaine, mais bien de la maîtriser afin que les formes urbaines résultant des processus d'urbanisation soient compatibles avec un respect tant des sociétés que de leur environnement.

Le travail sur la morphologie urbaine apparaît ici comme une des clés pour parvenir à un aménagement urbain durable. Plusieurs concepts d'aménagements et modèles de villes sont issus de ces réflexions.

1.2.2 Forme urbaine globale

Les formes de villes à une échelle globale peuvent être représentées par des modèles théoriques (figure 1.1). Nous avons choisi ici de distinguer quatre modèles théoriques d'agglomérations urbaines selon leur compacité et leur nombre de centres : ville compacte et monocentrique, ville compacte et polycentrique, ville étalée et monocentrique, ville étalée et polycentrique. Ces quatre modèles de villes sont volontairement caricaturaux, l'analyse des agglomérations urbaines réelles consistant généralement en des situations intermédiaires.

Pour contrer une croissance urbaine qui aboutisse à un fort étalement urbain (figure 1.2a), différents modèles de croissance urbaine sont proposés.

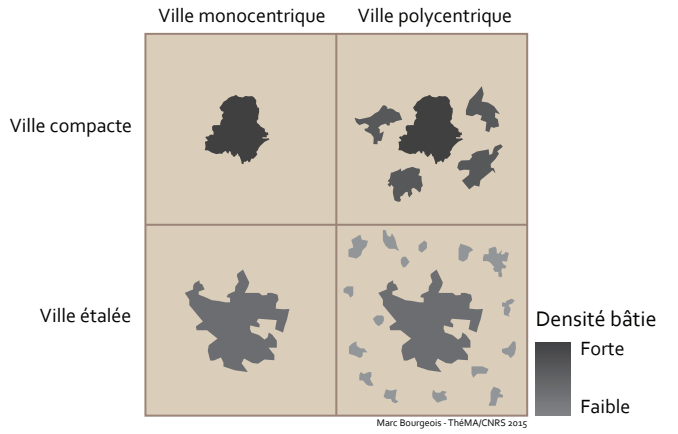


Figure 1.1 • Quatre modèles théoriques des formes urbaines globales

Ville compacte

La ville compacte est, depuis les années 1990, le modèle dominant des politiques d'aménagement urbain européennes (Breheny, 1996). Ce modèle préconise un développement résidentiel dense et des agrégats bâtis compacts ayant des bordures nettes et lisses (Geurs et van Wee, 2006) (figure 1.2b). Selon ce modèle, le nombre d'agrégats bâtis est fortement limité. Les zones de transitions périurbaines, ni rurales, ni urbaines sont supprimées par la création de limites nettes entre l'espace rural et l'espace urbain. Le modèle de la ville compacte vise à favoriser l'utilisation des transports en communs, baisser la consommation d'énergie des bâtiments en réduisant le chauffage et la climatisation, et limiter la ségrégation socio-spatiale (Koomen *et al.*, 2008).

Pour développer le modèle de la ville compacte, le premier levier d'aménagement est l'augmentation de la densité bâtie résidentielle. La mise en pratique de ce levier d'aménagement consiste surtout à réduire l'emprise au sol des bâtiments résidentiels. Une autre possibilité est d'augmenter le nombre de logements par bâtiment, par exemple en remplaçant des bâtiments individuels par des bâtiments collectifs. Le deuxième levier d'aménagement est la densification des lieux d'activités non résidentielles. La concentration des lieux d'activité non résidentielles permet de limiter les déplacements au sein de l'espace urbain (Williams, 1999) et d'augmenter la mixité fonctionnelle. Une ville compacte n'est pas forcément monocentrique, elle peut aussi être polycentrique. Ainsi, le gouvernement des Pays-Bas a mis en place une politique de localisation des activités et des entreprises, la politique *ABC* (Dijst, 1997). Cette politique d'aménagement urbain vise à favoriser l'utilisation des transports en communs pour limiter l'utilisation de l'automobile. Les localisations sont déterminées par les lettres A, B, ou C, basées sur l'accessibilité en voiture particulière ou en transports en communs. Une localisation de type A a une excellente accessibilité en transport en commun, mais une mauvaise accessibilité en voiture particulière. Une

localisation de type B est autant accessible en transports en commun qu'en voiture particulière alors qu'une localisation de type C a une mauvaise accessibilité en transports en communs et une très bonne accessibilité en voiture particulière. Afin de réduire la dépendance à l'automobile, le développement résidentiel est majoritairement encouragé dans les zones de type A, puis dans les zones de type B et en dernier recours, dans les zones de type C (figure 1.2c). Ce dispositif permet de répondre aux objectifs de la ville compacte, sans pour autant instaurer une limite urbaine trop restrictive. Ce type de politique peut s'appliquer aux Pays-Bas puisque cet État a l'avantage de disposer d'un réel arsenal législatif de planification urbaine ce qui n'est pas forcément le cas dans d'autres pays, la France par exemple.

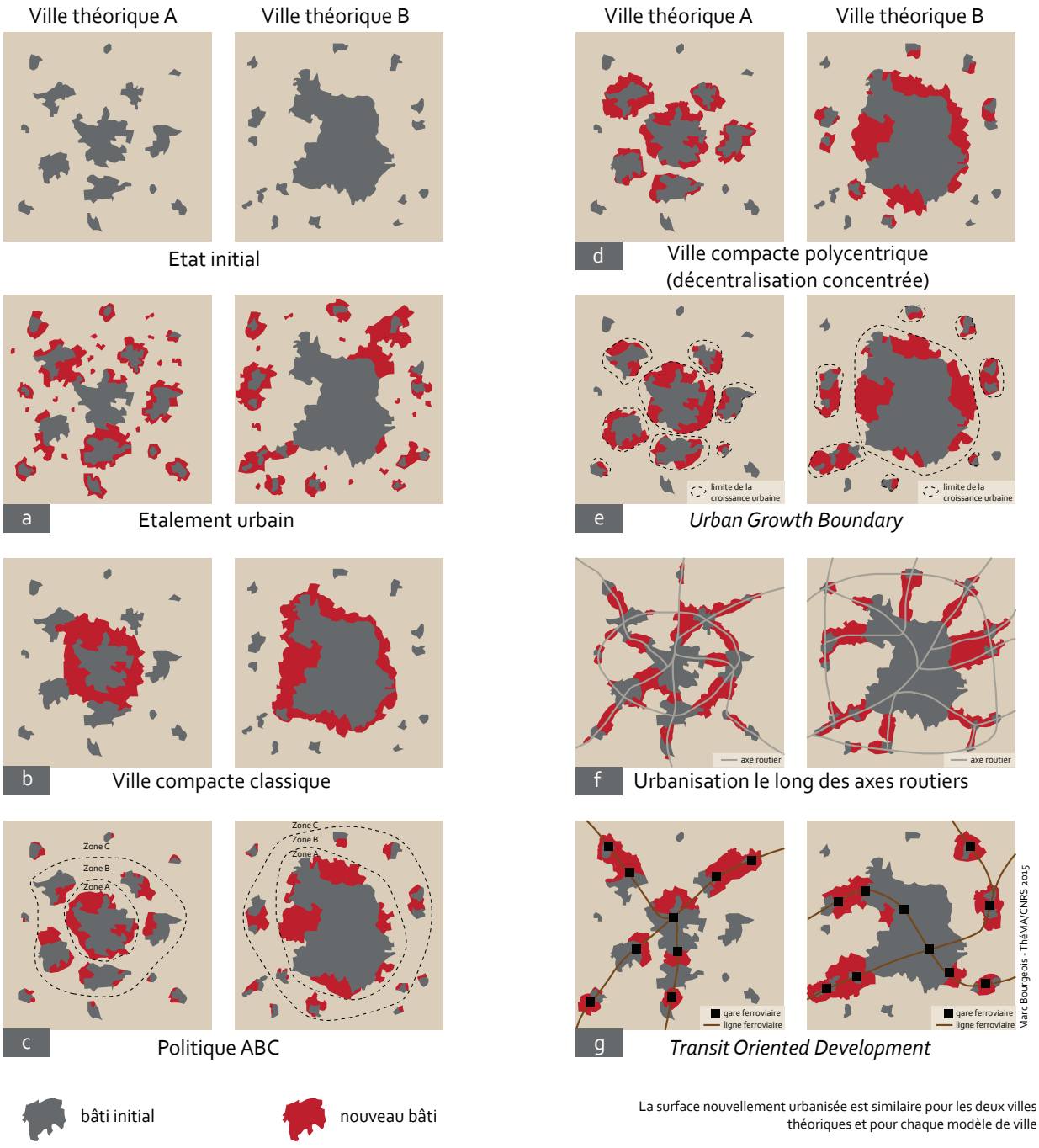


Figure 1.2 • Différents modèles de croissance urbaine (forme urbaine globale).

La ville polycentrique est à la fois une forme urbaine existante, et un modèle de croissance urbaine possible. Plusieurs villes peuvent être organisées en région urbaine polycentrique (Davoudi, 2003). Les villes sont alors indépendantes administrativement et séparées par une distance euclidienne et/ou une distance temps modérée ce qui a pour intérêt principal de limiter les déplacements au sein de la région urbaine. Les villes fonctionnent en interdépendance et forment une agglomération urbaine. Les villes composant la Randstad aux Pays-Bas ou la zone Rhin-Ruhr en Allemagne sont de bons exemples de régions urbaines polycentriques (figure 1.3).

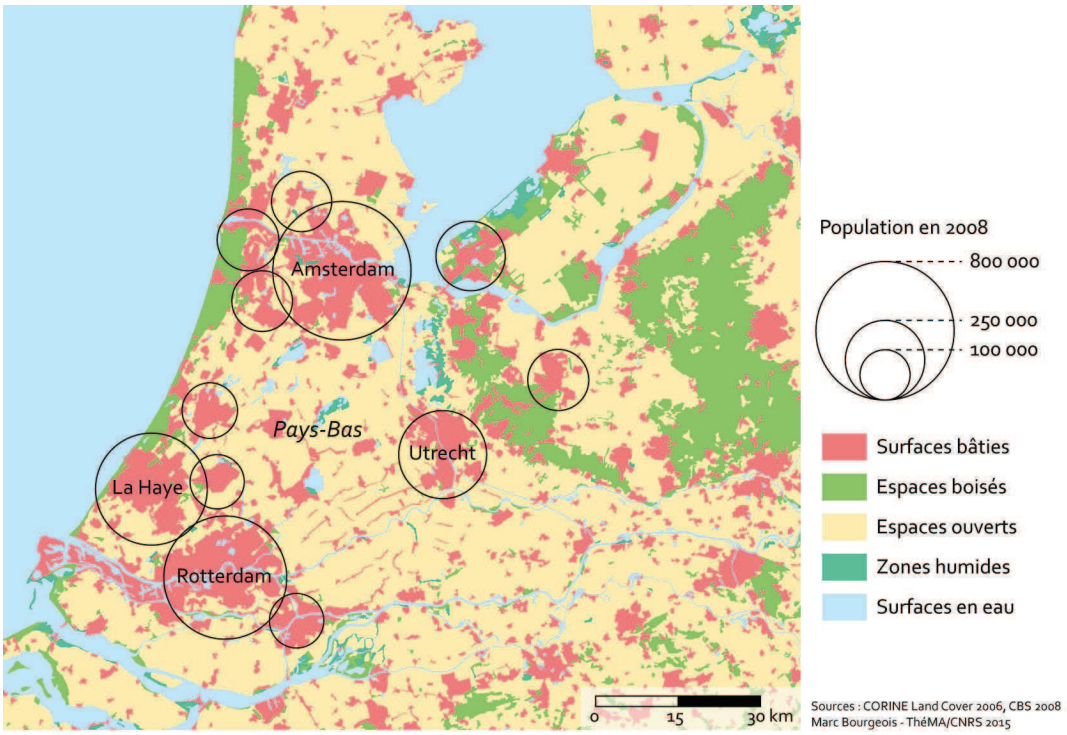


Figure 1.3 • Exemple d'une agglomération urbaine polycentrique, la Randstad aux Pays-Bas composée de quatre pôles urbains principaux.

Les villes composant une agglomération urbaine polycentrique ne sont pas forcément de taille similaire ; il est possible que la ville principale concentre l'essentiel des fonctions politiques et administratives. Les autres villes de l'agglomération sont alors fortement dépendantes de la ville-centre. Plusieurs pôles urbains principaux peuvent aussi exister, reliés entre eux par des pôles urbains secondaires. Dans ce cas, il existe une hiérarchie morpho-fonctionnelle intra-urbaine. Une politique d'aménagement possible est donc de transformer le modèle de la ville compacte monocentrique classique en une ville compacte polycentrique selon l'idée de décentralisation concentrée (Schwanen *et al.*, 2004) (figure 1.2d). On favorise dans ce cas la densification de l'unité urbaine principale de l'agglomération, qui comprend la ville-centre. Mais, afin d'éviter une croissance trop forte de la population dans la ville-centre, on favorise aussi le développement résidentiel des communes périphériques proches suivant les mêmes principes de densification que la ville-centre. Ce modèle de décentralisation concentrée fait partie intégrante du modèle de la ville compacte puisqu'il contrôle l'étalement urbain des villes-centres tout en évitant une trop forte fragmentation paysagère des espaces ruraux et périurbains. Il est actuellement appliqué dans de nombreux documents de planification à l'échelle locale, par exemple dans le SCoT (Schéma de Cohérence Territoriale) du Grand Besançon, adopté fin 2011. Les projections de ce modèle

dans des documents opérationnels peuvent toutefois être délicates dans la mesure où la même politique de planification ne peut s'appliquer de manière identique à une petite ville française ou une grande ville européenne.

Urban Growth Boundary

Le concept d'*Urban Growth Boundary* vise à limiter le développement résidentiel au-delà d'une limite bien définie (Ding *et al.*, 1999). Les agglomérations urbaines sont divisées en deux zones : une où le développement résidentiel est autorisé et une autre où le développement résidentiel est interdit. La mise en application de ce concept vise à contrôler l'étalement urbain et à préserver les espaces naturels, agricoles et forestiers de la fragmentation paysagère liée à l'étalement urbain en « tache d'huile ». Dans le cas où la bordure urbaine est lisse et où la délimitation urbaine est stricte, l'application du concept d'aménagement *Urban Growth Boundary* a pour conséquence de densifier considérablement la ville ciblée et d'éviter l'étalement urbain comme dans le modèle classique de la ville compacte. Dans le cas où la bordure urbaine imposée par l'*Urban Growth Boundary* est moins nette, le modèle de la ville compacte peut être appliqué dans une version moins restrictive (Millward, 2006). On impose dans ce cas une zone tampon autour de la tache urbaine principale dans laquelle le développement résidentiel est autorisé (figure 1.2e). Dans le cas où le modèle de la ville compacte est appliqué sous la forme de décentralisation concentrée, le développement résidentiel est autorisé dans la zone tampon de la tache urbaine principale, mais également dans les zones tampons des taches urbaines périphériques de taille importante.

Ceintures vertes, pénétrantes vertes et corridors verts

Au XVIII^{ème} et XIX^{ème} siècles, la croissance des villes européennes est telle que la population ne peut continuer à résider au sein même des enceintes fortifiées. Les murs des villes sont abattus pour autoriser le développement de la ville en dehors de ses limites, d'abord dans les faubourgs, puis dans la banlieue plus éloignée. L'espace libéré par ces murs de protection devenus obsolètes est une opportunité pour l'insertion de promenades et d'espaces verts dans la ville. Le mouvement hygiéniste de la deuxième moitié du XIX^{ème} siècle, que nous avons évoqué au début de ce chapitre, a largement contribué à l'insertion et à la protection des espaces verts urbains, permettant une meilleure aération des villes (par exemple Central Park à New York ou le Parc de la Tête d'Or à Lyon). Trois manières différentes d'intégrer les espaces verts et naturels dans les modèles de villes peuvent être distinguées : les ceintures vertes, les pénétrantes vertes et les corridors verts (figure 1.4).

Le rapprochement de la ville et des espaces verts est préconisé d'une manière plus utopiste par Ebenezer Howard dans son modèle de ville de la cité-jardin (*garden-city*) (Howard, 1902). Les maisons qui composent le centre sont implantées sur des « terrains spacieux » et orientées sur les boulevards ou avenues qui sont concentriques. Les espaces résidentiels sont régulièrement séparés par des espaces verts (figure 1.5).

La cité-jardin d'Howard est un des premiers modèles à préconiser la limitation de l'étalement urbain par une ceinture verte (*greenbelt)*, composée d'espaces verts, agricoles et de zones de loisirs. Appliquées de manière concrète dans le *Greater London Plan* dès 1944, les ceintures vertes ont été ensuite progressivement mises en place dans les villes anglaises. D'autres villes

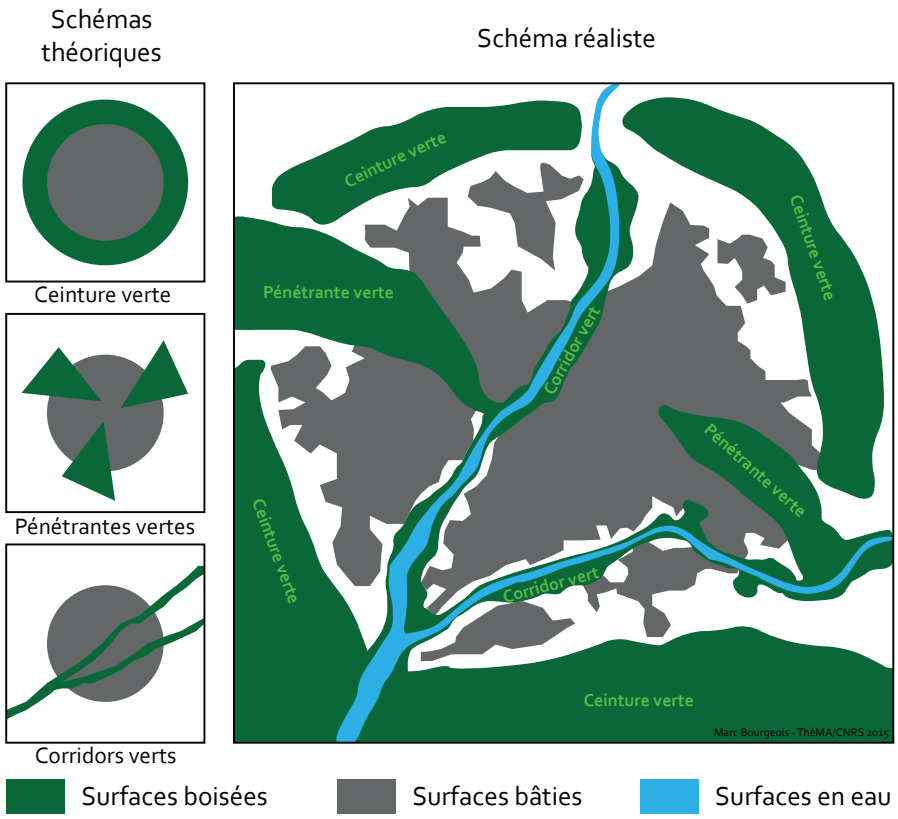


Figure 1.4 • Illustration des principes de ceinture verte, pénétrante verte et corridor vert.

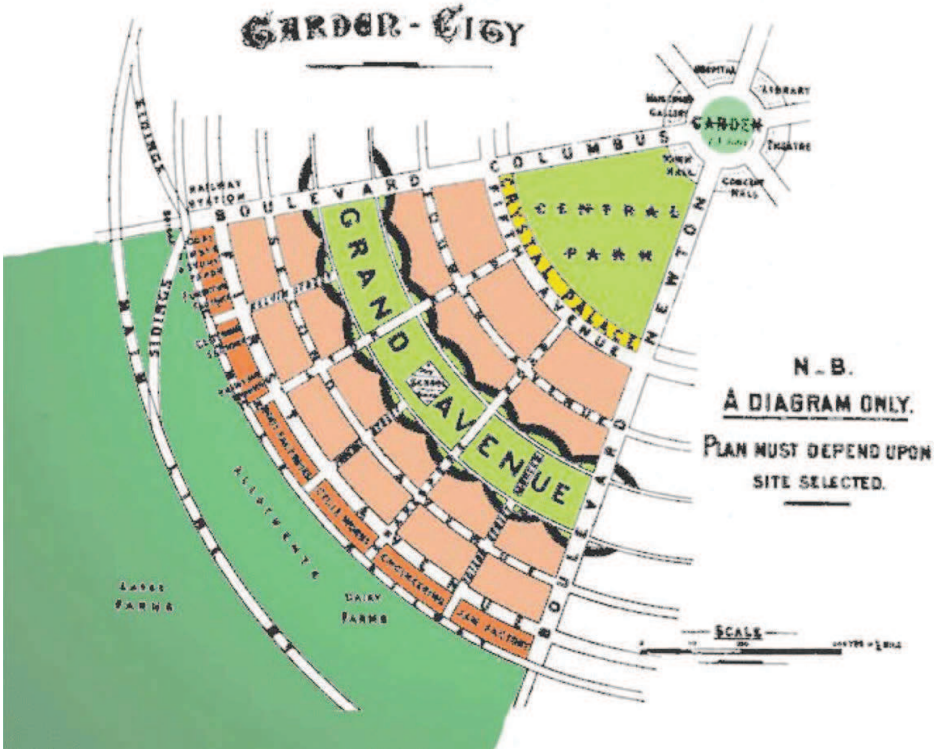


Figure 1.5 • La cité-jardin d'Ebenezer Howard (1902).

européennes comme Berlin ou Budapest adoptent ce concept d'aménagement. Les ceintures vertes sont également développées en Amérique du Nord et en Asie pendant la deuxième moitié du XX^{ème} siècle (Li *et al.*, 2005; Maruani et Amit-Cohen, 2007; Van Rij et Korthals Altes, 2008). Les objectifs des ceintures vertes sont assez similaires à ceux proposés par Howard : stopper l'étalement urbain des villes, préserver les espaces ouverts de l'urbanisation, éviter la fusion des villes et villages périphériques avec la ville-centre (Longley *et al.*, 1992). Outre ces fonctions principales, la prise en compte progressive de l'écologie dans l'aménagement du territoire depuis les années 1970 confère aux ceintures vertes une fonction de protection de la nature (Kühn, 2003). Le concept d'aménagement favorisant l'intégration de ceintures vertes autour des agglomérations urbaines se rapproche du concept *Urban Growth Boundary* dans la mesure où les villes sont encerclées par des espaces verts sur lesquels toute urbanisation est proscrite. La limite urbaine de l'*Urban Growth Boundary* est dans ce cas matérialisée par une ceinture verte. Cependant, il n'existe pas de consensus concernant la relation entre étalement urbain et ceinture verte (Kühn, 2003). Si la ceinture verte peut être considérée comme une barrière pour l'étalement urbain, d'autres auteurs considèrent qu'elle sert plutôt à séparer les agrégats bâtis d'une région urbaine (Elson, 1986). Ce constat est étayé par l'observation des ceintures vertes effectivement appliquées dans quelques villes, sous la forme de documents d'urbanisme opposables, par exemple à Londres ou Ottawa (figure 1.6).

Ces ceintures vertes peuvent être poreuses et ne forment pas systématiquement un anneau vert dépourvu de toute urbanisation. Dans certaines configurations, l'urbanisation peut se reporter au-delà de la ceinture verte.

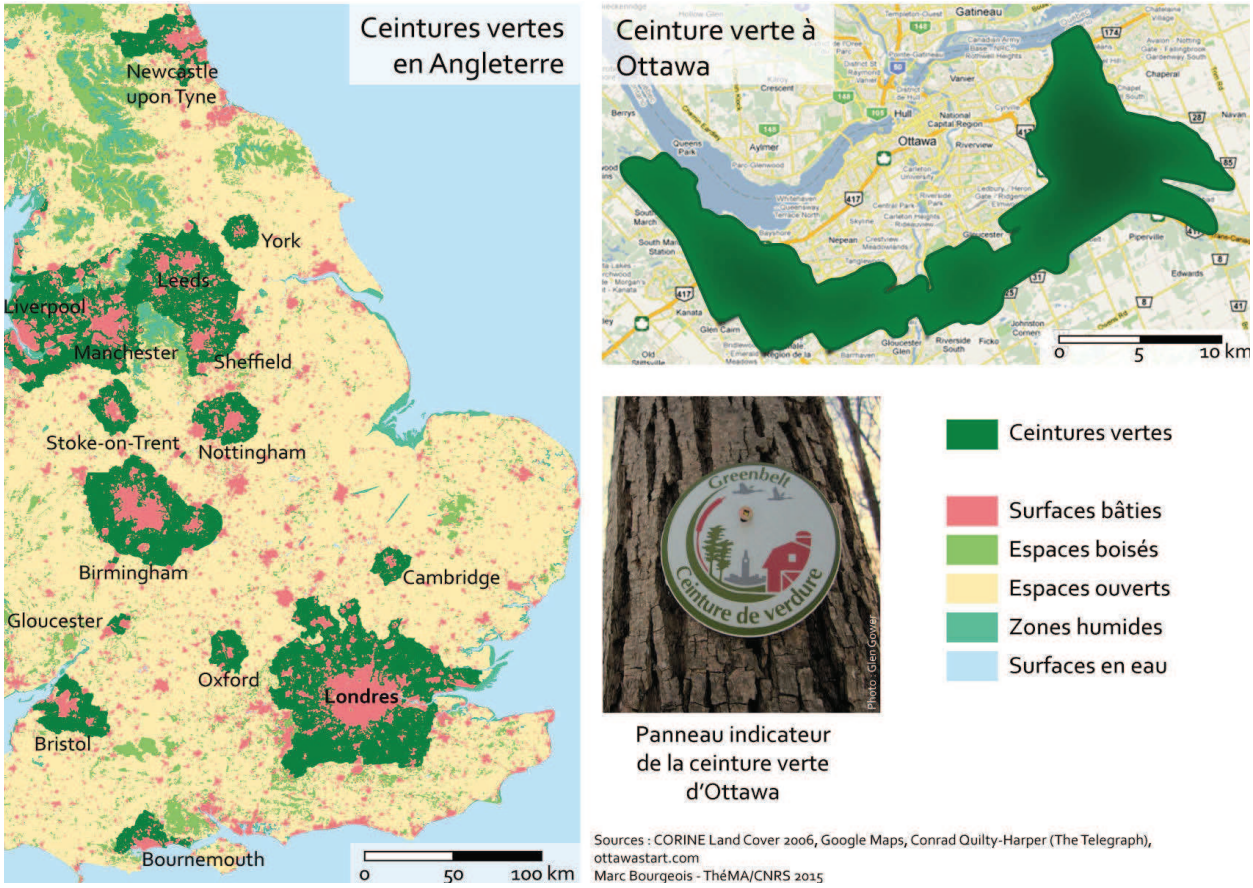


Figure 1.6 • Exemples de ceintures vertes : les greenbelts anglaises et la ceinture verte d'Ottawa (Canada).

Les ceintures vertes ne doivent pas être confondues avec les coulées vertes (*greenways ou green alleys*). Si pour certains auteurs, le concept de coulées vertes n'est qu'une déclinaison du concept de ceintures vertes (Van Rij et Korthals Altes, 2008), il existe pourtant une différence majeure de fonction entre les deux (Kühn, 2003) : les ceintures vertes entourent la ville et protègent son *hinterland* tandis que les coulées vertes pénètrent dans l'espace urbain (figure 1.4). Les coulées vertes peuvent également être nommées « pénétrantes vertes ». Dans la suite du propos, ce terme est préféré à celui de « coulée verte » trop ambigu. Certaines villes comme Copenhague, Bristol ou Berlin intègrent ces pénétrantes vertes directement dans leur plan d'aménagement, en proscrivant l'urbanisation dans ces espaces (figure 1.7). Les pénétrantes vertes ne sont pas forcément composées exclusivement d'espaces boisés et peuvent comprendre des espaces ouverts de type agricole. Elles sont en général multifonctionnelles. Elles sont aménagées dans un but écologique, récréatif, culturel, ou esthétique (Ahern, 1995). Les pénétrantes vertes permettent l'intégration de la nature en ville en créant des connexions entre les espaces naturels extérieurs à la ville et les espaces verts urbains. Outre le maintien de certaines espèces dans les zones urbaines, l'intégration des pénétrantes vertes dans l'aménagement urbain a des fonctions globales, comme la baisse de la température dans les zones densément peuplées (ventilation) ou des fonctions plus locales, comme l'amélioration de l'accessibilité aux espaces verts et ouverts de fréquentation quotidienne ou hebdomadaire (Tannier *et al.*, 2012a).

Forman (1995) définit un corridor vert (*green corridor*) comme une bande dont la nature diffère des espaces présents de part et d'autre. Les corridors verts sont fréquemment confondus avec les pénétrantes vertes dans la littérature. Cependant, dans ce travail, nous souhaitons distinguer ces deux concepts : les pénétrantes vertes et les corridors verts diffèrent par leur largeur et leur forme. Les pénétrantes vertes sont plutôt larges et coniques tandis que les corridors verts sont plus fins et linéaires. Contrairement aux pénétrantes vertes, les corridors verts peuvent traverser le tissu urbain de part et d'autre (figure 1.4). Les réseaux hydrographiques, les bords de routes et de chemins de fer sont souvent propices à la présence de corridors verts. La coulée verte du Sud parisien, réalisée entre 1989 et 1993, s'étend de Massy au Sud, à Malakoff au Nord, en suivant

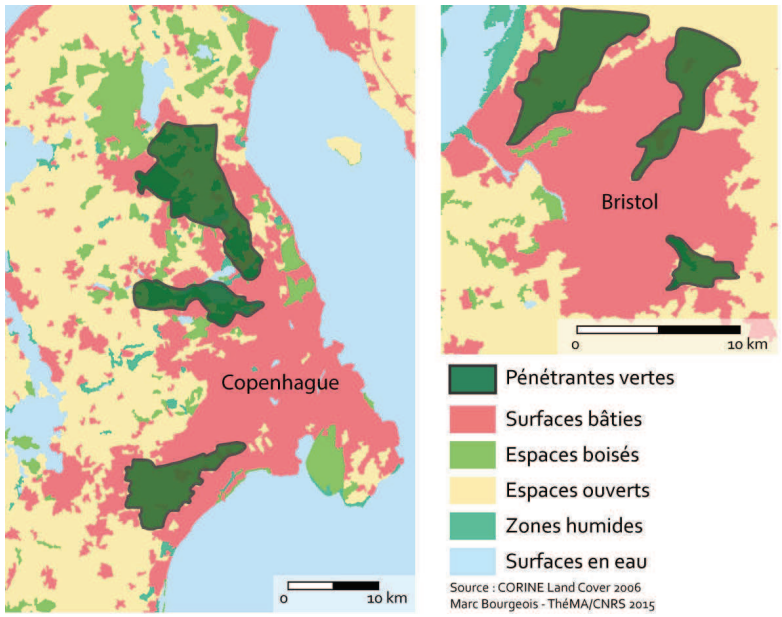


Figure 1.7 • Exemples de pénétrantes vertes à Copenhague (Danemark) et à Bristol (Royaume-Uni).

les voies du TGV Atlantique. Bien qu'elle pénètre dans la ville, sa forme linéaire et très étroite s'apparente davantage à un corridor vert qu'à une coulée verte. Dans ce cas, le terme de « voie verte » semble plus approprié.

Les concepts des ceintures vertes, pénétrantes vertes et corridors verts peuvent être intégrés au modèle de la ville compacte. Une ville compacte intégrant de nombreux corridors verts voit sa densité bâtie diminuer. On peut dans ce cas parler de ville modérément compacte.

Transit Oriented Development

L'urbanisation « en doigts de gants » le long des axes routiers a désormais tendance à être limitée puisqu'elle favorise l'étalement urbain et la fragmentation des paysages (figure 1.2f). Une solution alternative consiste à encourager le développement résidentiel autour de stations d'axes de transports en commun structurants. Ce concept d'aménagement dit de T*ransit Oriented Development*, communément nommé TOD, est détaillé dans l'ouvrage *The Next American Metropolis* (Calthorpe, 1993). À une échelle globale, le modèle de Calthorpe propose d'urbaniser préférentiellement à proximité des gares ferroviaires, des stations de métro, de tram ou de bus express qui desservent les axes structurants de transports en commun. Le développement résidentiel est encouragé à proximité de stations de transports en commun afin d'éviter l'utilisation de la voiture individuelle. Des préconisations concernant la forme urbaine locale complètent ces préconisations globales (Cervero *et al.*, 2002). Le concept d'aménagement TOD permet ainsi de favoriser un modèle de ville qui soit à la fois compact et polycentrique avec une faible urbanisation continue le long des axes routiers et de nouveaux centres urbains fonctionnels (figure 1.8). Le modèle de ville « TOD » se rapproche du modèle de la ville compacte polycentrique. La différence principale est que le développement résidentiel n'est pas structuré autour des centres urbains existants mais plutôt autour de stations d'axes de transports en commun importants (figure 1.2g). Comme dans le modèle de la ville compacte polycentrique, le modèle de ville « TOD » favorise le maintien des connectivités écologiques à travers la présence d'espaces naturels et ouverts entre les centres urbains.

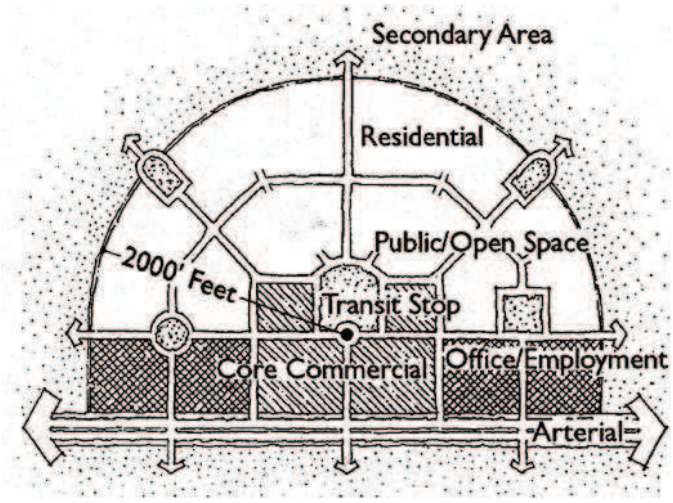


Figure 1.8 • Illustration originale du TOD selon Peter Calthorpe (1993).

1.2.3 Forme urbaine locale

Plutôt que de détailler des modèles de villes préconisant des formes globales d'urbanisation, certains auteurs se sont intéressés à la formalisation de concepts relatifs à l'intégration des formes d'urbanisation locale comme le *New Urbanism* (Calthorpe, 1993), le *Urban Village* (Jabareen, 2006) ou la *Wisely Compact City* (Camagni *et al.*, 2002).

Le concept d'aménagement du *New Urbanism* a d'abord été développé aux États-Unis en réponse à la faible densité des espaces périurbains (Calthorpe, 1993). Il favorise des formes d'urbanisation localement denses et compactes avec des bordures nettes, agrémentées par des places et des espaces verts (Ellis, 2002). Les avantages attendus du *New Urbanism* sont la réduction de la consommation d'espace par l'augmentation de la densité bâtie locale, l'augmentation du nombre d'espaces verts publics, la réduction des transports polluants et de la consommation d'énergie par l'augmentation des zones piétonnes et des pistes cyclables (Conway, 2009). Le concept d'aménagement *Urban Village* est similaire à celui du *New Urbanism* (Pacione, 2004). Il s'agit de revenir à la valorisation des formes urbaines historiques préindustrielles de forme compacte, avec des développements urbains à taille humaine. Un des objectifs principaux est de maintenir une mixité qui soit à la fois sociale et environnementale. D'un point de vue social, il s'agit d'intégrer des individus de revenus ou de cultures différents dans un même quartier. D'un point de vue environnemental, il s'agit de favoriser l'insertion des espaces verts et des espaces ouverts dans le tissu bâti. Le travail sur la forme et les propriétés physiques des bâtiments font partie intégrante de ce concept d'aménagement (Jabareen, 2006).

Le concept d'aménagement de la *Wisely Compact City* (Camagni *et al.*, 2002) favorise la densification «douce » ou « modérée » dans une ville compacte au niveau global. La densification douce peut concrètement se matérialiser par la création de bâtiments collectifs avec un nombre de logement limités ou par le développement d'un habitat intermédiaire (voir encadré 1). En privilégiant des formes locales moins denses, le concept de *Wisely Compact City* se rapproche du concept de ville modérément compacte décrit précédemment.

1.2.4 Forme urbaine fractale

Le modèle de la ville fractale présenté ici est issu des travaux de Frankhauser (1994) et s'inscrit parmi une diversité de modèles possibles de ville fractale. Le modèle de la ville fractale suit par définition une approche multi-échelle (Cavailhès *et al.*, 2004; Frankhauser, 2004) et introduit une hiérarchie fonctionnelle et morphologique dans les agrégats bâtis (Frankhauser, 2015). Ce modèle permet de synthétiser les différents concepts d'aménagement évoqués précédemment au niveau des formes urbaines globales et locales.

La notion de hiérarchie fonctionnelle dans le modèle de la ville fractale développée par Frankhauser (2005) est issue de la théorie des lieux centraux de Christaller (1933) présentée dans la figure 1.11a. Selon ce modèle, la répartition de la taille des villes, et donc de leur importance respective, doit s'effectuer de manière à optimiser les liaisons entre celles-ci. L'hypothèse principale derrière cette théorie est qu'il existe, de façon empirique, une hiérarchie dans le système urbain entre des villes de tailles distinctes ayant des niveaux de fonctionnalité différents en fonction de leur position dans la hiérarchie. La figure 1.11b présente le couplage entre la ville fractale et la théorie des lieux centraux en « intercalant à différentes échelles des zones vertes entre les axes de transport » (Frankhauser, 2005) dans un espace géographique non différencié. La pénétration d'espaces ouverts et de formes construites est multi-échelle, résultant à la fois de la présence de petits et de grands espaces ouverts au sein même des formes bâties construites. Les formes urbaines fractales ont ainsi tendance à créer une hiérarchie dans la taille des agrégats bâtis et dans la taille des espaces non bâtis (Tannier *et al.*, 2011).

Encadré 1 • L'habitat intermédiaire, entre individuel et collectif

L'habitat intermédiaire est une forme d'habitat alternative à l'opposition classique « habitat individuel *versus* habitat collectif ». Allen et al. (2010) proposent de distinguer l'habitat individuel dense et l'habitat intermédiaire. L'habitat individuel dense est composé par un « ensemble de logements qui ne se superposent pas mais qui forment un groupement urbain, continu ou fractionné, et qui s'inscrit dans une logique de conception d'ensemble ». L'habitat intermédiaire répond à trois critères principaux : « posséder à la fois un accès individuel, un espace extérieur privatif au moins égal au quart de la surface du logement et une hauteur maximale de R+3 ». Les formes d'habitat individuel peuvent répondre à différents critères de densité bâtie, généralement augmentée par une plus grande proximité des bâtiments. On distingue le pavillon individuel, les maisons mitoyennes, par le garage par exemple ou l'habitat individuel dense (figure 1.9). Si l'habitat individuel est accolé pour former un petit ensemble urbain, l'habitat intermédiaire utilise le volume pour imbriquer plusieurs logements l'un sur l'autre (Allen et al., 2010). L'agencement de ces logements peut permettre une extension extérieure du logement du dessus sur celui du bas (figure 1.9). Les avantages de ce type de configuration sont nombreux : favoriser les formes urbaines denses et limiter la consommation d'espace tout en proposant aux habitants des espaces extérieurs individuels et des entrées indépendantes (figure 1.10).

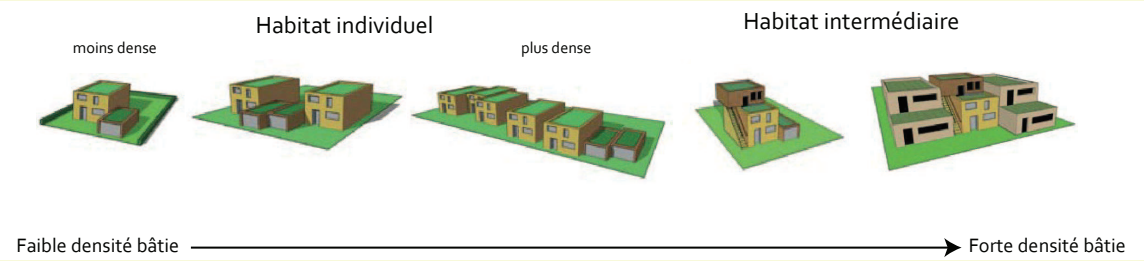


Figure 1.9 • Illustration des formes d'habitat individuel et intermédiaire. D'après Allen et al. (2010).

Figure 1.10 • Exemples de formes d'habitat intermédiaire à Grenoble (Isère), Mandeure (Doubs) et Toulouse (Haute-Garonne). Source : Allen et al. (2010).

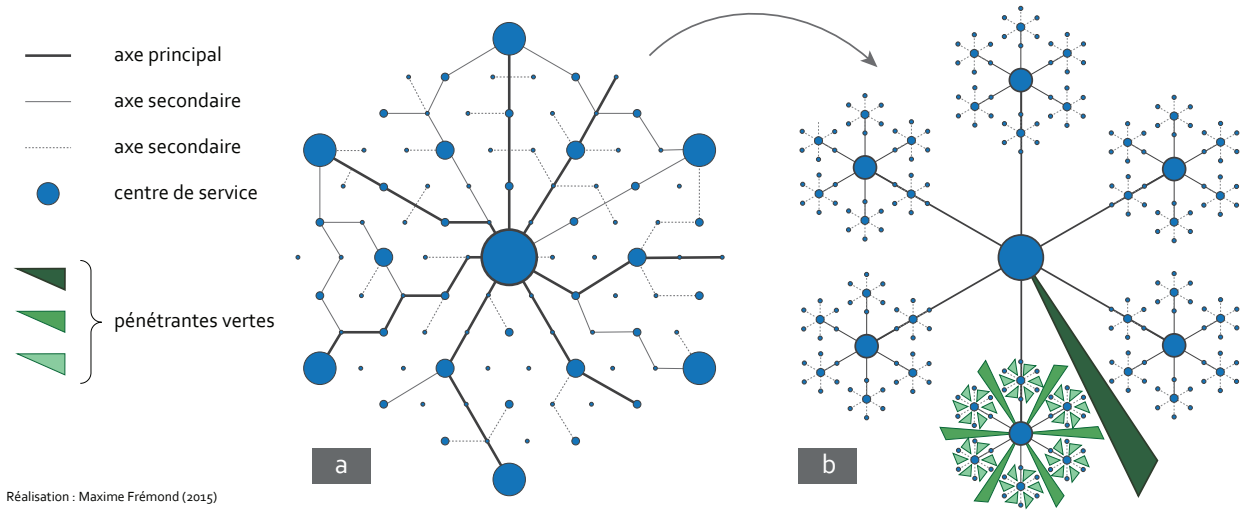


Figure 1.11 • Représentation de la théorie des lieux centraux et de son adaptation au modèle fractal d'urbanisation. D'après Christaller (1933) et Frankhauser et al. (2007).

D'un point de vue morphologique, les formes urbaines fractales ne sont pas uniformes à travers les échelles (Frankhauser, 2004; Tannier et Thomas, 2013). Elles présentent en outre des bordures urbaines plus longues et plus tortueuses contrairement aux formes urbaines compactes ayant souvent des bordures lisses (figure 1.12).

Dans le modèle de la ville fractale, les aménités urbaines et rurales sont aisément accessibles à la population, ce qui permet une réduction des déplacements. Les formes urbaines globales de villes comme Copenhague ou Berlin se rapprochent d'un modèle de ville fractale. L'utilisation de formes fractales à un niveau local peut permettre de se rapprocher de concepts d'aménagements comme le *New Urbanism*, *Urban Village* ou la *Wisely Compact City,* en favorisant des formes locales plutôt denses agrémentées d'espaces ouverts et naturels. Au niveau global, les formes fractales peuvent s'appliquer au modèle de la ville compacte (décentralisation concentrée), de la ville modérément compacte et de la ville polycentrique et hiérarchisée.

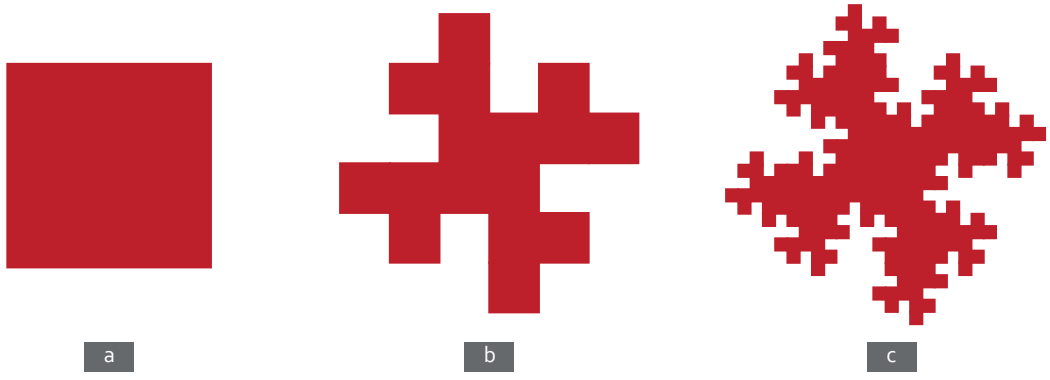


Figure 1.12 • Trois manières d'envisager la bordure urbaine : du carré (a) au téragone (c). D'après Mandelbrot (1982).

1.2.5 Conclusion

Lorsque l'on étudie la forme globale des villes (en deux dimensions), on considère la taille et l'agencement des taches urbaines, la forme des bordures urbaines ou encore l'existence ou non de ceintures vertes, pénétrantes vertes et corridors verts. Le modèle de la ville compacte est le plus ancien et le mieux connu de tous les concepts d'aménagement urbain. La synthèse des modèles existants et leur combinaison avec le modèle de la ville compacte permet de proposer d'autres formes de compacification durables. Ainsi, une ville peut être compacte et polycentrique. Au niveau global, le développement résidentiel peut être structuré autour de taches urbaines déjà existantes ou de stations de transports en commun, en conservant une densité bâtie élevée localement et en limitant son extension spatiale. Le développement de ceintures vertes à l'extérieur de la ville est facilité dans les villes compactes et polycentriques. À un niveau plus local, la densité bâtie peut être modulée afin de permettre l'insertion d'espaces verts et ouverts dans l'espace urbain. Ceci n'implique pas forcément une diminution de la densité locale de population qui serait synonyme d'un accroissement de l'étalement urbain.

1.3. Principaux aspects fonctionnels des formes urbaines

La croissance urbaine, en transformant les territoires de manière significative, a des répercussions importantes sur les trois sphères du développement durable : le volet social, le volet économique et le volet environnemental. L'impact des formes de croissance urbaine sur ces trois volets est plus ou moins marqué.

1.3.1 Formes urbaines et qualité de vie

La qualité de vie est un élément subjectif, répondant à des critères personnels. Elle dépend également de l'environnement urbain (Yang, 2008). L'environnement urbain est composé par le contenu (individus, groupe d'individus, activités) et par le contenant les activités humaines : bâtiments, environnement non bâti, réseaux (Tannier, 2016). En modifiant l'environnement urbain, les formes urbaines influent directement sur la qualité de vie et la satisfaction résidentielle des individus (Youssoufi, 2011). En simplifiant grandement ce concept, la qualité de vie des individus résidents dans les zones urbaines peut être estimée selon trois axes : la dimension spatiale, la dimension humaine et la dimension fonctionnelle (Bonaiuto *et al.*, 2003). La dimension spatiale de la qualité de vie dépend de l'architecture des bâtiments et de la densité bâtie, la dimension humaine correspond aux éléments socio-relationnels entre les individus et la dimension fonctionnelle correspond à l'accessibilité aux aménités.

Selon Brueckner *et al.* (1999), des paysages urbains esthétiques sont perçus comme des aménités, et améliorent donc la qualité de vie. La qualité architecturale des formes urbaines est cependant difficile à évaluer, puisqu'elle ne dépend pas strictement du type de forme urbaine. Par exemple, rien ne présuppose une bonne qualité architecturale dans les banlieues périurbaines peu denses (Burchell *et al.*, 1998). La construction de bâtiments à une prétendue haute qualité architecturale est une première piste pour réduire l'impact des formes urbaines sur la qualité de vie. La qualité de vie des individus est également influencée par leur perception de la densité (voir encadré 2).

Encadré 2 • Densité bâtie et densité de logements

Plusieurs types de densité peuvent être identifiés : la densité de construction ou densité bâtie, et la densité de logements (AUCAME, 2008). Ces deux types de densités conditionnent la densité de population d'un espace donné exprimée en nombre d'habitants par unité de surface. La densité de construction est mesurée en mètres carrés construits. On distingue la densité nette, mesurée à l'îlot ou à la parcelle, et la densité brute, qui prend en compte la surface utilisée par les espaces publics, la voirie et les espaces verts. La densité de construction est strictement dépendante de la forme urbaine, lorsqu'on la considère en deux dimensions. La densité de logements est exprimée par le rapport entre le nombre de logements et la surface de terrain hors voirie publique ramenée à l'hectare. Un rapport de l'Agence d'Etudes d'Urbanisme de Caen-Métropole sur la question de la densité (AUCAME, 2008), détaille six types de bâtiments, et leur densité de logements : les maisons individuelles, les maisons de ville, les grands ensembles, les immeubles en plots ou petits collectifs, les immeubles de la reconstruction et les immeubles de centre-ville (figure 1.13).

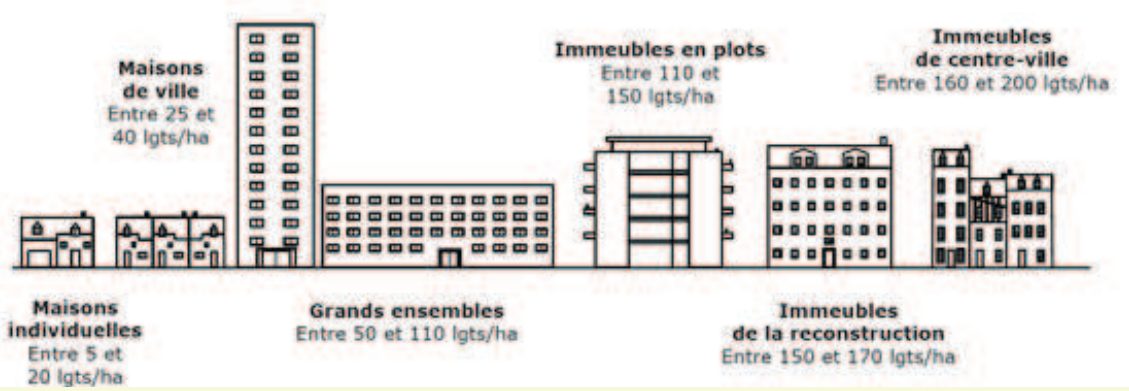


Figure 1.13 • Types de bâtiments et densité de logements. Source : AUCAME (2008).

Le rapport de l'AUCAME (2008) met en avant les relations entre forme urbaine et qualité de vie en distinguant la densité vécue et la densité réelle. Par exemple, les quartiers de grands ensembles sont souvent vécus comme beaucoup plus denses avec une qualité de vie jugée moins élevée que les quartiers de centre-ville (APUR, 2003). Pourtant, les quartiers de grands ensembles, comprennent fréquemment de grands espaces verts et sont souvent moins denses que les quartiers de centre-ville. Plus que la densité réelle, il semblerait que ce soit la hauteur des bâtiments qui conduise à un sentiment d'oppression et de dégradation de la qualité de vie. Inversement, d'autres facteurs comme l'environnement urbain, la convivialité et l'animation des quartiers améliorent la perception de la densité. Ainsi, les fortes densités bâties des centres villes sont souvent perçues de manière positive. Un bon compromis entre la qualité de vie et la densité bâtie peut être trouvé en préconisant par exemple des formes bâties denses et une densité de logements modérée dans des constructions à haute qualité architecturale de type immeubles en plots (figure 1.13) ou habitat intermédiaire (voir encadré 1).

La dimension humaine de la qualité de vie se focalise sur des éléments socio-relationnels comme la sécurité et la sociabilité (Kamps, 2013). Le problème de la ségrégation socio-spatiale est dépendant des formes urbaines dans la mesure où le prix des terrains influe sur la localisation des implantations résidentielles des individus. Les terrains disposant d'un environnement urbain très favorable sont souvent plus chers et accessibles uniquement aux hauts revenus. Des politiques strictes visant à interdire l'étalement urbain peuvent limiter l'acquisition de terrains onéreux disponibles pour une seule catégorie de population. En revanche, lorsque les autorités locales conduisent une politique tolérant l'étalement urbain, la ségrégation socio-spatiale s'accroît fortement (Pendall, 2000). Pour diminuer ce phénomène, certains auteurs préconisent une augmentation modérée de la densité du développement résidentiel (Galster et Cutsinger, 2007). Les modèles de villes favorisant les formes urbaines locales modérément compactes semblent donc les plus adaptés pour répondre au problème de la ségrégation socio-spatiale (*New Urbanism*, *Urban Village*, *Wisely Compact City*, ville fractale).

La dimension fonctionnelle de la qualité de vie concerne l'accessibilité aux aménités urbaines (commerces et services) et aux aménités vertes (espaces ouverts, espaces naturels, espaces de loisirs). Plusieurs études ont montré qu'une bonne accessibilité aux aménités vertes et urbaines améliore la satisfaction résidentielle et la qualité de vie (Bramley et Power, 2009; Kweon *et al.*, 2010). Les villes étalées ont l'avantage de permettre un bon accès aux aménités vertes. Cependant, des modèles de villes compactes comprenant des pénétrantes vertes et des corridors verts peuvent également garantir une bonne accessibilité à ces aménités. Les ceintures vertes bordant les villes compactes présentent l'avantage de conserver des espaces verts à proximité immédiate de la ville mais n'offrent pas nécessairement une bonne accessibilité aux aménités vertes pour les individus résidant dans le centre-ville. Même s'ils limitent la perte et la dégradation des espaces ouverts et naturels, les modèles de ville compactes et leurs déclinaisons (politique *ABC*, région urbaine polycentrique, décentralisation concentrée) sont peu performants en termes d'accessibilité aux aménités vertes. Ils sont en revanche efficaces pour l'accessibilité aux différentes aménités urbaines comme les commerces et services. Les individus peuvent se rendre rapidement aux diverses aménités urbaines en utilisant le moyen de transport le plus efficace (marche à pied, vélo, transport en commun) ce qui n'est pas possible dans une forme de ville plus étalée qui augmente considérablement les temps de transport. Les modèles de villes à densité bâtie modérée améliorent l'accessibilité aux aménités vertes mais sont moins performants que les modèles de ville à forte densité bâtie pour l'accessibilité aux aménités urbaines. Le modèle de la ville fractale présente un bon compromis entre une bonne accessibilité aux commerces et services et une bonne accessibilité aux aménités vertes (Frankhauser *et al.*, 2010). Dans les villes fractales, l'accessibilité aux aménités urbaines est favorisée par la présence régulière de différents niveaux hiérarchiques de pôles urbains au sein de l'agglomération urbaine (Tannier *et al.*, 2012a). L'allongement des bordures urbaines dans les villes fractales et la présence de nombreux espaces ouverts dans le tissu urbain permet de rendre les aménités vertes accessibles à un plus grand nombre d'individus. La forme urbaine fractale semble donc être le modèle de ville comptant le moins d'impacts négatifs sur la dimension fonctionnelle de la qualité de vie.

1.3.2 Formes urbaines et coût des services publics

Le lien entre la forme urbaine et les coûts induits par la croissance urbaine est une des bases des politiques d'aménagement urbain (Sauvez, 2002). Le type de forme urbaine influence notamment l'organisation des services dans l'agglomération, le coût des transports et la consommation d'énergie.

L'implantation de services publics dans une agglomération a un coût économique pour la société. *A priori*, il semble que l'implantation de services publics dans des zones urbaines denses soit le plus rentable d'un point de vue économique selon le principe des économies d'échelles. Plusieurs études confirment cette hypothèse. Camagni *et al.* (2002), montrent que le coût de la mise à disposition des services publics dans des zones urbaines peu denses (forme locale peu dense et forme globale étalée) est plus élevé que dans les zones urbaines denses (forme locale dense et forme globale compacte). Les conclusions d'une étude espagnole plus récente menée par Hortas-Rico et Solé-Ollé (2010) confirment cette tendance. L'accroissement de l'étalement urbain induit la création de plus en plus de services publics et l'augmentation des dépenses publiques des autorités locales. Outre la localisation des services publics, l'étalement urbain augmente les dépenses publiques pour l'installation et la gestion des réseaux : routes et autres voies de transports, eau, égouts, électricité, gaz, téléphone ou fibre optique. Face à ces conclusions, Carruthers et Ulfarsson (2003) préconisent également un développement urbain compact pour réduire les dépenses publiques. Cependant, d'autres études françaises recensées par Kamps (2013) ont des conclusions opposées. Selon Guengant (1992), le coût de développement des routes augmente avec la densité urbaine. Fouchier (2001) montre que les coûts de la mise à disposition des services publics sont plus élevés dans les zones densément peuplées que dans les zones moins densément peuplées. Cela serait lié au fait que les villes centres, et donc les zones les plus denses, concentrent la majeure partie des services publics, mis à disposition pour les habitants des zones périurbaines moins denses. En revanche, Castel (2006) précise que les zones de développement résidentiel les moins denses paient des taxes plus élevées que dans les zones résidentielles les plus denses. Du point de vue des acteurs de l'aménagement urbain, la mise à disposition de services publics semble donc avoir un coût inversement proportionnel à la densité des zones urbaines, à niveau de service équivalent (Guengant, 1992).

1.3.3 Formes urbaines et consommation d'énergie

L'implication des acteurs publics dans la réduction de la consommation d'énergie est croissante. L'objectif est triple : réduire les émissions de gaz à effets de serre, préserver les ressources naturelles et limiter les surcoûts liés à la consommation d'énergie. En milieu urbain, l'énergie est majoritairement utilisée dans les bâtiments, pour le transport des personnes et des biens, pour l'industrie et la collecte des déchets (Ishii *et al.*, 2010). Les besoins en énergie dépendent de plusieurs facteurs : la forme urbaine, les transports, l'énergie utilisée dans les bâtiments et les politiques publiques (Ewing *et al.*, 2008; Ewing et Rong, 2008; Owens, 1990). D'après les travaux de Brown *et al.* (2009) et de Steemers (2003), environ 40 % de l'énergie totale est utilisée dans les bâtiments pour les besoins de chauffage, climatisation et électricité, et un tiers de l'énergie totale est utilisé dans les moyens de transports. La réduction de la consommation d'énergie dans les bâtiments et pour les besoins de transports peut donc significativement réduire la consommation globale d'énergie.

La réduction de la dépendance à l'automobile peut significativement diminuer la part de la consommation d'énergie liée aux transports. La quantité d'énergie utilisée par les transports dépend du choix modal et de la réduction des distances à parcourir, notamment en voiture particulière (Schwanen *et al.*, 2004). Les mesures économiques telles que l'augmentation du prix du carburant, la création de péages urbains ou l'augmentation du prix des places de stationnement ne suffisent pas à réduire la dépendance à l'automobile (p. ex. Buhler, 2015; Dupuy, 1999). La prise en compte des relations entre transports et formes urbaines ont conduit la communauté scientifique à imaginer des modèles de croissance urbaine limitant la dépendance à l'automobile. Certaines politiques européennes ont intégré directement des mesures issues de ces modèles dans leurs documents d'urbanisme et de planification. Ces mesures visent principalement à limiter l'étalement urbain et promouvoir des villes plus compactes, afin de réduire la consommation d'énergie liée aux moyens de transports (Hart, 1992; Williams *et al.*, 2000). En effet, de nombreuses études montrent qu'une forte densité d'urbanisation est corrélée à des plus courts trajets et à un nombre réduit de trajets en véhicule particulier (Kenworthy et Laube, 1999; Kockelman, 1997; Næss *et al.*, 1995). Les villes compactes semblent plus efficaces dans la réduction de la consommation d'énergie liée aux trajets en véhicule particulier dans la mesure où les distances parcourues sont plus faibles que dans les formes urbaines plus étalées (Camagni *et al.*, 2002).Ces résultats sont cependant contredits par d'autres études. Par exemple, aux États-Unis, Levinson et Kumar (1997) montrent que les temps de trajets en voiture particulière diminuent lorsque la densité de population augmente, mais augmentent de nouveau en raison de la congestion du trafic à partir d'un seuil de densité compris entre 3 300 et 3 900 habitants par kilomètre carré.

Schwanen *et al.* (2004), dans une étude menée aux Pays-Bas, montrent que le transport public est stimulé dans les modèles de villes compactes ou modérément compactes (décentralisation concentrée, ville compacte stricte et politique *ABC*). Les distances parcourues en voiture particulière sont réduites dans la ville compacte stricte, inchangées pour la politique *ABC*, mais augmentent dans le modèle de décentralisation concentrée. Cependant, une forme urbaine compacte dans une ville monocentrique réduit la dépendance à l'automobile et la consommation d'énergie liée aux déplacements. Par contre, la congestion liée au trafic, a tendance à augmenter. Bien que les formes urbaines globales de type polycentrique, ou de type décentralisation concentrée présentent l'avantage de réduire les déplacements vers la ville-centre (Helminen *et al.*, 2012), les déplacements entre les plus petits centres urbains sont augmentés (Aguilera et Mignot, 2004; Schwanen *et al.*, 2001).

Outre la réduction des temps de trajets en véhicule particulier et l'augmentation de l'utilisation des transports en commun, la baisse globale de la consommation d'énergie liée aux transports passe également par la stimulation d'utilisation de modes de transports non motorisés. Certaines formes de villes sont plus favorables à l'utilisation de modes doux. La densité bâtie seule ne semble pas être un facteur stimulant l'utilisation de ces modes de déplacements (Forsyth *et al.*, 2007). En revanche, la présence d'espaces verts, d'espaces ouverts et de zones dédiées aux modes doux comme les pistes cyclables ou les trottoirs aménagés influencent l'utilisation de modes de transports alternatifs et non motorisés (Giles-Corti *et al.*, 2005). Pour favoriser l'utilisation des modes de déplacements doux, il semble que la meilleure combinaison soit une densité bâtie plutôt élevée intégrant différents types d'utilisation des sols comme des espaces commerciaux, des espaces

ouverts et des espaces verts (Cao *et al.*, 2009; Saelens *et al.*, 2003). La stimulation de l'usage de modes de déplacements gratuits et non polluants est donc influencée par la forme urbaine locale avec par exemple l'intégration d'espaces verts et de zones résidentielles modérément compactes. La forme urbaine globale des villes influence plutôt le choix des autres modes de déplacements (transport en commun, voiture particulière) et la réduction des temps de trajets.

La consommation d'énergie dans les bâtiments est un autre phénomène. Ewing et Rong (2008) ont montré que les bâtiments construits dans des zones urbaines peu denses sont plus énergivores que les bâtiments construits dans les zones urbaines denses. En effet, les bâtiments construits dans les zones urbaines peu denses sont souvent plus grands. Les besoins en électricité, chauffage et climatisation sont donc accrus. De plus, leur espacement avec les autres bâtiments ne leur permet pas de tirer profit du phénomène d'îlot de chaleur urbain. Ils concluent que les formes urbaines les plus compactes sont les plus efficaces en matière de réduction de la consommation d'énergie dans les bâtiments. Ces résultats sont confirmés par les conclusions d'autres études (Brown *et al.*, 2009; Qin et Han, 2013; Sovacool et Brown, 2010). Cependant, d'autres auteurs nuancent ces propos en indiquant que la différence d'énergie consommée par les familles entre les maisons individuelles et les appartements des bâtiments collectifs est fortement réduite depuis les années 1980 (Holden et Norland, 2005). Partant du constat selon lequel le nombre d'habitants par logement est plus faible en centre-ville que dans les maisons individuelles périurbaines, Perkins *et al.* (2009) concluent que l'énergie consommée par individu est similaire que ce soit pour un résident du centre-ville ou un résident périurbain. De plus, il semble que la qualité architecturale des bâtiments (matériaux, isolation) soit au moins aussi importante que la forme urbaine en elle-même pour ce qui est de la consommation d'énergie (Rickwood *et al.*, 2008). L'étude menée au Japon par Ishii *et al.* (2010) conclut que les densités urbaines intermédiaires offrent le meilleur potentiel pour l'installation de technologies visant à économiser l'énergie. Les formes de villes modérément compactes semblent donc être le meilleur compromis à adopter pour réduire la consommation d'énergie dans les bâtiments.

1.3.4 Autres impacts environnementaux des formes urbaines

Les activités humaines dépendent fortement de l'organisation spatiale des villes et des infrastructures, et sont à l'origine d'un certain nombre d'impacts environnementaux (Alberti et Susskind, 1996). La forme urbaine est conditionnée par des choix politiques répondant à des besoins en termes de nombre de logements, de densité et d'infrastructures. Ces choix ont d'importantes conséquences sur l'environnement, et *a fortiori* sur les processus écologiques. Le processus d'urbanisation transforme les sols de manière irréversible et modifie de fait l'environnement des activités humaines (Zipperer *et al.*, 2000). Les impacts de l'artificialisation des milieux naturels par les sociétés humaines peuvent être évidents ou plus subtils (Alberti *et al.*, 2003). Les effets évidents sont par exemple la construction de nouvelles routes ou bâtiments fragmentant et supprimant les taches d'habitat de certaines espèces (Berling-Wolff et Wu, 2004). Les effets plus subtils peuvent être la conversion de forêts en milieux agricoles, puis en banlieue périurbaine, ou des phénomènes météorologiques tels que les pluies acides. Ces effets peuvent être immédiats, par exemple les vallées noyées par la construction d'un barrage, ou plutôt à long terme, comme la construction de nouvelles infrastructures routières favorisant la croissance urbaine à 20 voire 100 ans. Sans évoquer précisément les formes urbaines en tant que telles, la littérature fait état de la

variété des impacts environnementaux de l'urbanisation, et de manière plus générale, des activités humaines. Les activités humaines affectent directement l'occupation du sol, qui régule la diversité biotique, la productivité primaire, la qualité des sols, le ruissellement et la pollution (Alberti *et al.*, 2003). L'artificialisation directe des milieux naturels par le processus d'urbanisation modifie les microclimats et la qualité de l'air en altérant la surface terrestre et en augmentant la chaleur générée (Oke, 1987; Zipperer *et al.*, 2000). L'artificialisation des sols par l'urbanisation accroît la proportion de sols imperméables ce qui modifie les flux d'eau, de nutriments et de sédiments (Arnold et Gibbons, 1996; Leopold, 1968). Ces modifications de l'environnement par les activités humaines impactent les processus écologiques et fragilisent les dynamiques des écosystèmes (Alberti *et al.*, 2003).

Certains auteurs travaillent sur le processus d'urbanisation d'une manière générale, d'autres plus spécifiquement sur les formes urbaines. Les impacts environnementaux principaux de l'urbanisation concernent la modification de l'occupation du sol et l'augmentation de la consommation de ressources (Turner *et al.*, 1991), l'altération des habitats et de la composition des espèces (McKinney, 2002), l'introduction d'espèces exotiques (Alberti, 2005; Gonzalez-Abraham *et al.*, 2007), la rupture de processus hydrologiques (Arnold et Gibbons, 1996) et la modification des cycles nutritifs (Grimm *et al.*, 2000; Vitousek *et al.*, 1997). Les impacts environnementaux, les impacts écologiques concernent plus spécifiquement les rapports entre les êtres vivants et leur environnement, mais aussi les relations développées entre les organismes eux-mêmes (flore et faune sauvage) (Burel et Baudry, 1999). La littérature scientifique fait état d'un manque de connaissances concernant l'impact écologique des formes urbaines (Alberti, 2005; Ramalho et Hobbs, 2012). Peu d'études évaluent directement l'impact écologique des formes urbaines globales, par exemple villes monocentriques *versus* villes polycentriques ou villes compactes *versus* villes étalées. La forme urbaine détermine la qualité et la connectivité des habitats écologiques non détruits lors du processus d'urbanisation (Bierwagen, 2005; Tratalos *et al.*, 2007). Bierwagen (2007) montre que les relations entre la forme urbaine et les processus écologiques sont complexes. Il semble impossible de déterminer un seuil ou une règle unique pour une forme urbaine optimale permettant de protéger conjointement toutes les espèces. Ce travail de thèse consiste ainsi à tenter d'apporter des réponses aux questionnements relatifs à ces relations entre formes d'urbanisation et processus écologiques.

Conclusion du chapitre 1

Il est désormais communément admis que les formes urbaines ont des répercussions importantes sur les trois sphères du développement durable : le volet social, économique et environnemental. Les volets sociaux et économiques concernent plus particulièrement les populations humaines. Même si les formes urbaines ne sont pas toujours optimales, l'homme a une capacité d'adaptation qui lui permet de s'accommoder des formes urbaines existantes, par exemple par l'utilisation de nouveaux modes de transports, la création de lignes de transports en commun plus performantes, le développement du télétravail… En revanche, l'impact environnemental des formes d'urbanisation revêt un caractère beaucoup plus irréversible. L'un des défis majeurs du XXI^{ème} siècle consiste donc à maîtriser ces formes urbaines en limitant au maximum leur impact sur l'environnement, tout en maintenant un certain équilibre économique et social.

CHAPITRE 2

L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE : UN CADRE CONCEPTUEL POUR L'ÉVALUATION DES IMPACTS ÉCOLOGIQUES

L'évaluation de l'impact écologique des formes d'urbanisation menée dans ce travail s'appuie en partie sur des méthodes utilisées dans le champ de l'écologie du paysage. La présentation des notions fondamentales de ce domaine fait l'objet de ce deuxième chapitre.

En 1935, Arthur G. Tansley introduit un des concepts clés de l'écologie, l'écosystème (Tansley, 1935) qu'il définit selon deux grands principes.

– L'écosystème est un élément dans la hiérarchie des systèmes physiques allant de l'univers à l'atome.

– L'écosystème est composé par les organismes vivants (biocénose) et le milieu physique (biotope).

Quatre années plus tard, le biogéographe allemand Carl Troll propose le terme d'écologie du paysage (*landschaftsökologie*) (Troll, 1939). Pour Troll, l'écologie du paysage combine l'approche spatiale « horizontale » des géographes avec l'approche fonctionnelle « verticale » des écologues.

La discipline de l'écologie du paysage telle qu'elle est développée actuellement prend son essor dans les années 1980. En 1982, est créée une association internationale d'écologie du paysage : *l'International Association for Landscape Ecology* (IALE). Des publications et des ouvrages fondateurs posent ensuite les bases d'une discipline prenant en compte les interactions entre le paysage et les activités anthropiques (Forman et Godron, 1986; Risser *et al.*, 1984; Turner *et al.*, 1989; Urban *et al.*, 1987).

L'écologie du paysage permet l'intégration des sciences naturelles, comme l'écologie, la botanique ou la zoologie, et des sciences humaines comme la géographie, l'aménagement du territoire ou l'architecture. Cette pluridisciplinarité fournit un cadre conceptuel et méthodologique riche pour l'étude des perturbations anthropiques sur les écosystèmes.

2.1. Les fondements de l'écologie du paysage

2.1.1 Quelques concepts théoriques fondateurs

La théorie biogéographique des îles

La théorie biogéographique des îles, qui cherche à expliquer spatialement la répartition des espèces, est un modèle qui a fortement influencé l'écologie du paysage (MacArthur et Wilson, 1967). Cette théorie est basée sur deux constats observés dans les archipels du Pacifique : les grandes îles comportent un nombre d'espèces plus important que les petites îles et les îles proches des continents comportent plus d'espèces que les îles les plus isolées (figure 2.1). Ces constats s'expliquent par deux facteurs :

– la probabilité de colonisation d'une île par une espèce est inversement proportionnelle à la distance entre cette île et le continent, et est proportionnelle à la taille de l'île ;

– la probabilité d'extinction d'une espèce sur une île colonisée est inversement proportionnelle à la taille de l'île et est proportionnelle à son degré d'isolement par rapport aux autres îles colonisées et au continent.

La théorie biogéographique des îles a stimulé de nombreuses recherches en écologie du paysage et a permis l'émergence d'une vision moderne de la dynamique des populations, basée sur les processus de colonisation et d'extinction (Burel et Baudry, 1999).

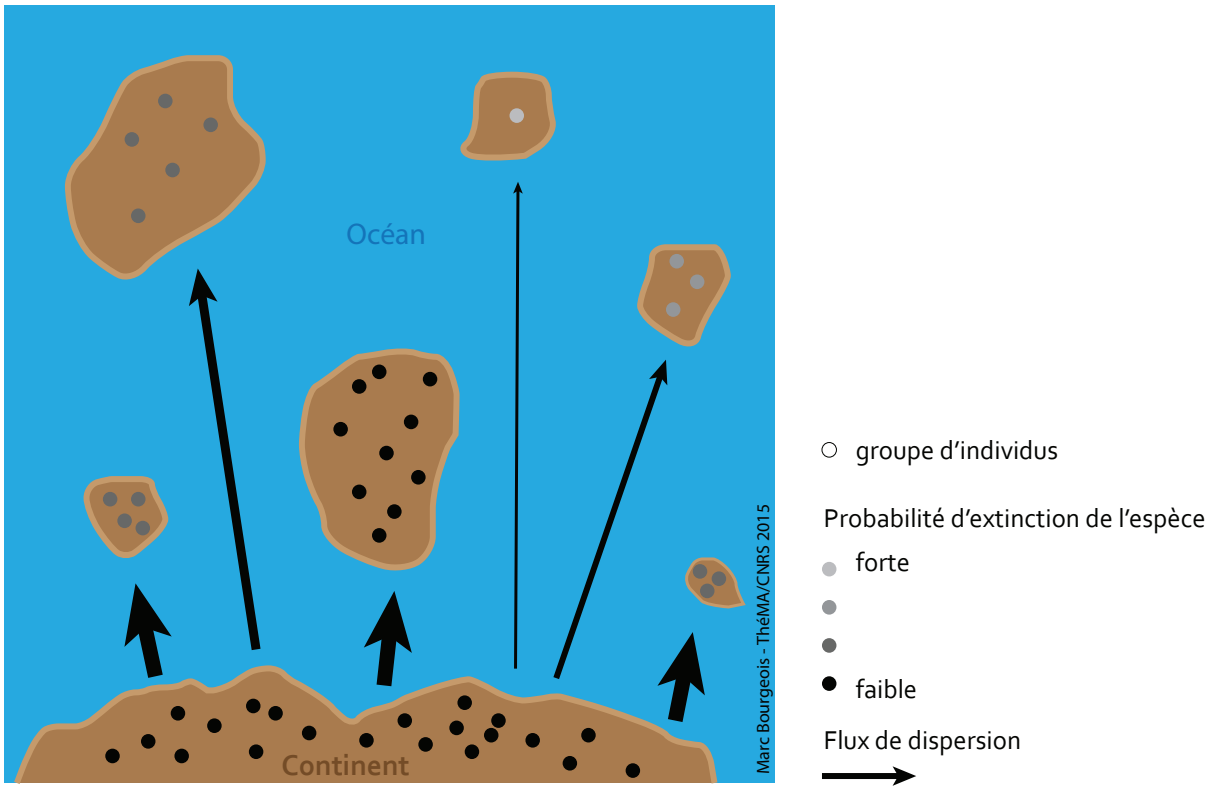
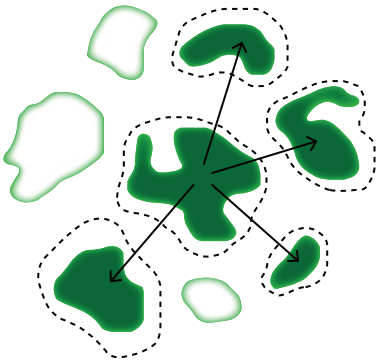
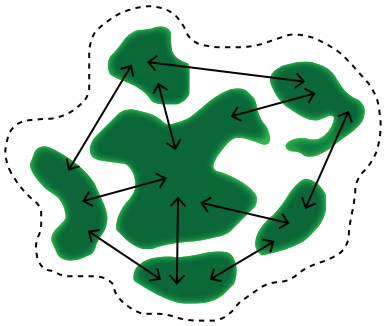


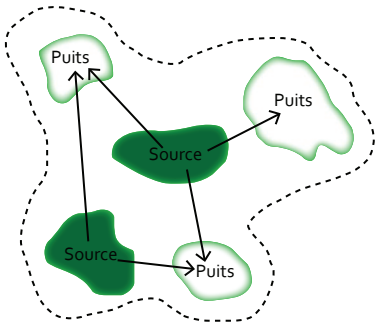
Figure 2.1 • Illustration de la théorie biogéographique des îles. D'après MacArthur et Wilson (1967).



Métapopulation de Levins (1969)



Population fragmentée
Patchy population
(Gilpin et Hanski, 1991)



Modèle source-puits
(Pulliam, 1988)

Figure 2.2 • Modèles des métapopulations.

Les métapopulations

En 1969, Richard Levins introduit le terme *metapopulation* (Levins, 1969). Le concept de métapopulation est issu de la théorie biogéographique des îles. Il concerne plus particulièrement la dynamique des populations dans les taches d'habitat continentales. La métapopulation de Levins est une population formée de sous-populations soumises à des dynamiques locales d'extinction et de colonisation. La persistance d'une métapopulation dans une région n'est possible que si le taux moyen d'extinction y est inférieur au taux de migration. La dispersion des juvéniles conditionne la capacité d'une espèce à compenser le processus d'extinction de la métapopulation par le processus de colonisation. Cette dispersion correspond au processus par lequel les individus arrivant à maturité se séparent géographiquement du groupe d'individus au sein duquel ils ont grandi pour coloniser un nouveau territoire. Ainsi, une métapopulation se définit comme un ensemble de sous-populations interconnectées par des individus qui se dispersent (Hanski et Gilpin, 1991). Pour assurer la stabilité d'une métapopulation, deux caractéristiques des taches d'habitat sont déterminantes : leur qualité, caractérisée par leurs ressources et leur forme, et leur capacité à émettre et recevoir des individus. Le modèle de Levins a donné naissance à d'autres modèles de population, comme le modèle source-puits (Pulliam, 1988) ou les populations fragmentées (Gilpin et Hanski, 1991) (figure 2.2). Dans le modèle des populations fragmentées, les taches d'habitat sont toutes colonisées et reliées entre elles par d'importants flux de dispersion. L'ensemble de ces taches constitue une forme particulière de métapopulation. Dans le modèle source-puits, la distribution des espèces est fonction à la fois de l'aptitude pour un individu à coloniser de nouvelles taches, à partir des taches « sources », et de la capacité des taches colonisées (taches « puits ») à maintenir la nouvelle population en termes de qualité et de quantité de ressources qu'elles offrent (surface habitable ou nourriture disponible par exemple).

La mosaïque paysagère

Pour appréhender les structures paysagères, l'écologie du paysage s'appuie sur un modèle théorique appelé la « mosaïque paysagère » (Forman et Godron, 1986). Ce modèle relève d'une vision zénithale du paysage et se compose de trois éléments : la matrice, les taches et les corridors (figure 2.3).

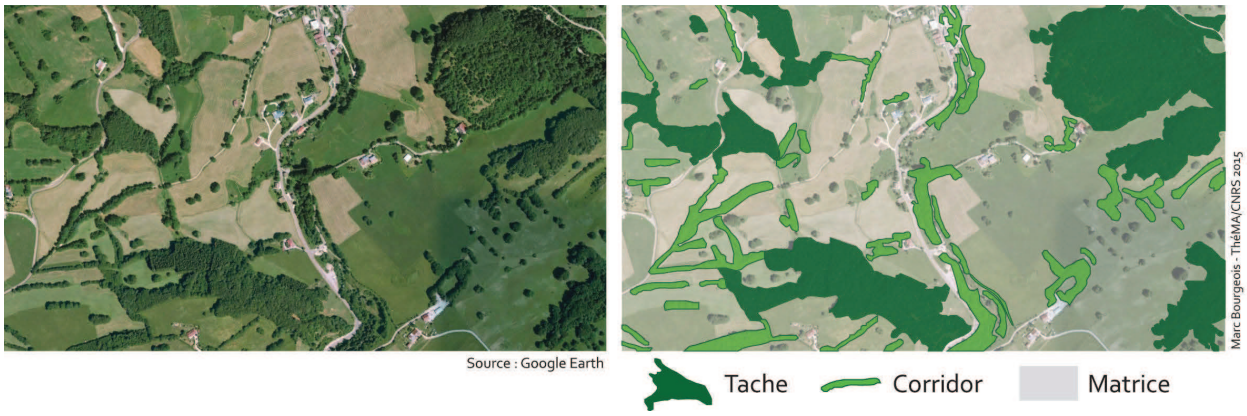


Figure 2.3 • Modèle de la mosaïque paysagère. Commune de Foncine-le-Bas (Jura). D'après Forman et Godron (1986).

La matrice est 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 la matrice présente de part et d'autre. Ils peuvent avoir plusieurs fonctions : conduit, habitat, filtre, barrière, source et puits (voir figure 2.4).

Dans la théorie biogéographique des îles, la matrice est uniforme, composée par l'océan qui sépare les différentes taches, dans ce cas les îles. La mosaïque paysagère de Forman et Godron (1986) reprend les principes de cette théorie en introduisant la notion d'hétérogénéité de la matrice. L'autre différence notable de la mosaïque paysagère est la prise en compte des corridors permettant de relier les taches d'habitat.

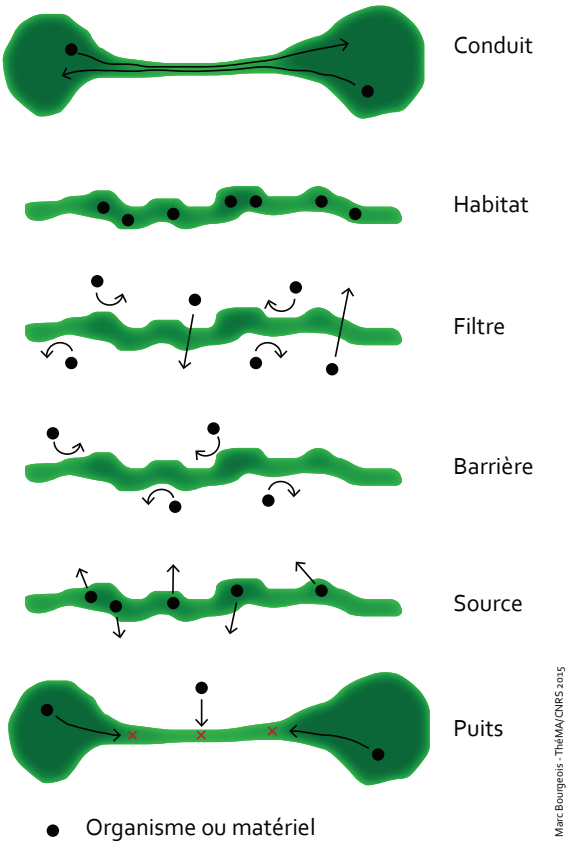


Figure 2.4 • Les fonctions des corridors. D'après Hess et Fischer (2001).

La connectivité paysagère

La connectivité du paysage est définie comme le degré par lequel le paysage facilite ou influence les mouvements entre les taches d'habitat préférentiel pour une espèce donnée (Taylor *et al.*, 1993). La connectivité dépend à la fois de la configuration spatiale du paysage et de la manière dont les individus interagissent dans cette structure spatiale (Wiens *et al.*, 1997). Merriam (1984) distingue deux types de connectivité : la connectivité structurelle, correspondant à l'agencement des structures spatiales d'un paysage et la connectivité fonctionnelle, correspondant à l'influence des structures paysagères sur les organismes. Pour une espèce donnée, la connectivité fonctionnelle dépend des caractéristiques de la mosaïque paysagère : d'une part les taches d'habitat, et d'autre part la composition de la matrice entre ces taches. La matrice peut favoriser les déplacements de l'espèce, par la présence de corridors ou d'éléments d'occupation du sol favorables. Inversement, elle peut aussi limiter les déplacements avec des éléments d'occupation du sol défavorables. Par exemple, une infrastructure linéaire de transport terrestre ou des espaces urbanisés peuvent constituer une barrière pour les déplacements d'un certain nombre d'espèces. Dans ce cas, la connectivité fonctionnelle de la matrice paysagère est limitée.

2.1.2 Les piliers fondamentaux de l'écologie du paysage

En s'appuyant sur les différentes recherche en écologie du paysage existant dans la communauté scientifique, Turner *et al.* (2001) identifient trois piliers fondamentaux de la discipline : l'hétérogénéité des structures spatiales, des couvertures spatiales plus larges que celles utilisées en écologie « classique » et l'importance des interactions entre l'homme et les structures paysagères.

Hétérogénéité des structures spatiales

Un des apports de l'écologie du paysage est la prise en compte de la configuration spatiale des structures paysagères (*spatial patterns*). 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 l'analyse des effets des configurations spatiales sur une grande variété de phénomènes écologiques (Wiens, 1993). Le caractère plus ou moins hétérogène des structures spatiales est toutefois soumis à une certaine subjectivité. Suivant l'objectif de la recherche ou le regard du chercheur, l'hétérogénéité spatiale du paysage peut varier selon la diversité des éléments en présence (Burel et Baudry, 1999). Par exemple, un espace prairial peut être soit considéré comme homogène si on l'appréhende de manière globale, soit considéré comme hétérogène si l'on classifie les prairies selon leur niveau d'utilisation ou de pérennité. L'hétérogénéité paysagère est renforcée par les perturbations naturelles ou anthropiques (Pickett et White, 1985). Ces perturbations (incendies, tempêtes, déboisements…) sont des évènements ponctuels qui peuvent affecter le paysage, les écosystèmes et les populations dans le temps et dans l'espace.

La question des échelles en écologie du paysage

Le choix de l'échelle spatiale d'analyse est pour les écologues du paysage, et *a fortiori* pour les géographes, une question centrale. L'observation des structures paysagères débute grâce au développement des photographies aériennes, principalement pendant la deuxième moitié du XX^{ème} siècle. Cette vision cartographique du paysage élargit les possibilités d'analyse et favorise

le développement de l'écologie du paysage. Se pose alors la question du niveau d'observation : faut-il favoriser une large couverture spatiale, prenant en compte plus d'éléments de la mosaïque paysagère, ou faut-il au contraire se focaliser sur une couverture spatiale plus restreinte avec des photographies aériennes plus précises de certaines zones ?

L'échelle paysagère, niveau intermédiaire entre l'écosystème et la région est régulièrement utilisée en écologie du paysage. En effet, dans ce domaine, le niveau d'échelle doit permettre de caractériser au mieux les configurations paysagères et les processus écologiques (Wiens, 1989). Par exemple, l'analyse des déplacements des grands mammifères doit être appréhendée par une large couverture spatiale afin d'englober l'ensemble de leur territoire. Inversement, l'analyse des déplacements des amphibiens peut être réalisée sur un espace plus restreint afin de prendre en compte des éléments précis de la mosaïque paysagère comme les mares.

Depuis les années 1980, la communauté scientifique met en évidence les relations entre les échelles spatiales, temporelles et les processus écologiques (Delcourt *et al.*, 1983; Forman et Godron, 1986). En effet, les modifications temporelles les plus courtes affectent les étendues les plus petites alors que les modifications temporelles les plus longues affectent les étendues les plus importantes (figure 2.5). C'est à partir de ces constats que s'appuie la théorie de la hiérarchie (O'Neill, 1986).

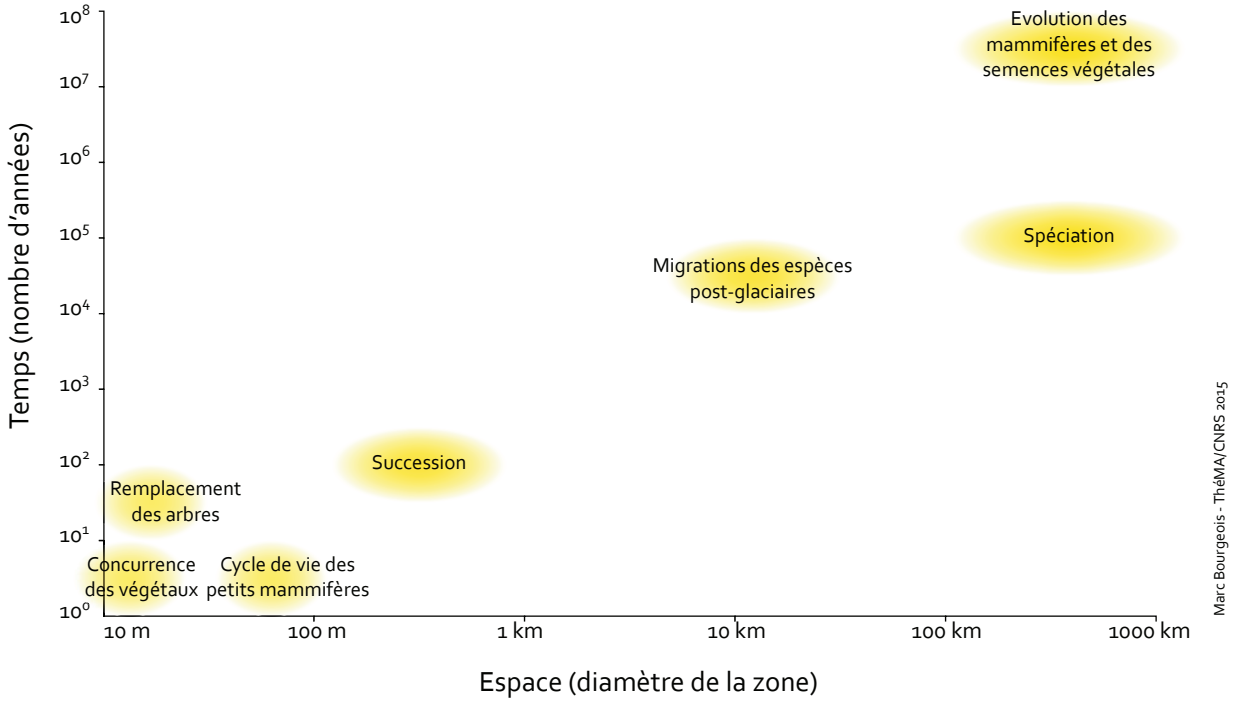


Figure 2.5 • Exemple d'évolution des processus écologiques selon les échelles spatiales et temporelles. D'après Forman (1995).

Selon la théorie de la hiérarchie, la mosaïque paysagère est composée de formes générées par des processus écologiques à différentes échelles spatio-temporelles. Ces formes composent un système hiérarchique organisé en niveaux selon leur échelle fonctionnelle (Urban *et al.*, 1987). Par exemple, un paysage forestier peut être hiérarchiquement composé de bassins versants, composés

eux-mêmes d'écosystèmes locaux, composés eux-mêmes d'arbres individuels ou de trouées d'arbres. Chaque élément, de l'arbre au paysage forestier, fonctionne comme une unité avec ses propres contraintes et son propre degré de pérennité. Toutes ces unités sont en interdépendance à travers les échelles spatio-temporelles.

Le choix de l'échelle d'observation des structures paysagères et des processus écologiques conditionne les résultats d'analyse obtenus par les écologues du paysage. En guise d'exemple, citons Turner *et al.* (1989) qui appliquent des calculs d'indices des structures paysagères (*diversity*, *dominance* et *contagion*) à plusieurs échelles. Leurs conclusions montrent que les résultats sont dépendants du niveau d'échelle utilisé. Des études menées plus récemment confirment ces résultats et insistent sur la nécessité de l'analyse multi-échelle pour quantifier et caractériser l'hétérogénéité paysagère (Wu, 2004; Wu *et al.*, 2002).

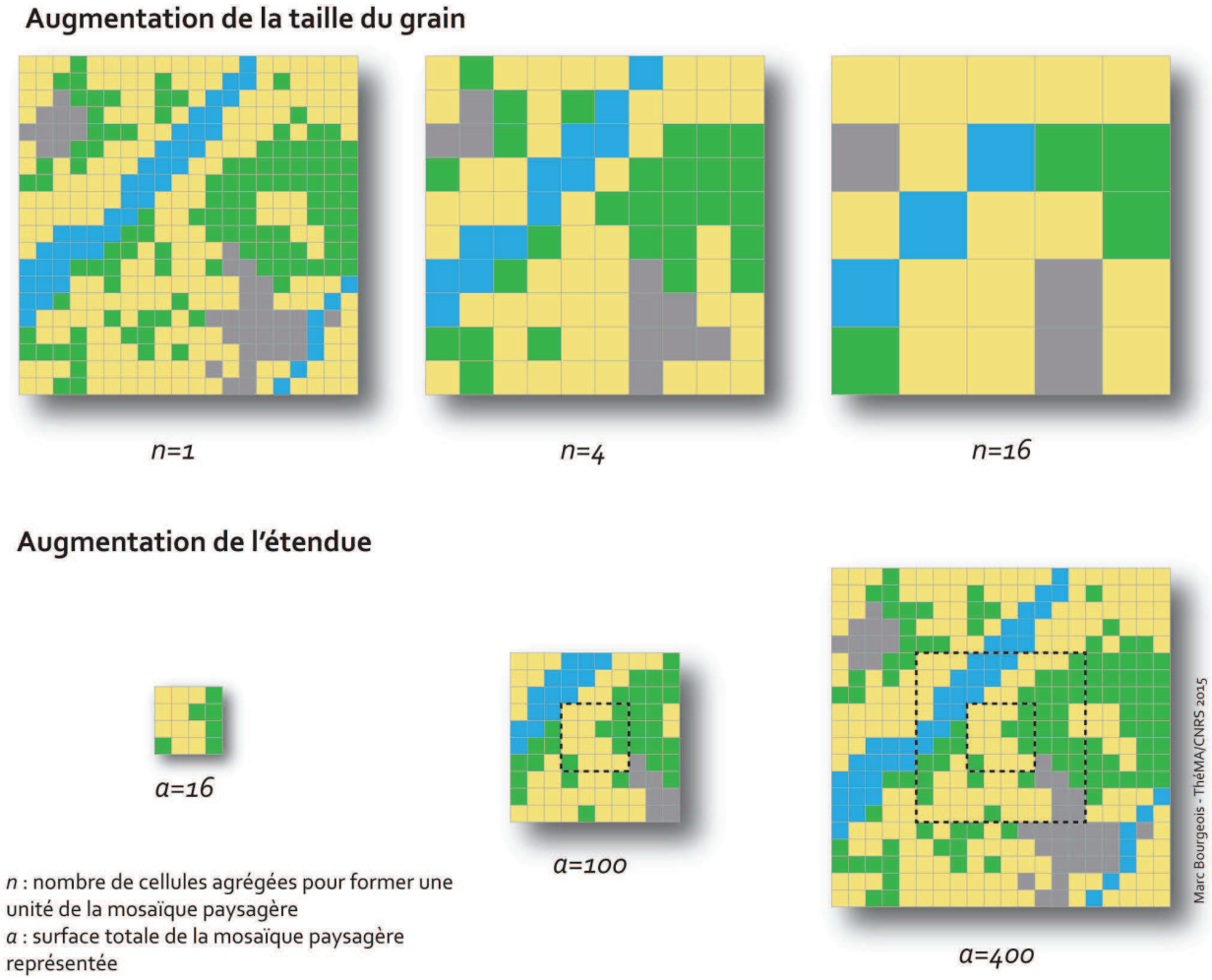


Figure 2.6 • Illustration schématique de l'influence du grain et de l'étendue pour la représentation graphique d'une mosaïque paysagère. D'après Turner *et al.* (1989).

Le choix des échelles en écologie du paysage conditionne la représentation cartographique des structures paysagères. Cette représentation spatiale dépend de deux paramètres : l'étendue et le grain (figure 2.6). L'étendue correspond à la taille de la surface représentée, la surface couverte par une photographie aérienne par exemple. Le grain est la plus petite unité représentée

graphiquement (pixel, mètre carré) et correspond au degré de précision spatiale de la représentation cartographique. Par exemple, dans le cas d'une carte d'une zone de prairies bocagères, un grain fin permet de capter les éléments linéaires tels que les haies alors qu'un grain plus grossier ne fait apparaître que des prairies. Le grain sémantique peut également influencer les résultats issus des calculs d'indices paysagers. Dans le cas d'une structure paysagère essentiellement forestière, le paysage est relativement homogène si le grain caractérise les espaces forestiers de manière générale. En revanche, si l'on distingue les forêts de feuillus, les forêts de conifères et les forêts mixtes, cette même structure paysagère devient hétérogène. Le grain peut donc conditionner la représentation des structures paysagères par sa taille, mais également par les éléments paysagers qu'il représente.

Interactions entre l'homme et les structures paysagères

La dynamique des paysages est soumise à de multiples facteurs d'origine naturelle ou anthropique. L'écologie du paysage se distingue de l'écologie traditionnelle en intégrant explicitement l'action de l'homme dans la dynamique des paysages.

Des changements dans la mosaïque paysagère peuvent survenir à la suite de perturbations naturelles ou anthropiques. Des phénomènes naturels comme des évènements météorologiques peuvent conduire à une modification des structures paysagères. Les perturbations d'origine anthropique sont multiples : conversion d'espaces naturels en espaces agricoles, mise en place d'une agriculture intensive, modification des espaces naturels par la gestion forestière (déforestation ou entretien des forêts), modification des systèmes hydrologiques par la création de barrages, drainage, construction de canalisations, assèchement de marais ou de plans d'eau, suppression d'espaces naturels ou agricoles *via* l'urbanisation et la construction d'infrastructures de transports.

Ces facteurs modifient les structures paysagères notamment *via* le processus de fragmentation paysagère. La fragmentation est définie par Forman (1995) comme le morcellement d'un habitat, d'un écosystème ou d'un type d'occupation du sol en plusieurs parcelles plus petites. Au sens large, le processus de fragmentation paysagère peut se traduire par plusieurs formes de modifications, par exemple suite à la création d'infrastructures de transports ou de nouveaux espaces bâtis : la perforation, la coupure, le morcellement, le rognage et l'ablation (figure 2.7). En simplifiant, deux processus sont fréquemment retenus dans la littérature : la fragmentation paysagère et la perte d'habitat. Par rapport aux processus illustrés dans la figure 2.7, la fragmentation correspond à la perforation, au rognage, au morcellement et à la coupure alors que la perte d'habitat correspond à l'ablation.

La création de nouveaux espaces anthropisés, comme les espaces bâtis, peut avoir des conséquences diverses. D'une part, la richesse biologique de certains écosystèmes naturels peut être réduite par la présence des activités humaines (Gilbert, 1989). D'autre part, la création de nouveaux écosystèmes urbains peut accroître la biodiversité de certains écosystèmes initialement pauvres en biodiversité (Pickett et Cadenasso, 2008). L'étude des interactions homme/nature au sein de ces écosystèmes urbains entre dans le champ d'une discipline périphérique à l'écologie du paysage : l'écologie urbaine.

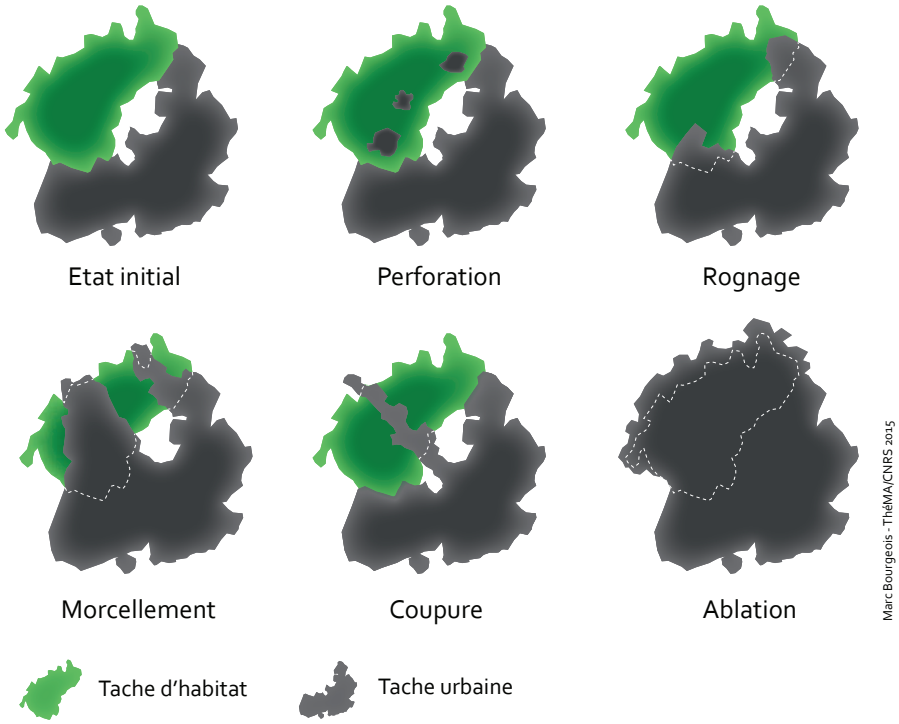


Figure 2.7 • Processus à l'origine de la fragmentation paysagère. Exemple des impacts possibles de la croissance urbaine sur les taches d'habitat. D'après Forman (1995).

2.2. L'écologie urbaine

Dans les années 1920, l'école de sociologie urbaine de Chicago a utilisé des théories écologiques pour décrire la structure et la fonction des villes (Hawley, 1944; Park *et al.*, 1925). Le terme *urban ecology* est pour la première fois utilisé dans le cadre de la description de leur travail. Depuis, la définition de l'écologie urbaine a évolué et se veut plus intégrative de différentes disciplines. Deelstra (1998) note que le chantier de création des réserves naturelles du programme *Man And Biosphere* de l'Unesco au début des années 1970 intègre pour la première fois trois sciences distinctes dans l'écologie urbaine : les sciences naturelles, l'ingénierie/aménagement et les sciences sociales. Ainsi, l'écologie urbaine trouve ses origines dans l'intégration de plusieurs disciplines s'intéressant mutuellement à la compréhension des structures écologiques et la fonction des villes (Alberti, 2008). La définition plus récente proposée en 2011 par McDonnell dans l'ouvrage *Urban Ecology* reprend l'idée d'une intégration des sciences naturelles et sociales dans les écosystèmes urbains.

> *"Urban ecology integrates both basic (i.e. fundamental) and applied (i.e. problem oriented), natural and social science research to explore and elucidate the multiple dimensions of urban ecosystems"* (McDonnell, 2011)

> *"A major goal of urban ecology is to understand the relationship between the spatio-temporal patterns of urbanization and ecological processes"* (Wu, 2008)

L'écologie urbaine doit permettre de comprendre comment les humains et les populations animales et végétales peuvent coexister dans les milieux artificialisés de manière durable (Marzluff *et al.*, 2008). Wu (2008) considère que les recherches menées en écologie urbaine offrent des perspectives intéressantes pour développer des villes plus durables. Il distingue plusieurs volets d'étude : l'écologie *dans* les villes et l'écologie *des* villes (figure 2.8).

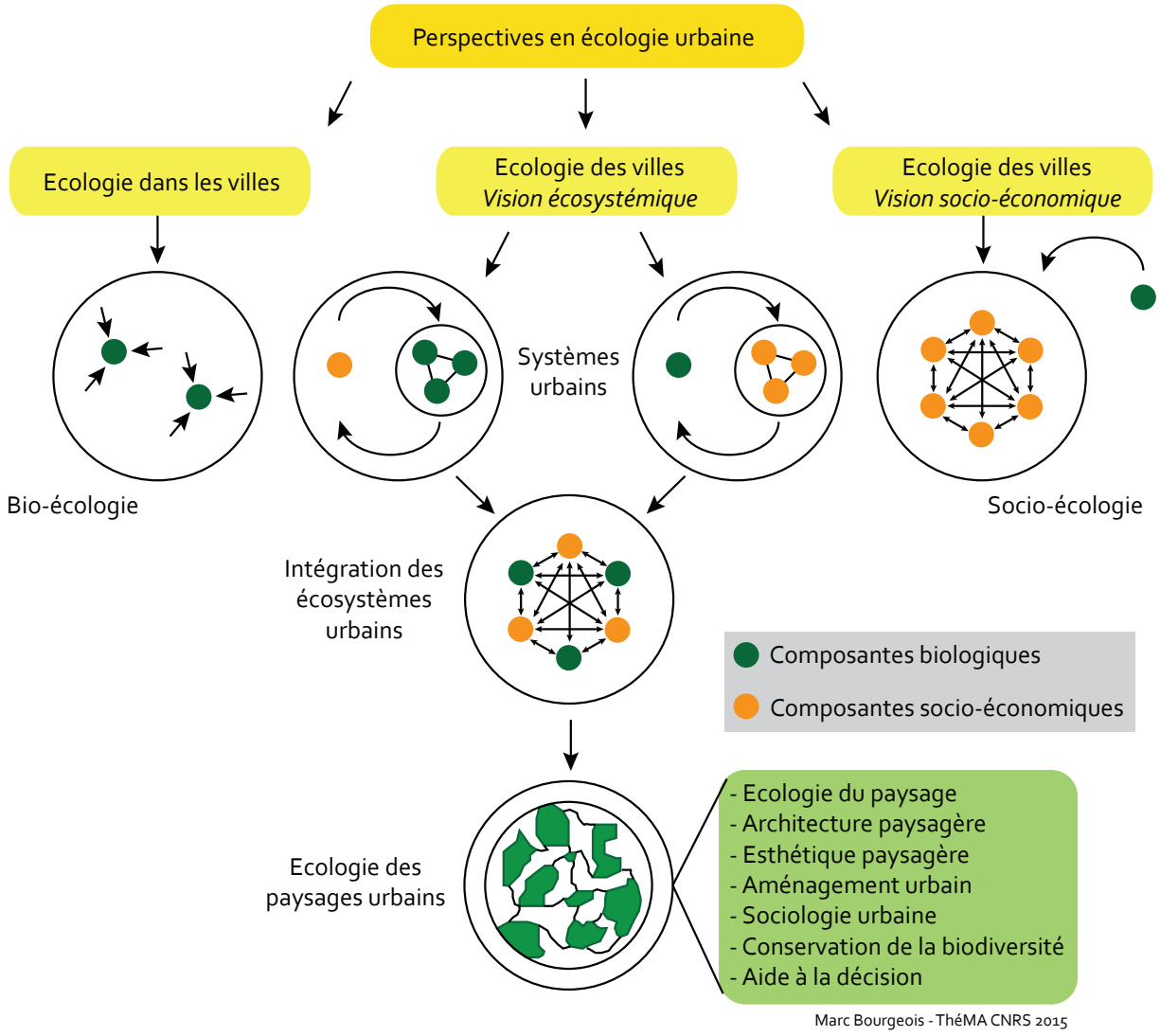


Figure 2.8 • Illustration de l'évolution des perspectives en écologie urbaine. D'après Wu (2008).

L'écologie *dans* les villes ne prend pas en compte les structures socio-économiques et offre ainsi plutôt des perspectives dans le champ de la bio-écologie, par exemple en permettant de mettre en place des inventaires de la biodiversité en ville, ou en intégrant des concepts écologiques dans l'aménagement des villes. L'écologie *des* villes peut être perçue de deux manières : d'un point de vue socio-économique, et d'un point de vue écosystémique. Dans le premier cas, étudier l'écologie *des* villes consiste à s'intéresser aux relations entre les populations et leur environnement urbain. Dans le second cas, l'écologie *des* villes considère les villes comme des écosystèmes à part entière. Dans ce cadre, les espaces urbains ne sont pas mis en opposition avec les espaces naturels et

les populations humaines n'entrent pas en concurrence avec les populations animales. Les interactions entre ces différents biomes et biocénoses forment des écosystèmes urbains (Savard *et al.*, 2000). L'intégration des écosystèmes urbains telle que proposée par Wu (2008) permet de définir un nouveau champ d'action en écologie du paysage : l'écologie des paysages urbains. En ce sens, les méthodes de l'écologie du paysage s'appliquent aux paysages urbains en utilisant les principes de l'écologie urbaine. L'écologie des paysages urbains perçoit donc les villes comme des entités paysagères spatialement hétérogènes composées de multiples taches interagissant dans, et en dehors des limites de la ville (Pickett *et al.*, 1997; Zipperer *et al.*, 2000). Ce travail ne s'inscrit donc pas directement dans le champ de l'écologie urbaine, mais plutôt dans le champ de l'écologie du paysage adaptée aux paysages urbains. Ainsi, l'écologie du paysage peut être considérée comme une discipline offrant des perspectives intéressantes dans le cadre de l'aménagement du territoire et de la promotion de la ville durable (Ahern, 2005; Botequilha Leitão et Ahern, 2002; Girling et Kellett, 2005; Wu, 2008).

2.3. D'une approche structurelle à une approche réticulaire des paysages dans l'aménagement

La place centrale de la dimension spatiale et du facteur humain en écologie du paysage offre un cadre propice au développement de modèles conceptuels pour un aménagement du territoire durable. Les méthodes développées en écologie du paysage par la communauté scientifique peuvent être utilisées pour mettre en œuvre les cadres législatifs de la protection de la nature. Cependant, l'utilisation des modèles issus de l'écologie du paysage dans cette optique est relativement récente.

2.3.1 Les prémices de la protection de la nature

Dans l'histoire de l'humanité, l'influence des hommes sur les processus biophysiques, les systèmes écologiques et l'évolution des espèces a été relativement limitée, en comparaison à l'influence des processus naturels (Alberti *et al.*, 2003). Cependant, la croissance démographique et les activités humaines qui y sont associées ont significativement modifié l'équilibre des écosystèmes durant les dernières décennies. En réponse à l'accélération de l'urbanisation et des atteintes portées aux milieux naturels, les premiers grands mouvements de protection de la nature voient le jour au XIX^{ème} siècle.

Les premières grandes sociétés de protection de la nature comme la *National Trust* ou la *Royal Society for the Protection of Birds* naissent dans les pays anglo-saxons, notamment au Royaume-Uni et aux États-Unis. Les premiers parcs et réserves sont créés aux États-Unis : réserve de Hot Springs en Arkansas (1832), parc national du Yellowstone en Idaho, Montana et Wyoming (1872) et parc du Yosemite en Californie (1890). La création de ces premières zones protégées par un cadre législatif se développe dans l'Empire britannique (Australie, Canada, Nouvelle-Zélande et Afrique du Sud) puis à travers l'ensemble de l'Afrique coloniale. Ces parcs protègent les milieux remarquables des empires coloniaux et permettent également d'asseoir une certaine forme de domination politique de la part des grandes puissances coloniales.

En France, la protection des milieux naturels est plus tardive. En 1858, le premier dispositif de protection de l'environnement s'applique aux paysages remarquables de la forêt de Fontainebleau (figure 2.9). En 1906, la loi Beauquier propose de préserver les beautés de la nature pour conserver le

Figure 2.9 • Forêt de Fontainebleau. Narcisse Díaz de la Peña (1867).

bénéfice de tous les paysages remarquables. Ces premiers dispositifs de protection de la nature visent donc plutôt à protéger le caractère patrimonial et pittoresque de sites remarquables plutôt que de protéger les espèces et les écosystèmes qui les abritent. La première réserve naturelle française est créée en 1913 dans les Côtes d'Armor. Suivent les réserves de Camargue (1928) et de Néouvielle (1936). Il faut attendre la loi de 1957 pour que la notion de « réserves naturelles » en vue de la « conservation et de l'évolution des espèces » soit officiellement adoptée.

2.3.2 Une vision stationnaire de la protection de la nature

Les dispositifs de protection de la nature au niveau international se développent majoritairement durant les années 1970. En 1971, l'UNESCO lance le programme *Man And Biosphere* (MAB). Ce dispositif vise à « établir une base scientifique pour améliorer les relations homme-nature au niveau mondial ». Concrètement, la mise en œuvre de ce programme passe par la création d'espaces protégés appelés « réserves de biosphère » (figure 2.10). Ces réserves ont une fonction de conservation de la biodiversité, de développement économique et social durable et de support logistique aux activités de recherche, d'éducation et de surveillance. Les réserves de biosphère sont composées de trois éléments : l'aire centrale, la zone tampon et une aire dite de « transition » ou de « collaboration ». L'année 1971 marque également la signature de la convention Ramsar qui a pour objectif « la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides par des actions locales, régionales et nationales et par la coopération internationale, en tant que contribution à la réalisation du développement durable dans le monde entier ». Cette convention est la première à protéger un écosystème particulier. La conférence des Nations Unies tenue à Stockholm sur le développement humain, en 1972, est considérée comme le premier « sommet de la Terre ». C'est à l'occasion de cette rencontre que l'environnement est entré dans la sphère institutionnelle mondiale, avec la création du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), dont les premiers rôles sont de coordonner les activités des Nations Unies dans le domaine de l'environnement et d'assister les pays dans la mise en œuvre de politiques environnementales. En 1973, la convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES), a pour but de veiller à ce que le commerce international des spécimens d'animaux et de plantes sauvages ne menace pas la survie des espèces auxquelles ils appartiennent. Ce dispositif conforte encore la vision « conservationniste » des années 1970-80 dans la mesure où seules les espèces menacées sont protégées, sans prise en compte spécifique des espèces dites « ordinaires ». En France, la loi de 1976 pose les premières bases de la protection de la nature, en donnant les moyens de protéger les espèces et les milieux. Burel et Baudry (1999) notent que cette loi a été la première à favoriser le développement de méthodes d'évaluations des conséquences des transformations de structures de paysages sur les processus écologiques. En

1979, la convention des espèces migratrices d'animaux sauvages, dite convention de Bonn, porte sur la conservation des espèces migratrices d'animaux sauvages (terrestres, marins et aériens) sur l'ensemble de leur aire de répartition. La convention de Bonn porte donc directement sur la faune (et non sur un ensemble de milieux ou d'écosystèmes), mais les moyens de conservation identifiés passent par la protection des habitats les plus importants, et en particulier des haltes de migration. La convention de Bonn complète donc implicitement la convention Ramsar. En 1979 également, la directive « oiseaux », issue de la convention de Berne, recense les espèces d'oiseaux les plus menacées dans les États membres de l'Union Européenne et propose de protéger leur habitat afin d'assurer leur survie et leur reproduction. Cette directive porte donc à la fois sur les espèces et les milieux. Elle procède en deux temps : réalisation d'un inventaire (Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux : ZICO) puis définition de protections réglementaires (Zones de Protection Spéciales : ZPS).

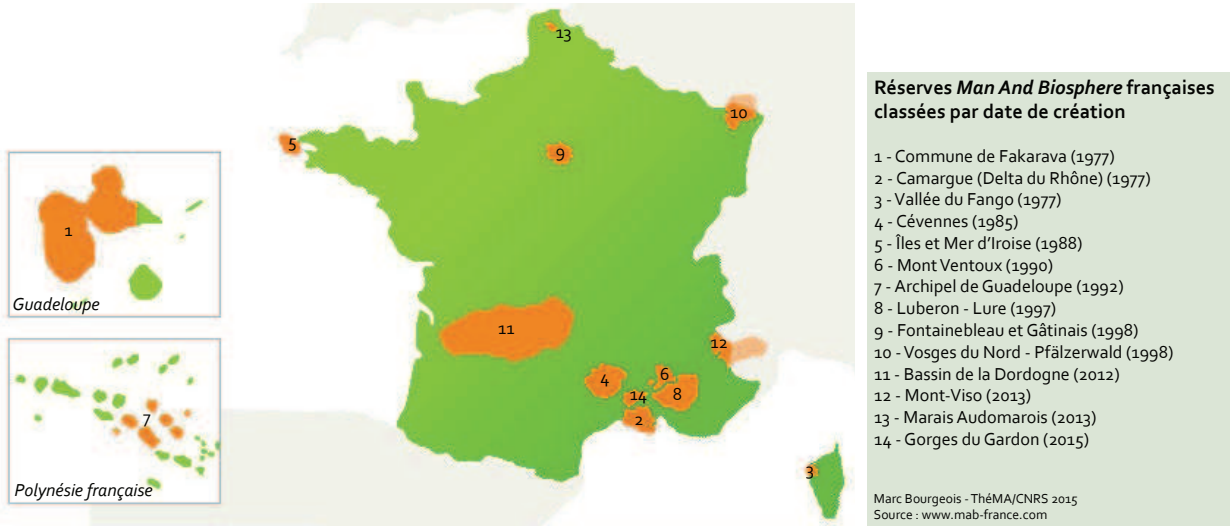


Figure 2.10 • Réserves *Man and Biosphere* en France en 2015.

Bien que les premiers habitats des espèces soient protégés dès 1971 par les réserves MAB et la convention Ramsar sur les zones humides, les pouvoirs publics prennent conscience que la protection des espèces nécessite également la protection de leur écosystème. Dans ce cadre, l'inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Floristique et Faunistique (ZNIEFF) est réalisé dans toutes les régions françaises depuis 1982. Cet inventaire national permet d'identifier les espaces naturels sensibles et de proposer des zonages de référence, sans avoir pour autant un caractère réglementaire contraignant. En 1992, la France s'appuie sur cet inventaire ZNIEFF pour mettre en place la directive européenne « habitat », permettant de définir des zones spéciales de conservation (ZSC).

Pendant la deuxième moitié du XX^{ème} siècle, des efforts notables ont été fournis pour la protection des espèces et des milieux mais ces éléments s'appuient souvent sur une vision structurelle du paysage. Certains milieux sont sanctuarisés mais les connexions possibles entre eux ne sont pas prises en compte. Par ailleurs, une part de ces dispositifs de protection a longtemps exclu les activités humaines comme par exemple les réserves biologiques, réserves naturelles ou les zones centrales des parcs nationaux. Il faut attendre le sommet de la Terre de Rio en 1992 pour adopter la notion de développement durable, visant à intégrer les sociétés à l'environnement.

On peut considérer, suivant Samuel Depraz (2008), que la protection de la nature a ainsi connu la succession de trois paradigmes :

– le paradigme naturaliste sensible (XIX^{ème} siècle), attaché aux lieux considérés comme pittoresques ou aux espèces considérées comme exceptionnelles,

– le paradigme radical (XX^{ème} siècle), s'attachant à la protection de tous les écosystèmes et à la protection de la nature pour elle-même,

– et le paradigme intégrateur (à partir de la fin du XX^{ème} siècle), affirmant la présence des sociétés dans l'environnement.

2.3.3 Vers une vision réticulaire de la protection de la nature

La prise en compte des réseaux d'écosystèmes est une approche plutôt récente, initiée en 1992 à la suite du Sommet de la Terre de Rio. En pointant les limites des aires protégées isolées, l'Union Européenne propose la création d'un réseau d'espaces protégés : le réseau Natura 2000. Ce réseau s'appuie sur des zonages existants : les ZSC issus de la directive « habitats », les ZPS issues de la directive « oiseaux » et les ZNIEFF. L'objectif 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. Le dispositif Natura 2000 fait ainsi figure de précurseur pour l'identification et la mise en place de réseaux écologiques. Cependant, le choix des sites intégrés dans le réseau Natura 2000 pose parfois problème. L'ambition de Natura 2000 était en effet de mettre en réseau tous les espaces d'intérêt pour les déplacements des espèces. Or, certains auteurs pointent le fait que seule une partie des sites protégés est intégrée dans le réseau Natura 2000 (Apostolopoulou et Pantis, 2009; Dimitrakopoulos *et al.*, 2004; Maiorano *et al.*, 2007).

2.4. Le concept de réseau écologique

La mise en place du dispositif Natura 2000 est représentative de la volonté scientifique et politique de travailler sur la mise en réseau des écosystèmes depuis les années 1990. Le concept de réseau écologique constitue une approche clé en écologie du paysage pour l'analyse de la fragmentation paysagère et de la connectivité écologique. Un réseau écologique constitue le support des processus liés aux mouvements des organismes dans la mosaïque paysagère. Il apparaît comme un modèle supplémentaire pour la biologie de la conservation et la gestion de l'aménagement du territoire (Mougenot et Melin, 2000) et doit permettre de répondre à des enjeux fondamentaux que sont la conservation des populations et le maintien des processus écologiques dans un espace fragmenté par les activités anthropiques (Bennett, 1999). Les réseaux écologiques peuvent être naturellement présents dans la structure paysagère ou être aménagés par l'homme, par exemple par la plantation de haies ou la création de mares. Ainsi, ils peuvent être à la fois identifiés dans le paysage, et donc protégés des activités humaines, mais aussi mis en place artificiellement. Mougenot et Melin (2000) identifient trois actions complémentaires relatives au concept de réseau écologique. La première consiste à protéger les espèces et leur réseau d'habitat. La seconde consiste à restaurer le réseau écologique au sein du paysage. Enfin, la troisième consiste à planifier les réseaux écologiques.

2.4.1 Différentes définitions des réseaux écologiques

À l'instar de grands concepts généraux comme la biodiversité et le développement durable, l'expression « réseau écologique » est assez floue et renvoie à plusieurs significations. Les définitions de ce concept varient selon le public concerné et ne seront pas toutes détaillées ici. En écologie, le terme *ecological network* peut représenter les relations sociales dans le cadre de l'analyse des comportements d'une espèce (Wey *et al.*, 2008) ou les relations trophiques au sein d'un écosystème (Fath *et al.*, 2007). Cependant, pour qualifier ces processus, le terme *food web* est désormais préféré. D'autres synonymes de réseau écologique sont présents dans la bibliographie : réseau paysager (*landscape network*) ou réseau d'habitats (*habitat network*) (Opdam *et al.*, 2002). Mougenot et Melin (2000) proposent la définition suivante : le réseau écologique est une infrastructure répondant aux besoins fonctionnels d'une espèce pour l'accomplissement de son cycle de vie. Les réseaux écologiques peuvent être perçus selon trois niveaux : le réseau écologique lié à l'espèce, le réseau écologique lié au paysage et le réseau écologique lié à l'aménagement du territoire (figure 2.11)

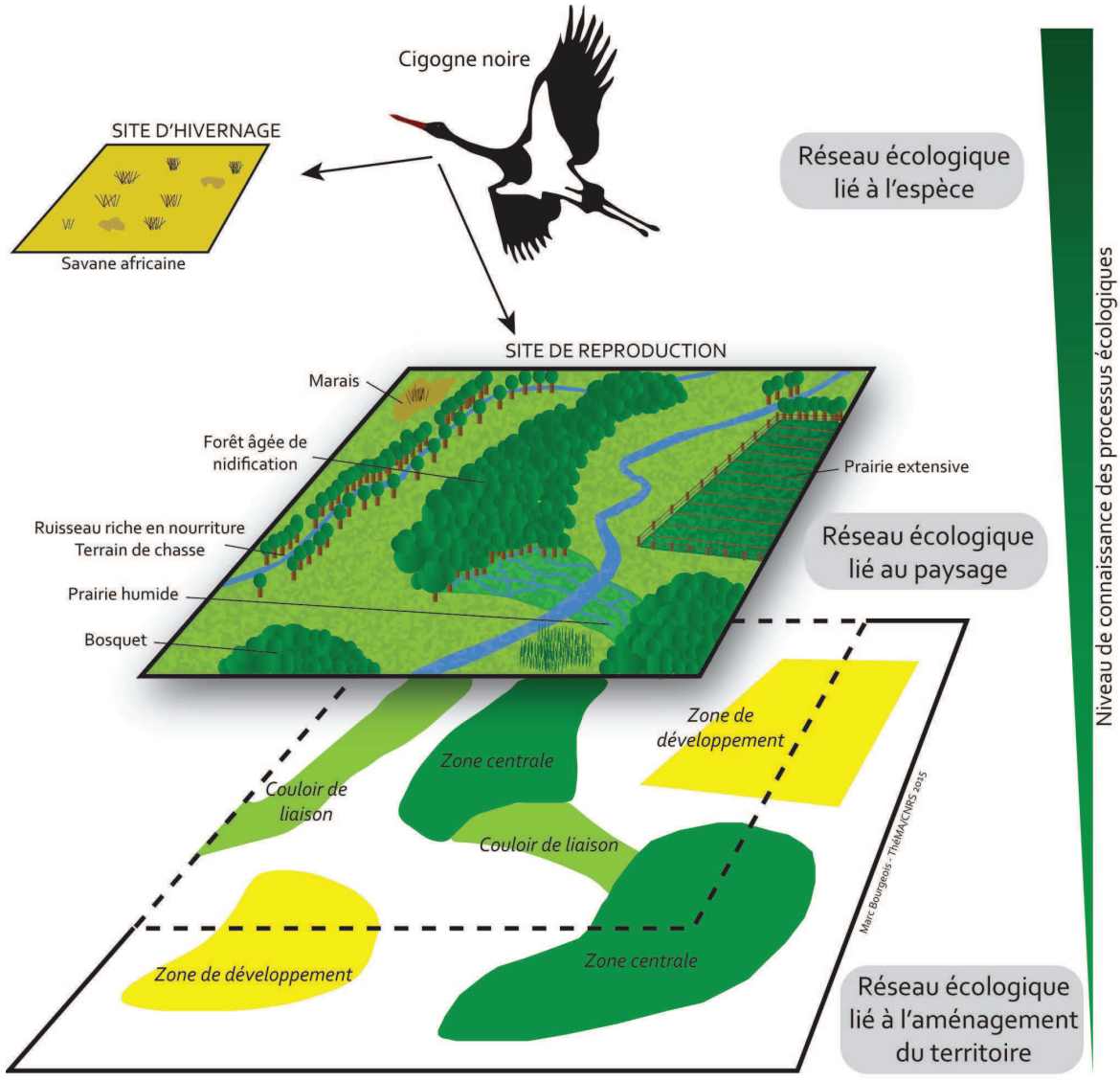


Figure 2.11 • Trois perceptions des réseaux écologiques. Exemple du réseau écologique de la cigogne noire. D'après Mougenot et Melin (2000).

2.4.2 Le réseau écologique lié à l'espèce

Chaque espèce dispose de sa propre infrastructure écologique, constituée par un réseau d'habitats, à partir de ses propres besoins environnementaux (Mougenot et Melin, 2000). La mise en réseau des habitats de l'espèce est rendue possible par la présence de zones favorables au déplacement entre les taches d'habitats. La connexion du réseau écologique d'une espèce dépend donc à la fois de ses capacités de déplacements, et de la structure paysagère.

Dans cette perspective, Bennett (1999) distingue quatre catégories d'espèces classées selon leurs exigences de mouvements :

– espèces sédentaires, vivant dans le même habitat sans déplacement notable,

– espèces résidentes dans un domaine mais parcourant d'autres types d'habitat pour se nourrir, s'abriter ou se reproduire,

– espèces effectuant des parcours irréguliers entre différents habitats favorables à la recherche de ressources saisonnières à exploiter comme des fruits ou du nectar,

– espèces qui entreprennent des migrations annuelles dans d'autres régions du globe.

Les réseaux écologiques liés à l'espèce constituent l'infrastructure permettant le déplacement des individus dans le paysage. Ces déplacements s'inscrivent dans des processus situés à différents niveaux d'échelle spatio-temporelle : déplacements quotidiens, déplacements saisonniers (migrations) et dispersion juvénile (figure 2.12). La nature et l'ampleur de ces déplacements diffèrent au cours du cycle de vie des espèces en fonction des saisons ou du niveau de maturité des individus (Bennett, 1999). Chaque espèce possède ses propres capacités de déplacements (figure 2.13).

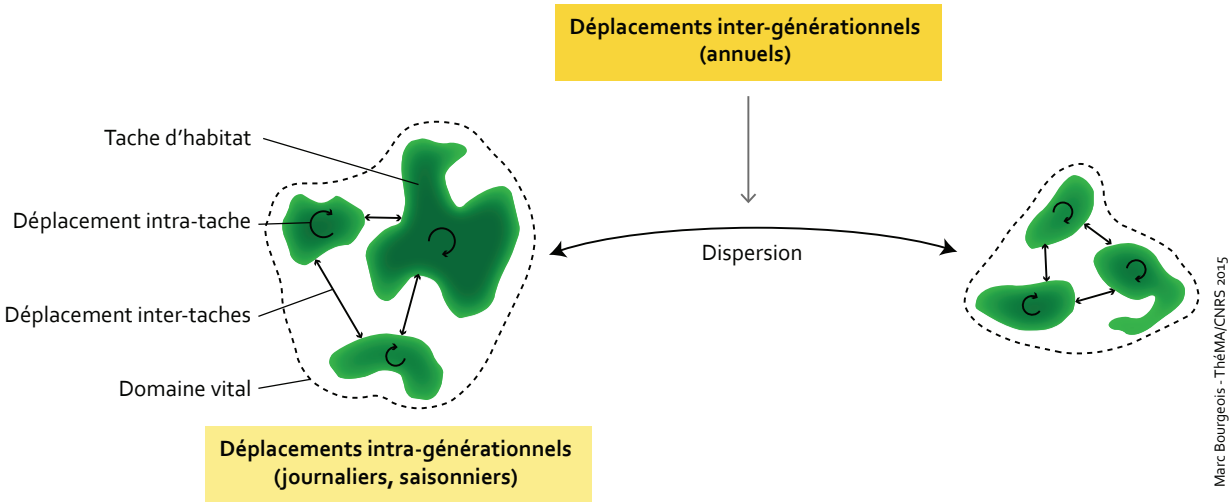


Figure 2.12 • Illustration de deux types de déplacements des espèces : déplacements quotidiens et dispersion.

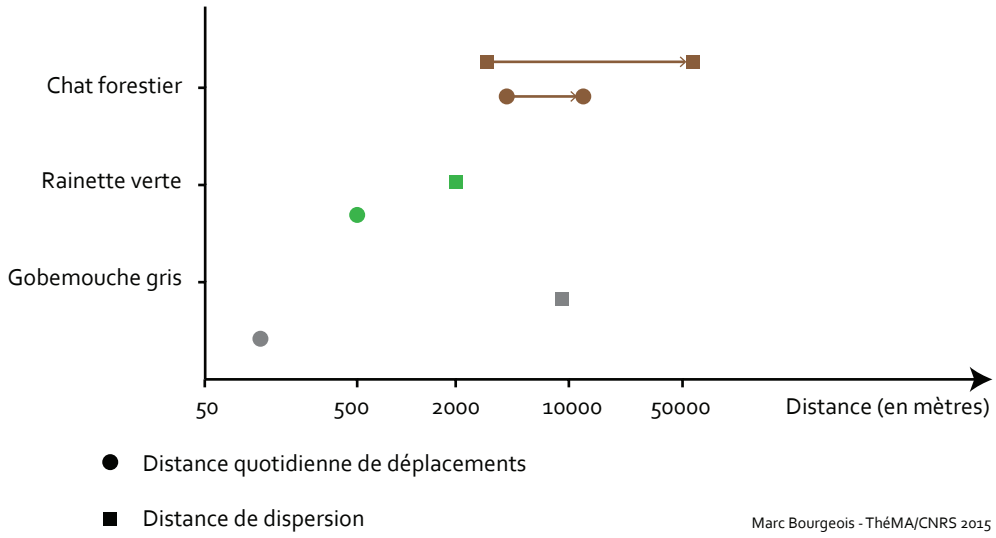


Figure 2.13 • Distance de dispersion et de déplacements quotidiens pour trois types d'espèces. D'après Stahl et Léger (1992), Fog (1993), McCollin (1993), Vos (1999) et Baker et Baker (2002).

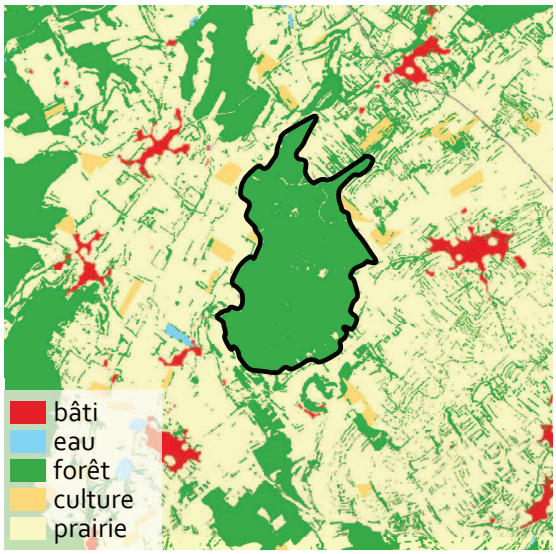
Les déplacements quotidiens entre les taches se produisent lorsqu'une espèce niche dans un type d'habitat différent de celui où elle chasse ou se nourrit (processus de complémentation, voir Dunning *et al.*, 1992). Ces déplacements peuvent également se produire lorsque les taches sont trop petites (processus de supplémentation). La complémentation et la supplémentation se réfèrent à la notion de domaine vital (*home range*). Le domaine vital est l'espace nécessaire à un individu d'une espèce donnée pour satisfaire ses besoins vitaux : se déplacer, se nourrir et se reproduire (Burt, 1943). Dans le cas des espèces sédentaires, il est composé par une portion de tache d'habitat homogène dans laquelle les déplacements quotidiens sont restreints. D'autres espèces peuvent avoir un domaine vital hétérogène, qui n'est pas composé exclusivement de taches d'habitat. Par exemple, les taches d'habitat du Chat forestier correspondent à des surfaces boisées. Mais son domaine vital comprend, en plus de ces surfaces boisées, les espaces ouverts environnants lui permettant de chasser et de défendre son territoire (figure 2.14). Dans cette configuration, les déplacements quotidiens s'effectuent non seulement à l'intérieur des taches d'habitat mais aussi entre les taches d'habitat.

La dispersion correspond au déplacement d'un individu d'un domaine vital à un autre. Elle concerne le plus souvent les juvéniles arrivés à maturité, qui quittent leur domaine vital de naissance pour aller vivre dans un autre lieu, qu'il soit vacant ou déjà occupé par l'espèce. Cette colonisation de nouveaux domaines vitaux permet de renforcer la population déjà présente et de pérenniser la présence de l'espèce par enrichissement génétique. La distance de dispersion d'une espèce correspond à la distance parcourue par les individus entre leur domaine vital de naissance et leur nouveau domaine vital. Suivant les observations réalisées sur le terrain, la distance de dispersion peut être exprimée en valeur moyenne ou en valeur maximale. Les déplacements liés à la dispersion ne sont en général réalisés qu'une fois dans la vie d'un individu.

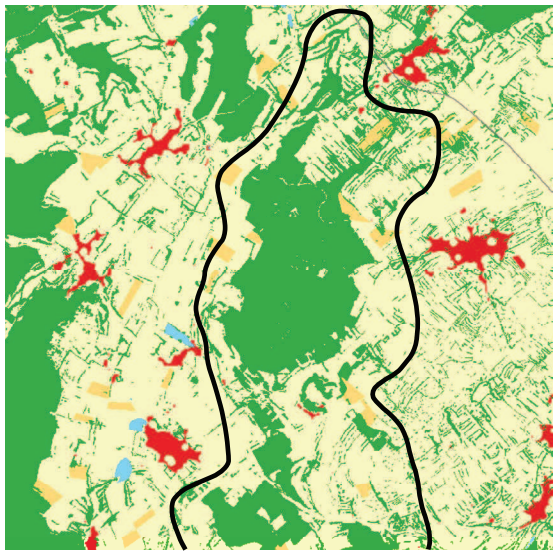
Les migrations correspondent à des déplacements saisonniers des individus qui peuvent parcourir des trajets annuels de plusieurs centaines de kilomètres pour se reproduire dans un

même lieu. Les migrations de certaines espèces peuvent être intercontinentales, ou à l'échelle des grands océans. Ces déplacements migratoires, observés surtout chez les oiseaux, sont moins dépendants de la structure paysagère que les déplacements quotidiens ou les dispersions. Ils se servent cependant de zones relais pendant leurs déplacements, comme par exemple des espaces boisés ou des zones humides afin de nicher, s'abriter ou se nourrir. L'ensemble de ces zones relais peut donc former un corridor écologique fonctionnel entre la tache d'habitat de départ et la tache d'habitat de destination.

Au final, les traits fonctionnels, comme la distance de dispersion, la taille du domaine vital et sa composition sont propres à chaque espèce et conditionnent la structure de son réseau écologique. Chaque espèce dispose ainsi de son propre réseau, pouvant s'étendre de quelques mètres à plusieurs milliers de kilomètres. Cette conception du réseau écologique ne suppose donc pas l'utilisation d'échelles prédéfinies. Des réseaux de tailles complètement différentes peuvent se superposer (Mougenot et Melin, 2000).



Domaine vital virtuel d'une espèce exclusivement forestière



Domaine vital virtuel d'une espèce forestière similaire, mais ayant besoin d'espaces ouverts et de haies pour chasser

Figure 2.14 • Illustration de deux types de domaines vitaux de deux espèces forestières.

2.4.3 Le réseau écologique lié au paysage

Le regroupement d'espèces ayant des caractéristiques différentes mais comparables peut permettre de considérer une infrastructure écologique au sens large (Lefeuvre et Barnaud, 1988). Cette conception du réseau écologique relève plutôt d'une vision scientifique, par l'agencement d'un ensemble de modèles et d'hypothèses issus de l'écologie du paysage (Mougenot et Melin, 2000).

Lier les réseaux écologiques au paysage, et pas seulement à une espèce, nécessite de traduire spatialement le concept de réseau écologique dans le paysage. La représentation spatiale des réseaux écologiques n'est pas simple et pose un certain nombre de questions. À quelle échelle représenter le réseau écologique ? Quels éléments de la mosaïque paysagère doivent être

représentés ? Comment représenter un réseau écologique pour plusieurs espèces ? L'écologie du paysage fournit un ensemble de modèles et de méthodes qui permettent d'apporter des réponses à ces questions.

Un réseau écologique peut être déterminé à partir du modèle matrice-tache-corridor (Forman et Godron, 1986). Selon cette vision structurelle, l'ensemble des taches connectées par des corridors peut constituer un réseau écologique. Ce réseau écologique peut être utilisé par plusieurs espèces, des espèces forestières par exemple si les taches et les corridors sont des éléments forestiers. Les réseaux écologiques peuvent également être considérés selon une vision plus fonctionnelle, en prenant en compte la connectivité paysagère. Cette vision fonctionnelle des réseaux écologiques mobilise des concepts fondamentaux comme la théorie biogéographique des îles et la théorie des métapopulations (Jongman *et al.*, 2004). La conception fonctionnelle d'un réseau écologique ne nécessite pas uniquement la spatialisation des taches d'habitat et des corridors. Elle suppose la prise en compte des déplacements des individus dans la matrice paysagère (figure 2.15).

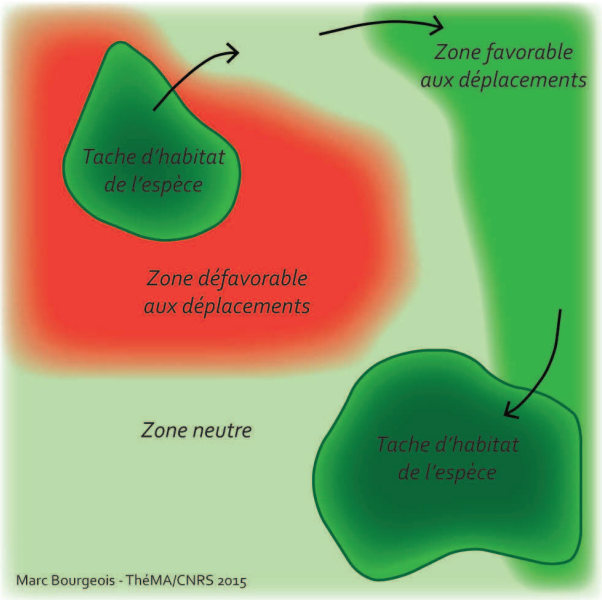


Figure 2.15 • Illustration des déplacements d'une espèce virtuelle dans la matrice paysagère. D'après Bennett (1999).

Dans un réseau écologique, les déplacements des individus dépendent de la résistance de la matrice paysagère. Par exemple, une surface en eau située entre deux taches d'habitat peut être très difficile à traverser pour un animal terrestre. Dans ce cas, la matrice paysagère est résistante. En revanche, la même surface en eau peut être facilement traversable par un oiseau, ce qui diminue la résistance de la matrice paysagère pour ce type d'espèce. Les éléments favorables aux déplacements des espèces dans la matrice forment des corridors fonctionnels (Farina, 2006; Turner *et al.*, 2001) de taille et de nature très variables, et qui sont donc difficiles à identifier systématiquement (Gustafson et Gardner, 1996).

L'identification d'un réseau écologique dépend fondamentalement du type d'espèce considéré. Cette dépendance s'explique par le fait que chaque espèce possède son propre biotope, sa propre surface minimale de tache d'habitat nécessaire à sa survie ainsi que sa propre capacité de déplacement entre les taches d'habitats relative aux caractéristiques structurelles de la mosaïque paysagère (Opdam *et al.*, 2002; Vos *et al.*, 2001). Par exemple, les taches d'habitat sont différentes pour les mammifères forestiers ou les amphibiens. Dans le premier cas, les taches d'habitat sont les taches de forêt répondant aux exigences de l'espèce en termes de taille, de forme et de composition. Dans le cas des amphibiens, les taches d'habitat peuvent être des mares répondant aux besoins de l'espèce. Les éléments constitutifs d'un réseau écologique peuvent être différents pour des espèces fréquentant les mêmes milieux (figure 2.16).

Mosaïque paysagère

Eléments constitutifs du réseau écologique d'une espèce forestière

Eléments constitutifs du réseau écologique d'une espèce aquatique

Figure 2.16 • Exemple de deux réseaux écologiques différents pour une même mosaïque paysagère.

Selon cette conception scientifique des réseaux écologiques, le niveau de connaissance des processus écologiques doit être relativement important (figure 2.11). Pour identifier leur réseau écologique, certains traits fonctionnels de chaque espèce doivent être connus, par exemple la nature et la taille de leurs taches d'habitat ou leur capacité de déplacement. Cependant, l'utilisation de méthodes issues de l'écologie du paysage permet de regrouper certaines espèces selon leurs traits fonctionnels, et réduire ainsi le niveau de connaissances écologiques requis. La constitution de groupes d'espèces n'en demeure pas moins complexe et nécessite la mise en place d'approches multi-espèces (chapitre 7). En considérant le réseau écologique comme support des processus écologiques des espèces, cette approche peut servir de base à des politiques de conservation.

2.4.4 Le réseau écologique sous l'angle de l'aménagement du territoire

C'est à partir des années 1990 que les méthodes et concepts développés par l'écologie du paysage commencent à être appliqués en aménagement du territoire. D'une manière plus générale, il s'agit de maîtriser l'implantation et le développement des activités humaines pour protéger au maximum les processus écologiques au sein des réseaux (Jongman et Pungetti, 2004).

En s'appuyant sur le modèle matrice-tache-corridor de Forman et Godron (1986), Bennett (1999) distingue trois éléments constitutifs d'un réseau écologique défini dans un cadre d'aménagement et de planification territoriale : les zones nodales, les corridors et les zones tampons (figure 2.17).

– Les zones nodales, ou espaces cœurs, constituent les zones d'habitat des espèces. Les activités humaines y sont limitées. Les zones nodales font office de réservoir de biodiversité et peuvent être sous protection réglementaire.

– Les corridors sont des éléments de forme linéaire constituant le lien entre les zones nodales. Ils peuvent également se présenter sous forme de taches d'habitats plus petites et faiblement espacées, servant dans ce cas de zone relais pour le déplacement des espèces entre deux zones nodales. Ces taches sont appelées *stepping stones* ou « corridor en pas japonais ». En assurant la connexité du réseau écologique d'une espèce donnée, les corridors sont les zones de déplacement privilégiées pour celle-ci. À ce titre, Bennett (1999) préconise l'utilisation des termes « liens » ou « liaisons » plutôt que celui de « corridor ».

– Les zones tampons sont des bandes ceinturant les zones nodales et les corridors. Elles peuvent servir de zones de déplacement ou de chasse pour les espèces au sein du réseau écologique. La largeur de ces bandes diffère selon les espèces. Dans le cadre de la protection des réseaux écologiques, les activités humaines peuvent y être interdites. Aujourd'hui, ces zones constituent souvent des espaces « d'adhésion » où cohabitent les processus écologiques et les activités humaines, développées de manière raisonnée dans un souci de développement durable.

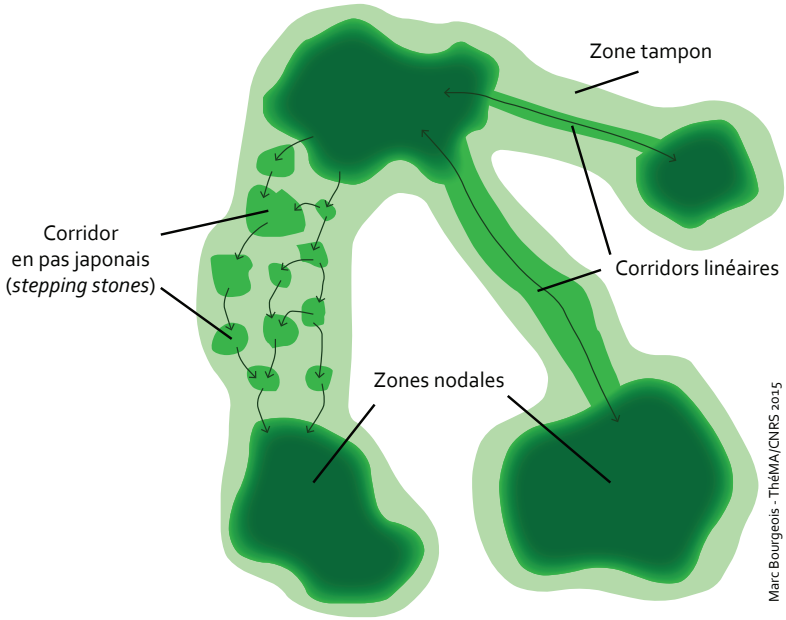


Figure 2.17 • Eléments constitutifs pour l'aménagement d'un réseau écologique. D'après Bennett (1999).

La vision opérationnelle du concept de réseau écologique présente un certain nombre de différences avec la vision scientifique. Par exemple, les zones nodales de Bennett (1999), diffèrent de l'identification des taches d'habitat en écologie du paysage. Les zones nodales constituent des réservoirs de biodiversité, présentant un intérêt pour plusieurs espèces. Les zones nodales sont ainsi souvent définies à partir de zonages réglementaires existants comme les ZNIEFF ou les ZPS. Elles peuvent se matérialiser par un ensemble de mares, de bosquets, de prairies bocagères. Les zones nodales comprennent donc les taches d'habitat des espèces, mais pas de manière exclusive. Les acteurs de l'aménagement perçoivent en effet les éléments paysagers de manière plus intégrative que les écologues du paysage, ce qui présente l'avantage de proposer des zones de conservation pour un panel d'espèces plutôt large et nécessite moins de connaissance des processus écologiques.

La prise en compte des réseaux écologiques en aménagement du territoire nécessite la mobilisation de compétences techniques, comme la conception de cartes de réseaux écologiques, réalisées dans un but opérationnel. Les premières cartographies ont vu le jour dans le cadre de politiques aux échelles internationales ou plus locales (Jongman, 1995). Elles ont pour objectif principal de maîtriser le développement des activités humaines en maintenant la biodiversité sur

un territoire donné. Les réalisations cartographiques prennent une forme adaptée au contexte local des territoires concernés.

Quelques cartographies de réseaux écologiques transcontinentaux ont été réalisées au niveau européen comme par exemple la *Tentative Ecological Main Structure*, un plan de réseau écologique proposé par Bischoff et Jongman (1991) dans le cadre de la création d'un réseau écologique européen (ECONET). Nous pouvons citer également la cartographie du réseau écologique paneuropéen (*Pan-European Ecological Network*, PEEN) qui se décline en trois grandes régions européennes : le Sud-Est de l'Europe (Biró *et al.*, 2006), l'Europe de l'Ouest (Jongman *et al.*, 2006) et l'Europe Centrale et de l'Est (Jongman *et al.*, 2011). Ces propositions de réseaux écologiques à petite échelle permettent d'orienter les premières recommandations pour l'identification des réseaux écologiques à des échelles plus grandes, au niveau national ou local.

Les premières réflexions nationales concernant les réseaux écologiques proviennent des Pays-Bas dès 1990. L'objectif du gouvernement néerlandais est de lutter contre la détérioration croissante des surfaces naturelles enclenchée depuis les années 1900 (Lammers et van Zadeldhoff, 1996). Le plan national de conservation de la nature adopté en 1991 comprend une stratégie de préservation de la connectivité à travers des composantes identifiées dans les réseaux écologiques : espaces cœurs, zones de restauration d'espaces naturels et corridors reliant ces espaces cœurs et les zones d'espaces naturels nouvellement restaurées (Opdam *et al.*, 1995). Ces travaux s'appuient sur les recherches scientifiques menées en écologie du paysage par la modélisation et l'évaluation de scénarios de restauration des réseaux écologiques (Harms et Knaapen, 1988; Harms et Opdam, 1990; Opdam *et al.*, 1995). Le réseau écologique national des Pays-Bas est pleinement intégré dans les documents d'urbanisme et devient ainsi le premier à être pris en compte juridiquement dans un plan national d'aménagement du territoire.

En France, il faut attendre 2008 pour que soit pleinement reconnue l'importance des réseaux écologiques aux échelles régionales et locales. Les échanges issus du Grenelle de l'Environnement ont abouti à l'utilisation d'un terme spécifique pour désigner ces réseaux : les « Trames Vertes et Bleues » (TVB) qui constituent un outil d'aménagement basé sur l'identification des réseaux écologiques. Une TVB est un réseau constitué par des continuités écologiques terrestres (trame verte) et aquatiques (trame bleue) qui a pour objectif de maintenir ou de restaurer les processus écologiques dans un souci d'aménagement durable du territoire. Les TVB intègrent à la fois les espaces réglementaires comme les réserves naturelles, les ZPS ou zones Natura 2000 et les zones d'inventaire comme les ZNIEFF et les ZICO. Contrairement à la plupart des dispositifs mis en place depuis les années 1970, les Trames Vertes et Bleues intègrent également des espaces non protégés, comprenant une nature dite « ordinaire ». Elles sont composées des réservoirs de biodiversité et des corridors écologiques dont l'association constitue un ensemble de continuités écologiques. Les réservoirs de biodiversité sont les zones dans lesquelles la biodiversité est la plus riche ou la mieux représentée. Ils comprennent la majeure partie des espaces protégés et correspondent aux zones nodales des réseaux écologiques. Les corridors écologiques relient ces réservoirs de biodiversité. Les TVB se construisent à partir des éléments définis par l'Union Européenne pour l'identification du réseau écologique paneuropéen. Reprenant le modèle de Bennett (1999), elles comprennent également : (1) les zones tampons, qui protègent les zones

nodales des perturbations extérieures, (2) les zones d'extensions des zones nodales, qui ont pour objectif d'étendre la présence des espèces de la zone nodale en dehors de celle-ci, et (3) les zones de développement (ou zones relais potentielles) qui sont aménagées dans le but de favoriser l'implantation ou le déplacement des espèces.

Les Trames Vertes et Bleues s'intègrent dans des documents d'urbanisme à différentes échelles comme le Schéma National de Cohérence Écologique (SNCE) à l'échelle nationale. Ce dispositif est décliné localement dans les régions qui sont chargées de la mise en place du Schéma Régional de Cohérence Écologique (SRCE). Ce document doit permettre d'orienter la mise en place des Trames Vertes et Bleues à des échelles locales plus grandes : Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT), Pays ou Plan Local d'Urbanisme (PLU). La mise en place des TVB à un niveau local nécessite un compromis entre les recommandations régionales et nationales et les contextes spécifiques locaux (Cormier *et al.*, 2010; Passerault, 2010) ce qui représente une difficulté pour les collectivités concernées. Malgré les nombreuses difficultés d'application concrète sur le terrain, le dispositif des TVB est un bon exemple de l'articulation entre des concepts issus de l'écologie du paysage, comme les réseaux écologiques, et leur mise en application dans le champ de l'aménagement du territoire.

Conformément aux objectifs transcontinentaux, l'identification des réseaux écologiques par des éléments constitutifs larges et intégrateurs d'un grand nombre d'espèces offre la possibilité de protéger les réseaux écologiques à des échelles plus fines et pour des structures paysagères variées. Cependant, Mougenot et Melin (2000) montrent que l'identification cartographique des réseaux écologiques pose un certain nombre de problèmes. D'abord, la carte du réseau écologique doit être durable dans le temps et doit pour cela se fonder sur des analyses scientifiques sérieuses. La protection des réseaux écologiques par les aménageurs nécessite donc des interactions régulières avec le milieu scientifique. Ensuite, le caractère prescriptif de la carte peut susciter un certain nombre de tensions entre différents acteurs : collectivités locales, riverains, groupes de naturalistes, propriétaires ou usagers des terrains concernés. Enfin, la carte est une représentation très réductrice de la réalité écologique. Les processus écologiques n'y sont représentés que très partiellement notamment à cause de la rigidité et de la simplicité de la légende. Les réseaux écologiques ainsi modélisés ne correspondent donc qu'en partie aux habitats réels des populations animales.

Conclusion

Le concept de réseau écologique peut être appréhendé à différents niveaux : celui de l'espèce, celui du paysage et celui lié à l'aménagement du territoire. Ces trois visions ont été présentées dans cette section de façon distincte mais en réalité, les interactions entre ces trois domaines rendent les limites moins nettes. Quel que soit l'angle abordé, les réseaux écologiques doivent prendre en compte les échelles spatio-temporelles de manière pertinente (Noss et Harris, 1986). La définition des éléments constitutifs d'un réseau écologique est donc liée directement au choix de ces échelles (Theobald, 2006). Les réseaux écologiques doivent également prendre en considération la diversité des espèces. L'identification de réseaux pertinents pour l'ensemble de la biodiversité n'a toujours pas été traitée de manière optimale et reste donc un défi majeur pour les sphères politiques, scientifiques et de l'aménagement du territoire.

Conclusion du chapitre 2

L'écologie du paysage est une discipline assez récente mobilisant des concepts fondateurs issus de disciplines diverses comme l'écologie ou la géographie. Les méthodes développées par les écologues du paysage ont évolué conjointement avec les principaux dispositifs de protection de la nature mis en place à partir de la seconde moitié du XX^{ème} siècle. Des concepts, comme la mosaïque paysagère, la fragmentation paysagère ou les métapopulations, ont été mobilisés pour identifier les réseaux écologiques des espèces. Le maintien ou la mise en place de ces réseaux écologiques constitue actuellement l'une des préoccupations majeures en aménagement du territoire pour la protection de la biodiversité.

CHAPITRE 3

ÉVALUATION DE L'IMPACT DES FORMES D'URBANISATION SUR LE FONCTIONNEMENT ÉCOLOGIQUE DES PAYSAGES

Un des impacts écologiques majeurs de la croissance urbaine est la réduction de la connectivité paysagère. Cette réduction résulte de la perte et de la fragmentation des habitats des espèces, notamment animales (Fahrig, 1997; Forman, 1995; Hanski, 2011), auxquelles s'ajoutent l'effet barrière des zones urbanisées (Marull et Mallarach, 2005) et des réseaux de transports (Forman et Alexander, 1998; Fu *et al.*, 2010; Girardet *et al.*, 2013) (figure 3.1). L'effet barrière peut provenir directement de la construction de nouveaux espaces bâtis (Marull et Mallarach, 2005) ou indirectement, de l'augmentation du trafic sur les infrastructures linéaires de transport desservant les nouveaux espaces urbanisés (Gurrutxaga *et al.*, 2010). Ces impacts écologiques varient selon la forme et l'intensité de l'urbanisation (Alberti, 2005).

Deux questions générales se posent pour évaluer l'impact écologique des formes d'urbanisation :

- Comment représenter et évaluer les processus écologiques ?
- Comment représenter et évaluer le processus d'urbanisation ?

Pour répondre à ces questions, les méthodes issues de disciplines telles que la géographie, l'aménagement du territoire, l'urbanisme et l'écologie du paysage utilisent principalement des approches spatiales dont l'intérêt est de représenter ces processus dans le paysage. Relevant de domaines scientifiques différents, les méthodes de spatialisation des processus écologiques et du processus d'urbanisation sont souvent dissociées dans la littérature. Dans ce chapitre, nous nous attacherons d'abord à présenter ces méthodes de manière distincte. Ensuite, nous montrerons de quelle manière leur couplage peut être effectué dans l'optique d'évaluer l'impact écologique des formes d'urbanisation.

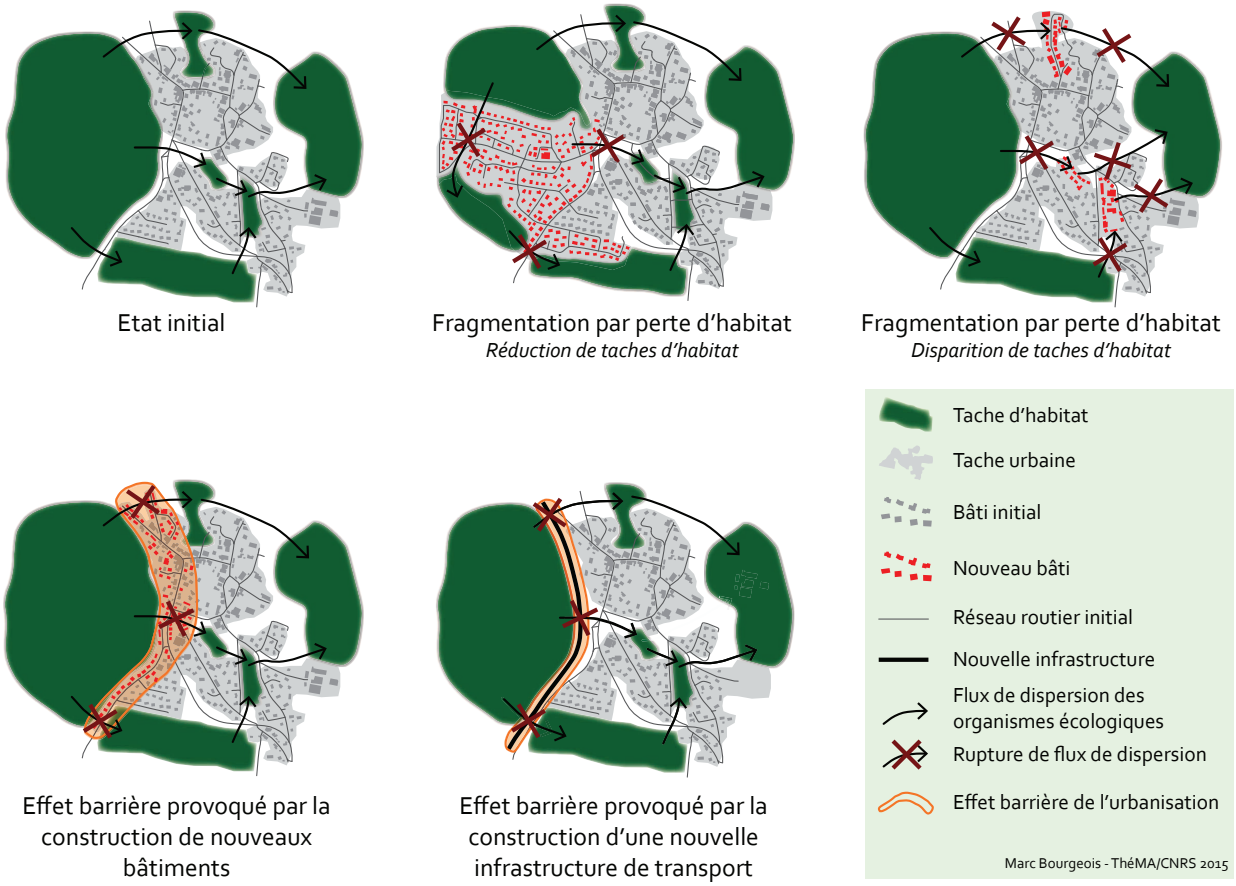


Figure 3.1 • Exemples d'impacts de la croissance urbaine et des infrastructures de transport sur la connectivité écologique des paysages.

3.1. La connectivité paysagère : une notion clé pour la spatialisation des processus écologiques

Les écosystèmes sont le support d'une multitude de processus écologiques : évolution, relations trophiques entre les espèces, mutualisme, compétition interspécifique etc. L'identification et la caractérisation de ces processus relève principalement du domaine de l'écologie. Les méthodes issues de l'écologie du paysage permettent de simplifier certains de ces processus en les représentant spatialement dans la mosaïque paysagère.

L'écologie du paysage s'intéresse plus particulièrement au processus de dispersion des espèces animales. Ce processus caractérise les déplacements des individus parmi les populations (Ims et Yoccoz, 1997). Ce processus est essentiel à la survie des populations puisqu'il permet de maintenir la diversité génétique et de limiter le déclin des populations. La dispersion des individus entre leurs taches d'habitat permet aux espèces de coloniser de nouvelles taches d'habitat à travers la dynamique des métapopulations (Hanski et Gilpin, 1991).

Le processus de dispersion est implicitement lié au concept de connectivité paysagère. Dans la mosaïque paysagère, les taches d'habitat d'une espèce ou d'un groupe d'espèce donné sont dites connectées lorsque les flux de dispersion se produisent ou peuvent se produire de manière régulière entre ces taches. Inversement, les taches d'habitat sont déconnectées si elles n'échangent

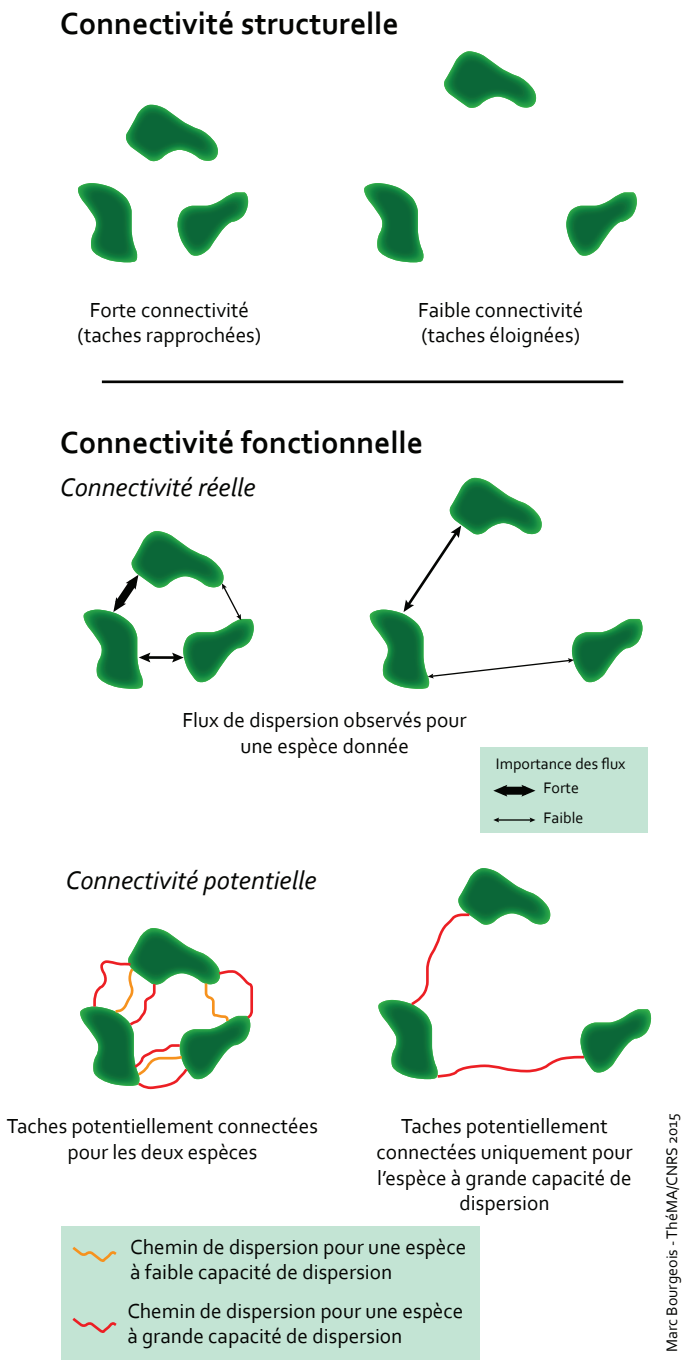


Figure 3.2 • Représentation schématique de trois types de connectivité. D'après Calabrese et Fagan (2004).

aucun flux de dispersion. La connectivité paysagère dépend des caractéristiques de la mosaïque paysagère ainsi que des comportements, des préférences d'habitat et des capacités de dispersion de l'espèce considérée (Johnson et Gaines, 1985).

La dispersion des espèces animales entre leurs taches d'habitat peut être perturbée par des phénomènes naturels comme des évènements météorologiques majeurs, ou par des phénomènes d'origine anthropique comme la construction d'une nouvelle infrastructure de transport. Ces différentes perturbations peuvent conduire à une réduction de la connectivité paysagère.

La notion de connectivité paysagère se décline en connectivité structurelle et connectivité fonctionnelle, se déclinant elle-même en connectivité réelle et connectivité potentielle (figure 3.2). Différents indices, appelés métriques de connectivité ont été développés afin de mesurer la connectivité paysagère. Les résultats issus des calculs de ces métriques peuvent servir d'aide à la décision dans le cadre de la mise en place de projets d'aménagements du territoire ou de mesures de conservation des espèces (Calabrese et Fagan, 2004).

3.1.1 Évaluer la connectivité structurelle des paysages

La connectivité structurelle des paysages dépend de la forme des taches d'habitats et de leur agencement dans la mosaïque paysagère. Elle peut être mesurée à l'aide d'indices de formes (longueur du périmètre, surface, compacité) ou de la distance d'une tache à ses plus proches voisines (Calabrese et Fagan, 2004).

Formes des taches d'habitat

Les métriques de connectivité structurelle peuvent permettre de calculer des indices relatifs au nombre et à la forme des taches d'habitats (Haines-Young et Chopping, 1996; Schumaker, 1996). Ces indices peuvent être combinés. Par exemple, la connectivité structurelle d'une mosaïque paysagère est élevée lorsqu'elle présente un grand nombre de taches d'habitat compactes et de surface importante. Inversement, elle est faible si les taches sont petites, peu compactes et peu nombreuses.

Dans la littérature, la connectivité paysagère est souvent mesurée à l'aide de ce type de métriques (p. ex. Li *et al.*, 2010; Mitsova *et al.*, 2011) par le biais d'outils logiciels disponibles pour la plupart gratuitement sur Internet. Le logiciel le plus fréquemment utilisé pour le calcul de métriques de connectivité structurelle est *Fragstats* (McGarigal *et al.*, 2002).

Distance au plus proche voisin

La distance au plus proche voisin est un autre type de métrique de connectivité structurelle qui ne s'intéresse pas directement aux formes des taches d'habitat, mais plutôt à leur agencement dans le paysage. Le calcul de cette métrique consiste à mesurer la distance séparant une tache d'habitat donnée et sa tache d'habitat la plus proche. Cela présuppose que plus les taches sont isolées, moins la connectivité structurelle est importante (figure 3.2).

Cette métrique de connectivité présente l'avantage d'être très simple à mettre en œuvre puisque son calcul nécessite uniquement une cartographie des taches d'habitats de l'espèce choisie. Cependant, le calcul de la distance au plus proche voisin présente un certain nombre d'inconvénients (Bender *et al.*, 2003). D'abord, en ne prenant en compte que la tache d'habitat la plus proche de la tache focale, cette métrique ignore toutes les autres taches pouvant être potentiellement connectées à cette tache focale. Ensuite, la taille des populations présente dans les taches d'habitat voisines à la tache focale n'est pas caractérisée. La proximité des taches entre elles a donc plus d'importance que la capacité des taches à accueillir une population, ce qui est très discutable d'un point de vue écologique. Enfin, aucune information sur les capacités des espèces à rejoindre les taches n'étant inclue dans le calcul de la métrique, celle-ci ne peut donc pas prendre en compte correctement la dispersion ou la colonisation au sein des métapopulations (Moilanen et Nieminen, 2002).

Bilan

Le calcul de métriques basiques de connectivité structurelle présente l'avantage de nécessiter peu de données et de permettre d'évaluer la connectivité paysagère sur une grande étendue spatiale (Calabrese et Fagan, 2004). Cependant, certains travaux mettent en évidence le manque de corrélation claire entre ces métriques paysagères et les processus de dispersion (Schumaker, 1996; Tischendorf, 2001). L'utilisation de métriques structurelles n'est donc pas toujours pertinente pour une bonne évaluation de la connectivité écologique (Corry et Nassauer, 2005).

3.1.2 Évaluer la connectivité fonctionnelle des paysages

Contrairement aux mesures de connectivité structurelle, les mesures de connectivité fonctionnelles prennent en compte les comportements des espèces vis-à-vis des éléments structurels de la mosaïque paysagère (Taylor *et al.*, 2006). Plutôt que de s'intéresser uniquement aux formes des taches d'habitat et à leur agencement, les métriques de connectivité fonctionnelle incluent certains traits fonctionnels des espèces. Deux taches proches qui semblent connectées selon des indices structurels de connectivité peuvent être déconnectées selon des indices fonctionnels de connectivité, par exemple si l'espèce a une capacité de dispersion très faible, ou si un élément paysager l'empêche de se déplacer entre ces deux taches d'habitat. La connectivité fonctionnelle permet ainsi de considérer le processus de dispersion de manière plus satisfaisante que la connectivité structurelle.

La connectivité fonctionnelle peut être évaluée en mesurant la connectivité réelle, estimée sur le terrain par observation de certaines espèces, ou la connectivité potentielle, estimée à l'aide de modèles de simulation spatiale (Tischendorf et Fahrig, 2000) ou par la mesure de métriques fonctionnelles de connectivité (Magle *et al.*, 2009).

Connectivité fonctionnelle réelle

La connectivité fonctionnelle d'un paysage doit être en principe mesurée à l'aide de données issues des mesures de déplacements individuels des espèces entre leurs taches d'habitat. Ces données écologiques peuvent être obtenues par plusieurs méthodes telles que des suivis radio-télémétriques des individus (Gillis et Krebs, 1999) ou le marquage-recapture (Sutherland, 1996). Ces mesures empiriques permettent d'identifier des connexions particulières pouvant exister entre les taches d'habitats dans un paysage fragmenté. Elles permettent également d'évaluer les distances de dispersion des individus et d'identifier leur domaine vital en caractérisant leurs déplacements quotidiens de manière précise.

Cependant, le suivi individuel des espèces n'autorise l'application de ce type de protocole que sur des zones d'études réduites (Calabrese et Fagan, 2004) et ne peut pas s'appliquer à de nombreuses espèces pour des raisons pratiques. Les données obtenues sont ainsi très spécifiques et pas forcément généralisables à d'autres terrains d'études. De plus, ces données fournissent des résultats pour des échelles temporelles relativement courtes, souvent liées à la durée de vie de l'individu. L'estimation des dispersions intergénérationnelles demeure donc délicate mais peut néanmoins être quantifiée de façon indirecte par l'analyse des données génétiques des populations (Andreassen et Ims, 2001). Les mesures de connectivité réelle posent donc un certain nombre de problèmes, et ne peuvent être estimées que pour certaines espèces, dans des cas spécifiques. Les mesures de connectivité potentielle, bien que moins précises d'un point de vue écologique permettent d'évaluer la connectivité fonctionnelle pour un plus grand nombre d'espèces.

Connectivité fonctionnelle potentielle

Les mesures de connectivité potentielle estiment les flux potentiels de déplacements des individus entre leurs taches d'habitat. À l'inverse des mesures de connectivité réelle, ces flux ne sont pas réellement mesurés, mais estimés à partir des caractéristiques de la mosaïque paysagère

et des traits fonctionnels des espèces. La distance de dispersion des espèces ainsi que les caractéristiques de leurs taches d'habitat et de leur domaine vital sont souvent issues de données écologiques acquises lors de suivis individualisés. Certains auteurs proposent toutefois de s'affranchir des difficultés d'acquisition de ces données en estimant la distance de dispersion des espèces à partir d'autres traits fonctionnels connus, comme leur régime alimentaire ou le poids moyen des individus (Bowman, 2003; Bowman *et al.*, 2002; Hendriks *et al.*, 2009; Sutherland *et al.*, 2000).

La connectivité fonctionnelle potentielle peut être mesurée par la simulation des déplacements individuels des espèces ou par la modélisation de graphes paysagers.

La simulation de déplacements individuels des espèces, dite « individu-centrée », consiste à simuler les déplacements d'une série d'individus représentatifs d'une espèce ou d'un groupe d'espèces entre leurs taches d'habitat (Grimm et Railsback, 2005). Ce type de méthode nécessite d'importantes connaissances écologiques relatives à l'espèce concernée, par exemple la localisation des sites de reproduction et des zones de chasse, la présence ou l'absence de prédateurs, les relations de compétition avec les autres espèces ou encore la définition précise des taches d'habitat.

Depuis les années 2000, la théorie des graphes est utilisée de manière de plus en plus fréquente dans les travaux scientifiques en écologie du paysage pour évaluer la connectivité potentielle des paysages (Galpern *et al.*, 2011; Urban et Keitt, 2001). Les graphes paysagers permettent de modéliser les réseaux écologiques et d'analyser la connectivité fonctionnelle des paysages à l'échelle régionale. À ce titre, la modélisation des graphes paysagers est reconnue comme un outil pertinent d'aide à la gestion paysagère (Bunn *et al.*, 2000; Dale et Fortin, 2010). Les graphes paysagers représentent la mosaïque paysagère de manière topologique. Les nœuds représentent les taches d'habitat d'une espèce donnée. Les liens représentent les relations fonctionnelles existantes entre les taches. Ces relations fonctionnelles peuvent représenter les déplacements potentiels des espèces entre leurs taches d'habitat (figure 3.3). La création d'un lien entre deux taches d'habitat suppose que ces taches soient potentiellement connectées.

Pour mesurer la connectivité fonctionnelle à l'aide de graphes paysagers, plusieurs métriques de connectivité sont directement calculées à partir de la théorie des graphes. Il peut s'agir par exemple d'une métrique comptabilisant le nombre de nœuds qui sont adjacents, ou encore le diamètre d'un graphe représentant le plus grand parcours qui minimise la distance entre deux nœuds (Girardet, 2013).

D'autres métriques ont été développées plus spécifiquement pour l'analyse des réseaux écologiques (Rayfield *et al.*, 2011) permettant de caractériser les flux potentiels de déplacements entre deux taches d'habitat en fonction de la distance qui les sépare. Certaines métriques comme *Integral Index of Connectivity* (IIC) (Pascual-Hortal et Saura, 2006) ou *Probability of Connectivity* (PC) (Saura et Pascual-Hortal, 2007) permettent de caractériser la somme de ces interactions pour l'ensemble du graphe paysager. D'autres métriques, comme *Betweeness Centrality* (BC) permettent de déterminer les nœuds importants d'un graphe paysager pour le maintien de la connectivité des espèces. La métrique BC identifie ainsi les nœuds dans un graphe par lesquels passent de nombreux déplacements.

Parmi l'ensemble des méthodes existantes pour identifier les connexions potentielles entre les taches d'habitat, l'analyse des chemins de moindre coût et la théorie des circuits sont les plus utilisées dans les travaux scientifiques. L'attribution de coûts de déplacements à chaque classe d'occupation du sol pour une espèce donnée permet d'identifier des chemins de moindre coût entre les taches d'habitat (Adriaensen *et al.*, 2003). Ces chemins représentent les déplacements potentiels des espèces à travers la matrice paysagère. La théorie des circuits (McRae *et al.*, 2008, 2012) fait, elle, l'analogie entre la connectivité fonctionnelle du paysage et les flux présents dans un circuit électrique. Les flux de dispersion des animaux sont représentés comme des circuits électriques permettant de mettre en évidence la fréquence des parcours potentiellement empruntés par les espèces dans la mosaïque paysagère.

Pour l'évaluation de la connectivité fonctionnelle des paysages, les graphes paysagers offrent un bon compromis entre leur difficulté de mise en œuvre et la réalité écologique qu'ils représentent (Calabrese et Fagan, 2004). Des études ont en effet montré que les analyses menées à partir des graphes paysagers d'une espèce donnée peuvent produire des résultats similaires à l'exploitation de données issues de simulations de déplacements individuels de la même espèce (Lookingbill *et al.*, 2010a; Minor et Urban, 2007).

Figure 3.3 • Exemple de modélisation d'un graphe paysager pour une espèce forestière.

Conclusion

La connectivité fonctionnelle peut être évaluée par des mesures empiriques (connectivité réelle) ou par l'estimation de déplacements potentiels (connectivité potentielle). Les mesures de connectivité potentielle sont moins précises d'un point de vue écologique, mais permettent de travailler sur de larges zones d'étude avec une quantité de données moindre. Parmi les différentes méthodes existantes, la modélisation fondée sur les graphes paysagers permet d'évaluer la connectivité potentielle de manière pertinente (Urban *et al.*, 2009).

Fort de ce constat, l'évaluation de la connectivité écologique réalisée dans ce travail s'appuie sur des graphes paysagers. La méthode de construction des graphes paysagers est développée plus précisément dans le chapitre 6. Dans la suite de cette thèse, le terme général « connectivité écologique » est utilisé spécifiquement pour désigner la connectivité fonctionnelle potentielle des paysages.

3.2. Représenter, mesurer et caractériser les aspects spatiaux du processus d'urbanisation

La représentation du processus d'urbanisation nécessite une spatialisation des surfaces bâties. Les approches statiques permettent de spatialiser les zones bâties à un instant *t*. Pour évaluer l'ampleur du processus d'urbanisation, des approches rétrospectives peuvent être utilisées afin de mesurer l'augmentation des surfaces bâties entre deux dates. L'ampleur du processus d'urbanisation peut également être mesurée de manière prospective. Dans ce cas, il s'agit de représenter les formes d'urbanisation futures pour effectuer ensuite des mesures de l'évolution potentielle des surfaces bâties.

3.2.1 Approches rétrospectives pour estimer et caractériser l'ampleur de l'urbanisation

Le processus d'urbanisation provoque des transformations rapides de l'occupation du sol. L'approche rétrospective permet de comparer la configuration spatiale des espaces bâtis d'une zone donnée de manière diachronique entre des dates passées, ou entre des dates passées et la situation actuelle. Les approches rétrospectives permettent de caractériser les formes et l'intensité d'urbanisation pour en mesurer les évolutions *a posteriori*. Dans ce cas, la localisation des nouvelles zones urbanisées est connue.

Il est possible d'utiliser différents types de mesures, plus ou moins complexes, pour évaluer l'ampleur du processus d'urbanisation entre deux dates. Ces mesures doivent être effectuées à partir de bases de données comparables comme des images satellites de même résolution ou des bases de données vectorielles construites de manière similaire. Une mesure simple peut être par exemple le calcul de l'évolution de la surface bâtie entre deux dates.

Estimer l'ampleur du processus d'urbanisation par une approche rétrospective diachronique présente certains avantages. En se basant sur les évolutions passées, les résultats permettent de mieux comprendre les phénomènes liés au processus d'urbanisation et peuvent aider à la mise en place de recommandations futures en aménagement urbain ou en biologie de la conservation. Ceci permet d'éviter de reproduire dans le futur les erreurs commises dans le passé. Cependant, l'obtention de cartes d'occupation du sol comparables à différentes dates peut s'avérer difficile. De plus, les approches rétrospectives ne permettent pas de caractériser plusieurs formes d'urbanisation sur une même zone d'étude. Les comparaisons de plusieurs types de formes d'urbanisation ne sont possibles que par comparaison de plusieurs zones d'études, ou par l'analyse conjointe de différents lieux de la zone d'étude (Pauleit *et al.*, 2005).

3.2.2 Approches prospectives pour représenter l'urbanisation future

L'évaluation prospective de l'évolution de la croissance urbaine diffère de l'approche rétrospective dans la mesure où elle nécessite la mise en place d'autres méthodes pour caractériser et spatialiser le processus d'urbanisation.

Proposer des futurs possibles

Dans le cadre d'approches prospectives, la localisation des nouvelles zones urbanisées n'est

pas connue *a priori*. La difficulté de ces approches réside dans le fait qu'il est impossible de savoir exactement de quelle manière la croissance urbaine va se réaliser. Dans les pays occidentaux, des documents de planification permettent de contraindre la croissance urbaine dans certaines zones et de réguler le processus d'urbanisation. Dans certains cas, ces documents de planification indiquent les zones où la croissance urbaine se produira dans les années futures. Cependant, ces documents sont modifiables, et ne permettent pas de prédire l'intensité et la localisation précise du développement urbain, surtout à des échelles temporelles de plusieurs dizaines d'années.

Dès lors, évaluer le processus d'urbanisation de manière prospective ne consiste pas à prédire l'urbanisation future, mais bien à proposer un ou plusieurs futurs possibles (Aguilera *et al.*, 2011). L'évolution de l'urbanisation est ainsi mesurée de manière potentielle, et non à partir de mesures réelles comme cela peut être le cas lors de la mise en place d'approches rétrospectives.

Utilisation de documents de planification urbaine

Lors de la mise en place d'une démarche prospective pour caractériser, représenter et mesurer l'évolution future de l'urbanisation, une des questions principales est de savoir quelles seront les zones concernées par la croissance urbaine. Pour répondre à cette question, certaines études utilisent une approche opérationnelle en se basant sur des scénarios de planification élaborés par les autorités locales. Par exemple, Bohnet et Pert (2010) utilisent un document régional de planification urbaine qui définit l'empreinte urbaine future de la ville de Cairns en 2031 (figure 3.4). Mörtberg *et al.* (2007) s'appuient, eux, sur trois scénarios définis pour le Grand Stockholm par l'Office de Planification Régionale et de Transport Urbain (ORPUT) (figure 3.5)

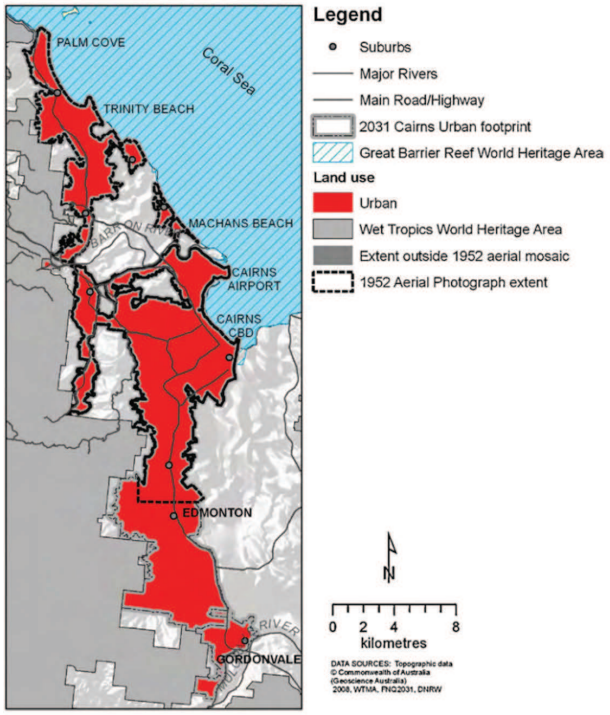


Figure 3.4 • Exemple d'un document de planification urbaine : représentation de l'empreinte urbaine de Cairns (Australie) en 2031 (Bohnet et Pert, 2010).

Les documents de planification sont réalisés par des collectivités publiques ou des organismes privés. Ils présentent l'avantage d'indiquer les zones probables de croissance urbaine, surtout lorsque ces documents sont entérinés de manière législative. Pour mesurer l'évolution potentielle de la croissance urbaine, l'utilisation de ces documents est intéressante puisqu'elle permet de se baser sur des scénarios de croissance urbaine probables. Cependant, plusieurs inconvénients sont à mentionner.

Premièrement, ces documents de planification peuvent être très hétérogènes en fonction de l'organisme qui les fournit. Certains plans d'aménagements sont réalisés sur des échelles temporelles de quelques années, d'autres sur plusieurs dizaines d'années. La taille de la zone concernée par ces documents de planification peut également être très variable allant de la commune à

l'agglomération urbaine en passant par des niveaux intermédiaires comme par exemple en France, les communautés de communes et d'agglomération. Deuxièmement, l'absence de documents de planification dans certaines unités administratives peut restreindre la taille de la zone d'étude. Troisièmement, le nombre de scénarios issus de ces documents est défini par les organismes produisant ce type de documents. Cette approche ne permet que rarement la comparaison de multiples scénarios de croissance urbaine.

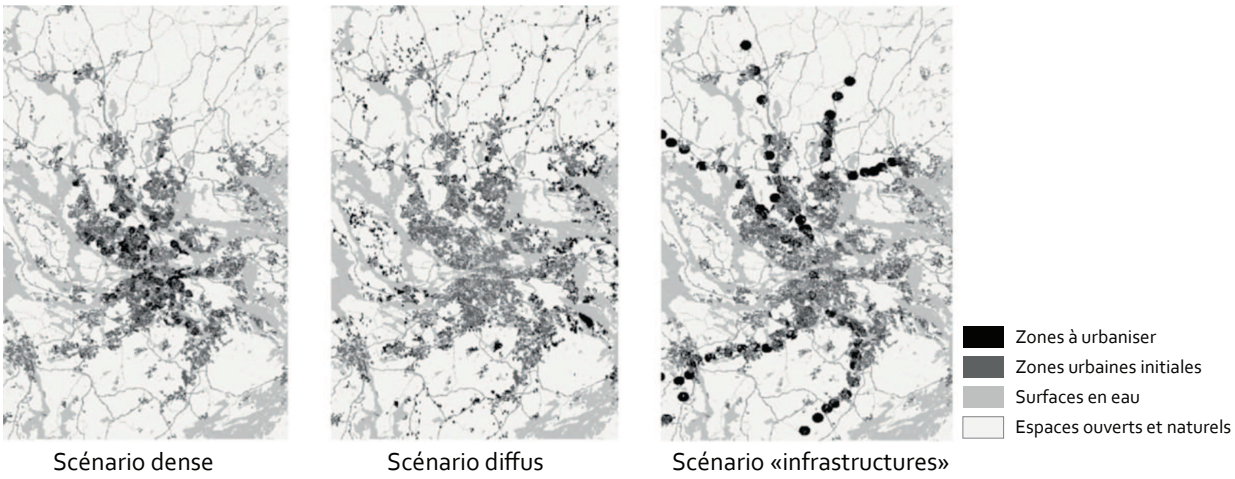


Figure 3.5 • Exemples de trois scénarios d'aménagement prospectifs dans le Grand Stockholm (Suède). Scénarios réalisés pour 2030 par l'Office de Planification Régionale et de Transport Urbain (Mörtberg *et al.*, 2007).

Simulation de scénarios prospectifs d'urbanisation

La simulation de la croissance urbaine future est souvent réalisée à l'aide d'automates cellulaires. Un automate cellulaire est composé d'une carte carroyée, appelée également espace cellulaire. Les cellules de cette carte sont chacune caractérisées par un type d'occupation du sol à l'état initial (urbain, forestier, agricole par exemple). Ces cellules sont également caractérisées par leur voisinage, c'est-à-dire la nature des cellules qui les entourent. Un automate cellulaire fonctionne à l'aide de règles de transitions qui déterminent le changement de l'état des cellules en fonction de leur état présent et de l'état des cellules qui les environnent. Enfin, un automate cellulaire est caractérisé par son mode d'itération, synchrone ou asynchrone.

Les règles de transition de l'automate cellulaire doivent être paramétrées. Ce paramétrage passe souvent par l'observation de l'urbanisation passée. Il s'agit de déterminer les facteurs qui ont encouragé la croissance urbaine, par exemple le type d'occupation du sol, la proximité aux réseaux routiers, ou la proximité à des espaces déjà urbanisés. À partir de ces observations, les règles de transition peuvent être paramétrées. Ces règles peuvent être générales, ou dépendre des spécificités locales. L'introduction du principe de carroyage pour représenter l'espace urbain présente de nombreux avantages en termes de visualisation, de stockage, de croisement d'informations et de traitement des informations urbaines (Lajoie, 1989). Les automates cellulaires sont ainsi devenus la méthode de simulation de croissance urbaine la plus utilisée

dans la littérature. Comme le souligne Frémond (2015), de nombreux travaux modélisent les dynamiques urbaines à l'aide d'automates cellulaires (Antoni, 2006; Batty, 1994; Dubos-Paillard *et al.*, 2003; Ellerkamp, 2000; Portugali *et al.*, 1994; White et Engelen, 1993; White *et al.*, 1997). Les automates cellulaires permettent de simuler la croissance urbaine sur de vastes zones d'études, une fois le calibrage effectué. La définition des règles de calibrage de l'automate peut être plus ou moins sophistiquée selon le type de scénario souhaité. L'inconvénient de ce type d'approche est la production d'un nombre limité de scénarios prospectifs d'urbanisation, par exemple deux pour Mitsova *et al.* (2011), ou trois pour Aguilera *et al.* (2011) et Syphard *et al.* (2005).

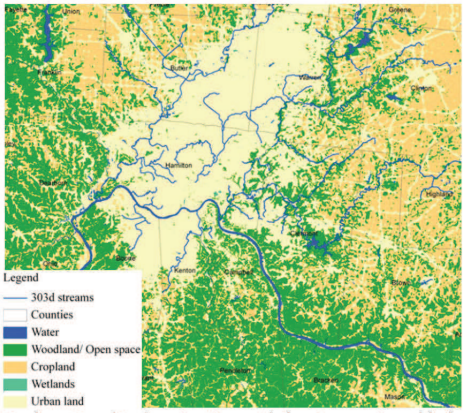
D'autres modèles de simulation prospective de croissance urbaine existent et présentent chacun leurs propres spécificités (Tannier *et al.*, 2010). Ces outils peuvent permettre d'identifier des zones potentiellement urbanisables à partir de fonctions d'évaluation et/ou de fonctions d'utilité (Klosterman, 1999 ; Malczewski, 2004 ; Arentze *et al.*, 2006 ; Li et Liu, 2008). Dans ces zones potentiellement urbanisables, les zones les plus appropriées peuvent être sélectionnées à l'aide de techniques d'analyses multicritères (Jankowski, 1995 ; Malczewski, 1999), d'optimisation multi-objectif (Janssen *et al.*, 2008 ; Ligmann-Zielinska *et al.*, 2008) ou d'algorithmes d'affectation sous contraintes (Cromley et Hanink, 1999 ; Klosterman, 1999). Le modèle de simulation prospective de croissance urbaine MUP-City, développé par Tannier *et al.* (2012a), présente la caractéristique de simuler des scénarios de développement résidentiel de forme fractale. Par rapport aux automates cellulaires, ces autres modèles de simulation prospective de croissance urbaine permettent de simuler un nombre de scénarios plus important, par exemple jusqu'à quarante dans les travaux de Tannier *et al.* (2012b).

Les scénarios simulés par ces différents outils sont prospectifs, et par conséquent, fictifs. Ils peuvent cependant présenter un degré de réalisme plus ou moins important. En effet, la simulation prospective de l'urbanisation n'est pas forcément indépendante de l'approche utilisant les documents de planification urbaine. Les modèles de simulation peuvent ainsi s'appuyer sur des recommandations formulées dans les documents de planification, par exemple pour déterminer le nombre de logements nécessaires dans 20 ans, ou pour proscrire l'urbanisation dans certaines zones. La prise en compte des recommandations formulées dans le cadre de documents de planification permet d'augmenter le réalisme des scénarios, indépendamment de la méthode de simulation utilisée (figure 3.6). Au final, les scénarios simulés avec des automates cellulaires peuvent être soit théoriques (Mitsova *et al.*, 2011), soit plutôt réalistes (Aguilera *et al.*, 2011). De la même façon, les scénarios simulés avec d'autres modèles de croissance urbaine peuvent être très théoriques (Tannier *et al.*, 2012b) ou plutôt réalistes (Beardsley *et al.*, 2009).

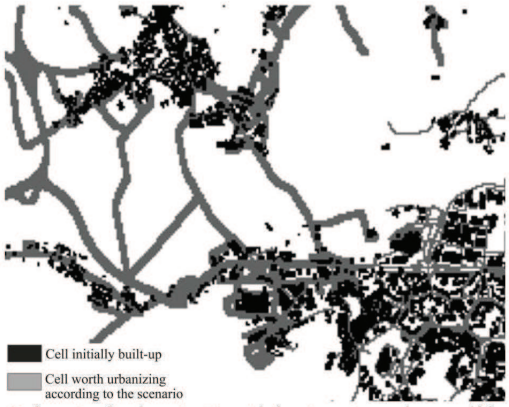
La modélisation de scénarios prospectifs de croissance urbaine présente certains inconvénients. Le développement d'un outil de simulation prospective, voire uniquement son paramétrage, nécessite la mobilisation de compétences importantes dans le domaine de la modélisation et de la planification urbaine. De plus, ce type d'outils nécessite une importante quantité de données en entrée du modèle : occupation du sol, caractéristiques démographiques, évolution du nombre de logements par exemple.

Malgré ces inconvénients, la modélisation de scénarios prospectifs d'urbanisation offre de nombreux avantages. La multiplicité des scénarios que l'on peut simuler permet de proposer

plusieurs futurs possibles et de pouvoir comparer chacun de ces scénarios sur une même zone d'étude. Ces scénarios peuvent se décliner selon les formes d'urbanisation (compacte, diffuse, fractale), l'intensité de l'urbanisation et la durée de l'urbanisation simulée.

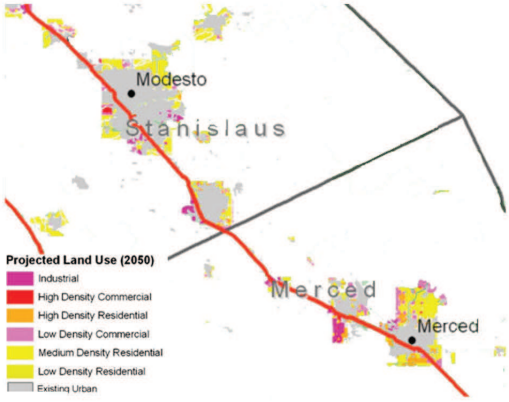


Scénario d'urbanisation théorique simulé à l'aide de l'automate cellulaire Idrisi Andes (Mitsova *et al.*, 2011)



Scénario d'urbanisation théorique issu du modèle de simulation de croissance urbaine MUP-City (Tannier *et al.*, 2012)

Scénario d'urbanisation réaliste simulé à l'aide de l'automate cellulaire Idrisi Andes (Aguilera *et al.*, 2011)



Scénario d'urbanisation réaliste issu du modèle de simulation de croissance urbaine UPlan (Beardsley *et al.*, 2009)

Figure 3.6 • Exemples de scénarios théoriques et réalistes issus de différents modèles de simulation de croissance urbaine.

3.3. Quelles méthodes pour évaluer l'impact de l'urbanisation sur la connectivité des paysages ?

L'estimation de l'empreinte environnementale de la croissance urbaine peut être réalisée *via* des études d'impacts.

L'impact environnemental de l'urbanisation couvre un champ d'action très large pouvant aller de l'analyse de la diminution des espaces verts urbains (Conway, 2009) à l'estimation de l'exposition au bruit de certaines espèces dans les zones urbaines (Reed *et al.*, 2012). Ces impacts environnementaux estimés sont le plus souvent des impacts écologiques, concernant la faune et la flore. Par exemple, un impact environnemental reconnu est l'émission de polluants

atmosphériques, agissant sur la qualité de l'air. Outre l'impact négatif sur les organismes humains, la dégradation de la qualité de l'air a un impact notable sur la flore et la faune.

L'évaluation des impacts écologiques de l'urbanisation est une thématique très large qui fait l'objet de nombreuses études techniques et scientifiques. Les méthodes utilisées pour l'évaluation des impacts écologiques de l'urbanisation diffèrent selon leur fenêtre temporelle d'analyse qui est généralement liée à la manière dont est représentée la croissance urbaine, rétrospective ou prospective. Une troisième approche existe, l'approche statique, qui ne tient pas compte du processus de croissance urbaine mais peut permettre par exemple d'identifier les zones urbaines riches en biodiversité.

3.3.1 Choix de la fenêtre temporelle d'analyse

Certains auteurs évaluent l'impact écologique de l'urbanisation de manière rétrospective. Par exemple, Pauleit *et al.* (2005) estiment l'impact de la densification des villes sur les espaces verts en mesurant trois paramètres environnementaux : la température de surface, le ruissellement et la diversité des espaces verts. Ces paramètres sont mesurés de manière diachronique, en comparant les évolutions de ces indicateurs entre 1975 et 2000 à l'aide d'images satellites. Conway (2009) évalue, lui, les impacts écologiques de l'urbanisation à partir d'un indice caractérisant la couverture de végétation. Le bâti résidentiel antérieur à 1946 est comparé au bâti construit entre 1946 et 1975 afin d'évaluer l'impact écologique de deux formes de développement résidentiel : l'étalement urbain classique et le *New Urbanism*. Ici encore, les calculs sont réalisés de manière diachronique, en calculant l'indice de couverture de végétation en 1946 et en 1975 pour chaque type de forme urbaine. Citons encore un dernier exemple d'étude rétrospective, celle de Su *et al.* (2012) où l'impact écologique de l'urbanisation est estimé à l'aide de mesures de connectivité structurelles réalisées à partir de cartes d'occupation du sol de 1994 et de 2003. Ces mesures ont été effectuées avec le logiciel *Fragstats* (McGarigal *et al.*, 2002). Dans cette étude, l'impact écologique de l'urbanisation est évalué encore une fois de manière diachronique.

Parmi les approches prospectives permettant d'évaluer l'impact écologique potentiel de l'urbanisation, nous pouvons mentionner l'étude récente de Scolozzi et Geneletti (2012). Les auteurs s'appuient sur des scénarios de planification urbaine afin d'évaluer qualitativement l'impact écologique potentiel du développement résidentiel dans des parcelles définies comme potentiellement urbanisables dans les années futures. D'autres études utilisent des automates cellulaires pour simuler la croissance urbaine et en évaluer les impacts écologiques potentiels (Aguilera *et al.*, 2011; Mitsova *et al.*, 2011; Syphard *et al.*, 2005). Évaluer l'impact écologique de la croissance urbaine de manière prospective suppose d'imaginer la croissance urbaine future dans un paysage donné ainsi que l'évolution conjointe de la connectivité écologique de ce paysage.

3.3.2 Introduction de variables écologiques pour la conception de scénarios d'urbanisation

Il est possible de simuler des scénarios d'urbanisation en limitant ou en empêchant l'urbanisation dans des zones protégées. Par exemple, Penteado (2013), simule huit scénarios combinant quatre scénarios relatifs à la protection de la biodiversité (*no preservation, greenway, park system* et *network*) et deux scénarios d'urbanisation (compact et diffus). Pour ces huit scénarios, l'urbanisation simulée prend en compte les réserves naturelles à des échelles régionales et locales. La croissance urbaine est simulée à partir de prévisions démographiques. L'indicateur écologique de mesure des impacts est la quantité et la qualité de l'habitat de trois espèces cibles. Bauer et Swallow (2013) introduisent, eux, des variables écologiques et économiques pour la simulation de leurs scénarios d'urbanisation. Ceux-ci se distinguent par leur densité bâtie (dense et peu dense), leur effet sur la connectivité paysagère et sur les taches d'habitat d'un panel d'espèces (taille et qualité). Les quatre politiques de conservation simulées sont : (1) protection de 100 % des taches d'habitat et de 0 % du reste de la matrice paysagère, (2) protection de 33 % des taches d'habitat et de 66 % du reste de la matrice paysagère (0,4 ha protégé pour 0,8 ha urbanisé), (3) protection de 50 % des taches d'habitat et de 50 % reste de la matrice paysagère (0,4 ha protégé pour 0,4 ha urbanisé) et (4) protection de 50 % des taches d'habitat et 33 % du reste de la matrice paysagère. Les auteurs quantifient le coût économique de chaque politique de préservation et évaluent la probabilité de persistance des métapopulations animales pour chacun d'entre eux. Ces deux études introduisent ainsi des variables écologiques en amont de la simulation des scénarios de croissance urbaine.

3.3.3 Une connaissance incomplète de l'impact écologique des formes d'urbanisation

Certains auteurs mettent en avant le fait que les impacts écologiques des formes d'urbanisation ne sont pas clairement identifiés (Alberti, 2005; Bierwagen, 2005). Termorshuizen *et al.* (2007) expliquent que ce manque d'informations peut provenir du fait que les transferts de connaissances entre le champ de l'aménagement du territoire et le champ de l'écologie du paysage sont relativement limités. De fait, les recherches développées par les chercheurs en écologie du paysage ou en biologie de la conservation utilisent régulièrement des scénarios de planification urbaine préétablis (p. ex. Mörtberg *et al.*, 2007).

Alberti (2005) pointe aussi le fait que les études écologiques traitant de l'urbanisation simplifient trop souvent les structures urbaines. Ce faisant, les résultats obtenus sont rarement utilisables dans le champ de l'aménagement urbain. Par exemple, Tratalos *et al.* (2007) comparent plusieurs mesures de densité urbaine avec une série de mesures de qualité environnementale et de potentiel de biodiversité. Les résultats obtenus montrent que des formes urbaines similaires peuvent présenter différents niveaux de qualité environnementale. Ce type de résultat ne permet pas de comprendre précisément la nature des relations entre les formes urbaines et la connectivité écologique. D'autres études plus approfondies des impacts écologiques, par exemple à l'aide de modélisation de graphes paysagers, ne s'appuient pas sur des scénarios d'urbanisation réalistes (Tannier *et al.*, 2012b). Inversement, la modélisation de scénarios d'urbanisation réalistes débouche rarement sur des analyses approfondies des impacts écologiques des formes d'urbanisation simulées (Aguilera *et al.*, 2011; Beardsley *et al.*, 2009).

Les méthodes de mesures de l'impact écologique des formes d'urbanisation diffèrent aussi substantiellement. Elles peuvent être qualitatives (Scolozzi et Geneletti, 2012), quantitatives (Mörtberg *et al.*, 2007) ou encore les deux à la fois (Li *et al.*, 2010). Certains auteurs mesurent la perte d'habitat des espèces en se focalisant uniquement sur des zones écologiquement sensibles (Beardsley *et al.*, 2009; Mörtberg *et al.*, 2007). Les travaux d'une étude française de Vimal *et al.* (2012) utilisent par exemple les zonages de type ZNIEFF pour déterminer les zones écologiquement sensibles. La croissance urbaine future est estimée à l'aide des PLU existants sur certaines communes et des prévisions démographiques de l'INSEE. Les sites de conservation des espèces (ZNIEFF) sont considérés comme menacés par l'urbanisation si plus de 30 % de leur surface subit potentiellement des modifications anthropiques à l'horizon 2030. D'autres études évaluent la perte de connectivité en calculant des métriques structurelles (Bierwagen, 2007; Mitsova *et al.*, 2011; Syphard *et al.*, 2005). D'autres encore mesurent la perte de connectivité fonctionnelle (Fu *et al.*, 2010; Tannier *et al.*, 2012b). Estimer l'impact écologique des formes d'urbanisation à l'aide de mesures de connectivité fonctionnelle nous paraît être l'approche la plus pertinente d'un point de vue écologique. Cependant, cette approche est encore peu répandue, puisqu'elle nécessite la mise en place de modèles de simulation d'urbanisation prospective, et la modélisation des réseaux écologiques des espèces, par exemple à l'aide de graphes paysagers. L'étude menée par Tannier *et al.* (2012b) consiste à mesurer la connectivité fonctionnelle potentielle de manière diachronique, pour un graphe paysager construit à l'état initial, et pour un graphe paysager construit après la simulation de la croissance urbaine. Cette approche présente l'avantage de pouvoir mesurer la perte de connectivité potentielle fonctionnelle pour chaque scénario d'urbanisation et d'offrir la possibilité de comparer l'impact écologique de différentes formes de croissance urbaine.

Ces différents travaux, qui se basent sur des méthodologies très diverses, permettent d'identifier certaines relations entre la forme urbaine et la connectivité écologique des espèces animales. À l'échelle globale d'une région urbaine, l'étalement urbain peut entraîner une augmentation du trafic induite par les déplacements quotidiens des individus entre le centre et leur périphérie (Aguilera *et al.*, 2011; Camagni *et al.*, 2002; Mörtberg *et al.*, 2007). Cette augmentation du trafic peut provoquer un effet barrière des réseaux de transports (Fu *et al.*, 2010; Gurrutxaga *et al.*, 2010). À une échelle locale, des études montrent que la densification du développement urbain peut éviter la perte d'habitats écologiques (Conway, 2009) mais conjointement augmenter l'effet barrière des zones bâties (Aguilera *et al.*, 2011; Marull et Mallarach, 2005). La réduction de la densité bâtie peut limiter cet effet car la limite urbaine est dans ce cas relativement floue et permet la traversée des espaces bâtis par certaines espèces (Czamanski *et al.*, 2008). Cependant, pour d'autres espèces, un développement urbain peu dense peut contribuer à la réduction de la connectivité écologique en augmentant la fragmentation paysagère.

3.4. Proposition d'une démarche méthodologique pour l'évaluation de l'impact des formes d'urbanisation sur la connectivité écologique des paysages

Dans ce travail de thèse, les méthodes utilisées pour évaluer l'impact écologique des formes d'urbanisation visent à répondre aux trois objectifs suivants :

– Simuler des formes d'urbanisation différenciées à l'aide de scénarios prospectifs de développement résidentiel répondant à des normes d'aménagement réalistes.

– Évaluer l'impact de ces différentes formes d'urbanisation sur la connectivité écologique de plusieurs espèces.

– Mettre en place des outils de comparaison de ces scénarios pour préconiser des solutions pour l'aménagement du territoire.

Ces différents objectifs ne peuvent être atteints que par une organisation méthodologique rigoureuse permettant le couplage de méthodes issues de deux disciplines principales, la géographie et l'écologie du paysage.

3.4.1 Comparer plusieurs formes urbaines à l'aide de scénarios réalistes

La simulation de plusieurs scénarios prospectifs de développement résidentiel apparaît comme étant la méthode la plus pertinente pour comparer les formes urbaines, et évaluer l'impact écologique de chacune d'entre elles. Simuler ces différentes formes urbaines sur une même zone d'étude offre des potentialités de comparaisons impossibles à établir avec une approche rétrospective.

Le choix de simuler l'urbanisation par une approche prospective implique des choix concernant la nature des scénarios à mettre en place. Les scénarios théoriques présentent plusieurs avantages. Ils sont *a priori*, plus simples à réaliser que les scénarios réalistes, puisqu'ils nécessitent moins de données pour leur conception. De plus, ils peuvent être plus facilement multipliés, en faisant varier systématiquement un ou plusieurs paramètres de l'outil de simulation (Tannier *et al.*, 2012b).

À l'inverse, simuler des scénarios réalistes donne aux résultats obtenus une certaine crédibilité face aux acteurs de l'aménagement du territoire et aux décideurs locaux. Ces résultats peuvent ainsi s'intégrer dans un processus d'aide à la décision car les discussions issues des résultats émanant de l'analyse de l'impact écologique de scénarios réalistes sont potentiellement plus enrichissantes.

Les scénarios de développement résidentiel réalistes nécessitent l'identification de zones potentiellement urbanisables à une échelle fine afin de proposer une spatialisation précise des nouvelles zones de développement résidentiel. De plus, pour conserver un certain réalisme, les formes urbaines simulées doivent se rapprocher des formes urbaines observées dans la réalité et le nombre de nouveaux logements construits par simulation doit correspondre aux prévisions démographiques attendues dans la zone d'étude. Certaines règles d'aménagement comme la prise en compte des zones non constructibles doivent également être respectées. Cependant, les scénarios

réalistes peuvent être aussi source d'ambigüités si les riverains, acteurs de l'aménagement du territoire ou élus locaux considèrent ces scénarios comme une prédiction de l'urbanisation future. Il convient ainsi de bien distinguer les scénarios de planification urbaine, potentiellement réels, des scénarios réalistes de développement résidentiel, qui ne sont que virtuels.

La simulation de scénarios réalistes nécessite donc l'utilisation d'outils sophistiqués de simulation, qu'il faut souvent développer selon les besoins.

3.4.2 La prise en compte des évolutions du trafic

L'impact écologique du trafic, et plus généralement des infrastructures linéaires de transport a été montré dans un certain nombre de travaux récents (Fu *et al.*, 2010; Girardet, 2013; Gurrutxaga *et al.*, 2010, 2011). Dans les faits, il apparaît que la croissance résidentielle engendre souvent une augmentation du trafic routier à proximité des axes de transports desservant ces nouvelles zones de développement résidentiel. Certaines formes urbaines semblent plus propices à l'augmentation du trafic sur certains axes (voir chapitre 1). Les relations entre formes urbaines et trafic font ainsi l'objet de nombreux travaux mais ne sont pas encore précisément connues. Plusieurs auteurs ont montré le caractère fondamental des interactions existantes entre deux composantes importantes du système urbain que sont l'utilisation du sol et les systèmes de transports (incluant leur mobilité associée) (Wegener, 2004, 2014). Ces interactions sont complexes et produisent des effets non linéaires ce qui rend difficile la définition de règles simples associant une forme urbaine donnée à une quantité de trafic donnée (Cervero et Murakami, 2010; Conway, 2009; Geurs et van Wee, 2006; Schwanen *et al.*, 2001). Il semble ainsi impossible d'estimer *a priori* les évolutions de trafic qui vont résulter d'un scénario donné de développement urbain. Par conséquent, il est également impossible de déterminer quels sont les impacts écologiques potentiels de l'évolution du trafic associée à une forme urbaine donnée. Ceci explique l'intérêt des modèles *Land Use and Transport Integrated* (LUTI) qui permettent la simulation de scénarios réalistes de développement résidentiel et des variations de trafic associées. Dans cette thèse, nous avons choisi une plateforme du simulation LUTI développée au laboratoire ThéMA : MobiSim.

Dans les faits, peu de publications scientifiques présentent des simulations prospectives ou prédictives du développement urbain associant la simulation de scénarios de développement résidentiel et des évolutions de trafic associées. Et un nombre encore moins grand de publications présente de tels résultats de simulation à résolution spatiale fine. Pourtant, en termes d'impacts écologique de l'urbanisation, une résolution spatiale suffisamment fine est requise afin de prendre en compte le fonctionnement d'organismes ayant de petits domaines vitaux et de courtes distances de dispersion. La résolution spatiale des scénarios simulés dans ce travail est de 20 mètres. Cette résolution est plus fine que celle utilisée dans de nombreuses autres études, par exemple 100 mètres dans les travaux de Vimal *et al.* (2012) et de Wei et Zhang (2012) ou 50 mètres dans les travaux de Aguilera *et al.* (2011).

3.4.3 Des scénarios très contrastés

Nous avons choisi de ne simuler que cinq scénarios présentant des formes urbaines à la fois réalistes et très contrastées. Le nombre réduit de scénarios permet en effet de poser des hypothèses concernant les impacts écologiques attendus de types de formes urbaines clairement définis.

Hormis pour les espèces dites urbanophiles (espèces favorisées par l'urbanisation), l'impact des différents scénarios d'urbanisation dépend principalement de quatre facteurs :

– La forme urbaine au niveau global (compacte, polycentrique, diffuse)

– La forme urbaine au niveau local (plus ou moins dense)

– L'intensité de l'urbanisation (nombre de logements construits par hectare, prenant en compte la verticalité des bâtiments)

– La variation de l'intensité du trafic routier

Les formes urbaines globales et locales sont les facteurs primaires de la réduction de la connectivité écologique. Ils conditionnent les facteurs secondaires que sont l'intensité de l'urbanisation et le trafic routier.

Il a été montré qu'un développement résidentiel fractal, qui permet la préservation de zones intra-urbaines non bâties, répond mieux aux attentes de la population en matière d'accès aux espaces verts et naturels qu'une forme urbaine uniformément dense (Tannier *et al.*, 2012a). Les formes urbaines locales proposées dans nos scénarios sont donc fractales et présentent deux niveaux de densité bâtie locale : dense ou modérément dense. Pour ce qui est de la forme urbaine globale, trois types de scénarios sont retenus : ville compacte, étalement urbain et TOD. Sur cette base, les cinq scénarios simulés sont :

– Ville compacte : développement résidentiel globalement compact et localement dense ;

– Ville modérément compacte : développement résidentiel globalement compact et localement modérément dense ;

– Périurbain régulé : développement résidentiel globalement étalé et localement dense ;

– Étalement urbain : développement résidentiel globalement étalé et localement modérément dense ;

– TOD : développement résidentiel à proximité des stations de transports en commun structurantes, à la fois dense et modérément dense selon la localisation de ces stations.

Ces cinq scénarios et leur méthode de construction seront présentés en détail dans le chapitre 5.

3.4.4 Hypothèses relatives à l'impact écologique potentiel des formes d'urbanisation simulées

Fragmentation et perte d'habitat

Un des impacts écologiques reconnus de l'étalement urbain est la fragmentation paysagère. Une fragmentation paysagère exacerbée peut conduire à la suppression de taches d'habitat des espèces (figure 3.1). Nous pouvons donc logiquement nous attendre à une réduction plus importante de la connectivité écologique pour les scénarios d'urbanisation favorisant l'étalement urbain. Inversement, les scénarios favorisant une urbanisation compacte concentrent l'urbanisation dans un nombre de zones plus restreint, et pour des surfaces plus petites. Les scénarios compacts devraient donc limiter la fragmentation paysagère, et par conséquent la réduction de la connectivité écologique.

D'après les résultats d'une étude menée par Conway (2009), la construction de bâtiments collectifs très denses limite la fragmentation et la perte d'habitat. La densification de l'urbanisation semble donc être à même de limiter la réduction de la connectivité écologique. Inversement, les scénarios d'urbanisation présentant le même nombre de logements répartis sur une surface plus importante ont tendance à favoriser la fragmentation paysagère et la perte d'habitat.

Dans le scénario TOD, l'urbanisation est majoritairement encouragée à proximité des gares ferroviaires et des stations de transport en commun structurantes comme les stations de tram. L'urbanisation étant localisée uniquement dans certaines zones précises, nous pouvons donc nous attendre à ce que la fragmentation paysagère et la perte d'habitat soient limitées avec ce scénario.

Effet barrière lié à l'urbanisation

La densification des espaces bâtis limite la fragmentation paysagère et la perte d'habitat mais peut en revanche provoquer un effet barrière. Une densification trop forte peut avoir tendance à créer un cordon imperméable autour de la ville empêchant la pénétration de certaines espèces (figure 3.1). C'est pourquoi certains auteurs préconisent de limiter la densification au niveau de la bordure urbaine. En préservant des bordures urbaines perméables, les déplacements des espèces sont maintenus entre les taches d'habitat situées en milieu urbain et les taches d'habitat naturelles extérieures à la ville (Czamanski *et al.*, 2008; Marull et Mallarach, 2005).

À une échelle plus globale, les scénarios d'urbanisation les plus compacts ont tendance à favoriser l'effet barrière des espaces bâtis. On peut alors s'attendre à ce que l'impact écologique des formes d'urbanisation soit plus important pour les espèces à faible capacité de déplacements, pour qui ces barrières urbaines sont quasiment infranchissables. Les espèces à grande capacité de déplacements ont la possibilité de contourner les zones nouvellement urbanisées et devraient être moins sensibles à cet effet barrière.

Les stations de tram et les gares ferroviaires sont fréquemment situées au centre des villages ou des villes. On peut donc s'attendre à ce que le scénario TOD, qui favorise une urbanisation importante dans les zones aptes à l'urbanisation les plus proches des centres, présente un effet barrière renforcé autour des agrégats bâtis comprenant une station de tram ou une gare ferroviaire.

Effet barrière lié au trafic

La construction de nouvelles infrastructures de transports terrestres ou l'augmentation du trafic routier sur les infrastructures existantes accroît l'effet barrière lié au trafic (figure 3.1). De récents travaux de recherche mettent en évidence cet effet barrière par l'évaluation de l'impact écologique de la mise en place d'infrastructures de transports en mesurant la connectivité écologique avant et après construction de l'infrastructure (Fu *et al.*, 2010; Girardet, 2013; Girardet *et al.*, 2013; Gurrutxaga *et al.*, 2011). Dans ce travail, nous proposons d'évaluer la connectivité écologique à partir des réseaux déjà existants à l'état initial. Le paramètre pouvant altérer la connectivité écologique n'est donc pas dans notre cas la mise en place d'une nouvelle infrastructure mais l'augmentation ou la diminution du trafic sur les réseaux existants.

Les variations de trafic sont essentiellement dépendantes des formes d'urbanisation globales. L'intensité du trafic routier sur les axes de transports perturbent les déplacements de certaines espèces dans le paysage (Gurrutxaga *et al.*, 2010). L'augmentation de trafic la plus importante est attendue pour les scénarios d'urbanisation favorisant l'étalement urbain (Camagni *et al.*, 2002). Avec ces scénarios, la traversée des axes routiers périurbains par certaines espèces peut devenir délicate notamment en raison des risques de collision, des nuisances sonores ou de la pollution (Iuell *et al.*, 2003). Combinée à la fragmentation et à la perte d'habitat, l'augmentation du trafic dans les scénarios favorisant l'étalement urbain contribue à une réduction importante de la connectivité écologique (Mörtberg *et al.*, 2007). Inversement, nous pouvons nous attendre à ce que les scénarios d'urbanisation les plus compacts limitent l'augmentation du trafic, favorisent l'utilisation des transports en commun, et contribuent, de fait, à limiter l'impact écologique des nouvelles zones résidentielles (Aguilera *et al.*, 2011). Pour les scénarios les plus compacts, une augmentation de trafic devrait néanmoins être observée sur les axes de transports proches de la ville (boulevards, rocades etc.).

La forme locale des scénarios d'urbanisation est censée influencer les variations de trafic de manière beaucoup moins importante. Nous pouvons nous attendre à des variations de trafic très localisées, un peu plus importantes pour les scénarios les moins denses.

Le scénario TOD favorise l'urbanisation à proximité des agrégats bâtis disposant d'une station de tram ou d'une gare ferroviaire. Dans ce cas on peut s'attendre à une augmentation du trafic en direction de ces axes. Par ailleurs, le scénario TOD encourage l'utilisation des transports en commun et réduit la dépendance à l'automobile (Calthorpe, 1993). L'augmentation de trafic devrait donc être fortement limitée par un report modal des usagers depuis la voiture particulière vers le tram et le train. Considérant ces différents aspects, le scénario TOD devrait être le scénario limitant le plus l'augmentation du trafic. Il est cependant difficile de savoir si la stagnation, voire la réduction du trafic suffit à compenser l'effet barrière engendré par l'urbanisation dans ce scénario. L'impact écologique pour les espèces à grande capacité de déplacements devrait être plutôt faible, et modéré pour les espèces à faible capacité de déplacements.

3.4.5 Mesurer l'impact écologique des scénarios de développement résidentiel à l'aide de graphes paysagers

Ici, les impacts écologiques évalués concernent uniquement les espèces animales. De nombreuses études proposent de mesurer l'impact écologique de scénarios de croissance urbaine sur des espaces protégés (p. ex. : Beardsley *et al.*, 2009; Vimal *et al.*, 2012). Cette approche présente l'avantage d'évaluer l'impact écologique de l'urbanisation pour un grand nombre d'espèces, potentiellement présentes dans ces zones protégées. Cependant, ces travaux ignorent les déplacements potentiels des espèces entre ces espaces protégés. Cette abstraction peut être problématique lorsqu'il s'agit de favoriser le maintien de la biodiversité dans une région donnée. En effet, les espaces non protégés, souvent soumis à de plus fortes pressions anthropiques, ne sont pas dénués de biodiversité et peuvent également comprendre les taches d'habitat de nombreuses espèces ainsi que leurs corridors de déplacement. Dans ce travail, nous nous attachons à mesurer l'impact écologique des formes d'urbanisation de manière globale, sans nous focaliser uniquement sur des zones protégées.

D'autres études prennent en compte ces espaces « ordinaires » en se focalisant plus particulièrement sur une ou quelques espèces cibles (p. ex. García-Feced *et al.*, 2011; Mörtberg *et al.*, 2007). Toutefois, compte tenu de la variété des besoins de différentes espèces animales, travailler sur une seule espèce cible est réducteur (Lindenmayer *et al.*, 2000). L'approche multi-espèce considérant une série d'espèces cibles est un bon compromis entre une représentation écologique empirique très précise et la modélisation, forcément simplificatrice. Au final, notre démarche consiste d'une part à simuler des scénarios d'urbanisation réalistes et d'autre part à modéliser les réseaux écologiques des différentes espèces animales à l'aide de graphes paysagers. Les graphes paysagers ont déjà été utilisés dans plusieurs études récentes pour évaluer l'empreinte paysagère de l'urbanisation (Tannier *et al.*, 2012b; Zetterberg *et al.*, 2010). Afin d'estimer au mieux les impacts écologiques des formes d'urbanisation sur l'ensemble de la biodiversité présente dans notre zone d'étude, nous utilisons une approche multi-espèces, qui sera détaillée plus précisément dans le chapitre 7. La création de graphes paysagers est réalisée pour chacune des espèces cibles identifiées lors de la mise en place de l'approche multi-espèces. Pour chaque espèce, un graphe paysager est réalisé à l'état initial (avant urbanisation) et à l'état final (un graphe pour chaque scénario d'urbanisation). Le calcul de métriques de connectivité à partir des graphes paysagers modélisés permet d'évaluer la connectivité écologique pour chacune de ces espèces (figure 3.7).

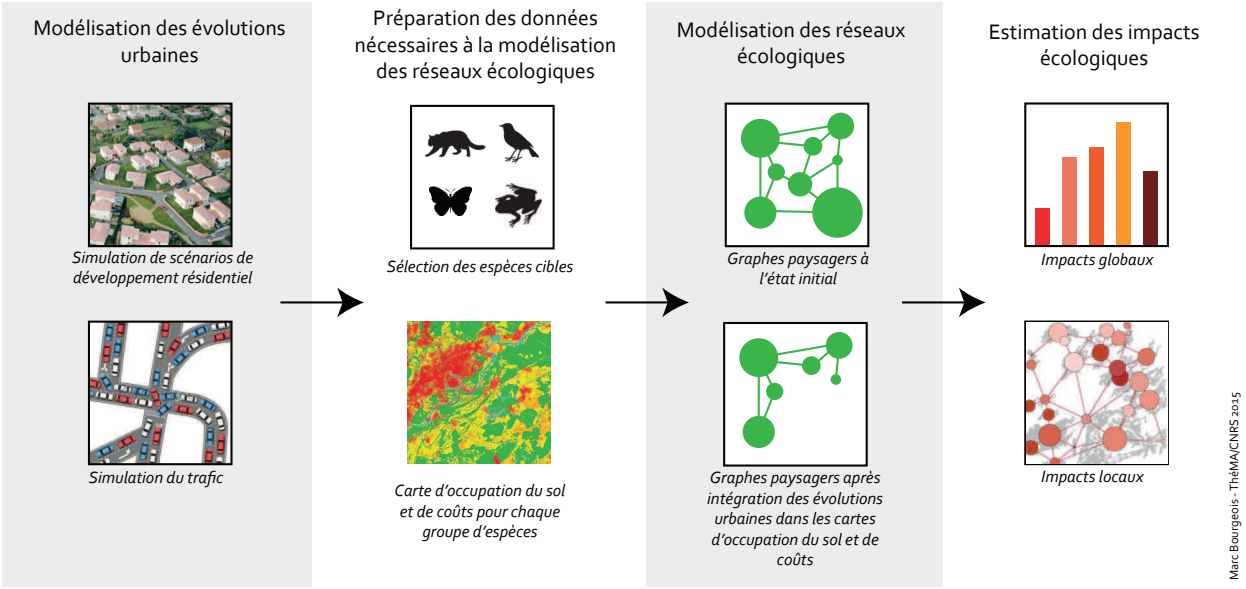


Figure 3.7 • Schéma méthodologique du travail de thèse.

Conclusion du chapitre 3

Au cours de ce chapitre, différentes méthodes de modélisation des processus écologiques ont été examinées. Les mesures de connectivité écologique apparaissent comme un moyen efficace pour représenter simplement ces processus. Certaines méthodes permettent de mesurer la connectivité écologique structurelle, d'autres la connectivité fonctionnelle, qui s'avère la plus représentative de la réalité écologique. La connectivité fonctionnelle peut être mesurée à l'aide de différentes méthodes, en particulier les graphes paysagers qui offrent un bon compromis entre la quantité de données nécessaires et la réalité écologique représentée.

Pour évaluer les impacts écologiques des formes d'urbanisation, certains auteurs utilisent des approches rétrospectives, d'autres des approches statiques et d'autres des approches prospectives. Les approches prospectives offrent des potentialités d'analyse intéressantes pour ce travail de thèse. La simulation de scénarios d'urbanisation prospectifs réalistes, permet de comparer différents types de formes urbaines et de proposer différents futurs possibles.

Des mesures de connectivité écologique peuvent être effectuées à l'état initial (avant urbanisation), et à l'état final, pour chaque scénario d'urbanisation. L'ampleur de la différence entre ces deux mesures permet de quantifier et de comparer l'impact écologique de chaque forme urbaine pour plusieurs espèces représentatives de la biodiversité de la zone d'étude.

Conclusion de la première partie

Au cours de cette partie, nous avons pu montrer que les différentes formes d'urbanisation, liées à l'histoire des villes et aux politiques de planification urbaine ont d'importantes répercussions sur les sphères économique, sociale et environnementale des systèmes urbains. Bien qu'il soit reconnu que l'étalement urbain soit largement responsable de la fragmentation paysagère, les impacts des formes d'urbanisation sur la connectivité des réseaux écologiques ne sont pas clairement identifiés. L'évaluation de ces impacts est délicate puisqu'elle nécessite des compétences dans deux domaines bien différents : la géographie urbaine et l'écologie du paysage.

L'originalité de notre travail consiste à simuler d'une part, des scénarios de développement résidentiel de formes contrastées à une échelle fine et leurs évolutions de trafic associées et d'autre part, les réseaux écologiques des espèces animales afin d'évaluer leur connectivité. Ces choix méthodologiques nous permettent de formuler des hypothèses détaillées concernant l'impact écologique des formes d'urbanisation, à savoir :

– les villes compactes favorisent le maintien de la connectivité écologique contrairement aux villes étalées ;

– plus la ville est dense, plus la connectivité écologique est maintenue ;

– l'augmentation du trafic liée au développement résidentiel contribue à la réduction de la connectivité écologique ;

– les impacts écologiques varient selon le domaine vital et les préférences et contraintes de déplacements des espèces.

Deuxième partie

Simulation des évolutions urbaines et modélisation des réseaux écologiques

Cette deuxième partie consiste à présenter l'ensemble des méthodes utilisées pour la réalisation du travail de recherche doctorale. Cette partie méthodologique comprend deux grands volets : le volet « urbain », concernant la simulation des scénarios d'urbanisation et leurs évolutions de trafic associées, et le volet « écologique », concernant la modélisation des graphes paysagers de plusieurs espèces et les méthodes mises en œuvre pour évaluer l'impact écologique des formes d'urbanisation.

Dans le chapitre 4, nous présenterons la zone d'étude pour laquelle les scénarios d'évolutions urbaines sont réalisés, l'Aire Urbaine de Besançon. Ce chapitre a également pour but de présenter les différents outils utilisés dans ce travail : Morpholim, pour la délimitation des taches urbaines, MUP-City pour l'identification de zones potentiellement urbanisables selon une règle d'urbanisation fractale et différentes règles d'accessibilité et de proximité aux aménités, et MobiSim pour la répartition des logements dans la zone d'étude et la simulation des évolutions de trafic associées à chaque scénario d'urbanisation. Dans le chapitre 5, nous présenterons les cinq scénarios d'urbanisation simulés et les choix de paramétrages qui les caractérisent.

Le chapitre 6 consiste à présenter brièvement la théorie des graphes et son application en écologie du paysage. Dans le chapitre 7, nous montrerons l'intérêt de l'utilisation d'une approche multi-espèces pour caractériser l'impact écologique des formes d'urbanisation. Deux méthodes sont proposées, une spécifique aux mammifères forestiers, et une autre plus généraliste. Dans les deux cas, des groupes d'espèces sont identifiés et une espèce représentative de chaque groupe est sélectionnée. Enfin, nous présenterons toutes les étapes nécessaires à la construction des graphes paysagers de chaque espèce : identification de leurs traits fonctionnels, cartes d'occupation du sol et cartes de coûts.

Chapitre 4

Simulation prospective des évolutions urbaines pour la région de Besançon

Ce chapitre a pour objectif de présenter la manière dont les évolutions urbaines ont été simulées. Les différents scénarios d'urbanisation sont réalisés sur une zone d'étude délimitée par l'Aire Urbaine de Besançon. Après une brève présentation de cette zone d'étude, il s'agit de montrer quelles sont les dynamiques d'urbanisation passées et actuelles de la région bisontine. L'identification de ces tendances permet de déterminer les paramètres nécessaires à la construction de scénarios d'urbanisation : la localisation des zones de développement résidentiel et l'intensité de l'urbanisation. La suite du chapitre consiste à présenter les outils logiciels utilisés pour simuler les scénarios prospectifs de développement résidentiel et les simulations de trafic routier associé.

4.1. Urbanisation passée et présente dans l'agglomération bisontine

4.1.1 La zone d'étude : l'Aire Urbaine de Besançon

Besançon est une ville moyenne de l'Est de la France, située dans le département du Doubs (25), en région Franche-Comté. Le choix de la zone d'étude bisontine a été dicté par plusieurs critères. D'abord, en raison de la limitation technique des outils utilisés dans ce travail, les simulations d'urbanisation ne peuvent être réalisées actuellement que sur des villes de taille moyenne. De plus, il était plus facile de choisir une zone d'étude en France, où les bases de données de l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (IGN) et de l'INSEE sont mises à disposition gratuitement pour l'enseignement et la recherche. L'obtention de bases de données similaires dans d'autres pays aurait nécessité la mise en place de partenariats, de conventions et de financements non prévus dans le cadre de ce projet de thèse. Enfin, les différents projets de recherche conduits au laboratoire ThéMA de Besançon ont permis la constitution de bases de données spécifiques sur l'Aire Urbaine de Besançon. En guise d'exemple, les données concernant les mobilités quotidiennes des individus ou la localisation et la caractérisation des commerces et services ne sont pas disponibles sous cette forme dans d'autres villes. Besançon a donc été choisie par commodité au regard des données nécessaires à la simulation des évolutions urbaines.

Le couplage réalisé dans la suite de ce travail entre les scénarios d'urbanisation et les processus écologiques nécessite un zonage suffisamment étendu afin de pouvoir représenter au mieux les déplacements potentiels d'un large panel d'espèces. Le zonage le plus large autour de Besançon est constitué par son Aire Urbaine, d'une superficie totale de 1 895 km². Les aires urbaines sont des périmètres d'étude calculés par l'INSEE qui reposent sur l'observation des mobilités domicile-travail. Il ne s'agit donc pas d'une maille territoriale d'action comme peuvent l'être une commune ou une communauté d'agglomération. C'est pourquoi elles sont peu utilisées pour l'élaboration de documents de planification de zonages tels que le SCoT, la communauté d'agglomération, les communautés de communes, la ville, etc. Ces zonages administratifs étant trop petits pour prendre en compte les déplacements d'un large panel d'espèces, l'Aire Urbaine de Besançon nous est apparue comme le périmètre le plus pertinent pour la simulation de scénarios de développement résidentiel.

4.1.2 Repères sur l'évolution de l'urbanisation à Besançon, de l'Antiquité à nos jours

Les éléments de cette section ont été rédigés à partir des travaux de Hirtzel et Joannès (2010), de Youssoufi (2011), et enrichis par des connaissances personnelles.

L'histoire de l'urbanisation à Besançon, fortement liée à son cadre naturel, a connu différentes étapes (figure 4.1). Les premières traces de l'urbanisation à Besançon datent du II^{ème} siècle avant J.-C. avec la construction d'un oppidum par les Séquanes à l'intérieur d'un méandre formé par le Doubs (figure 4.2). Ce méandre sera nommé « La Boucle » dans la suite du propos. Jules César a conquis *Vesontio* en 58 avant J-C. et a remarqué très vite les potentialités stratégiques du site. Une place forte militaire a été constituée en lieu et place de l'oppidum séquane et une forteresse défensive a été construite sur le Mont Saint-Étienne, qui surplombe la Boucle et la ferme dans sa partie Sud.

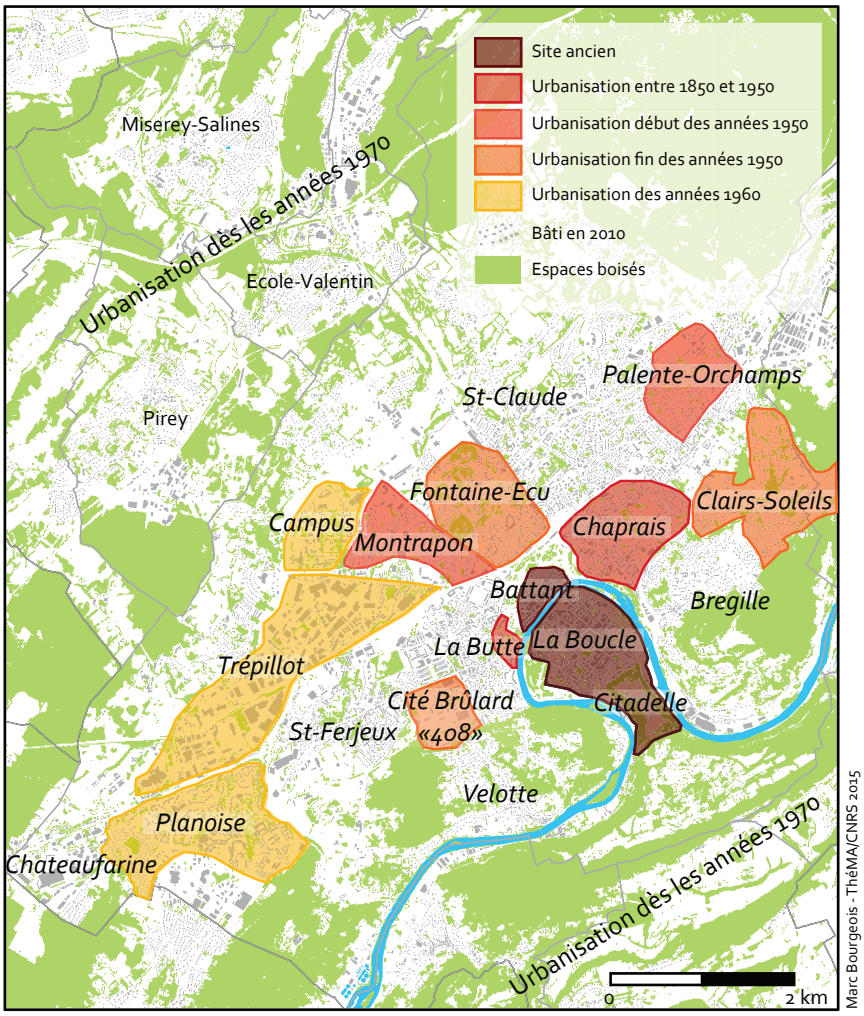


Figure 4.1 • Les différentes étapes de l'urbanisation à Besançon. D'après Youssoufi (2011).

Figure 4.2 • La boucle du Doubs à Besançon. En arrière-plan, le Mont-Saint-Étienne, surplombé par la Citadelle. Source : www.inrap.fr.

À la chute de l'Empire Romain, la ville a subi d'importantes pertes de population et fut réduite à une petite cité relativement pauvre accolée au pied du Mont Saint-Étienne. Au cours de la période médiévale, la ville s'est à nouveau développée et les premières extensions urbaines ont été formées en dehors de la Boucle, dans le quartier Battant. Au XIV^{ème} siècle, le centre-ville était structuré autour de la place Saint-Pierre, actuelle place du 8 septembre, centrée au cœur de la Boucle. Le quartier Battant était à cette époque la zone la plus densément peuplée de la ville. Au XVI^{ème} siècle, Charles Quint a développé la fonction militaire de la ville en renforçant les fortifications du Haut-Moyen Âge. Mais la ville a surtout été marquée par l'œuvre de Vauban, architecte de Louis XIV, qui a transformé la forteresse du Mont Saint-Étienne en citadelle. Les travaux menés sur la Citadelle et les remparts de la ville ont fait de Besançon une véritable place forte, dont l'empreinte reste encore aujourd'hui très présente dans le paysage urbain. Hors de l'enceinte fortifiée, cinq villages principaux se distinguaient : Bregille, Velotte, Saint-Ferjeux, Montarmot et Palente. Ces villages ont été les premiers à accueillir les accrus de population au XIX^{ème} siècle (figure 4.3). Le développement des fortifications autour de la ville, aux XVIII^{ème} et XIX^{ème} siècles, a souvent précédé l'extension urbaine : plus d'une trentaine d'ouvrages fortifiés ont été progressivement édifiés à une distance de plus en plus importante de la ville-centre.

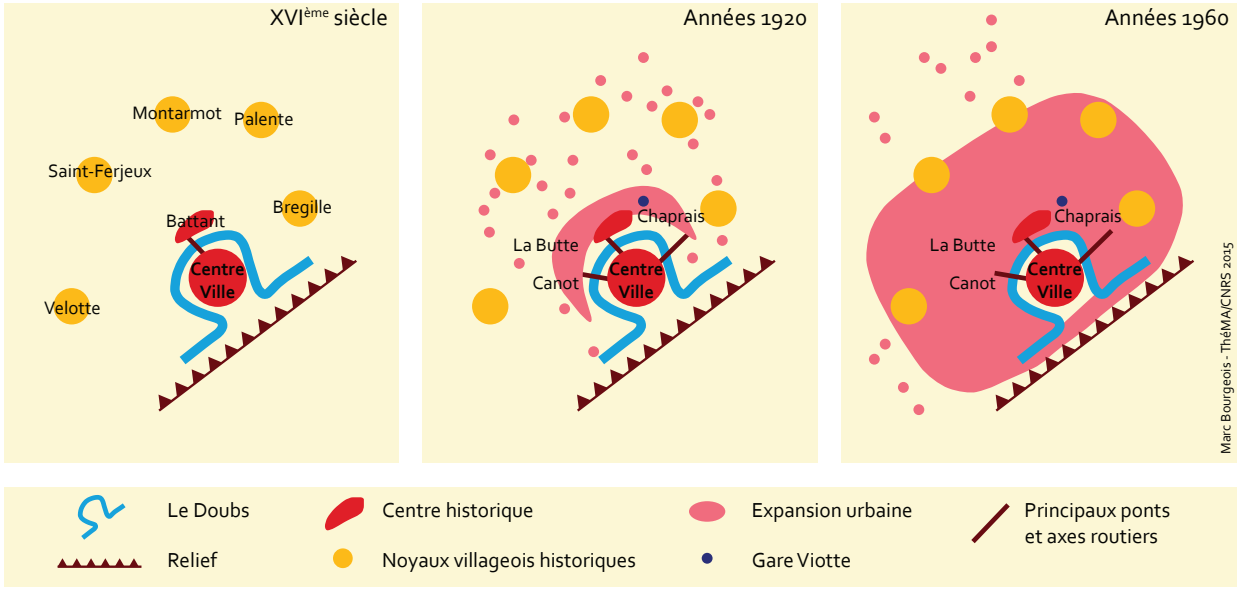


Figure 4.3 • Évolution de la croissance urbaine à Besançon. D'après Hirtzel et Joannès (2010).

Comme dans de nombreuses villes européennes, la période industrielle a marqué le début d'une croissance démographique remarquable (voir section 1.1, chapitre 1). La ville a doublé sa population en passant de 28 000 à 57 000 habitants entre 1836 et 1888 grâce notamment à l'émergence de l'industrie horlogère à la fin du XVIII^{ème} siècle. À cette époque, le réseau ferroviaire se développait rapidement. En 1856, la gare Viotte a été construite hors des murs, au Nord du quartier Battant et a contribué au développement des premières activités en dehors de la ville. L'urbanisation s'est ensuite progressivement développée dans les quartiers extra-muros comme la Butte ou les Chaprais. Hormis l'industrie horlogère, Besançon ne bénéficiait d'aucune autre activité économique majeure. Même la production de soie artificielle, dont le procédé de fabrication fut pourtant inventé par le bisontin Hilaire de Chardonnet, était en grande difficulté

dans les années 1900. Le déclin de la viticulture (activité bisontine historique) au XIX^{ème} siècle et son quasi-abandon au XX^{ème} siècle n'ont pas favorisé l'activité de la ville. Un épisode d'activité thermale (fin XIX^{ème} début XX^{ème}) n'a pas vraiment prospéré. Jusqu'à la fin de la seconde guerre mondiale, la croissance urbaine de Besançon est restée relativement modeste et sa population est estimée à 65 000 habitants en 1945.

Au début des années 1950, la société Rhône-Poulenc a racheté les locaux de la société fondée par Chardonnet, dans le quartier des Prés-de-Vaux. L'usine Rhodiacéta, spécialisée dans la fabrication de soie synthétique et de fil polyester était le plus gros employeur de la région, avec près de 3 000 salariés en 1967. Confortée par la présence de grandes industries horlogères comme Lip et Kelton-Timex, la ville est devenue plus attractive. Les grands mouvements d'exode rural et d'immigration ont considérablement renforcé la population de la ville au début des années 1950. La municipalité a alors dû faire face à ce surplus de population, trop importante pour être logée dans un espace aussi restreint que la Boucle et ses premiers faubourgs. Dans un premier temps, l'urbanisation s'est produite dans les espaces laissés vierges par la disparition de l'activité viticole, principalement sur les collines entourant la ville. Les premiers ensembles collectifs ont ensuite été construits à l'extérieur de la ville dans les quartiers de Montrapon et Palente-Orchamps, d'abord sur de vastes terrains vierges, puis dans les interstices des quartiers déjà construits comme la Butte ou les Chaprais. Les années 1960 ont marqué l'étalement considérable de la ville de Besançon, principalement dans le secteur Ouest/Nord-Ouest, moins contraint par la topographie et les éléments physiques. Un plan de modernisation a été mis en place en 1963 avec la création du quartier Planoise et ses grands ensembles collectifs pouvant accueillir jusqu'à 40 000 habitants. En parallèle, la zone industrielle de Trépillot et le campus universitaire de la Bouloie ont été créés. La ville comptait à cette époque environ 100 000 habitants.

Les années 1970 ont été marquées par la crise économique et le déclin de grandes industries emblématiques de la ville. En témoignent la fermeture de l'usine Lip en 1977 et de la Rhodiacéta en 1982. La ville est alors devenue moins attractive d'un point de vue économique.

Les changements économiques et sociétaux des années 1970 comme l'augmentation de la population, les changements de modes de vie, la motorisation des ménages ou encore l'accès aux prêts immobiliers ont marqué le début du processus de périurbanisation dans les villages périphériques.

La construction de nouveaux logements s'est effectuée dans un premier temps dans les villages de Bregille, Velotte, Montarmot, Saint-Ferjeux et Palente qui ont été accolés à la ville dès la fin des années 1960 (figure 4.3). Le phénomène d'étalement urbain a ensuite concerné principalement les communes au Nord de Besançon (École, Valentin, Miserey-Salines…) et plus tardivement les communes au Sud de la ville (Saône, Larnod…). L'urbanisation dans ces communes s'est majoritairement traduite par une prédominance de la maison individuelle sur des parcelles plutôt vastes. L'activité commerciale, jusqu'alors installée au centre-ville, a commencé à se développer en périphérie, dans les zones commerciales de Chateaufarine à l'Ouest, de Valentin au Nord, et de Thise-Chalezeule à l'Est. La marque du relief demeure nette sur l'extension urbaine : le secteur Sud et Sud-Est, qui correspond au plateau, est moins concerné par l'artificialisation.

Le dernier recensement effectué par l'INSEE en 2012 estime la population de la commune de Besançon à 116 353 habitants. La communauté d'agglomération du Grand Besançon (CAGB) regroupe 58 communes, pour une population de 177 354 habitants. La commune de Besançon comprend donc à elle seule 66 % de la population de son agglomération. Plus largement, l'Aire Urbaine de Besançon compte 263 communes totalisant 246 841 habitants avec une densité de population plutôt faible de 130,6 habitants/km². L'Aire Urbaine de Besançon est donc un espace majoritairement rural, marqué par la prédominance de sa ville-centre (figure 4.4)

L'agglomération bisontine est une agglomération urbaine monocentrique. Elle comprend la ville-centre, Besançon, et des communes périurbaines dont la plus peuplée, Thise, compte 3 229 habitants. Contrairement à d'autres agglomérations urbaines, il n'existe pas de ville relais suffisamment peuplée pour être significative dans la hiérarchie urbaine. Cette situation contribue à renforcer les déplacements domicile-travail en direction de la ville-centre et l'augmentation du trafic sur les axes périurbains. La CAGB tente de répondre à ce problème incitant à l'utilisation de son réseau de transports en communs, réorganisé récemment par l'inauguration de deux lignes de tramway en septembre 2014.

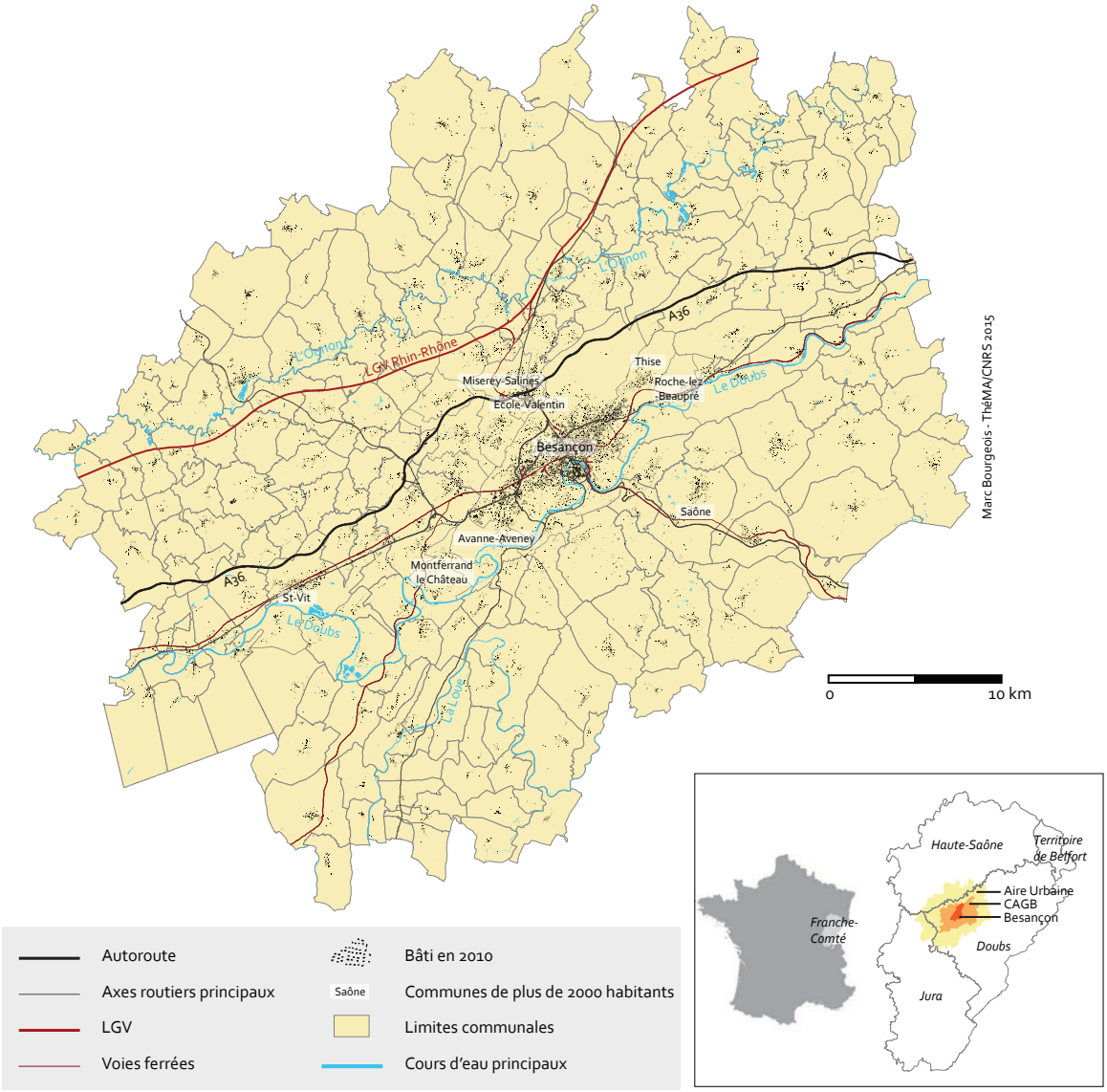


Figure 4.4 • Aire Urbaine de Besançon et situation générale.

4.1.3 Population et logements dans l'Aire Urbaine de Besançon

La simulation de scénarios de développement résidentiel dans l'Aire Urbaine de Besançon nécessite la connaissance de quelques caractéristiques générales de la zone d'étude. Il ne s'agit pas de réaliser ici un diagnostic territorial complet du territoire, mais simplement de présenter les tendances d'évolutions de la population et des logements dans l'Aire Urbaine de Besançon qui sont des indicateurs directement liés à l'évolution de l'urbanisation.

Les données de logement et de population sont présentées ici selon trois zonages : l'Aire Urbaine de Besançon, la ville de Besançon et l'Aire Urbaine hors Besançon. Le caractère très monocentrique de l'agglomération bisontine, et la superficie importante de la commune de Besançon justifie cette distinction. La commune de Besançon peut ainsi être considérée comme urbaine, alors que les autres communes de la zone d'étude sont soit périurbaines, soit rurales.

La population de l'Aire Urbaine de Besançon a augmenté continuellement depuis 1968, passant de 167 428 à 239 884 habitants, en 2012, date du dernier recensement de l'INSEE (figure 4.5 et figure 4.6) soit une augmentation de 43 %. Comme nous l'avons évoqué dans les paragraphes précédents, la croissance de la ville de Besançon est plutôt stable depuis 1968, passant de 113 220 habitants à 116 353 en 2012. La population maximale de la ville fut atteinte en 1975, avec 120 315 habitants, à l'époque où la ville comportait d'importantes industries génératrices d'emploi. Depuis, la population a stagné voir légèrement régressé (perte de 1 483 habitants entre 2007 et 2012). Si la ville de Besançon perd des habitants, la population des communes périphériques, elle, ne cesse d'augmenter (Boudaquin et Loup, 2014). La population des autres communes de l'Aire Urbaine bisontine dépasse ainsi celle de la ville-centre depuis 2007 (figure 4.5). Ces évolutions montrent la poursuite du phénomène de périurbanisation dans la zone d'étude.

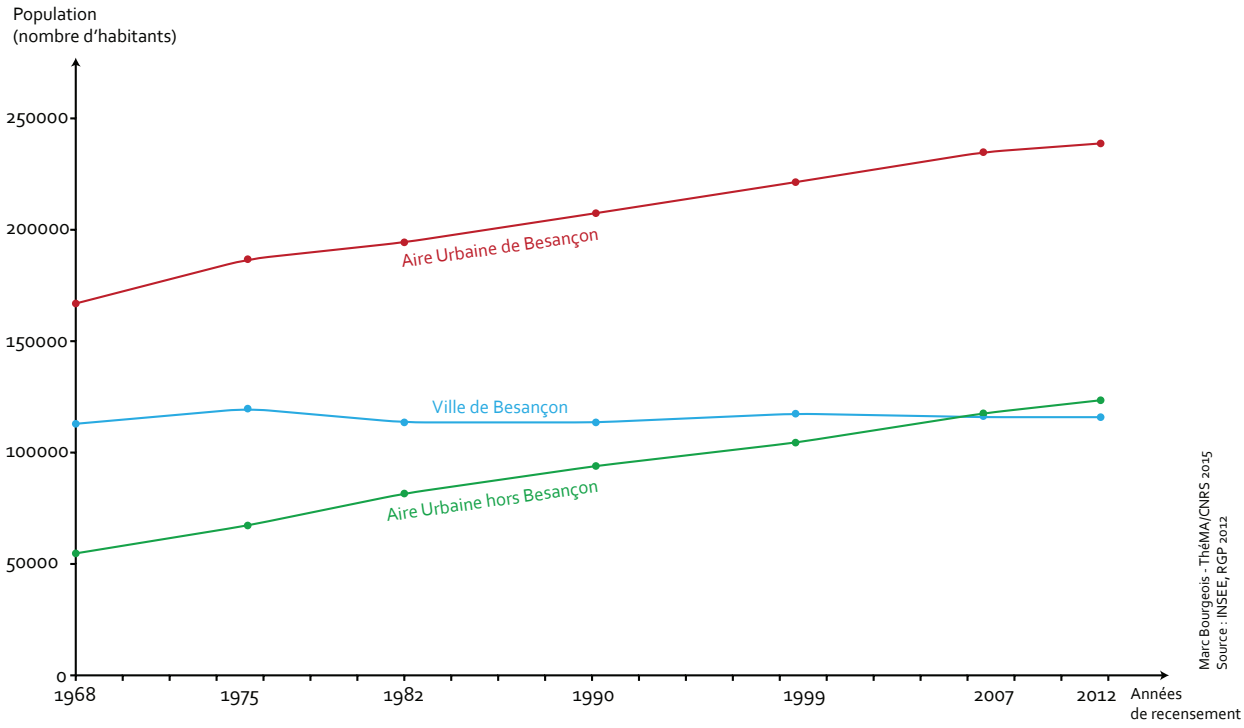


Figure 4.5 • Évolution de la population dans l'Aire Urbaine de Besançon entre 1968 et 2012.

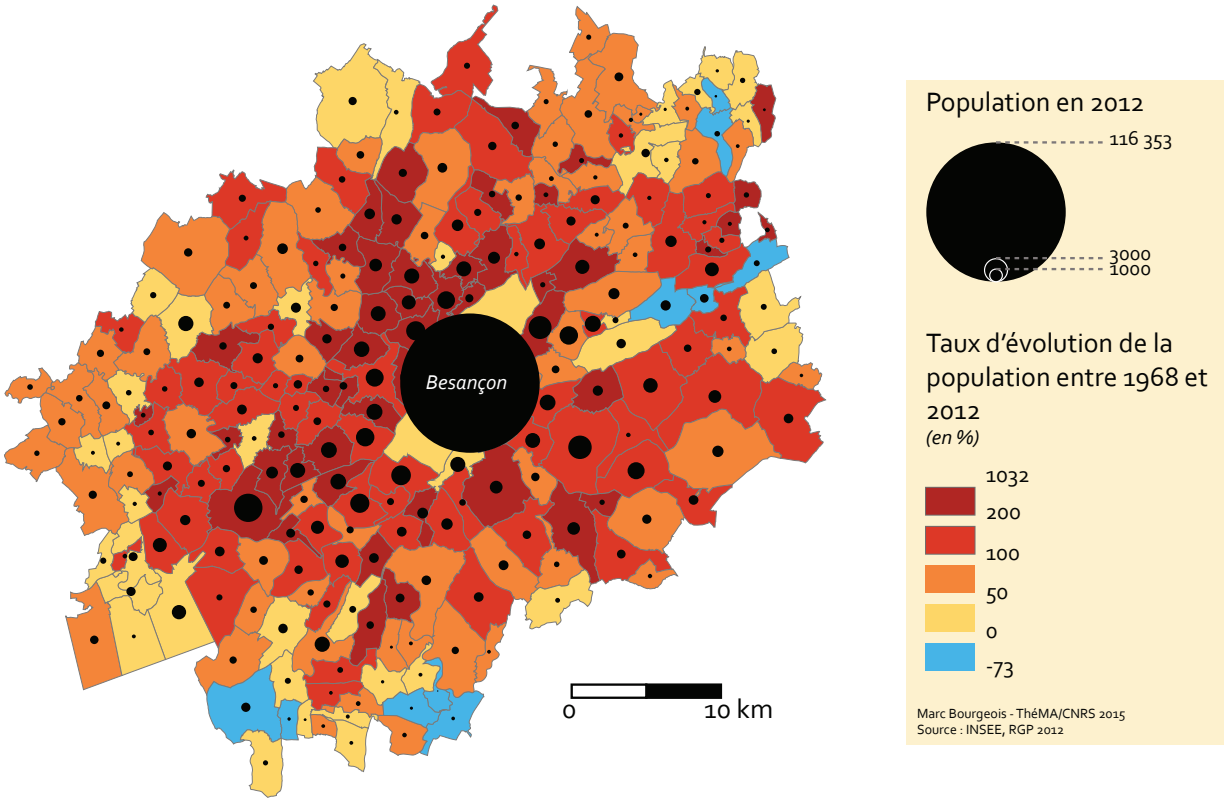


Figure 4.6 • Population en 2012 et évolution de la population entre 1968 et 2012 dans les communes de l'Aire Urbaine de Besançon.

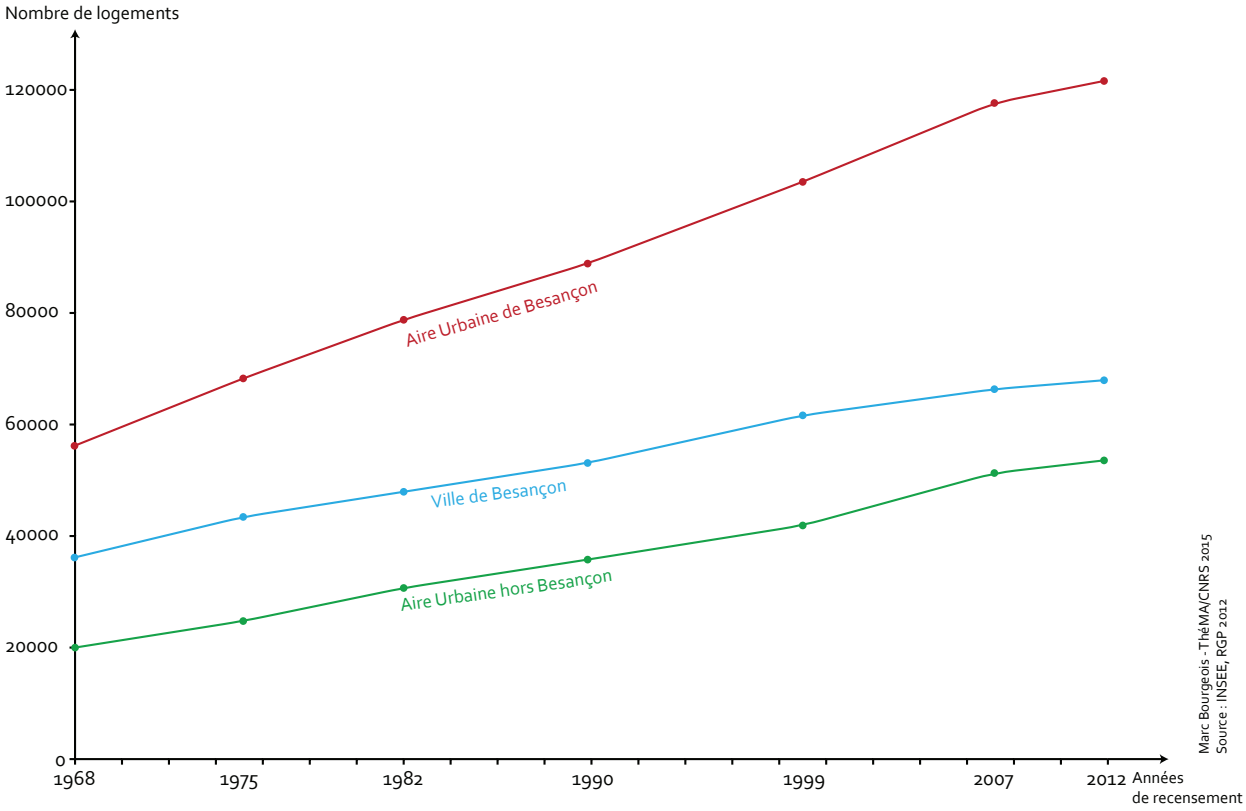


Figure 4.7 • Évolution du nombre de logements dans l'Aire Urbaine de Besançon entre 1968 et 2012.

En 1968, l'Aire Urbaine de Besançon compte 56 016 logements contre 121 262 en 2012. Cette augmentation de 116 % entre les deux dates est trois fois plus rapide que l'évolution de la population sur la même période (43 %), marquant un changement des modes de vie des habitants depuis les années 1970 (figure 4.7). En 1968, l'INSEE recense en moyenne 3 habitants par logement de l'Aire Urbaine contre 2 en 2012. Pour la ville de Besançon, ce chiffre est passé de 3,1 à 1,7 et de 2,7 à 2,3 pour les autres communes de l'Aire Urbaine. Le nombre moyen d'habitants par logement est donc plus faible en ville que dans les communes périphériques, plus propices à accueillir des grands logements, qui sont le plus souvent des maisons individuelles.

La figure 4.8 spatialise ces évolutions. Il apparaît que ce sont les communes périphériques les plus proches de Besançon qui ont connu la plus forte évolution de logements sur la période 1968-2012. C'est principalement le cas pour les communes situées au Nord-Ouest de la ville qui ont été les premières à accueillir les surplus de population, ainsi que les communes situées au Sud-Ouest de la zone, en direction des plateaux du Haut-Doubs. Les tendances d'évolution récentes sont un peu moins marquées, le phénomène de périurbanisation étant moins intense que dans la période précédente.

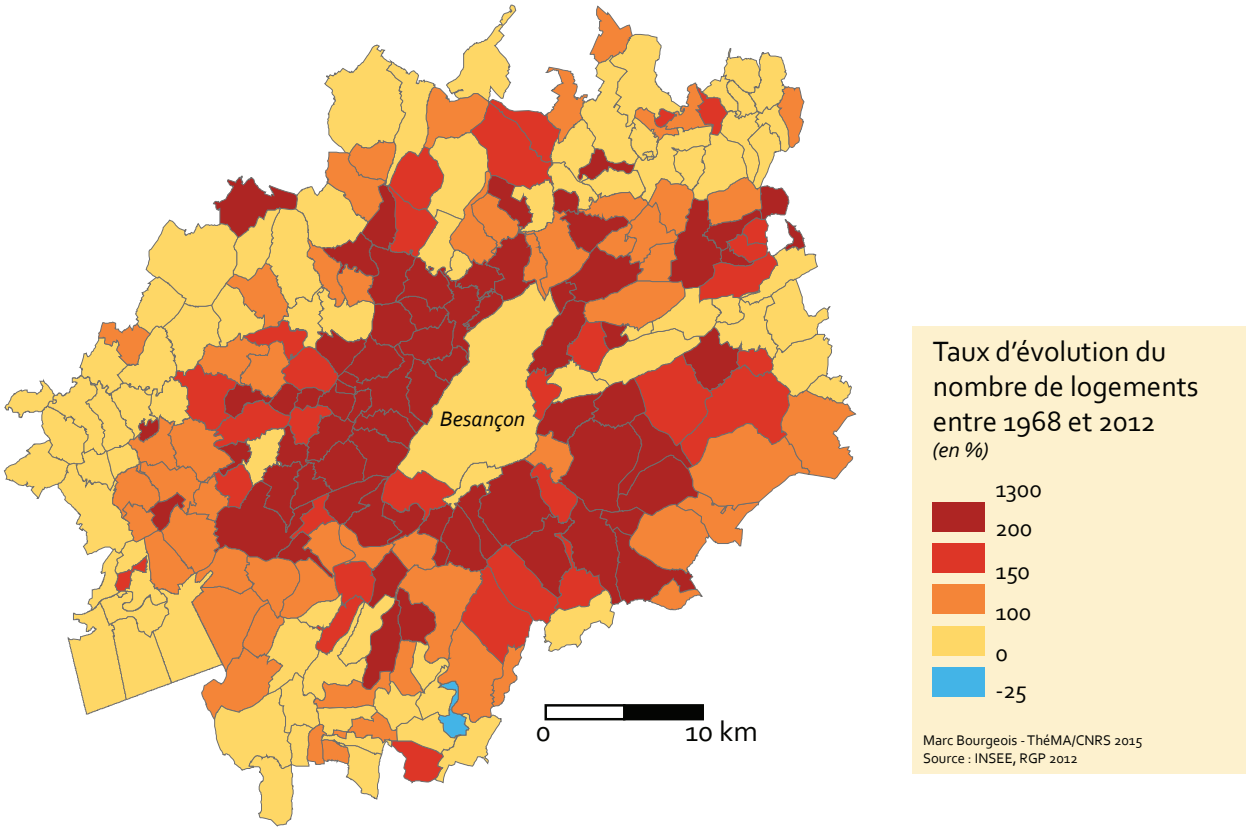


Figure 4.8 • Évolution du nombre de logements dans l'Aire Urbaine de Besançon entre 1968 et 2012.

La figure 4.9 permet de préciser les caractéristiques de ces logements. Les données fournies par l'INSEE n'offrent pas la possibilité de connaître les caractéristiques des logements avant 1999, les types de logements (maison ou appartement) sont donc uniquement détaillés pour les années 1999, 2007 et 2012.

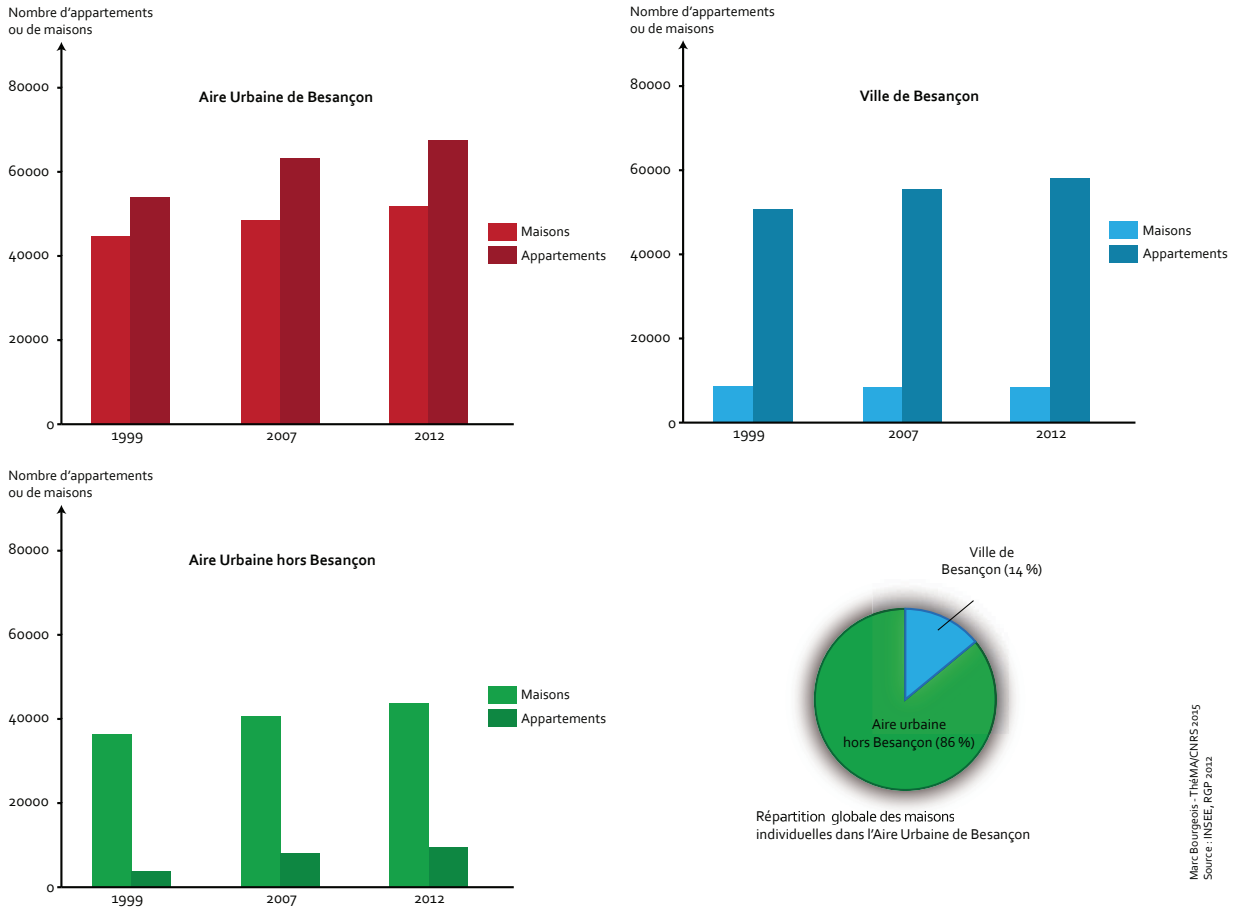


Figure 4.9 • Évolution du nombre d'appartements et de maisons dans l'Aire Urbaine de Besançon entre 1999 et 2012.

Sur l'ensemble des zonages, une caractéristique commune apparaît, à savoir l'augmentation du nombre d'appartements entre 1999 et 2012. Dans l'Aire Urbaine, sur cette période, le nombre d'appartements a augmenté de 24 % tandis que le nombre de maisons a augmenté de 16 % seulement. À Besançon, le nombre d'appartements augmente de 15 % sur cette période. Le nombre de maisons diminue sensiblement (-3 %). Dans les autres communes de l'Aire Urbaine, le nombre de maisons a augmenté de 20 % contre 132 % pour le nombre d'appartements.

Ces communes, principalement périurbaines et rurales sont marquées par la forte présence de maisons individuelles. Le graphique en bas à droite de la figure 4.9 montre que 86 % des maisons individuelles de l'Aire Urbaine sont situées hors de la ville principale, ce qui n'est pas surprenant au regard des caractéristiques des communes concernées. La maison individuelle, symbole de l'étalement urbain est donc encore majoritaire dans le périurbain bisontin. En 2012, ces communes comptent en moyenne 18 % d'appartements et 82 % de maisons individuelles. Toutefois cet écart tend à se réduire, au regard des tendances d'évolutions actuelles.

L'augmentation de la proportion du nombre d'appartements dans les espaces périurbains pendant les quinze dernières années peut s'expliquer par trois facteurs principaux : (1) la forte urbanisation des communes périurbaines depuis les années 1970 a considérablement réduit la surface disponible pour la construction de maisons individuelles, (2) l'évolution de la population

de l'Aire Urbaine de Besançon conduit à l'augmentation du nombre de logements par bâtiments, pour les individus ne désirant pas s'éloigner significativement de la ville-centre et (3), les autorités locales prennent en compte les nuisances induites par l'étalement urbain en cherchant des solutions de construction alternatives à la maison individuelle (voir section 1.2, chapitre 1).

4.1.4 Conclusion

Le choix de l'Aire Urbaine de Besançon comme terrain d'étude a été motivé principalement par le fait que Besançon est une ville française de taille moyenne, pour laquelle nous disposons d'un certain nombre de données utiles à la simulation de scénarios de croissance urbaine et des connaissances acquises au cours de diverses recherches.

Dans l'agglomération bisontine, les caractéristiques de l'urbanisation ont évolué au cours de l'histoire, selon les évènements historiques et les nombreuses contraintes physiques et topographiques de la zone. L'étalement urbain s'est manifesté dès les années 1960, dans les communes périurbaines de la ville. Les activités économiques et la taille modeste de la ville n'ont pas permis l'émergence d'autres pôles urbains dans l'agglomération bisontine. L'espace périurbain bisontin est ainsi composé majoritairement de zones rurales, fortement dépendantes de la ville-centre. Si la population bisontine continue à stagner, voire à s'infléchir, les autres communes de l'Aire Urbaine, elles, gagnent de la population. La construction de logements induite par cette augmentation de population se manifeste par un étalement urbain important et la prédominance de la maison individuelle. L'augmentation récente du nombre d'appartements dans les zones périurbaines tend à infléchir cette tendance et est représentative de nouveaux modes d'habiter. La prise en compte de ces évolutions peut servir de guide à la conception de scénarios prospectifs d'urbanisation résidentielle.

4.2. Paramètres préalables à la conception de scénarios d'urbanisation

La simulation de scénarios prospectifs de développement résidentiel nécessite de répondre à deux questions préalables :

- Où proposer l'ouverture de zones à l'urbanisation ?
- Pour un nombre d'années défini, quelle quantité d'urbanisation simuler ?

Les documents de planification urbaine, de type SCoT, PLU ou carte communale, peuvent indiquer des espaces dans lesquels il est possible d'urbaniser ainsi que le nombre de logements à construire sur une période donnée. Cependant, dans cette thèse, l'objectif n'est pas de suivre précisément les zones ouvertes à l'urbanisation proposées par les collectivités locales, mais de tester plusieurs scénarios, correspondant à des formes d'urbanisation bien différentes.

4.2.1 Identification des taches urbaines actuelles

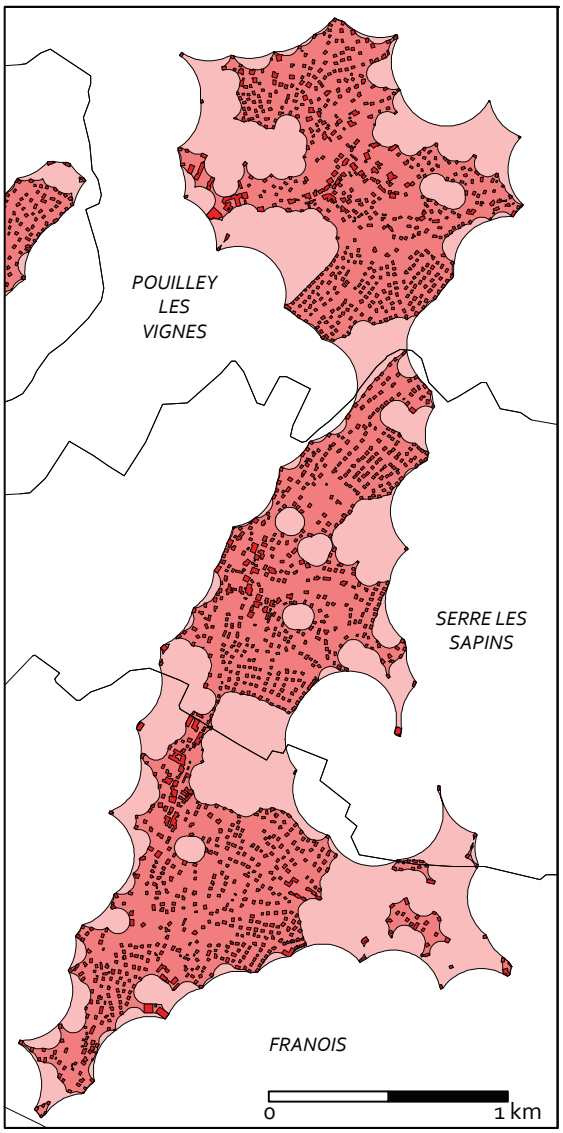


Figure 4.10 • Exemples de taches urbaines réalisées selon les méthodes INSEE et CERTU pour trois communes de l'Aire Urbaine de Besançon.

Une norme d'aménagement reconnue et relativement consensuelle concerne la proximité des nouvelles zones résidentielles au bâti existant. En effet, la plupart des documents de planification urbaine interdisent la construction de nouvelles localisations résidentielles éloignées du bâti existant. Par exemple, le Document d'Orientations Générales du SCoT du Grand Besançon préconise le développement de l'urbanisation résidentielle dans la continuité du bâti existant. Ceci permet d'éviter les surcoûts économiques engendrés par l'extension trop importante de nouveaux réseaux (routes, eau, télécommunications, égouts) et de limiter la fragmentation paysagère des espaces naturels et agricoles. L'identification de zones potentiellement urbanisables dans la continuité du bâti existant nécessite certains traitements techniques préalables.

D'un point de vue cartographique, l'identification du tissu bâti est difficile. Contrairement à des espaces naturels comme des forêts ou des rivières, la nature hétérogène des espaces urbanisés contribue grandement à cette difficulté de représentation. Les espaces urbanisés sont composés d'un ensemble d'éléments divers : les bâtiments, les jardins qui les entourent, les réseaux routiers, les parkings ou les espaces publics (places, trottoirs, espaces verts urbains...).

Par définition et de façon simpliste, une tache urbaine s'oppose à une tache naturelle. Cependant, la notion de tache urbaine est très subjective puisqu'elle dépend des éléments qui y sont intégrés ou non. Par exemple, doit-on distinguer les bâtiments des parcelles qui les entourent, doit-on distinguer les bâtiments résidentiels des bâtiments commerciaux et industriels ou doit-on distinguer l'habitat dense de l'habitat de type hameau ? Pour la simulation de scénarios de développement résidentiel dans ce travail, les taches urbaines sont identifiées à partir des bâtiments, quel que soit leur type (résidentiel, industriel, commercial ou remarquable).

La délimitation d'une tache urbaine nécessite le choix d'un seuil de distance pour définir l'agrégation des bâtiments dans la tache urbaine concernée. La détermination de ce seuil de distance, appelé également « seuil morphologique » ne fait pas consensus dans la communauté scientifique (Dujardin *et al.*, 2007; Le Gléau *et al.*, 1997). Certains organismes opérationnels ont proposé plusieurs seuils. Pour l'INSEE, les bâtiments séparés de moins de 200 mètres sont compris dans la même tache urbaine. Le CERTU (Centre d'Études sur les Réseaux, les Transports et l'Urbanisme) propose un seuil de distance plus faible de 50 mètres. La valeur de ce seuil morphologique conditionne la forme des taches urbaines (figure 4.10)

Un seuil faible (50 mètres par exemple) permet de distinguer davantage d'agrégats bâtis. Ceux-ci sont plus petits et plus proches des bâtiments existants que lorsqu'un seuil élevé est appliqué. Pour distinguer les formes urbaines locales, à l'échelle d'un bourg ou d'un village, l'application d'un seuil faible peut être intéressante. Cependant, dans ce type de tache urbaine où les bâtiments sont espacés de 50 mètres maximum, un certain nombre d'objets urbains de grande taille comme des parkings ou des places publiques ne sont pas inclus.

Un seuil élevé (200 mètres par exemple) a tendance à créer de plus grandes taches urbaines, regroupant souvent les bâtiments présents dans plusieurs communes, surtout dans les espaces périurbains. Le choix d'un seuil plutôt élevé présente l'avantage de prendre en compte la majeure partie des éléments composant l'espace urbain. En utilisant un seuil de 200 mètres, tous les espaces intra-urbains artificialisés (parking, routes, places…) sont compris dans la tache urbaine. L'utilisation d'un tel seuil peut se justifier pour des analyses de formes urbaines globales, à l'échelle d'une agglomération ou d'une aire urbaine par exemple.

Dans cette thèse, nous avons choisi d'utiliser l'outil Morpholim, développé par Tannier *et al.* (2011) qui permet d'identifier l'agglomération morphologique d'une ville en prenant en compte la taille de la zone d'étude et les caractéristiques morphologiques de l'agglomération (ville monocentrique par exemple).

Sur la base d'une carte du bâti de la zone d'étude (par exemple les bâtiments issu de la BD Topo IGN), Morpholim permet de délimiter le seuil de distance pour définir une agglomération morphologique. En 2010, pour l'Aire Urbaine de Besançon, ce seuil de distance a été identifié à 272 mètres. Tous les bâtiments espacés de moins de 272 mètres sont compris dans les mêmes enveloppes morphologiques, représentant les taches urbaines de l'agglomération bisontine (figure 4.11). Les taches urbaines non érodées sont formées par l'agrégation des zones tampons de 272 mètres autour de chaque bâtiment, comme sur la figure 4.11. L'application d'une zone tampon négative de 272 mètres à ces taches urbaines permet d'éviter le débordement de la tache urbaine à l'extérieur de la ville en dehors du tissu bâti. Il s'agit dans ce cas des taches urbaines érodées, présentées sur la figure 4.12.

Pour chaque scénario d'urbanisation, le développement résidentiel est contraint à l'intérieur des limites de chaque tache urbaine. Cette opération permet de favoriser l'urbanisation dans la continuité du bâti existant, comme cela est préconisé dans les documents de planification locaux, ici le SCoT du Grand Besançon.

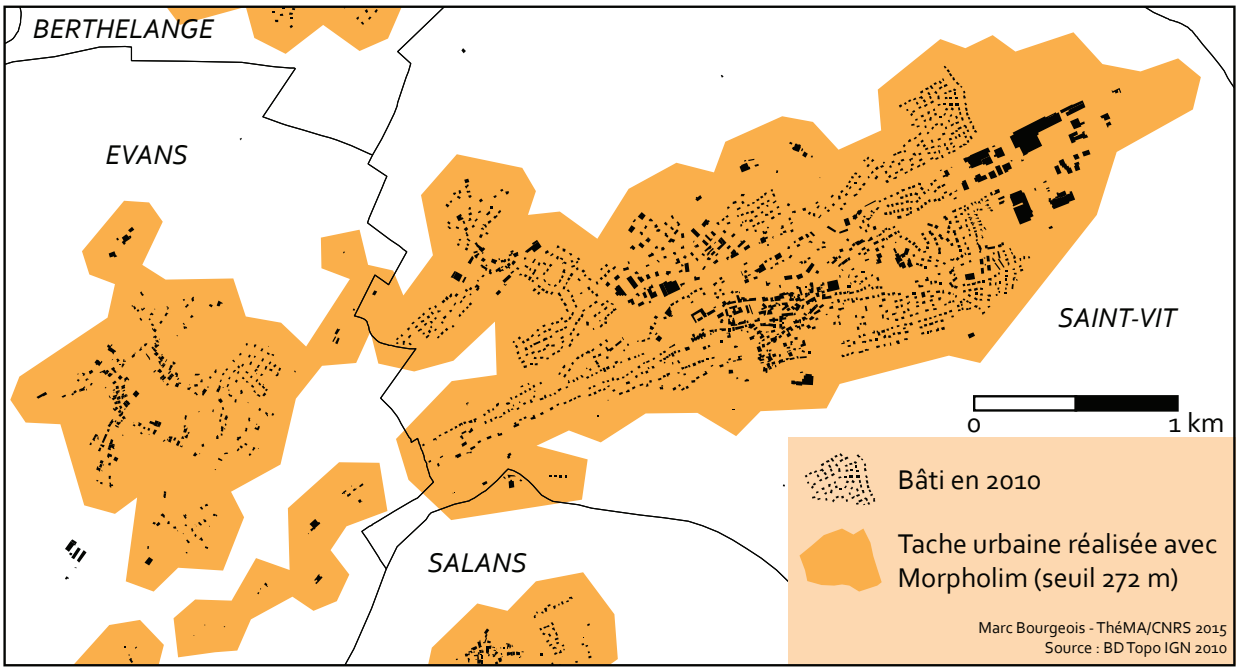


Figure 4.11 • Exemple de tache urbaine réalisée avec Morpholim (zone tampon non érodée). Commune de Saint-Vit (Doubs).

Dans l'Aire Urbaine de Besançon, quatre groupes de taches urbaines peuvent être identifiés en fonction de leur taille (figure 4.12) :

– La tache urbaine principale est composée de Besançon et de quelques communes attenantes comme Beure, École-Valentin, Avanne-Aveney ou Châtillon-le-Duc. La présence d'une seule tache principale résulte du caractère fortement monocentrique de l'Aire Urbaine.

– Les taches de taille moyenne comprennent généralement des bourgs (Saône, Pirey, Saint-Vit) ou des ensembles de communes (Franois – Serre-les-Sapins – Pouilley-les-Vignes). Leur surface est comprise entre 1 et 10 km².

– Les taches de petite taille correspondent aux villages de l'agglomération. Leur surface est comprise entre 0,2 et 1 km².

– Les très petites taches, dont la surface est inférieure à 0,2 km², superficie de la tache urbaine du plus petit village de la zone d'étude, correspondent à des hameaux ou des bâtiments isolés.

L'identification des taches urbaines dans l'Aire Urbaine de Besançon et leur discrétisation en quatre classes selon leur superficie permet d'amorcer la réflexion sur les formes d'urbanisation globales des scénarios de développement résidentiel. Pour un scénario d'urbanisation favorisant la ville compacte, l'essentiel du développement résidentiel sera concentré dans la tache urbaine principale. Pour les scénarios d'urbanisation diffus, le développement résidentiel sera réparti dans les petites taches. La proportion d'urbanisation répartie dans chaque classe de taille de tache urbaine permet ainsi de déterminer la forme urbaine globale souhaitée pour chaque scénario.

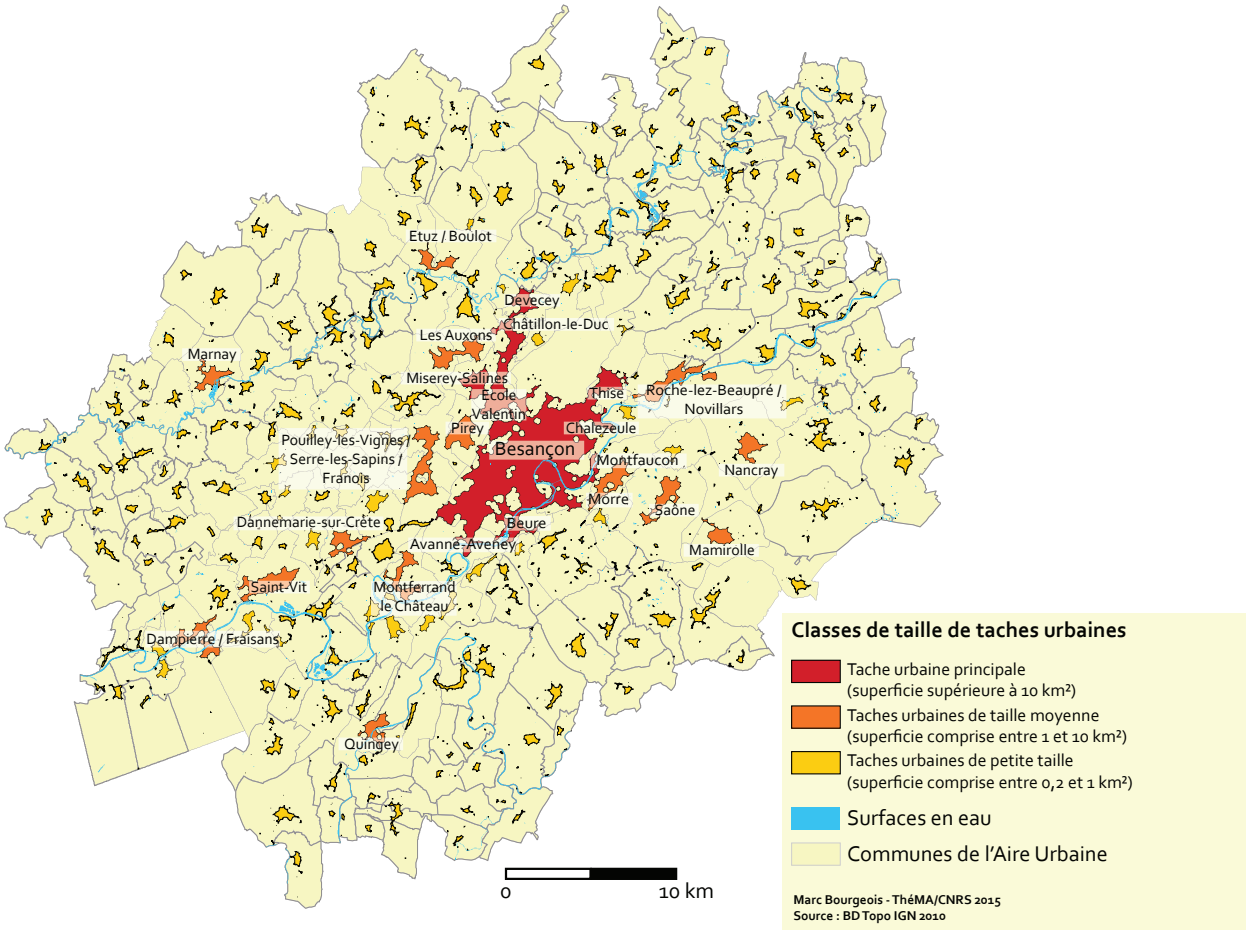


Figure 4.12 • Taches urbaines de l'Aire Urbaine de Besançon identifiées avec l'outil Morpholim pour un seuil de distance inter-bâtiments de 272 mètres (zone tampon érodée).

4.2.2 Identification des zones non constructibles

Pour savoir où il est possible d'urbaniser, il convient également de connaître les zones où l'urbanisation est proscrite. Les paragraphes suivants présentent les choix réalisés pour l'identification des zones non constructibles de la zone d'étude. Ces choix ont été en partie guidés par les préconisations du Document d'Orientations Générales du SCoT du Grand Besançon et des zones non constructibles déterminées dans mon mémoire Master 2 (Bourgeois, 2011).

Zones artificialisées

Source des données : BD Topo IGN 2010

Les zones déjà artificialisées à l'état initial ne sont pas ouvertes à l'urbanisation future. Cette contrainte exclut les différentes opérations possibles de renouvellement urbain telles que la requalification de friches industrielles, ou la destruction d'anciens bâtiments pour faire place à de nouvelles implantations résidentielles. Le développement résidentiel simulé dans ce travail concerne donc uniquement la construction de nouveaux bâtiments. Les espaces artificialisés où l'urbanisation est proscrite sont les suivants : bâtiments existants (résidentiel, industriel, remarquable, constructions diverses), terrains de sports, aires de triage, cimetières, pistes d'aérodrome, espaces routiers surfaciques (parkings par exemple) et zones d'activités (hors statut administratif).

Emprise de la LGV

Source des données : BD Topo IGN 2010 ; BD Ortho IGN 2010

La zone d'étude est traversée par une Ligne à Grande Vitesse (LGV). La branche Est de la LGV Rhin-Rhône, inaugurée en décembre 2011, relie Auxonne (Côte d'Or) à Petit-Croix (Territoire-de-Belfort). Elle suit les principales vallées de la région, la vallée du Doubs et de l'Ognon, et traverse ainsi la zone d'étude d'Ouest en Est dans sa partie Nord. L'ensemble de la ligne est protégé par des grillages, empêchant toute possibilité de présence humaine et animale à proximité de la voie. D'après des mesures effectuées à partir de la BD Ortho de l'IGN (photographies aériennes géoréférencées), l'emprise de la LGV a été estimée en moyenne à 20 mètres de large. La zone non constructible associée à la LGV est donc matérialisée par une zone tampon de 10 mètres de part et d'autre de la ligne.

Emprise des autres voies ferrées

Source des données : BD Topo IGN 2010 ; BD Ortho IGN 2010

Comme pour la LGV, l'emprise des voies ferrées a été estimée à partir d'observations de la BD Ortho. D'après ces mesures, l'emprise des voies ferrées est d'environ 15 mètres. Pour éviter la construction sur les voies ferrées, une zone tampon de 7,5 mètres a été déterminée de part et d'autre de chaque tronçon de voie ferrée de la BD Topo.

Emprise des routes

Source des données : BD Topo IGN 2010 ; BD Ortho IGN 2010

Dans la BD Topo de l'IGN, les routes sont représentées par des éléments vectoriels linéaires. Afin d'empêcher la simulation de l'urbanisation sur les axes routiers, il est nécessaire de déterminer leur emprise spatiale, et de les transformer en éléments surfaciques. Le champ « largeur » de la couche « route » de la BD Topo fournit des indications sur l'emprise spatiale des routes. Dans cette base de données, le champ « largeur » n'est pas systématiquement renseigné, notamment dans le cas d'axes routiers intra-urbains. Les tronçons dont la largeur n'est pas renseignée ont été analysés visuellement à l'aide de la BD Ortho. Ces observations mettent en évidence le fait que les routes à l'intérieur des villes et des villages mesurent rarement moins de 10 mètres de large (trottoirs compris). Ainsi, les routes dont la largeur est non renseignée ou inférieure à 10 mètres se voient attribuer une emprise spatiale de 10 mètres de large.

La détermination de l'emprise spatiale des routes ne suffit pas pour déterminer les zones non constructibles. Il existe en effet des prescriptions réglementaires interdisant l'urbanisation à proximité de certaines routes. En dehors des espaces urbanisés des communes, les constructions ou installations sont interdites dans une bande de 100 mètres de part et d'autre de l'axe des autoroutes, des routes express et des déviations, et de 75 mètres de part et d'autre de l'axe des autres routes classées à grande circulation. Dans la zone d'étude, les routes à grande circulation (RGC) possèdent le code 2 dans le champ « importance » de la couche « route » de la BD Topo. Une autre route à grande circulation a été identifiée, la D105, reliant Besançon à Montferrand-le-Château, commune située au Sud-Ouest de la ville.

Ces prescriptions ont été matérialisées par l'ajout de zones tampons sur ces axes routiers, en dehors des espaces urbanisés :

– Routes à Grande Circulation : emprise spatiale de 150 mètres (zone tampon de 75 mètres de part et d'autre de chaque route) ;

– Routes express et autoroutes : emprise spatiale de 200 mètres (zone tampon de 100 mètres de part et d'autre de chaque route). La BD Topo distingue les autoroutes des routes express. Les routes express sont identifiées par les termes « quasi-autoroute » et « route à 2 chaussées » dans le champ « nature » de la couche « route ». Une route express ne figurant pas dans la BD Topo de 2010 a été ajoutée. Il s'agit de la Voie des Mercureaux, constituant la partie Sud-Ouest du contournement de Besançon, inaugurée en juillet 2011.

Les zones non constructibles concernant l'emprise des routes sont donc représentées par des zones tampons matérialisant la largeur de chaque route. Ces zones tampons sont dans certains cas élargies selon les prescriptions réglementaires du Code de l'Urbanisme pour les routes à grande circulation, voies express et autoroutes (tableau 4.1).

	Type de route	Emprise des routes retenue
Pour toute la zone d'étude	Routes dont la largeur est non renseignée, égale ou inférieure à 10 m	10 m
	Route dont la largeur est supérieure à 10 m	Valeur du champ « largeur » de la couche « route » de la BD Topo
En dehors des taches urbaines	Routes à grande circulation	150 m
	Routes express et autoroute	200 m

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 4.1 • Valeurs retenues pour spatialiser l'emprise des routes.

Surfaces en eau et zones humides

Source des données : BD Topo IGN 2010 ; BD DREAL Franche-Comté (disponible sur http://carmen.application.developpement-durable.gouv.fr/14/CarteInfo.map)

Les surfaces en eau sont représentées par des entités surfaciques dans la BD Topo. Les rivières, lacs et étangs sont identifiés comme zones non urbanisables. Les ruisseaux sont représentés dans la BD Topo par des entités linéaires. Comme l'urbanisation sur les ruisseaux est possible, par drainage ou par mise en place de canalisations souterraines, nous ne les avons pas inclus dans les zones non constructibles.

Les zones humides de la zone d'étude ne sont pas identifiées dans la BD Topo mais sont cartographiées par la DREAL de Franche-Comté (BD « zones humides »). De par leur intérêt écologique et faunistique, nous avons choisi de considérer toutes les zones humides comme étant non urbanisables, sans distinction particulière.

Zones inondables

Source des données : Cartorisque (Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie). Disponible sur : http://cartorisque.prim.net

Les zones soumises à un risque potentiel d'inondation doivent normalement faire l'objet d'une interdiction de construction. L'interdiction est officialisée par la création dans chaque commune d'un PPRI (Plan de Prévention des Risques d'Inondation). Dans l'Aire Urbaine de Besançon, certaines communes traversées par les rivières Doubs, Ognon, Loue et certains de leurs affluents font l'objet d'un PPRI. Les zones inondables déterminées par le PPRI sont visualisables et téléchargeables sur le site Cartorisque.

Dans ce travail nous considérons ces zones inondables comme non urbanisables. Cependant, celles-ci ne sont pas toujours initialement vierges de construction. C'est le cas par exemple du centre-ville de Besançon ou du centre-bourg de Quingey, au bord de la Loue, à 25 km au Sud-Ouest de Besançon.

Pentes supérieures à 15 %

Source des données : Modèle Numérique de Terrain IGN 2010

La pente est l'un des facteurs pouvant contraindre fortement l'urbanisation. La configuration topographique très accidentée de la zone d'étude, notamment dans sa partie Sud, nécessite la prise en compte de ce critère. D'après les préconisations formulées dans le SCoT du Grand Besançon, il est préférable de ne pas urbaniser dans les zones où la pente est supérieure à 15 %. Ces zones de pentes sont déterminées à l'aide du Modèle Numérique de Terrain (MNT) fourni par l'IGN. Le MNT caractérise l'altitude de la zone d'étude à l'aide d'un découpage en cellules de 25 mètres de côté. Un calcul de pente effectué dans un Système d'Information Géographique (SIG) permet d'attribuer un pourcentage de pente à chaque cellule. Dans ce travail, nous choisissons d'interdire le développement résidentiel dans les zones où la pente est supérieure à 15 %, afin de minimiser les coûts de construction et d'éviter les risques liés aux glissements de terrains. Toutefois, ce choix méthodologique peut être contesté en raison du fait que certaines constructions sont déjà localisées dans des pentes supérieures à 15 %, par exemple à proximité du Fort de Bregille à Besançon.

ZNIEFF de type I

Source des données : BD Topo IGN 2010 ; BD DREAL Franche-Comté (disponible sur http://carmen.application.developpement-durable.gouv.fr/14/CarteInfo.map)

Une ZNIEFF (Zone Naturelle d'Intérêt Écologique et Faunistique) est un recensement français d'espaces naturels terrestres remarquables. L'inventaire des ZNIEFF identifie, localise et décrit les sites d'intérêt patrimonial pour les espèces vivantes et leurs habitats. Comme nous l'avons évoqué dans la section 2.3 du chapitre 2, ces zonages ne font pas office de prescriptions réglementaires à l'urbanisation.

Les ZNIEFF se distinguent en deux niveaux : les ZNIEFF de type I et les ZNIEFF de type II. La délimitation du zonage des ZNIEFF de type I est généralement limitée à des espaces naturels ne comprenant pas de surfaces bâties : forêts ou ensembles de zones humides par exemple. Le zonage des ZNIEFF de type II est beaucoup plus large et peut concerner l'ensemble d'une vallée, ou d'un massif forestier. Il n'est pas rare que des espaces bâtis soient inclus dans ce type de zonage.

La prise en compte des ZNIEFF dans les documents de planification dépend fortement du contexte local. En Seine-et-Marne par exemple, l'urbanisation se produit fréquemment dans les ZNIEFF, y compris les ZNIEFF de type I (Mimet *et al.*, 2013; Mimet, 2012; Vimal *et al.*, 2012). Dans l'Aire Urbaine de Besançon, présentant un grand nombre d'espaces naturels peu menacés par l'urbanisation, les ZNIEFF de type I sont généralement vierges de toute urbanisation. Cependant, dans le cas de la construction de la LGV Rhin-Rhône, le zonage d'une ZNIEFF de type I a été modifié pour permettre le passage de l'infrastructure (figure 4.13)

Le SCoT du Grand Besançon préconise de ne pas urbaniser dans les ZNIEFF de type I. Dans ce travail, les ZNIEFF de type I sont donc considérées comme des zones non constructibles contrairement aux ZNIEFF de type II qui ne font pas l'objet de prescriptions particulières.

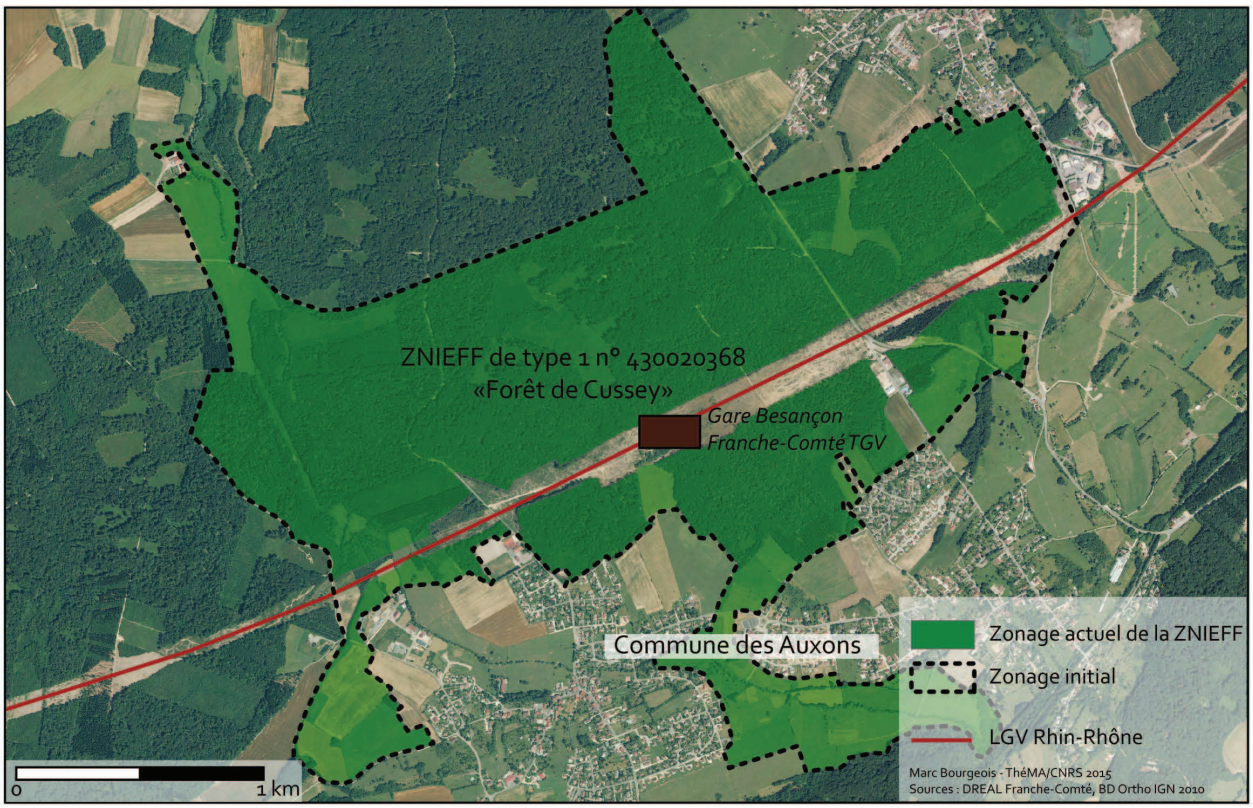


Figure 4.13 • Exemple de modification de zonage d'une ZNIEFF de type 1 suite à la construction d'une infrastructure de transport. Commune des Auxons (25).

PLU de la Ville de Besançon

Source des données : Ville de Besançon

Le document qui nous a été fourni par la Ville de Besançon fait figurer les zones non constructibles du Plan Local d'Urbanisme (PLU). Les parcelles sont distinguées en quatre catégories principales, pour lesquelles l'urbanisation future est proscrite : A (zones agricoles), N (zone naturelle et forestière), PSMV (Plan de sauvegarde et de mise en valeur) et UG (zone urbaine générale). Les zones non constructibles du PLU peuvent recouvrir en partie certains zonages détaillés précédemment comme les zones inondables par exemple.

Les PLU des autres communes de l'Aire Urbaine n'ont pas été pris en compte dans ce travail pour plusieurs raisons. D'abord, toutes les communes ne disposent pas d'un PLU et l'obtention du PLU de chaque commune de l'Aire Urbaine aurait requis une collecte de données longue et fastidieuse. De plus, les PLU de ces communes sont appelés à évoluer dans le futur. Une zone non constructible à l'instant *t* peut changer de statut et devenir de nouveau constructible plusieurs années plus tard dans le cadre de la révision des PLU. Nous avons donc choisi de ne prendre en compte que les zones non constructibles déterminées par la Ville de Besançon en partant du principe que les PLU des zones fortement urbanisées sont généralement mieux respectés que ceux des petites communes. De plus, selon la Ville de Besançon, les zones non constructibles définies actuellement le resteront dans les années à venir.

Combinaison des zones non constructibles

Un assemblage de toutes les couches détaillées précédemment à l'aide d'un SIG permet d'obtenir une cartographie des zones non constructibles de l'Aire Urbaine de Besançon (figure 4.14). La prise en compte des zones non constructibles permet de contribuer à l'aspect réaliste des scénarios de développement résidentiel simulés.

4.2.3 Déterminer la durée et l'intensité de l'urbanisation simulée

La simulation de scénarios prospectifs de développement résidentiel nécessite de fixer la durée pour laquelle l'urbanisation est simulée. Simuler l'urbanisation sur une durée courte (inférieure à 10 ans) permet de mieux estimer le nombre de logements à construire. En effet, les prévisions démographiques, et donc du nombre de nouveaux logements à construire, sont plus fiables pour des durées courtes. Cependant, nous pensons que simuler l'urbanisation sur une durée trop courte aura tendance à réduire les impacts écologiques potentiels des formes d'urbanisation. Nous pensons également que les contrastes entre les formes d'urbanisation simulées s'accentuent en augmentant la durée des simulations.

L'urbanisation n'est toutefois pas simulée sur une période trop longue (50 ans par exemple), puisque des changements majeurs sont susceptibles de s'y produire, par exemple des mutations économiques importantes conduisant à un solde migratoire négatif, une inflexion de la croissance démographique ou encore des restructurations régionales rendant la ville de Besançon moins attractive.

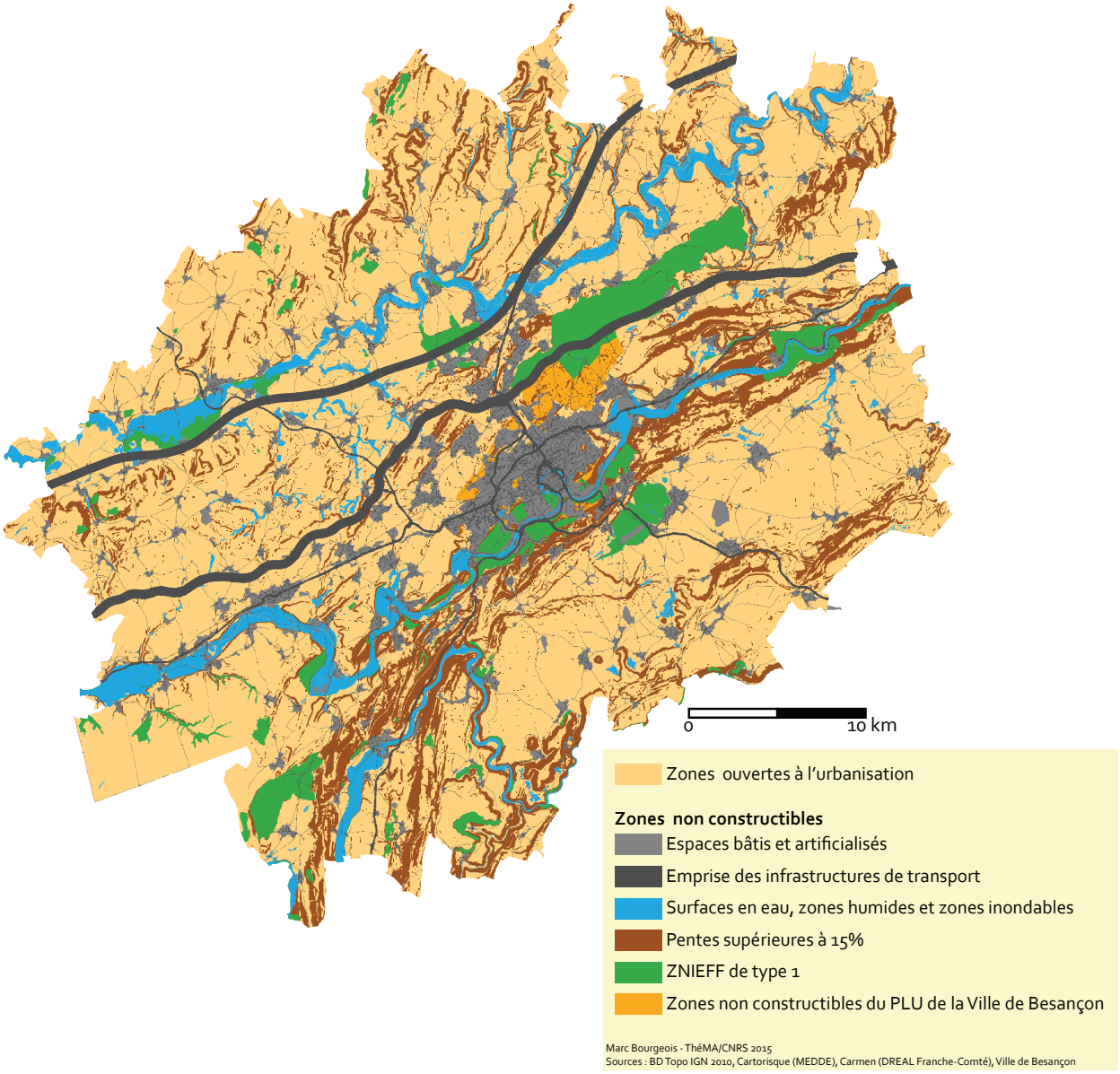


Figure 4.14 • Zones non constructibles de l'Aire Urbaine de Besançon.

Pour ce travail, la durée de l'urbanisation simulée est de 20 ans. Cette durée nous paraît suffisamment courte pour permettre de tenir compte des tendances démographiques actuelles, et suffisamment longue pour observer des impacts écologiques significatifs des différentes formes d'urbanisation.

La date de départ des simulations a été fixée en fonction de la date de représentation des espaces bâtis dans la version la plus récente de la BD Topo IGN disponible au début de ce travail de thèse (2011). L'année 2010 marque donc l'état initial de l'ensemble des simulations des scénarios de développement résidentiel de ce travail.

Quelques ajustements ont néanmoins été nécessaires, au regard des projets récents d'aménagement du territoire dans la zone d'étude. Nous considérons donc que l'état initial en 2010 comprend la voie des Mercureaux (contournement Sud-Ouest de Besançon, inaugurée en juillet 2011), la branche Est de la LGV Rhin-Rhône (inaugurée en décembre 2011), et le réseau de tram bisontin (inauguré en septembre 2014).

La date de départ et la durée des simulations de développement résidentiel étant fixées, il reste à déterminer l'intensité de l'urbanisation simulée. Plus précisément, il s'agit de déterminer le nombre de nouveaux logements à construire par année de simulation. Celui-ci dépend des recommandations formulées dans les documents de planification locaux, de l'augmentation ou de la diminution du solde migratoire et des projections démographiques de la zone d'étude. Les projections d'effectifs de populations ou de logements peuvent être réalisées de manière désagrégée (Hirtzel, 2015) ou s'appuyer plus simplement sur un prolongement de tendance plus général. C'est le choix que nous faisons ici, en appliquant un prolongement de tendance en fonction de l'évolution passée du nombre de logements dans l'Aire Urbaine de Besançon. Sur la figure 4.7, nous pouvons observer que l'évolution du nombre de logements depuis 1968 est globalement linéaire, ce qui facilite l'estimation du nombre de logements futurs. Entre 1968 et 2012, 65 246 nouveaux logements ont été construits, soit 1 483 logements par an. En prenant en compte la légère diminution de croissance de la population entre 2007 et 2012, nous choisissons de simuler la construction de 1 400 logements par an pour les vingt années de simulation.

Ce nombre de logements par an est le même pour chaque scénario d'urbanisation simulé mais il ne signifie pas forcément une surface bâtie équivalente pour chaque scénario. Par exemple, un scénario d'urbanisation compact aura une emprise spatiale moins importante qu'un scénario d'urbanisation diffus puisqu'il comprend un nombre de bâtiments collectifs supérieur aux scénarios plus diffus.

4.2.4 Conclusion

L'identification de taches urbaines et des zones non constructibles permet de déterminer les zones potentiellement urbanisables dans les années à venir. La période de simulation fixée est de 20 ans avec la construction annuelle de 1 400 logements sur l'ensemble de la zone d'étude. Il s'agit désormais de répartir les 28 000 logements prévus d'ici 2030 dans les taches urbaines existantes et en dehors des zones non constructibles. La manière dont ces nouveaux logements sont répartis conditionne les formes d'urbanisation de chaque scénario de développement résidentiel.

4.3. MUP-City : un modèle multi-échelle pour localiser de nouvelles implantations résidentielles

MUP-City est un logiciel développé au laboratoire ThéMA permettant d'identifier des zones potentielles d'urbanisation selon un principe d'urbanisation fractal. La rédaction de cette section reprend plusieurs publications décrivant et/ou utilisant ce modèle (Frankhauser *et al.*, 2010; Frankhauser *et al.*, 2007; Frémond, 2015; Tannier *et al.*, 2012a; Tannier *et al.*, 2012b; Tannier *et al.*, 2010).

4.3.1 Le choix de MUP-City

Une multitude d'outils permettent de simuler la croissance urbaine résidentielle (voir chapitre 3). Les approches proposées par ces outils peuvent être très diverses en fonction de leurs positionnements conceptuels et méthodologiques. Cependant, comme le soulignent Tannier *et al.* (2010) :

« [...] parmi toutes ces approches, la forme urbaine n'est jamais centrale dans la construction du modèle. Certes, certains déclinent les objectifs d'aménagement de manière spatiale (*spatial objectives*), sous la forme d'un degré de compacité, d'une taille ou d'un nombre d'agrégats bâtis, ou encore de densité de logements par hectare (Aerts *et al.*, 2005; Janssen *et al.*, 2008; Li et Liu, 2008; Ligmann-Zielinska *et al.*, 2008; Stewart *et al.*, 2004). Ainsi, le modèle de la ville compacte peut être implicitement traduit par des règles de densification ou de compacité. Cependant, aucun modèle n'introduit la forme urbaine de façon explicite. Par ailleurs, le processus d'étalement urbain et les enjeux qui en découlent impliquent une multitude d'échelles qui ne sont généralement pas prises en compte de manière simultanée : depuis la parcelle et son environnement proche, qui préoccupe le résident venant s'implanter en zone périurbaine en recherchant le calme et la verdure, jusqu'à la tache urbaine dont la forme conditionne par exemple la ventilation de l'agglomération ou encore l'accessibilité à certaines aménités ».

Dans ce travail de thèse, une méthodologie spécifique est utilisée pour simuler des scénarios prospectifs de développement résidentiel, chacun étant représentatif d'un type de forme urbaine. Pour que ces scénarios soient réalistes, il est souhaitable de prendre en compte un certain nombre de règles d'aménagement permettant de les différencier par leur densité bâtie ou leur proximité à certaines aménités comme les stations de transports en commun. Les scénarios simulés doivent également permettre de répondre à certains critères de la ville durable, en optimisant par exemple la satisfaction résidentielle des individus résidant dans ces nouveaux logements. Pour cela, il a été montré que des formes urbaines fractales permettent une bonne accessibilité des individus aux aménités urbaines (commerces et services) et aux aménités vertes (ici, les espaces ouverts) (Tannier *et al.*, 2012a). Le modèle de simulation utilisé doit donc permettre de générer des formes d'urbanisation fractales. Enfin, pour permettre l'évaluation de l'impact écologique de ces scénarios *a posteriori*, il est nécessaire que les nouvelles implantations résidentielles soient spatialisées à une échelle fine, afin de pouvoir mesurer la connectivité écologique de ces nouveaux paysages de manière précise.

L'outil MUP-City a donc été choisi puisqu'il permet de simuler des scénarios prospectifs de développement résidentiel en prenant en compte les différents critères précédemment nommés (simulation de formes fractales d'urbanisation, paramétrage de règles d'aménagement et résultats obtenus à une résolution spatiale fine).

4.3.2 Caractéristiques générales de MUP-City

La plateforme de simulation MUP-City, développée en Java, est utilisée dans sa version 1.0 *beta*2. MUP-City fonctionne de la même manière qu'un SIG puisqu'il permet d'introduire et de visualiser des données géographiques vectorielles (*shapefiles*) ou matricielles (*raster*). La version 0.8 de ce logiciel a été conçue au laboratoire ThéMA par Cécile Tannier, Pierre Frankhauser, Hélène Houot et Gilles Vuidel (Tannier *et al.*, 2012a). La présente version (1.0 *beta2*) est une amélioration de la version de base qui a été réalisée par Cécile Tannier et Maxime Frémond (Frémond, 2015). Le développement informatique a été effectué par Gilles Vuidel principalement, avec l'appui de Florian Litot.

MUP-City présente un certain nombre de caractéristiques communes avec les automates cellulaires. Les espaces bâtis sont représentés à l'aide d'un carroyage, les cellules sont différenciées selon leur état (bâti ou non bâties) et une cellule change d'état en fonction de son état présent,

de l'état des cellules de son voisinage et de sa proximité à d'autres cellules (stations de transports en commun, aménités, routes et bâti existant). MUP-City diffère des automates cellulaires en permettant des calculs d'accessibilité sur le réseau, et en utilisant une modélisation spatiale multi-échelle qui permet la mise en œuvre d'une règle d'urbanisation fractale. MUP-City s'inspire aussi des modèles de décision multicritères en permettant l'activation et la pondération de plusieurs règles de proximité et d'accessibilité (tableau 4.2).

Les éléments bâtis sont initialement entrés dans le logiciel au format vectoriel. La carte ainsi créée est ensuite transformée en une carte carroyée au format matriciel binaire : les espaces bâtis et les espaces non bâtis. MUP-City n'étant utilisé que pour la simulation du développement résidentiel, la nature des espaces non bâtis n'est pas précisée. En sortie du modèle, cette carte comprend des cellules d'un troisième type : les cellules potentiellement urbanisables. Chaque cellule potentiellement urbanisable se distingue par une valeur d'intérêt à être urbanisée, calculée à partir des règles d'accessibilité et de proximité présentées dans la suite de cette section.

Dans MUP-City, les cellules potentiellement urbanisables sont simulées de l'état initial à l'état final en une seule itération. Contrairement aux automates cellulaires, la génération de cellules potentiellement urbanisables ne dépend pas des conditions initiales de l'espace cellulaire.

MUP-City utilise la géométrie fractale (Frankhauser, 1994) pour simuler le développement résidentiel et prend ainsi en compte plusieurs niveaux de résolution spatiale. Lors du chargement des données, l'utilisateur définit la résolution spatiale la plus fine à laquelle il souhaite représenter les cellules urbanisées. Il choisit également le facteur de réduction permettant de passer d'une maille grossière à une maille fine ou inversement. Ce facteur de réduction est généralement établi à 3 (Tannier *et al.*, 2012a). Par exemple, si la résolution spatiale la plus fine est une cellule de 20 m de côté, alors la résolution spatiale précédente est de 60 m, puis de 180 m, puis de 540 m et ainsi de suite (figure 4.15).

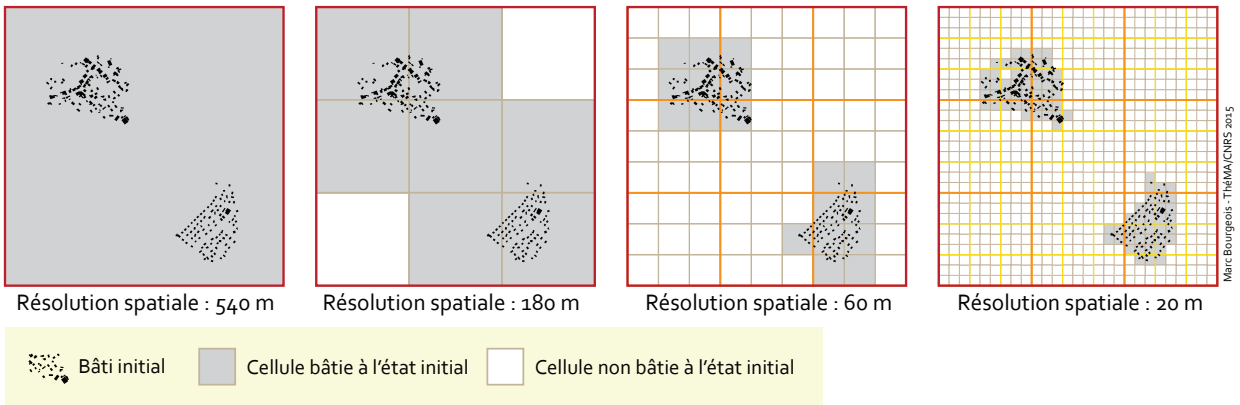


Figure 4.15 • Les niveaux de résolution spatiale dans MUP-City. Exemple pour un facteur de réduction égal à 3.

Les valeurs d'intérêt de chaque cellule à être urbanisée sont déterminées par plusieurs règles d'aménagement présentées dans le tableau 4.2 : la règle fractale, la règle de proximité aux espaces non-bâtis, la règle de proximité à la route et les règles d'accessibilité aux commerces et services et aux transports en commun.

Intitulé des règles	Caractéristiques multi-échelles
Règle d'urbanisation fractale	Résolutions spatiales emboîtées
Règle de proximité aux espaces non bâtis	Résolutions spatiales emboîtées
Règle de proximité à la route	Taille du voisinage sur l'espace cellulaire (en nombre de cellules), qui varie suivant la résolution spatiale
Règles d'accessibilité aux aménités (commerces et services et transports en commun)	Portées spatiales (distance maximale acceptable sur le réseau) variables en fonction de la nature et de la fréquence de recours de l'aménité Portées spatiales fixes à travers les résolutions spatiales

Tableau 4.2 • Le caractère multi-échelle des règles de MUP-City. Source : Frémond (2015).

4.3.3 Règle d'urbanisation fractale

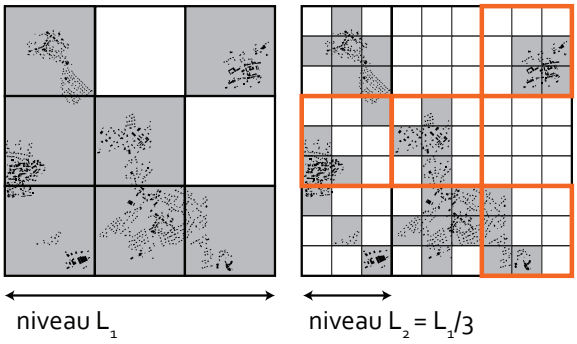
L'encadré 3 permet de présenter quelques éléments de géométrie fractale utiles pour une bonne compréhension de la règle d'urbanisation fractale de MUP-City. Dans MUP-City, il s'agit d'abord de définir un N_{obs}, qui correspond au nombre de cellules déjà urbanisées dans une maille donnée à l'état initial. Le paramétrage de la règle d'urbanisation fractale par l'utilisateur consiste ensuite à déterminer un N_{max}, correspondant au nombre maximal de cellules potentiellement urbanisables pour une maille donnée (figure 4.16).

Deux cas de figures sont possibles :

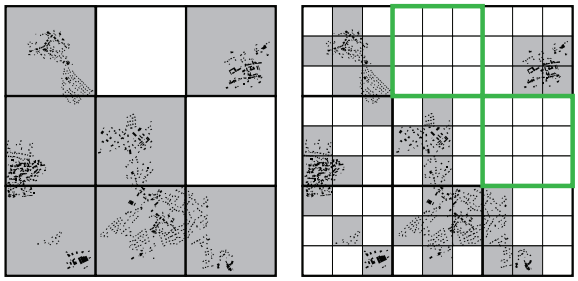
$N_{max} < N_{obs}$ dans une maille donnée. Dans ce cas, l'urbanisation n'est pas possible.

$N_{max} > N_{obs}$ dans une maille donnée. Dans ce cas, il est possible d'urbaniser dans cette maille autant de cellules que la différence N_{max}-N_{obs}.

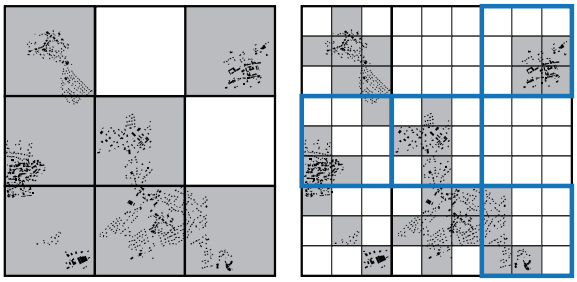
Ce processus est répété pour chaque niveau d'analyse, jusqu'à la résolution spatiale la plus fine déterminée par l'utilisateur. Ce principe d'urbanisation fractale permet de conserver la hiérarchie des lacunes, dans la mesure où une maille non urbanisée à un niveau d'échelle d'analyse ne sera jamais urbanisée pour les niveaux d'analyses suivants.



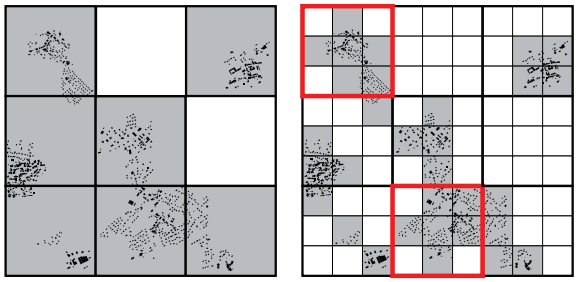
Pour les cellules entourées en orange, le nombre de cellules bâties à l'état initial est égal à 4 ($N_{obs} = 4$)



Les cellules en vert ne sont pas urbanisables puisqu'elles ne sont pas urbanisées au niveau supérieur



Les cellules entourées en bleu sont urbanisables d'une cellule supplémentaire puisque $N_{obs} < N_{max}$



Les cellules entourées en rouge ne sont pas urbanisables puisque $N_{obs} > N_{max}$

Figure 4.16 • Illustration de la règle d'urbanisation fractale avec $N_{max} = 5$ et r=3. D'après Tannier *et al.* (2012a) et Frémond (2015).

4.3.4 Règle de proximité aux espaces non bâtis

L'objectif de cette règle est de permettre aux individus résidant dans les espaces périphériques des villes d'avoir un accès direct aux espaces ouverts, tout en évitant la fragmentation des espaces bâtis et non bâtis. Cette règle permet de trouver un compromis entre une bonne accessibilité à la fois aux espaces bâtis existants et aux espaces ouverts (donc non bâtis). Selon cette règle, une cellule non bâtie est intéressante à urbaniser si elle respecte les conditions suivantes :

– La cellule évaluée doit avoir au moins une cellule non bâtie dans son voisinage immédiat (cellules qui lui sont contiguës).

– Les cellules bâties contigües à la cellule évaluée doivent avoir des cellules non bâties dans leur voisinage immédiat.

– La cellule évaluée doit avoir le plus grand nombre de cellules bâties autour d'elle en respectant les deux conditions énoncées ci-dessus.

Pour chaque cellule bâtie dans le voisinage immédiat de la cellule évaluée, on dénombre les cellules non bâties qui lui sont directement contiguës (figure 4.18).

Encadré 3 • Éléments de géométrie fractale

L'approche fractale est une approche géométrique prenant en compte les points, les lignes, les surfaces et les volumes. Un objet fractal est construit de manière itérative. L'objet de départ est nommé « initiateur ». Les fractales surfaciques sont initiées par des objets en deux dimensions dans la géométrie euclidienne. L'exemple du tapis de Sierpinski permet de visualiser de manière simple le processus itératif caractéristique de l'approche fractale (figure 4.17).

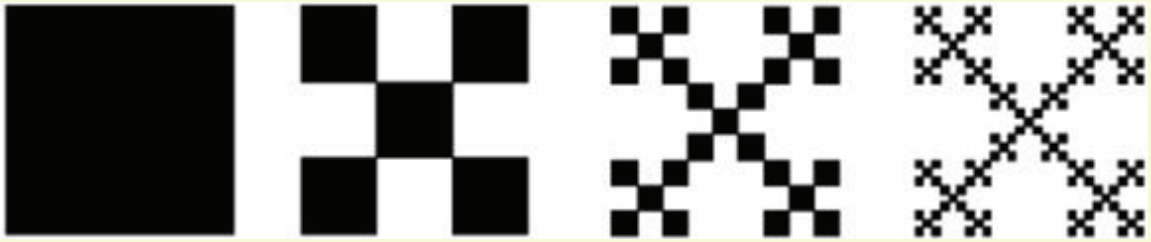


Figure 4.17 • Le tapis de Sierpinski.

Pour construire un tapis de Sierpinski, l'objet initiateur est un carré de côté *L*. Ce carré est réduit d'un tiers selon un facteur de réduction. Les cinq carrés de côté $l_1 = \frac{1}{3}L$ sont disposés en forme de croix. Le générateur est ainsi défini. L'itération procède ensuite suivant la logique du générateur jusqu'à l'infini. La forme complexe ainsi créée constitue le tapis de Sierpinski. Les caractéristiques de ce tapis de Sierpinski sont les suivantes :

– N=5. N correspond au nombre d'objets bâtis à la première itération. À la deuxième itération il sera de N², à la troisième de N3 et ainsi de suite.

– $r = \frac{1}{3}$. Il s'agit du facteur de réduction de longueur du côté *L*.

Il est important de constater ici la hiérarchie des lacunes. Le deuxième objet de la figure 4.17 comporte quatre lacunes (carrés blancs). Celles-ci seront conservées jusqu'à la fin de l'itération. Il s'agit d'un des principes fondamentaux de l'approche fractale. Un élément non occupé à une certaine étape d'itération ne pourra jamais être occupé lors des itérations ultérieures. Dans ce cas, les carrés non représentés dès la génération de l'itération ne le seront plus par la suite. Les lacunes seront alors de plus en plus nombreuses (4 à la base, puis 16 plus petites, puis 64 encore plus petites etc.).

La dimension fractale permet de caractériser la dimension d'une figure géométrique complexe, à l'image des premières, deuxièmes et troisièmes dimensions, facilement définissables, des figures simples de la géométrie euclidienne. D'après les travaux de Mandelbrot (1982), la dimension fractale *D* se définit comme suit pour une fractale constituée de *N* exemplaires d'elle-même et réduite d'un facteur *r* :

$$D = \frac{\log N}{\log r}$$

Par exemple, pour le tapis de Sierpinski présenté en figure 4.17 :

$$D = \frac{\log 5}{\log 3} = 1{,}465$$

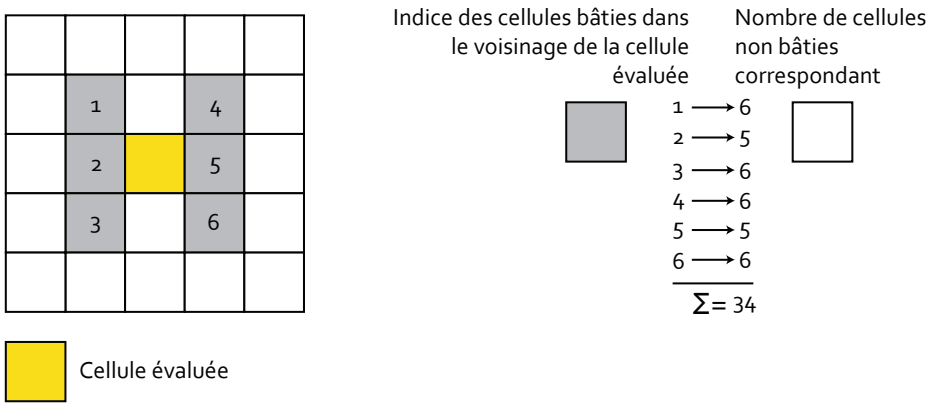


Figure 4.18 • Méthode de calcul de la règle de proximité aux espaces non bâtis. D'après Tannier *et al.* (2012a).

La somme de ces nombres donne la valeur d'entrée de la règle. La valeur d'évaluation de la cellule $\mu(x)$ se calcule ainsi : $\mu(x) = x/34$ avec $\mu(x)$ [0;1], et avec x, le nombre total de cellules non bâties contiguës à chaque cellule bâtie voisine de la cellule évaluée. Le calcul de cette fonction est intégré dans MUP-City sous la forme d'une variable floue présentée dans la figure 4.19. Une valeur $\mu(x) = 0$ caractérise une très mauvaise évaluation de la cellule alors qu'une valeur égale à 1 caractérise une très bonne évaluation de la cellule. Une cellule non bâtie dont la valeur d'évaluation est égale à 1 présente donc un fort intérêt à être urbanisée puisqu'elle est à la fois proche du bâti existant et des espaces non-bâtis environnants. Le calcul de cette règle est dépendant du voisinage immédiat des cellules évaluées. Ainsi, un changement de voisinage, suite à l'urbanisation d'une ou plusieurs cellules, modifie la valeur d'évaluation initiale de la cellule.

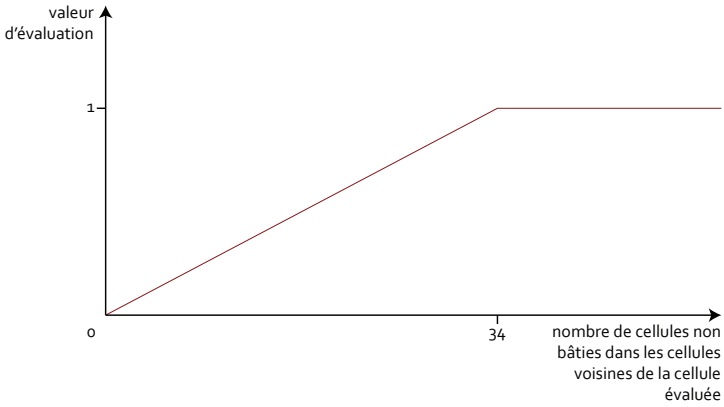


Figure 4.19 • Fonction d'évaluation de la règle de proximité aux espaces non bâtis. D'après Tannier *et al.* (2012a).

4.3.5 Règle de proximité au réseau routier existant

L'objectif de cette règle est d'éviter la construction de nouvelles infrastructures de voiries associées au développement résidentiel. Favoriser la construction à proximité du réseau routier existant permet d'éviter les coûts économiques liés à la construction de nouveaux réseaux routiers mais également d'éviter une fragmentation paysagère supplémentaire induite par la construction de ces infrastructures.

La règle de proximité à la route est simple : plus la cellule est éloignée du réseau routier existant, plus son intérêt à être urbanisée est faible. La valeur d'évaluation de la cellule décroît donc selon la distance à la route et varie selon la taille de la cellule considérée (figure 4.20). Plus la cellule est petite, plus le nombre de cellules considéré dans le voisinage est élevé.

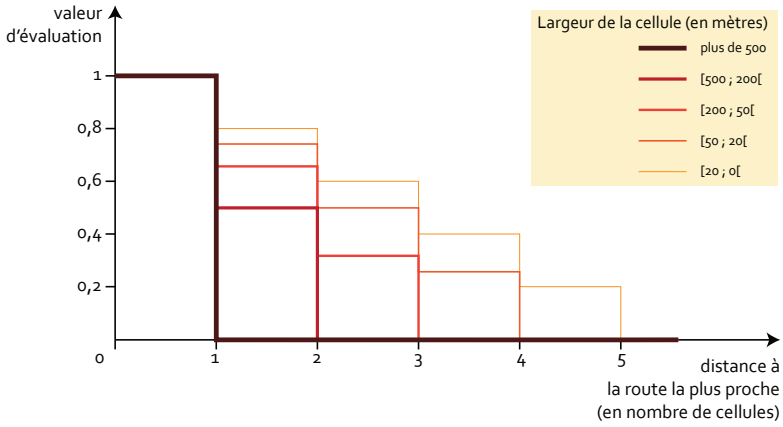


Figure 4.20 • Fonction d'évaluation de la règle de proximité au réseau routier existant. D'après Tannier *et al.* (2012a).

4.3.6 Règle d'accessibilité aux commerces et services de fréquentation quotidienne, N1

L'explication de la formalisation des règles suivantes est directement issue des travaux de thèse de Maxime Frémond (2015).

L'objectif de cette règle est de préconiser l'urbanisation dans les cellules présentant une bonne accessibilité aux commerces et services de fréquentation quotidienne. L'établissement (commerce ou service de fréquentation quotidienne) le plus proche doit être localisé à 600 mètres maximum de la cellule résidentielle à évaluer. Sinon l'évaluation de la cellule tombe à 0. À partir de l'établissement le plus proche localisé à moins de 600 m, on considère tous les établissements de proche en proche éloignés de 200 m maximum, dans la limite d'une distance de 1000 m entre l'établissement le plus éloigné et la cellule à évaluer (figure 4.21). En procédant de cette manière, on définit des agrégats commerciaux propres à chaque cellule résidentielle.

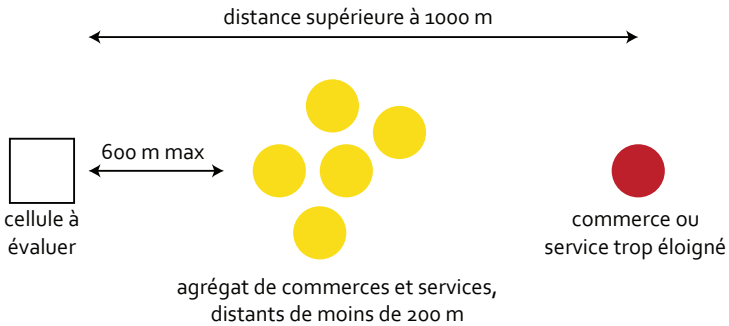


Figure 4.21 • Principe d'identification des agrégats de commerces et services de fréquentation quotidienne. D'après Frémond (2015).

Du point de vue de la formalisation, l'évaluation de l'accessibilité d'une cellule aux commerces et services de fréquentation quotidienne qui l'environnent est effectuée à l'aide d'une variable floue définie comme sur la figure 4.22.

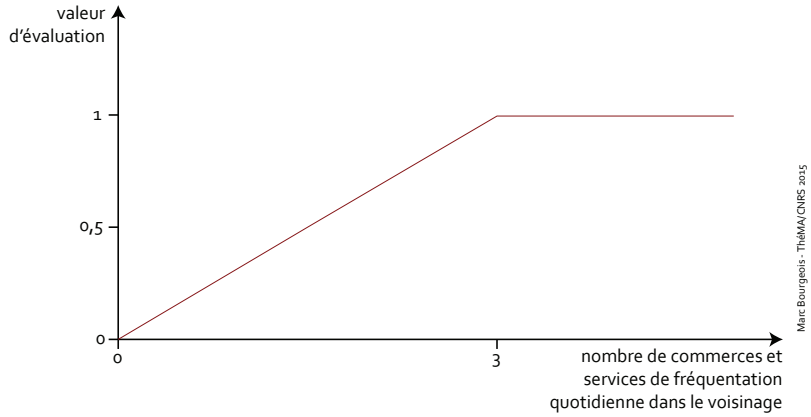


Figure 4.22 • Fonction d'évaluation du nombre n de commerces et services de fréquentation quotidienne.

Cette accessibilité est également fonction de la distance entre la cellule à évaluer et le ou les commerces et services avoisinants. Cette distance maximale acceptable diffère si l'aménité située dans le voisinage est isolée ou non (figure 4.23).

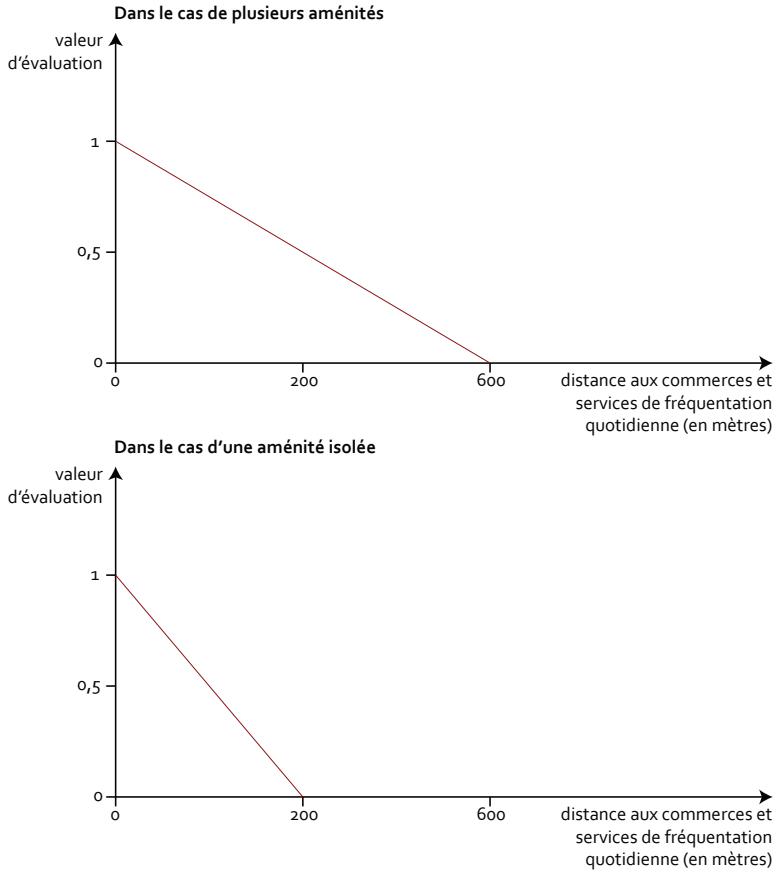


Figure 4.23 • Fonction d'évaluation de la distance d aux commerces et services de fréquentation quotidienne. D'après Frémond (2015).

La diversité de l'offre en commerces et services de fréquentation quotidienne est également formalisée sous la forme d'une variable floue δ (figure 4.24).

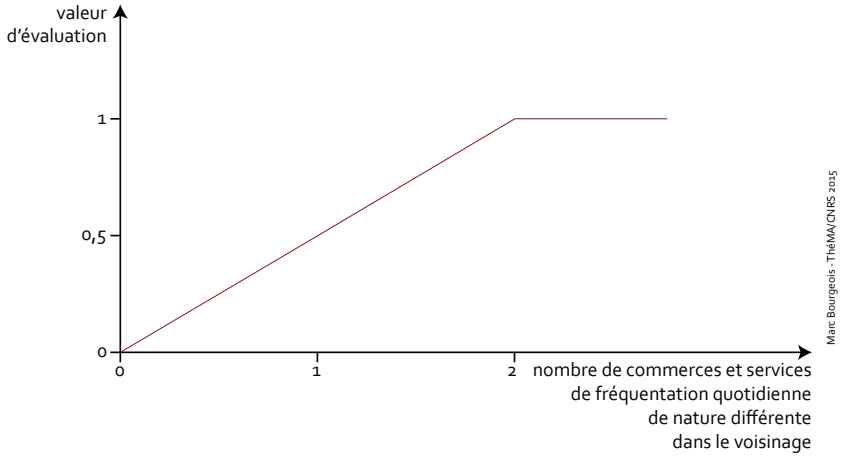


Figure 4.24 • Fonction d'évaluation de la diversité des commerces et services de fréquentation quotidienne à moins de 1000 m de la cellule évaluée.

L'ensemble des variables, représentées par des variables floues, est agrégé dans MUP-City à l'aide d'un opérateur d'agrégation. Il est construit sur la base de deux postulats concernant les commerces et services de fréquentation quotidienne ou hebdomadaire.

Premier postulat :

La diversité des types d'activités dans un agrégat de commerces et services augmente l'attractivité de cet agrégat de plusieurs façons. Dans tous les cas, elle ne la diminue jamais. La formalisation retenue est la suivante : soit une valeur $\mu(\delta_j)$ allant de 0 à 1. Plus la valeur de $\mu(\delta_j)$ se rapproche de 1, plus l'agrégat est attractif. Dans ce cas, le couple $\mu(n_j)^{1-\mu(\delta j)}$ est égal à 1.

Deuxième postulat :

L'accessibilité d'une cellule à un agrégat est définie comme la combinaison de l'attractivité de cet agrégat et de la distance maximale acceptable depuis la cellule. Quand la distance entre une cellule et un agrégat commercial est élevée (se rapprochant de 1 000 m), le processus d'agrégation est pessimiste : une bonne évaluation des caractéristiques de l'agrégat (nombre important de commerces ou services et bonne diversité) ne compense pas la mauvaise évaluation de la distance. Quand la distance entre une cellule et un agrégat commercial est courte (se rapprochant de 0 m), le processus d'agrégation est optimiste : une mauvaise évaluation de l'agrégat (faible nombre de commerces et/ou services d'un seul type) est compensée par une bonne évaluation de la distance.

Soit n_j le nombre d'établissements dans un agrégat commercial j

Soit δ_j le nombre de types d'établissements dans un agrégat commercial j

Soit d_{ij} la distance entre la cellule et l'établissement le plus proche

Soit Y_{ij} l'attractivité d'un agrégat commercial j

$$Y_{ij} = \left[\mu(n_j)^{1-\mu(\delta_j)}.\mu(d_{ij})\right]^{1-\mu(d_{ij})}.\left[1-\left(1-\mu(n_j)^{1-\mu(\delta_j)}\right).\left(1-\mu(d_{ij})\right)\right]^{\mu(d_{ij})}$$

Quand on prend en compte tous les agrégats j existants dans le voisinage d'une cellule, on obtient φ_i (l'évaluation de l'accessibilité d'une cellule résidentielle i).

$$\varphi_i = 1 - \prod(1 - Y_{ij})$$

4.3.7 Règle d'accessibilité aux commerces et services de fréquentation hebdomadaire, N2

Dans le voisinage d'une cellule à évaluer, si un commerce et service de fréquentation hebdomadaire est isolé, alors son influence n'excède pas 600 m. Pour ce niveau de commerces et services, nous considérons que les agrégats commerciaux peuvent être accessibles à pied ou en vélo. D'après une étude de l'INRETS-INSEE réalisée en 1993, le trajet moyen en deux-roues non motorisé en milieu urbain excède rarement 3 000 mètres. Quand l'agrégat commercial comporte plusieurs établissements, son influence est donc limitée à 3 000 m (figure 4.25).

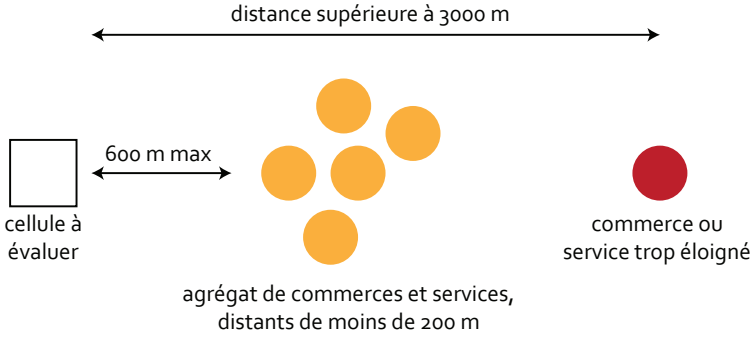


Figure 4.25 • Principe d'identification des agrégats de commerces et services de fréquentation hebdomadaire. D'après Frémond (2015).

Du point de vue de la formalisation, l'évaluation de l'accessibilité d'une cellule aux commerces et services de fréquentation hebdomadaire qui l'environnent est effectuée à l'aide d'une variable floue définie sur la figure 4.26.

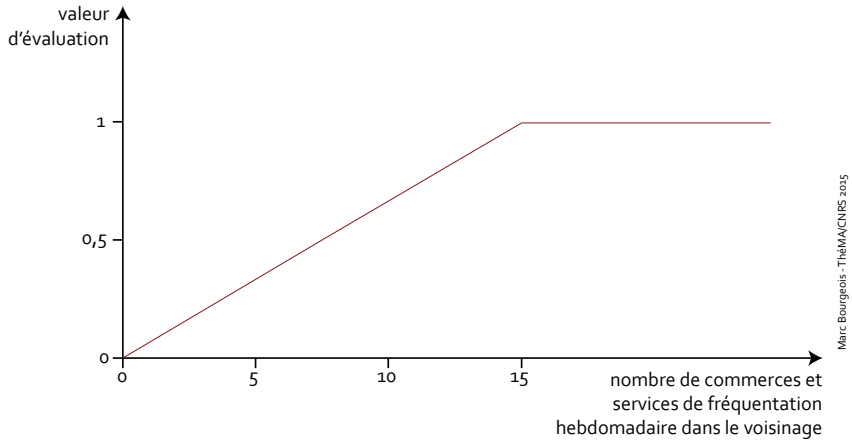


Figure 4.26 • Fonction d'évaluation du nombre n de commerces et services de fréquentation hebdomadaire.

Cette accessibilité est également fonction de la distance maximale acceptable entre la cellule à évaluer et le ou les commerces et services avoisinants. Comme expliqué précédemment, cette distance diffère si l'aménité est située à proximité d'autres aménités ou si elle est isolée (figure 4.27).

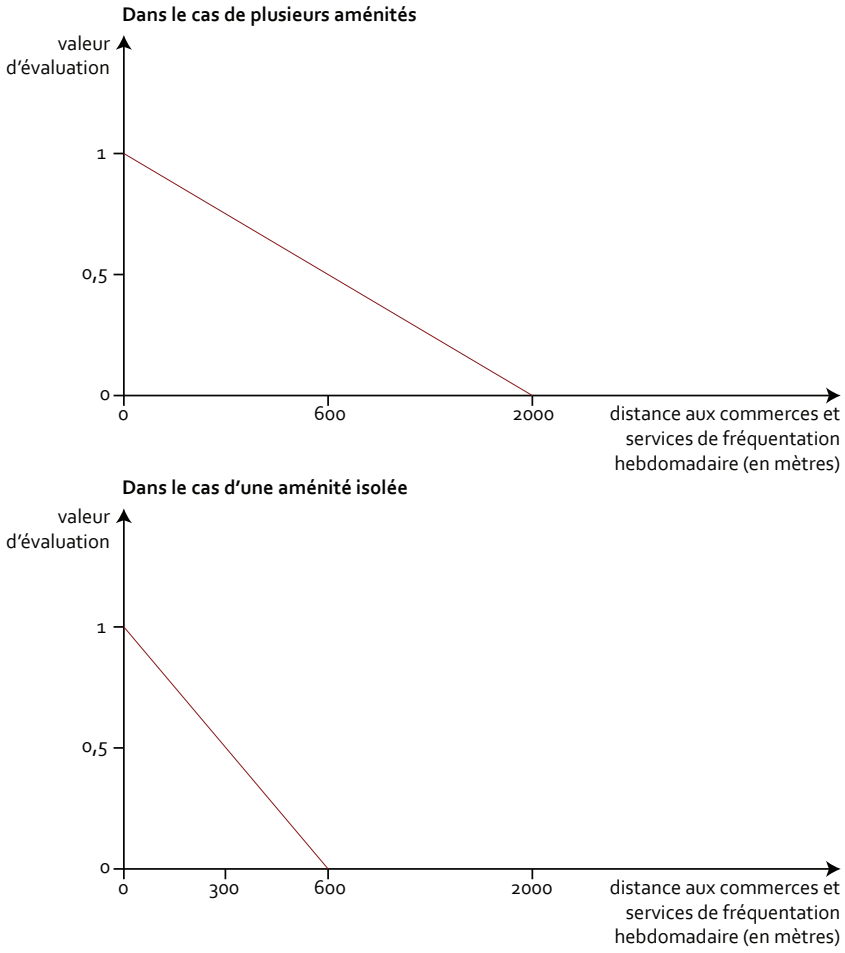


Figure 4.27 • Fonction d'évaluation de la distance *d* aux commerces et services de fréquentation hebdomadaire. D'après Frémond (2015).

La diversité de l'offre en commerces et services de fréquentation hebdomadaire est également formalisée sous la forme d'une variable floue δ (figure 4.28). Douze commerces et services de nature différente dans le voisinage d'une cellule suffisent à rendre compte d'une diversité suffisante.

L'agrégation des trois variables floues (nombre, diversité, distance) pour la mesure de l'accessibilité aux commerces et services de fréquence de recours hebdomadaire fait l'objet de la même méthode de calcul que pour les commerces et services de fréquence de recours quotidien.

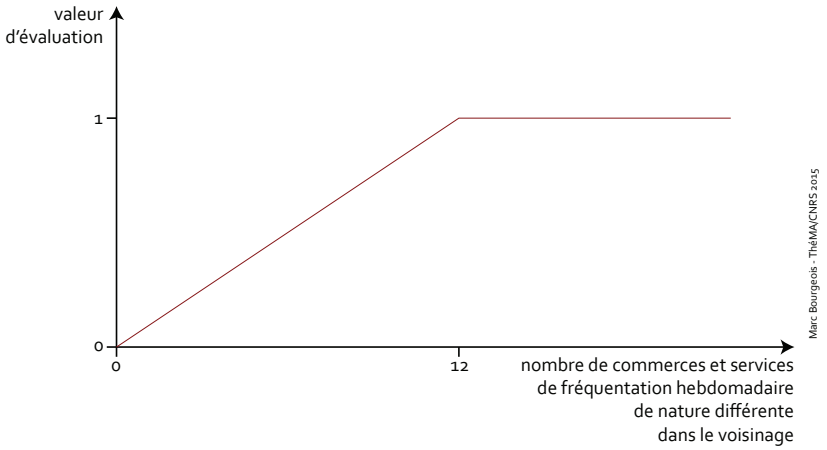


Figure 4.28 • Fonction d'évaluation de la diversité des commerces et services de fréquentation hebdomadaire.

4.3.8 Règle d'accessibilité aux transports en commun

La règle d'accessibilité aux transports en commun a pour objectif de favoriser l'accès aux différentes stations de transports en commun : gares ferroviaires, stations de tram et arrêts de bus. Pour ce travail, seuls les gares ferroviaires et les arrêts de tram sont pris en compte. En effet, nous supposons que les arrêts de bus peuvent être facilement déplacés en fonction de la localisation des nouvelles implantations résidentielles. La localisation des arrêts de bus n'entre donc pas en considération dans le calcul de cette règle d'accessibilité. L'intérêt d'une cellule à être urbanisée sera plus important si une gare ferroviaire ou un arrêt de tram est localisé dans son environnement proche. Pour le calcul de l'indicateur, la fonction *MAX* est utilisée. Les portées spatiales des gares ferroviaires et des arrêts de tram sont différentes (figure 4.29) :

– les haltes et gares ferroviaires ont un seuil de 3 000 m autour de la halte pour définir la variable floue $\mu(train)$

– les arrêts de tram ont un seuil de 400 m autour de l'arrêt pour définir la variable floue $\mu(tram)$

L'évaluation de l'accès au réseau de transport en commun se calcule ainsi :

$$MAX[\mu(train) ; \mu(tram)]$$

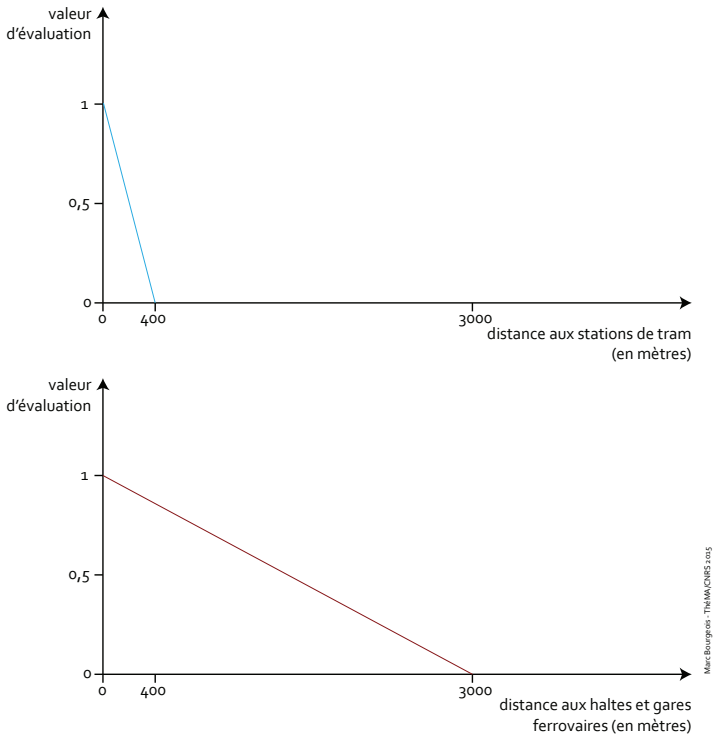


Figure 4.29 • Fonction d'évaluation de la distance *d* aux stations de transports en commun (tram et train).

4.3.9 Agrégation des valeurs d'évaluation de chaque règle en une valeur synthétique d'évaluation

Les cinq règles d'évaluation présentées précédemment proposent chacune une valeur d'évaluation des cellules non bâties comprise entre 0 et 1, avec 0 correspondant à une mauvaise évaluation et 1 à une très bonne évaluation. Pour obtenir une valeur d'évaluation synthétique de chaque cellule, nous avons choisi d'appliquer une moyenne pondérée (figure 4.30).

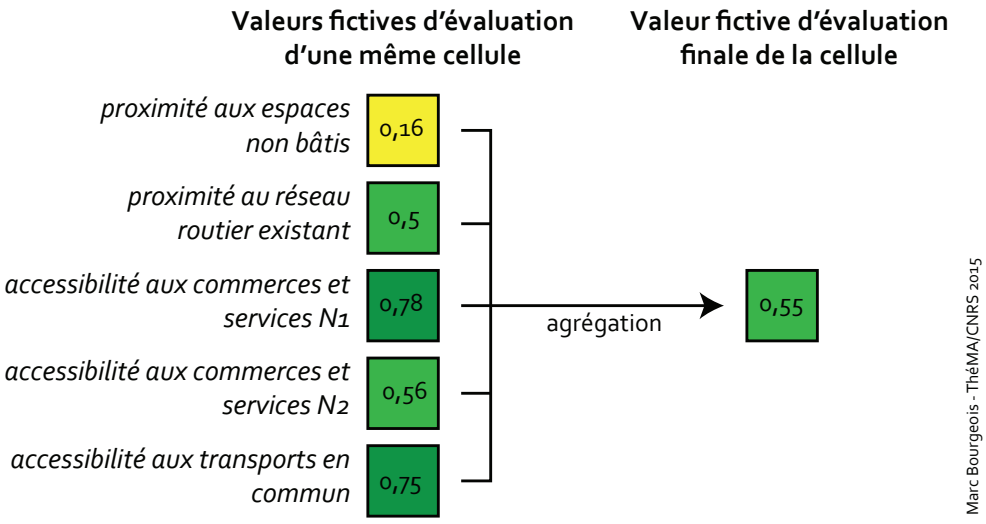


Figure 4.30 • Illustration du principe d'agrégation des différentes valeurs d'évaluation d'une cellule en une valeur synthétique d'évaluation.

Pour déterminer les poids (ou les valeurs d'importance) des différentes règles, une méthode empruntée aux outils d'aide à la décision a été utilisée (Saaty, 1977). Cette méthode, dite de « comparaisons par paires » permet de comparer chacune des règles deux à deux afin de déterminer quelle règle est la plus importante pour chaque paire. Le tableau 4.3 permet de déterminer les valeurs d'importances des différentes règles les unes par rapport aux autres. Les valeurs d'importances sont comprises entre 1 et 7. Cette méthode de comparaison permet de proposer des poids différents pour chaque règle selon les scénarios. Par exemple, si l'on souhaite fortement encourager l'urbanisation à proximité des stations de transports en commun, la règle d'accessibilité aux transports en commun aura une importance absolue par rapport à toutes les autres règles.

Importance de la règle A par rapport à la règle B	Définition
1	Égale importance de la règle A par rapport à la règle B
3	Faible importance de la règle A par rapport à la règle B
5	Forte importance de la règle A par rapport à la règle B
7	Importance absolue de la règle A par rapport à la règle B

Tableau 4.3 • Valeurs d'importance accordées à une règle par rapport à une autre. D'après Frémond (2015).

4.3.10 Données nécessaires à la simulation de scénarios de développement résidentiel dans MUP-City

La simulation de scénarios de développement résidentiel dans MUP-City nécessite l'acquisition d'un certain nombre de données spatialisées pour l'Aire Urbaine de Besançon : les données géographiques de base et les données relatives aux aménités (figure 4.31)

Bâti initial

Le bâti existant au début de la simulation est obtenu à l'aide de la BD Topo de l'IGN pour l'année 2010. Il comprend les couches « bâti résidentiel », « bâti industriel » et « bâti remarquable ». Même si la simulation de bâti industriel ne fait pas l'objet de ce travail, il est pris en compte dans le bâti initial, afin éviter l'identification des zones potentiellement urbanisables en 2030 en lieu et place de ces bâtiments déjà existants. Le bâti existant est ajouté dans MUP-City dans un format vectoriel de type surfacique. Il est ensuite transformé en format matriciel pour chaque niveau d'échelle (figure 4.15).

Réseau routier

Le réseau routier est également extrait de la BD Topo de l'IGN pour l'année 2010. Les différents chemins et sentiers ont été retirés, ainsi que les échangeurs, quasi-autoroutes et autoroutes. Cela permet d'éviter d'identifier des cellules potentiellement urbanisables à proximité de l'autoroute en cas d'activation de la règle de proximité aux routes. Il en est de même pour les chemins et sentiers, autour desquels le développement résidentiel n'est pas pertinent. Le réseau routier est ajouté dans MUP-City dans un format vectoriel de type linéaire.

Zones non constructibles

Les zones non constructibles, décrites précédemment dans la section 4.2.2 sont également prises en compte pour la simulation de scénarios de développement résidentiel dans MUP-City. Cette couche est ajoutée dans MUP-City en format vectoriel surfacique, et ne présente donc pas forcément de limites communes avec les cellules présentes au niveau de résolution le plus fin utilisé. Une cellule non bâtie est considérée comme non constructible si 50 % de sa surface se superpose avec la couche « zones non constructibles ».

Les transports en commun

Les données relatives aux transports en commun concernent la localisation de l'ensemble des gares et haltes ferroviaires de l'Aire Urbaine de Besançon et des stations de tram de la ville de Besançon. Ces différentes stations de transports en commun ont été géolocalisées dans un format vectoriel de type ponctuel.

Les commerces et services

La base de données la plus complexe à mettre en place concerne les commerces et services. Nous disposons de la base de données SIRENE, pour l'Aire Urbaine de Besançon, pour l'année 2012. Cette base de données contient l'ensemble des commerces et services de la zone d'étude, différenciés selon leur type, et localisés selon leur adresse. Un traitement SIG a été effectué pour géolocaliser tous les commerces et services de l'Aire Urbaine. Cette opération permet d'obtenir une couche de points au format vectoriel. Par la suite, ces commerces et services ont été classés selon leur fréquence de recours potentiel. Par exemple, les boulangeries ou les écoles sont des commerces et services de fréquentation quotidienne (N1). Les pharmacies ou les bureaux de poste sont des commerces et services de fréquentation hebdomadaire (N2). Le tableau 4.4 présente l'ensemble des commerces et services retenus pour la zone d'étude, classés selon leur niveau de recours. Les commerces de type supermarché et hypermarché ont des niveaux de recours quotidien et hebdomadaire. À ce titre, ils figurent donc dans les deux catégories. Les commerces et services de fréquentation plus rare ne sont pas pris en compte dans ce travail (tribunal, dentiste, musées etc.).

Commerces et services de fréquentation quotidienne (N1)	**Commerces et services de fréquentation hebdomadaire (N2)**
Boucherie	Autre commerce de détail alimentaire
Boulangerie	Bureau de poste
École	Café
Hypermarché	Hypermarché
Superette ou commerce d'alimentation générale	Médecin généraliste
Supermarché	Pharmacie
Tabac-Presse	Restauration rapide
	Station-service
	Supermarché

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 4.4 • Ensemble des commerces et services pris en compte les simulations, classés par niveau de recours.

Dans ce travail de thèse, seule l'accessibilité aux commerces et services est prise en compte. Des travaux plus approfondis prenant en compte l'accessibilité aux espaces verts et de loisirs dans MUP-City ont été réalisés par Bourgeois (2011) et Frémond (2015).

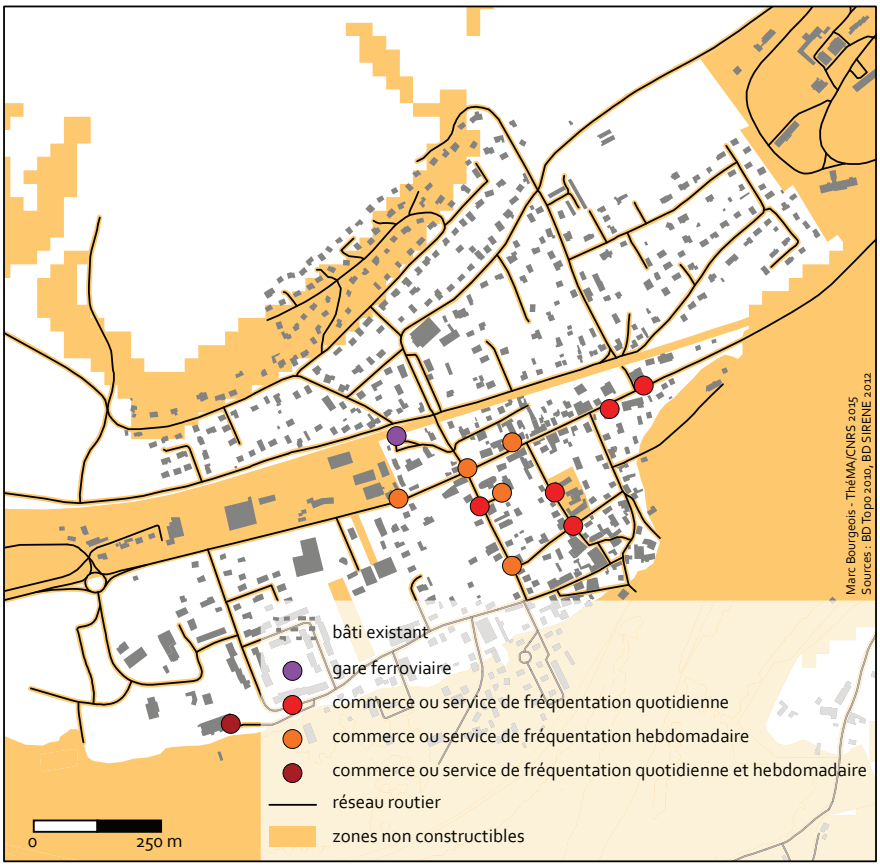


Figure 4.31 • Illustration des données nécessaires à l'utilisation de MUP-City. Commune de Roche-lez-Beaupré (Doubs).

4.3.11 Les simulations avec MUP-City

La première étape de simulation consiste à choisir d'activer ou non la règle fractale d'urbanisation. Si cette règle n'est pas activée, les scénarios d'urbanisation sont mono-échelle et ne présentent pas des formes d'urbanisation fractale. Dans ce cas, l'utilisateur doit déterminer le nombre de cellules à urbaniser. Ce type de scénario n'a pas été exploré ici (les travaux de Tannier *et al.* (2012b) permettent de comparer des scénarios fractals et des scénarios non fractals d'urbanisation). Si la règle fractale est activée, l'utilisateur choisit le N_{max}, le facteur de réduction r et la résolution minimale de l'espace cellulaire. MUP-City génère sur cette base un fichier au format matriciel pour chaque résolution spatiale (*i.e.* chaque taille de maille) comprenant trois types de cellules : cellules initialement bâties, cellules non bâties, et cellules potentiellement urbanisables.

L'utilisateur choisit également l'activation des règles d'accessibilité ainsi que leur pondération à l'aide de comparaisons par paires. MUP-City génère à nouveau un fichier pour chaque résolution spatiale, comprenant les valeurs d'évaluation de chaque cellule non bâtie de la zone d'étude.

Pour un scénario d'urbanisation, deux types de fichiers sont ainsi créés : une série de cartes comprenant les cellules potentiellement urbanisables selon le principe d'urbanisation fractale, et une autre série de cartes comprenant les valeurs d'évaluation de chaque cellule non bâtie de la zone d'étude. Les deux cartes à la résolution spatiale la plus fine (correspondant à des cellules de 20 m de côté) sont ensuite combinées dans un SIG afin d'obtenir l'évaluation de l'intérêt à être urbanisées des cellules potentiellement urbanisables identifiées pour le scénario considéré (figure 4.32).

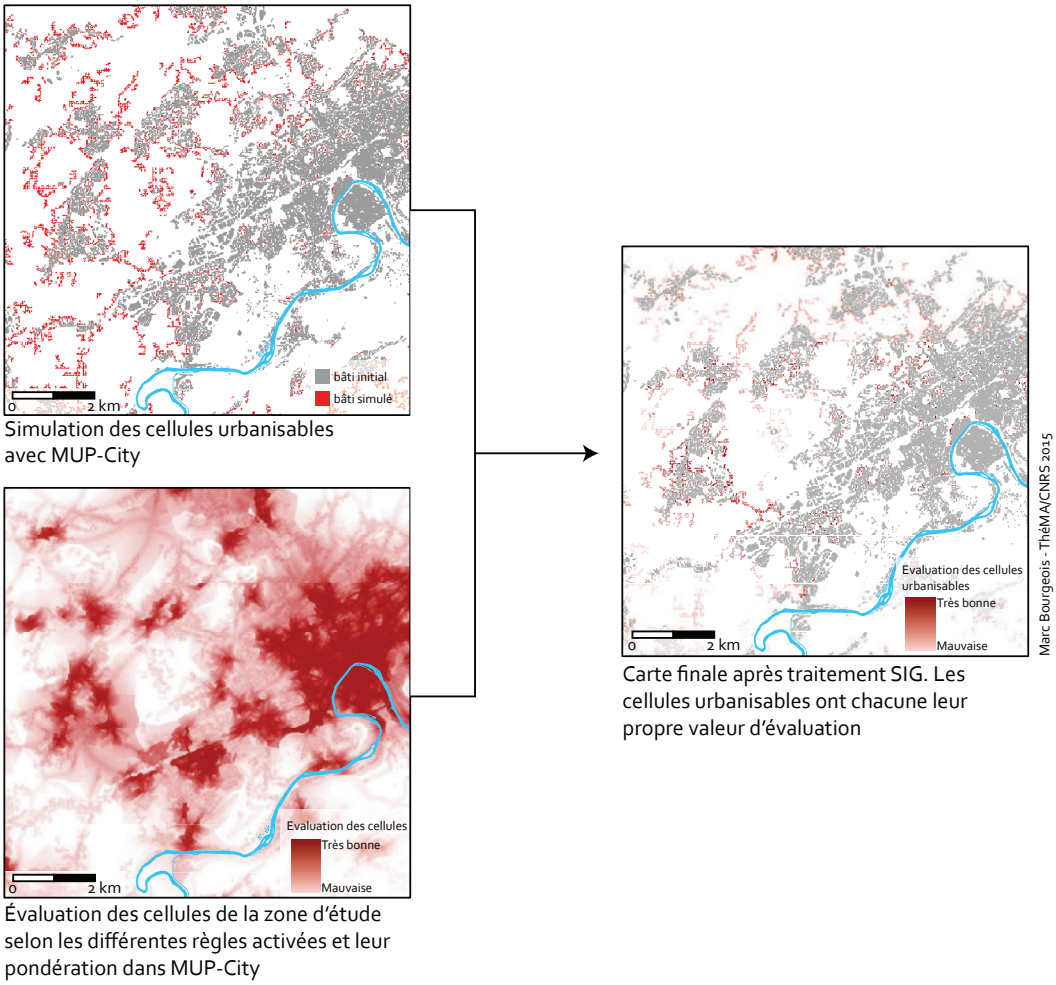


Figure 4.32 • Exemple de résultats de simulation issus de MUP-City.

4.3.12 Conclusion

Les cartes issues des sorties de simulation de MUP-City peuvent présenter des formes locales d'urbanisation différentes selon le paramétrage du modèle. En revanche, les formes globales d'urbanisation ne peuvent pas être déterminées avec MUP-City. Par exemple, il est impossible de contraindre l'urbanisation dans les grandes taches urbaines pour proposer un développement résidentiel compact. De plus, le nombre de logements à construire, correspondant au nombre de cellules à urbaniser, ne peut pas être paramétré lors de l'activation de la règle d'urbanisation fractale : MUP-City permet ainsi de suggérer des formes urbaines mais pas la construction de logements qui y est associée. Il est donc nécessaire de répartir les 28 000 logements devant être construits par simulation en 2030 dans les cellules potentiellement urbanisables identifiées au moyen de MUP-City.

4.4. MobiSim : un modèle LUTI pour simuler le développement résidentiel et les évolutions de trafic associées

La première étape de la simulation de scénarios prospectifs de développement résidentiel, réalisée à l'aide de MUP-City, a permis de déterminer les cellules de 20 m de côté potentiellement urbanisables dans l'Aire Urbaine de Besançon et leur intérêt à être urbanisées. Cependant, le nombre de cellules urbanisables déterminé par MUP-City est trop élevé par rapport au nombre de logements souhaités pour 20 ans. Par exemple, MUP-City propose 284 900 cellules à urbaniser dans la zone d'étude pour $N_{max} = 5$, soit, à raison d'un logement par cellule, environ 10 fois plus de logements que le nombre souhaité (28 000). Le modèle de simulation de développement résidentiel de MobiSim permet de choisir les cellules qui seront construites par simulation, et le nombre et type de logements à affecter dans chacune d'elles.

Outre la simulation du développement résidentiel, les variations de trafic qui y sont associées doivent aussi être estimées. Le trafic sur les axes routiers est composé par le trafic résultant des mobilités quotidiennes des individus et par le trafic de fond (véhicules en transit). Dans MobiSim, seules les mobilités quotidiennes des individus sont simulées. Elles se distinguent par le mode de transport utilisé (véhicule personnel, transports en commun, vélo ou marche à pied) et par leur destination (travail, commerces, services, loisirs). La construction de nouveaux logements peut provoquer des changements dans ces mobilités quotidiennes et induire une augmentation de trafic sur certains axes routiers. Il est également possible que le trafic routier diminue sur certains axes, dans le cas où les individus changent leurs habitudes en utilisant plus fréquemment les transports en commun.

4.4.1 Qu'est-ce que MobiSim ?

Un modèle LUTI

Les modèles LUTI représentent le système urbain de manière globale et dynamique, en intégrant la relation entre transport et urbanisme (ou utilisation des sols). Les modèles LUTI présentent, entre autres, l'intérêt de tester différentes politiques de transport et d'urbanisme pour en évaluer les impacts (Wegener, 2004). Dans ce travail de thèse, seuls les impacts écologiques des scénarios de développement résidentiel et du trafic associé sont évalués. D'autres impacts peuvent aussi être estimés à partir des résultats de simulation issus de modèles LUTI, par exemple des impacts économiques (coût des déplacements) ou des impacts sociaux (part relative des déplacements dans le budget des ménages) (Nicolas *et al.*, 2009).

Parmi les différents modèles LUTI existant, le modèle MobiSim, développé au laboratoire ThéMA a été choisi pour préciser les simulations de développement résidentiel faites avec MUP-City, et simuler les évolutions de trafic associées. Le projet MobiSim est piloté depuis 2008 par Jean-Philippe Antoni, Cécile Tannier et Gilles Vuidel. Il vise à comprendre, à travers la simulation, comment les aménagements des transports et de l'utilisation du sol influencent les mobilités quotidiennes et résidentielles des individus. Pour cela, il intègre au sein d'une même plateforme plusieurs modèles permettant de représenter des processus spatiaux, démographiques et économiques (Hirtzel, 2015).

Chaque sous-système est représenté par un modèle, chacun construit selon une approche individu-centrée (figure 4.33). Les différentes données utilisées en entrée proviennent des mêmes sources, et les résultats de simulations sont stockés dans une même base de données. Les modèles qui composent MobiSim interagissent entre eux. Dans MobiSim, la modélisation est construite de manière dynamique et itérative. Quatre sous-systèmes principaux peuvent être identifiés : les évolutions démographiques, le développement résidentiel, les mobilités quotidiennes et les mobilités résidentielles. Dans ce travail, nous nous focaliserons plus particulièrement sur le développement résidentiel et les mobilités quotidiennes qui y sont associées. Les évolutions démographiques et les mobilités résidentielles sont traitées plus précisément dans les travaux de thèse de Joanne Hirtzel (2015) et dans Tannier *et al.* (2015).

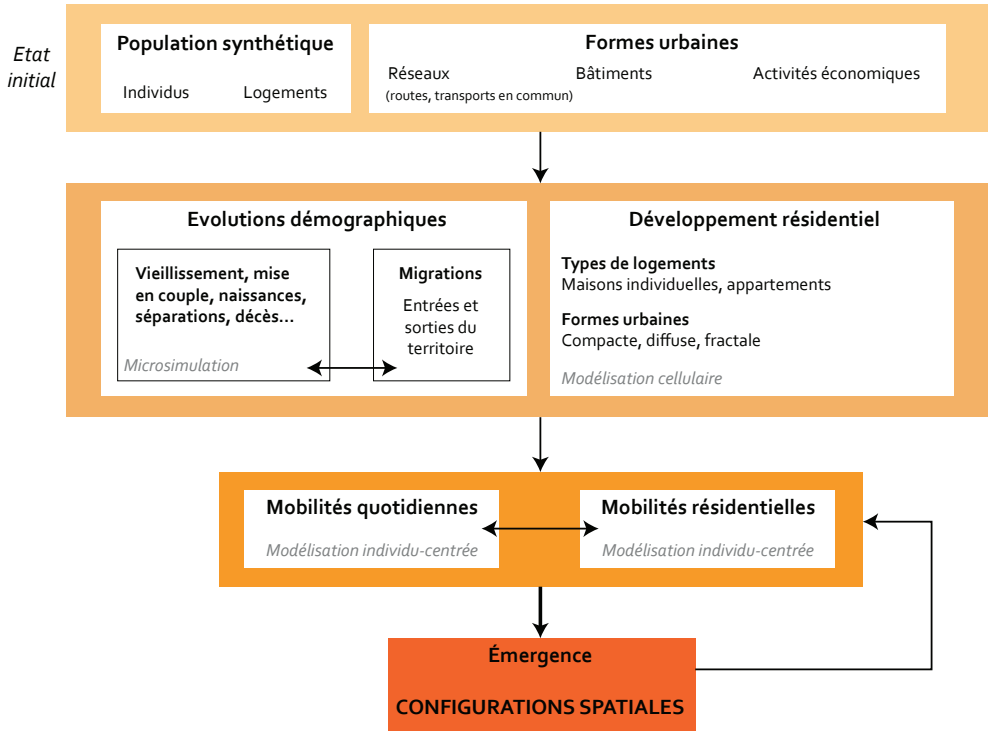


Figure 4.33 • Architecture de la plateforme MobiSim. D'après Hirtzel (2015).

Génération de la population synthétique

Une simulation avec MobiSim commence par la génération d'une population synthétique d'individus, de ménages et de logements. Une population synthétique est une « population dont les caractéristiques individuelles des agents sont reconstruites à un niveau désagrégé *N* à partir des informations connues à un niveau agrégé *N*+1 »(Antoni *et al.*, 2011). En France, les données démographiques sont fournies par l'INSEE de manière agrégée, au niveau des communes ou des IRIS. En raison du secret statistique, les données concernant précisément les individus ne sont pas disponibles. Pour construire un modèle individu-centré, il faut donc une population synthétique (ou artificielle) décrivant les caractéristiques de chaque individu. À partir des données de l'INSEE, MobiSim génère une population synthétique d'individus groupés en ménages et localisés dans des logements. Ces logements sont eux-mêmes localisés dans des bâtiments (figure 4.34). Les différentes étapes permettant de générer la population synthétique à partir de données agrégées

ne sont pas détaillées ici mais le sont dans le rapport de recherche PREDIT de MobiSim (Antoni *et al.*, 2011). D'une manière générale, la population synthétique permet de créer chacun des individus de la zone d'étude, de le définir en lui attribuant des caractéristiques, et de l'affecter à un ménage. Ces ménages sont localisés dans des logements en fonction de leur taille respective. Chacune de ces entités est caractérisée par des attributs (figure 4.35). La génération de la population synthétique n'est réalisée qu'une seule fois, au moment de la création de la zone d'étude. Elle ne fait donc pas partie de la dynamique de simulation, mais doit être réalisée de nouveau si les simulations portent sur une autre zone d'étude.

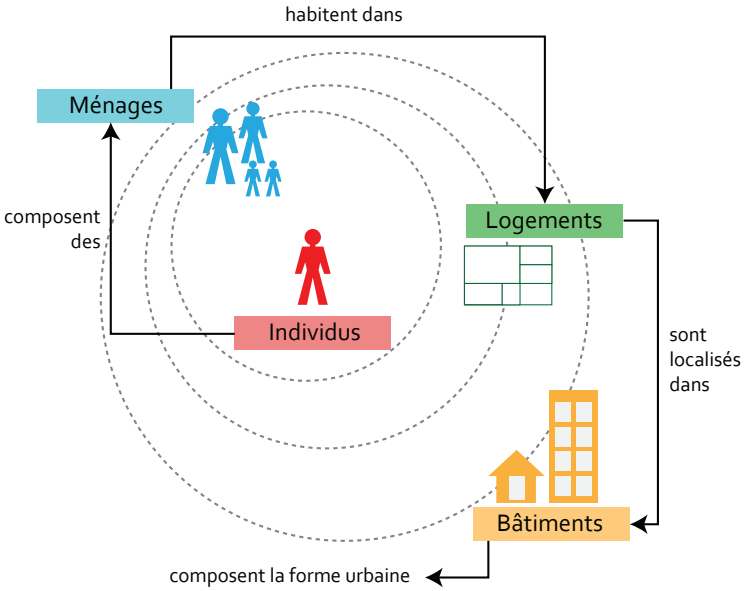


Figure 4.34 • Structure de la population synthétique de MobiSim. D'après Antoni *et al.* (2011).

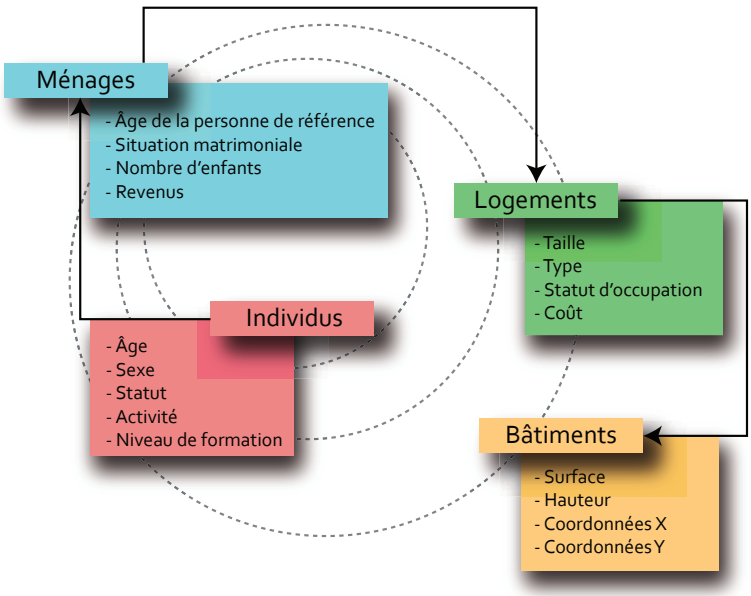


Figure 4.35 • Exemples d'attributs pour chacune des composantes de la population synthétique de MobiSim. D'après Hirtzel (2015).

Caractéristiques de l'environnement résidentiel

Les individus issus de la population synthétique évoluent dans un environnement, constitué par les bâtiments, les réseaux de transport, les espaces verts et les activités économiques. Ces différentes données sont similaires à celles utilisées dans MUP-City. Certaines couches comprennent des champs supplémentaires. Les bâtiments sont caractérisés par leur surface, leur hauteur et leur localisation dans l'espace. Les activités sont géolocalisées à partir du fichier SIRENE de l'INSEE, et définies par un certain nombre d'attributs comme leur nombre de salariés ou leur fréquence de recours potentiel (quotidien, hebdomadaire, mensuel ou plus rare). Les bâtiments et activités sont reliés entre eux par des réseaux routiers issus de la BD Topo de l'IGN. Chacune de ces infrastructures est caractérisée par le ou les modes de transports utilisables, sa vitesse, sa capacité et son sens de circulation. Pour intégrer les transports en commun dans le modèle, les arrêts de bus, stations de tram ou gares ferroviaires sont géolocalisées. La fiche horaire de chacune de ces stations est également détaillée.

Les caractéristiques initiales de l'environnement résidentiel et la génération de la population synthétique des individus constituent le point départ d'une simulation. La population synthétique évolue à chaque pas de temps de simulation, à travers deux modèles : les évolutions démographiques pour les individus et les ménages, et le développement résidentiel pour les logements. Pour chaque simulation, aucune nouvelle activité économique ou réseau de transport n'est créé.

4.4.2 Le module de développement résidentiel de MobiSim (MobiSim-DR)

Le module de développement résidentiel de MobiSim a été conçu conjointement par Cécile Tannier et moi-même. Sa programmation informatique a été réalisée par Gilles Vuidel.

Le module de développement résidentiel de MobiSim sert à simuler la création de nouveaux bâtiments résidentiels dans l'agglomération considérée, et à affecter de nouveaux logements dans ces bâtiments. Le développement résidentiel simulé est à l'origine de différentes formes d'urbanisation, et influe sur les mobilités quotidiennes des individus. MobiSim-DR permet d'évaluer le nombre, le type, et la localisation des logements qui sont créés selon un pas de temps annuel.

Nombre de logements à construire

Le nombre de logements à construire dans MobiSim pour un pas de temps annuel peut être déterminé de manière endogène ou exogène. L'approche endogène consiste à estimer le nombre de logements nécessaire à partir de l'évolution de la population synthétique (module évolutions démographiques). Dès que la tendance démographique est connue (après la première itération), le nombre de logements à construire est calculé pour les cinq prochaines années avec un logement par nouveau ménage et un taux de vacance qui reste constant. L'approche exogène consiste à fixer le nombre de logements annuels souhaités par l'utilisateur dès le début de la simulation dans le cas où le nombre de logements à construire est connu. Pour la simulation de nos scénarios, l'approche exogène a été retenue. Le nombre de logements annuels à construire a déjà été discuté plus précisément dans la section 4.2 de ce chapitre. Selon les tendances démographiques passées et les préconisations du SCoT du Grand Besançon, nous avons choisi de simuler la construction annuelle de 1 400 nouveaux logements par an.

Localisation des nouveaux logements

Par rapport à MUP-City, Mobisim-DR présente l'intérêt de pouvoir répartir la construction des logements à l'échelle globale de l'agglomération. Pour cela, il est possible de contraindre le développement résidentiel dans des zones prédéfinies (à l'aide d'un PLU par exemple) ou de le répartir dans les différentes taches urbaines de la zone d'étude (voir section 4.2). Notre objectif étant de simuler plusieurs scénarios de développement résidentiel, l'utilisation d'un document de planification existant n'a pas été retenue (voir section 3.2, chapitre 3).

Dans le but de pouvoir contraindre l'urbanisation dans les taches urbaines existantes, MobiSim-DR intègre Morpholim. À chaque itération, le seuil morphologique est recalculé, et de nouvelles taches urbaines sont créées à partir du bâti initial et du bâti simulé. Cependant, nous avons pu remarquer au cours de différents tests que cette méthode présentait certains inconvénients pour les cinq scénarios que nous souhaitons simuler. En effet, en recalculant de nouvelles taches urbaines à chaque itération, le développement résidentiel simulé a tendance à fortement s'éloigner de la tache urbaine initiale dans certaines communes, ce qui est contraire au principe de construction dans la continuité du bâti existant. Pour remédier à ce problème, nous avons choisi de fixer le seuil morphologique définissant les taches urbaines à l'état initial en 2010 (272 m). De cette manière, le développement résidentiel simulé se produit uniquement dans les taches urbaines existantes. Il ne peut se produire hors des taches urbaines que si tous les espaces ouverts à l'urbanisation dans la tache urbaine initiale sont déjà construits. Précisons que MobiSim prend en compte les taches urbaines non érodées (figure 4.11), ce qui laisse plus de place à l'urbanisation future.

Au niveau global, MobiSim-DR contraint le développement résidentiel dans les taches urbaines. Si l'utilisateur choisit de concentrer l'urbanisation dans et autour des grandes taches urbaines, l'urbanisation sera compacte. Inversement, l'urbanisation sera globalement diffuse si elle se produit surtout dans et autour des petites taches. Au niveau local, les zones potentiellement urbanisables sont issues des résultats de simulation de MUP-City sous la forme d'une carte en mode matriciel (figure 4.32), intégrée en *input* dans MobiSim. Pour chaque itération, MobiSim-DR identifie les cellules potentiellement urbanisables situées à l'intérieur ou à proximité des taches urbaines délimitées à l'état initial de la simulation. Parmi toutes ces cellules, MobiSim choisit celles qui présentent le plus grand intérêt à être urbanisées (figure 4.36). Une fois que les 1 400 logements pour la première année ont été construits, cette démarche est reproduite pour les 19 années suivantes de simulation. Cela signifie que plus les cellules sont urbanisées tardivement, plus leur intérêt à être urbanisé est faible.

En prenant en compte les cellules potentiellement urbanisables identifiées par MUP-City, les résultats de simulation issus de MobiSim représentent des formes urbaines fractales, et respectent l'ensemble des règles d'aménagement sélectionnées par l'utilisateur.

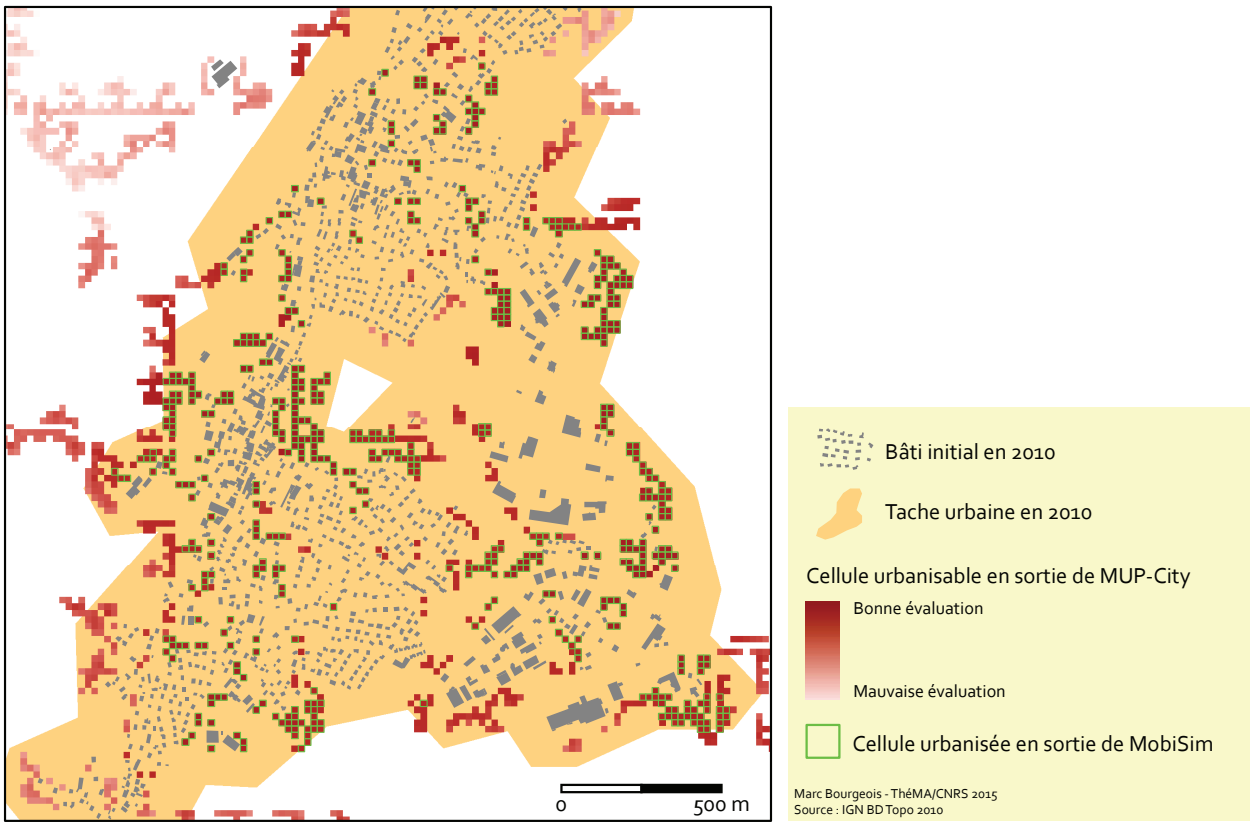


Figure 4.36 • Comparaison des sorties de simulation de MUP-City et de MobiSim. Exemple pour les communes de Serre-les-Sapins et Franois (Doubs).

Ventilation des logements

Nous considérons dans ce travail qu'une cellule de 20 mètres de côté correspond environ à la taille d'une maison individuelle et de son jardin environnant. Une cellule de 20 mètres de côté peut aussi comprendre plusieurs logements dans le cas de la construction d'un bâtiment collectif. Une cellule comprenant un seul logement correspond à la construction d'une maison individuelle. Si le nombre de logements est supérieur à 1, alors il s'agit d'un bâtiment collectif. La construction de 1 400 logements annuels par MobiSim ne correspond donc pas à l'urbanisation de 1 400 nouvelles cellules. Les cellules sont différenciées par leur année de construction, et par le nombre et le type de logements qu'elles contiennent.

La proportion du type de bâtiments (collectifs ou individuels) est choisie par l'utilisateur. Si cette proportion est fixée par exemple à 60 %, alors 840 logements individuels seront construits contre 560 logements collectifs. Les logements individuels et collectifs sont ensuite répartis selon les trois niveaux de taches urbaines. Par exemple, pour un scénario dense et compact, la proportion de logements collectifs sera plus importante dans la tache urbaine principale. MobiSim-DR permet également le choix des valeurs d'autres paramètres : la proportion de chaque classe de taille de logements (1 pièces, 2 pièces, 3 pièces, 4 pièces et 5 pièces et plus), la proportion du type d'occupation (propriétaire, locataire privé, locataire social) et le nombre de places de parking par logement.

Synthèse : déroulement de la simulation du développement résidentiel dans MobiSim

Dans MobiSim-DR, la simulation du développement résidentiel se déroule selon les cinq étapes suivantes :

1) L'utilisateur définit le nombre total de logements devant être créés à chaque étape de simulation pour toute la zone d'étude.

2) Pour ces logements devant être créés à chaque étape de simulation, l'utilisateur fixe la part de logements de chaque type (maison individuelle ou appartement dans un immeuble collectif) et de chaque statut d'occupation (propriétaire, locataire ou HLM). La part de logements de chaque taille est également définie.

Sur cette base, MobiSim crée le nombre de logements souhaité de chaque catégorie.

3) L'utilisateur définit le principe de répartition spatiale des logements créés. Les logements sont ici répartis dans les différentes taches urbaines de l'agglomération classées en fonction de leur surface. Pour chaque classe de taille, l'utilisateur définit la proportion de chaque catégorie de logements qu'elle doit contenir.

4) L'utilisateur intègre une carte représentant les zones potentiellement urbanisables d'après un scénario simulé avec MUP-City. Cette carte se présente sous la forme d'une carte matricielle à 20 mètres de résolution. Chaque cellule urbanisable est caractérisée par une valeur d'intérêt à être urbanisée.

5) L'algorithme implémenté dans MobiSim simule la construction de bâtiments de la manière suivante. Il génère d'abord le nombre adéquat de bâtiments de chaque type, permettant d'héberger le nombre de logements souhaités. Ensuite, MobiSim place les bâtiments dans l'espace. Les bâtiments sont localisés dans les taches urbaines définies avec Morpholim. S'il ne reste plus de cellules urbanisables dans ces taches urbaines, les bâtiments sont ensuite placés à des distances croissantes des limites des taches urbaines jusqu'à atteindre le nombre de logements souhaités. Ainsi, l'identification des taches urbaines fournit la base pour définir des règles de spatialisation du développement résidentiel à l'échelle de l'ensemble de l'Aire Urbaine.

En sortie de simulation, MobiSim génère un fichier de type *shapefile*, comprenant les nouvelles cellules urbanisées pour les vingt années de simulation (figure 4.37). La localisation de ces cellules dépend des zones potentiellement urbanisables déterminées par MUP-City et des taches urbaines identifiées avec Morpholim. Chaque cellule urbanisée comprend quatre caractéristiques :

- L'identifiant de la cellule
- Le type de logement
- L'année de construction
- Le nombre de pièces et de logements

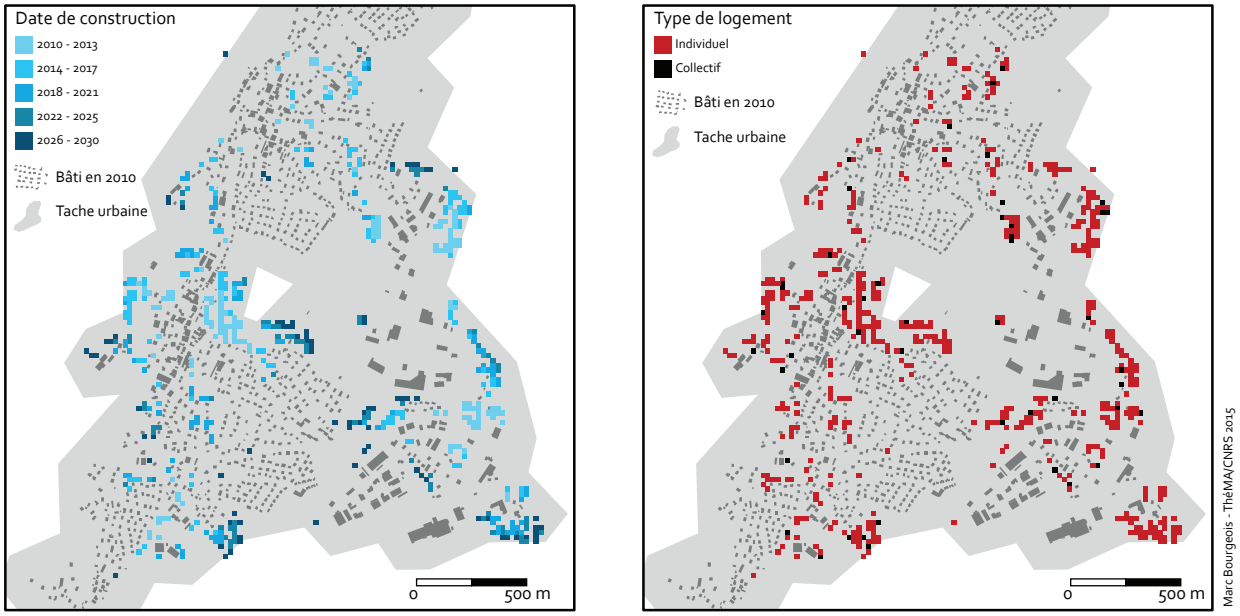


Figure 4.37 • Exemples de sorties de simulations issues de MobiSim-DR. Communes de Serre-les-Sapins et Franois (Doubs).

4.4.3 Le module de simulation des mobilités quotidiennes de MobiSim (MobiSim-MQ)

Le module MobiSim-MQ permet d'affecter le trafic sur chaque infrastructure de transport en distinguant chaque mode de transport. Ce module a été conçu et développé par Jean-Philippe Antoni et Gilles Vuidel. La rédaction de cette section est basée sur le site web de MobiSim (thema.univ-fcomte.fr/mobisim/), sur le chapitre 2 de l'ouvrage *Modéliser la ville*, dirigé par Jean-Philippe Antoni (Antoni et Vuidel, 2011) et sur les travaux de thèse de Maxime Frémond (2015).

Le modèle à quatre étapes

Dans MobiSim, la modélisation des mobilités quotidiennes est basée sur un modèle à quatre étapes permettant de simuler les mobilités des individus en termes de trafic (Ben-Akiva et Lerman, 1991; Bonnel, 1995; Cantillo *et al.*, 2006; Le Nir, 1991). Ce type de modèle permet la simulation du trafic dans une agglomération urbaine en le partageant entre différents modes de transports comme la voiture particulière ou les transports en commun (Antoni et Vuidel, 2011). Le caractère individu-centré de MobiSim permet de dépasser la logique agrégée du modèle à quatre étapes et de se référer au départ au programme d'activités des agents. Une activité est un motif engendrant un déplacement ou non. Les déplacements de l'agent associés à son programme d'activités sont ensuite simulés à l'aide du modèle à quatre étapes (figure 4.38). MobiSim-MQ permet donc de générer et de distribuer les déplacements des agents, de déterminer leur choix modal et d'affecter le trafic qui en résulte sur les différents réseaux. Le modèle est calibré et validé uniquement pour l'état initial, en 2010, à partir de données locales disponibles (l'enquête ménages-déplacements INSEE-CERTU 2005 pour l'agglomération de Besançon).

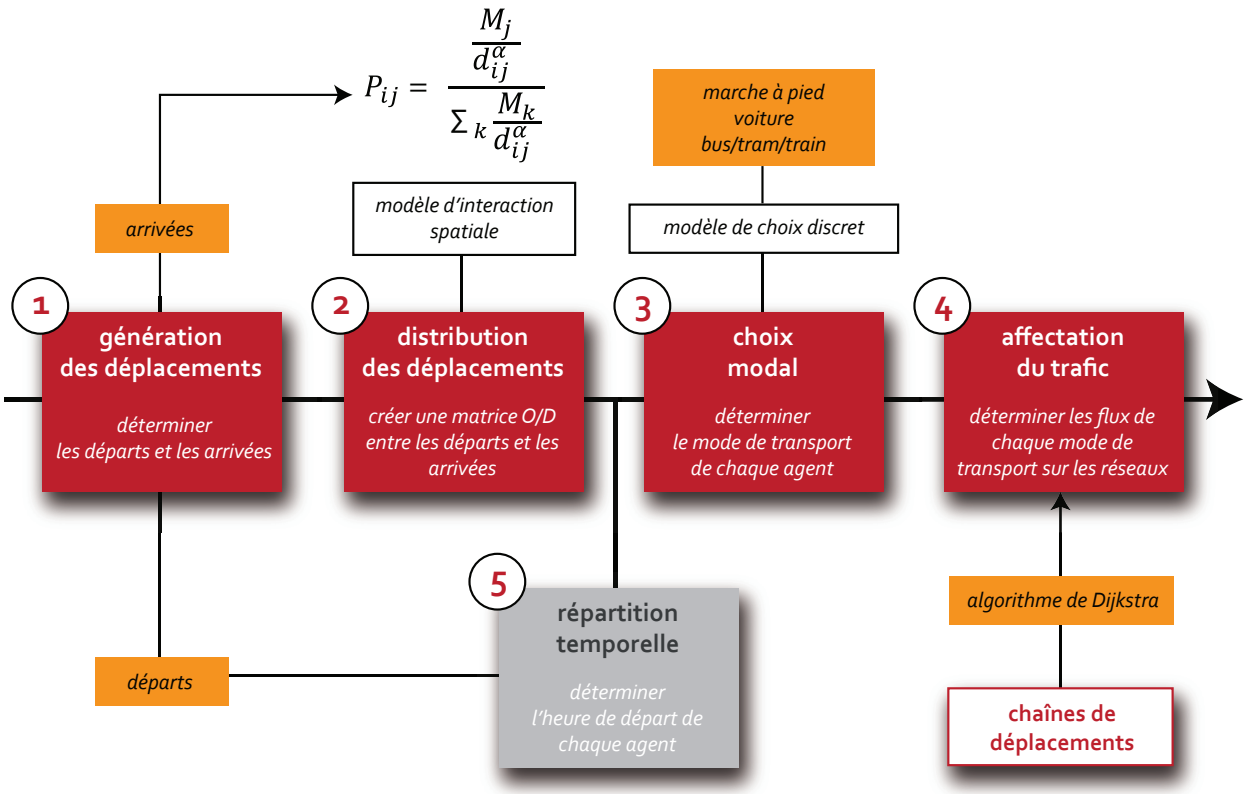


Figure 4.38 • Fonctionnement du modèle de simulation des mobilités quotidiennes de MobiSim. D'après Antoni (2010).

Génération, répartition temporelle et distribution des déplacements

Dans MobiSim-MQ, la distribution des flux de déplacements s'effectue en deux étapes : la génération du programme d'activités des agents et la distribution des déplacements en reliant le lieu de départ des agents et leur lieu d'arrivée. Le calcul est réalisé à l'aide d'un modèle d'interaction spatiale. Ces deux étapes sont calculées pour un jour ouvré standard qui correspond globalement à un mardi ou un jeudi. L'ensemble des activités est possible pour les agents, ce qui permet de considérer les déplacements dans leur intégralité. Les étapes se succèdent au cours de la journée selon une logique permettant aux agents d'optimiser leurs déplacements en termes d'origine et de destination. Les activités sont intégrées dans une chaîne de déplacements prenant en compte les pérégrinations, c'est-à-dire les activités secondaires effectuées au cours d'un trajet principal, comme par exemple aller acheter son pain sur son trajet domicile-travail. Dans MobiSim-MQ, sept activités principales sont prises en compte. Si elles engendrent un déplacement, elles sont également appelées motifs de déplacement :

- Travail
- Recherche d'emploi
- Études
- Achats

– Réseau social

– Loisirs

Certaines de ces activités sont prioritaires dans le planning d'activités des agents. Par exemple, le travail est prioritaire sur les loisirs. D'autres peuvent s'exclure mutuellement : travail de nuit et travail de jour par exemple. Les règles sont ici déterminées à partir des résultats de l'Enquête Ménages Déplacements du Grand Besançon (2005). Chaque règle est associée à une probabilité qui définit si l'individu réalisera l'activité ou non.

La simulation des programmes d'activités des agents permet de répondre aux questions suivantes : quelles activités fait l'agent ? À quelle heure ? Pendant combien de temps ? Et dans quel ordre ? L'étape suivante consiste à distribuer les déplacements de l'agent dans l'espace afin de répondre à une dernière question : où va l'agent ?

Dans MobiSim-MQ, la distribution des mobilités est fondée sur un modèle gravitaire tel que proposé par Huff (1964). Pour chaque motif, on cherche à obtenir le nombre de personnes P_{ij} se déplaçant quotidiennement de i vers j :

$$P_{ij} = \sum nPijk$$

Ce nombre de personnes P est déduit de la probabilité p d'effectuer un déplacement, par un tirage aléatoire :

$$P_{ij,k} = pijk.Nik$$

La probabilité p est quant à elle obtenue par un modèle gravitaire, qui repose sur trois postulats de base :

– la complémentarité : interaction entre l'ensemble des lieux que l'on peut considérer comme complémentaires (lieu de résidence et lieu d'achat sont alors considérés comme complémentaires) ;

– la friction de la distance : l'interaction se fonde sur une minimisation, possiblement pondérée, des distances entre les espaces considérés comme complémentaires ;

– l'absence de substitution : pour évaluer les possibilités d'interaction entre les lieux, il est nécessaire de tester toutes les possibilités de complémentarité et de distance.

Le modèle gravitaire implémenté dans MobiSim reprend chacun de ces postulats :

$$P_{ij} = \frac{M_{jk}}{d_{ij}^{\alpha} \ \sum_{ij} \frac{M_{jk}}{d_{ij}^{\alpha}}}$$

Les destinations des déplacements sont différenciées par motifs, et agrégées selon une grille de 50 mètres de côté dans l'optique de définir des polarités en limitant le nombre de déplacements possibles. L'origine, la destination et les points de passage de chaque agent sont ainsi connus.

Choix modal

Dans la version de MobiSim utilisée dans ce travail, les agents disposent d'un choix entre trois modes de transport : la marche à pied, les transports en commun (bus, tram ou train) ou la voiture. Ces modes de déplacements se différencient par leur coût, leur vitesse, leur niveau de confort, leur impact environnemental et les réseaux qu'ils empruntent. Une fonction de coût généralisé est intégrée dans MobiSim. En effet, le coût ne tient pas compte uniquement du prix du carburant (pour l'automobile) ou de celui du titre de transport (pour les modes collectifs), mais intègre l'ensemble des coûts supportés par les usagers (Gaudry, 2007). Dans MobiSim, le coût généralisé est calculé en deux étapes :

Pour chaque tronçon k à emprunter, on calcule un coût d'emprunt (CT) du tronçon, pour un agent a, utilisant un mode de transport m, de sorte que CT soit égal à la somme des coûts de la distance d et du temps t nécessaire pour parcourir le tronçon k, en lien avec la vitesse de déplacement (dépendante du mode) :

$$CT_{a,m,k} = (Cd_m \times d_k) + (Ct_a \times t_k)$$

En faisant la somme de tous les tronçons que l'agent doit emprunter pour effectuer son trajet de i à j, on obtient C, Cf_m le coût fixe de déplacement, alors le coût généralisé total pour un trajet est :

$$C_{a,ij,m} = Cf_m + \sum_{k=i}^{j} CT_{a,m,k}$$

Par la suite, on transforme ce coût généralisé en probabilité de choix modal, d'abord en déterminant le coût minimum :

$$c_{a,ij} = \min\{C_{a,ij,m}\}$$

Ce coût minimum permet de calculer l'écart relatif entre le mode m et le coût minimum :

$$\Delta_{a,ij,m} = \frac{C_{a,ij,m} - c_{a,ij}}{c_{a,ij}}$$

Le coût relatif pour chaque mode est ensuite rapporté au paramètre de coût maximum :

$$P_{a,ij,m} = \begin{cases} 1 - \dfrac{\Delta_{a,ij,m}}{\Delta_{max}} \text{ si } \Delta_{a,ij,m} < \Delta_{max} \\ 0 \qquad \text{sinon} \end{cases}$$

On obtient une loi de probabilité discrète $p_{a,\,ij,\,m}$, pour un agent a, se déplaçant de i à j par le mode m :

$$p_{a,ij,m} = \frac{P_{a,ij,m}}{\sum_k P_{a,ij,k}}$$

Les variables du choix modal permettent de paramétrer le modèle puis de le calibrer en fonction des données obtenues en sortie du modèle et des données issues de l'Enquête Ménages Déplacements. Le choix modal des agents détermine en partie le programme d'activités et la distribution des déplacements.

Affectation des déplacements sur les réseaux

L'affectation des déplacements des individus sur les réseaux consiste à déterminer leurs itinéraires de déplacements. Ils dépendent de leur programme d'activités et de leur mode de transport choisi. Cette étape permet de déterminer le nombre de véhicules sur chaque tronçon routier, ainsi que la charge en usagers des transports en commun.

Pour les utilisateurs des modes de transports individuels, ici la voiture et la marche à pied, le calcul de l'itinéraire entre le point de départ et le point d'arrivée de chaque agent utilise l'algorithme de Dijkstra. Ce choix implique deux postulats : (1) l'optimisation des parcours par les agents qui prennent nécessairement le chemin le plus court, (2) l'omniscience des agents qui connaissent *a priori* toutes les possibilités de déplacements et tous les chemins. Le chemin optimum peut être calculé en temps de parcours et en coût de déplacements. La congestion est également prise en compte, par l'intermédiaire de la réduction des vitesses et donc de l'augmentation du coût qu'elle provoque.

Cette étape est complétée par le calcul de chaînes de déplacements spécifiques aux agents qui profitent de leur trajet initial (domicile-travail) pour satisfaire d'autres motifs (achats ou loisirs par exemple). Les résultats obtenus (en nombre de véhicules ou de personnes sur les tronçons) permettent de déterminer le niveau de congestion des réseaux (embouteillages sur les routes). Ils peuvent influencer l'itinéraire que choisiront les agents pour réduire leurs temps de trajet ou le mode de transport qu'ils utiliseront pour se déplacer. On note ici une rétroaction avec l'étape de détermination du choix modal (figure 4.38).

Résultats de simulation issus de Mobisim-MQ

L'affectation des déplacements des individus sur les réseaux dans MobiSim produit des résultats de différente nature.

Les tronçons destinés à la marche à pied se voient affecter un nombre d'agents, heure par heure.

Les tronçons routiers se voient affecter un nombre de véhicules, heure par heure.

Les tronçons de transports en communs se voient affecter un nombre d'agents, heure par heure.

Pour chaque tronçon il est également possible de connaître le motif de déplacement des individus, déterminé à partir de leurs plannings d'activités simulés.

La méthodologie de simulation du trafic présentée dans les paragraphes précédents est calibrée et simulée pour l'état initial, en 2010. En 2030, le trafic est connu pour chaque axe de transport, après chaque scénario de développement résidentiel. Le différentiel entre le trafic simulé en 2010 et en 2030 permet de mesurer et de spatialiser les évolutions de trafic sur chaque axe de transport. Nous pouvons nous attendre à ce que les tronçons routiers desservant les nouvelles zones résidentielles subissent une augmentation de trafic. Cependant, la prise en compte du choix modal des individus peut provoquer une diminution du trafic sur certains axes. En effet, si la congestion devient trop importante, les individus pourront être amenés à délaisser l'utilisation de

la voiture particulière au profit des transports en commun ou de la marche à pied. De plus, des axes routiers localisés hors des zones de développement résidentiel peuvent subir une augmentation de trafic, si les individus décident de changer d'itinéraire pour diverses raisons, comme l'évitement des embouteillages potentiels par exemple.

4.4.4 Conclusion

L'utilisation du modèle LUTI MobiSim présente un réel intérêt pour la simulation de nos scénarios de développement résidentiel. MobiSim permet d'intégrer les zones urbanisables identifiées au moyen de MUP-City, et d'affiner ces scénarios en fonction de paramètres supplémentaires souhaités par l'utilisateur : nombre de logements à construire chaque année, répartition de ces logements à une échelle globale en fonction de la taille des taches urbaines, proportion du type de logements par classe de taille de tache urbaine (maison individuelle ou appartement). L'ensemble de ces paramètres permet de simuler des scénarios de développement résidentiel réalistes et à une échelle fine. Le module de simulation des mobilités quotidiennes permet, lui, de simuler le trafic pour l'ensemble des tronçons routiers de la zone d'étude choisie, et ainsi d'évaluer, pour chaque scénario simulé, l'impact de la forme urbaine sur les mobilités quotidiennes des individus. Même si les choix de conception du modèle et les résultats qui en sont issus peuvent être discutables, la possibilité d'obtenir une estimation de l'augmentation du trafic sur chaque axe de transport permet de compléter l'information apportée par les scénarios simulés.

Conclusion du chapitre 4

Ce chapitre a permis de détailler la méthodologie utilisée pour la simulation de scénarios prospectifs d'évolutions urbaines. La zone d'étude retenue pour ce travail de thèse est l'Aire Urbaine de Besançon. Ce zonage large a été choisi afin de pouvoir prendre en compte les espèces à grande capacité de déplacement lors de l'évaluation de l'impact écologique des scénarios d'urbanisation simulés. La conception de ces scénarios nécessite de s'intéresser aux dynamiques d'urbanisation passées dans l'agglomération bisontine, afin de comprendre la configuration actuelle de la zone d'étude. Notamment, l'étude des tendances démographiques passées nous a permis de paramétrer de manière réaliste la quantité de logements à simuler pour les vingt prochaines années. Les autres paramètres préalables à la conception des scénarios d'urbanisation concernent les zones où l'urbanisation doit être encouragée et les zones où l'urbanisation doit être proscrite. Afin de favoriser le développement résidentiel dans la continuité du bâti existant, comme cela est préconisé dans le SCoT du Grand Besançon, nous avons choisi de restreindre l'urbanisation à proximité ou au sein des taches urbaines existantes identifiées à l'aide du logiciel Morpholim. Inversement, nous avons choisi d'interdire l'urbanisation future dans certaines zones définies comme non constructibles, ce qui accroît le réalisme des scénarios simulés.

La forme locale de nos scénarios est déterminée à l'aide de l'application MUP-City qui permet d'identifier des cellules urbanisables selon une règle fractale d'urbanisation. Les formes de développement résidentiel simulées présentent à la fois une bonne accessibilité aux commerces et services ainsi qu'aux espaces ouverts. Les cellules potentiellement urbanisables comprennent chacune une valeur d'évaluation, quantifiant l'intérêt de chaque cellule à être urbanisée. Cette valeur d'évaluation provient de l'agrégation de différentes règles d'aménagement choisies pour chaque scénario : proximité aux espaces non-bâtis, accessibilité aux commerces et services, proximité au réseau routier et aux transports en commun. Parmi les cellules potentiellement urbanisables identifiées avec MUP-City, le modèle LUTI MobiSim offre la possibilité de choisir lesquelles seront urbanisées en priorité, en fonction de leur valeur d'évaluation. MobiSim permet également de restreindre la construction de nouveaux bâtiments dans les taches urbaines existantes. Certains paramètres de MobiSim peuvent être choisis pour influer à la fois sur la forme locale (proportion de bâtiments collectifs par exemple) et sur la forme globale (répartition de l'urbanisation en fonction de la taille des taches urbaines). Une cellule urbanisée peut alors être de type « maison individuelle » ou « immeuble collectif ». Pour chacune de ces cellules, le nombre de logements est connu ainsi que certaines de leurs caractéristiques (nombre de pièces notamment).

L'utilisation de ces différents outils permet de simuler des scénarios de développement résidentiel « vertueux » pour les résidents. En effet, les cellules urbanisées en priorité par MobiSim sont les cellules les mieux évaluées selon les règles définies dans MUP-City. Les différents paramétrages, tant au niveau de la forme locale des villes, que de leur forme globale permettent de proposer des formes d'urbanisation nettement différenciées selon les scénarios. De plus, MobiSim offre la possibilité de prendre en compte les deux principaux facteurs de la fragmentation paysagère : la construction de nouveaux bâtiments et l'augmentation du trafic qui y est associée.

CHAPITRE 5

CINQ SCÉNARIOS DE DÉVELOPPEMENT RÉSIDENTIEL ET LEURS SIMULATIONS DE TRAFIC ASSOCIÉES

Dans le chapitre précédent, nous avons présenté les modèles utilisés pour simuler les scénarios prospectifs d'urbanisation conçus dans le cadre de ce travail de thèse. Le présent chapitre vise à décrire les choix de paramétrages nécessaires à la simulation des différents scénarios. Les cinq scénarios simulés sont les suivants : ville compacte (S1), ville modérément compacte (S2), périurbain régulé (S3), étalement urbain (S4) et Transit-Oriented Development (S5). Nous détaillerons les paramètres utilisés pour les simulations avec MUP-City et MobiSim (développement résidentiel et trafic associé) puis nous expliquerons comment nous affectons le trafic à chaque axe routier de la zone d'étude pour chaque scénario.

5.1. Paramétrage des simulations MUP-City

Les données utilisées pour réaliser les simulations avec MUP-City ont été présentées en détail dans le chapitre précédent. Il s'agit du bâti existant dans l'Aire Urbaine de Besançon en 2010, du réseau routier existant (sans les chemins ni l'autoroute), des commerces et services, distingués selon leur fréquence potentielle de recours quotidienne ou hebdomadaire, les stations de transports en commun (gares ferroviaires et stations de tram) ainsi que les zones non constructibles. L'objectif de ces simulations est d'obtenir des cartes des cellules potentiellement urbanisables, caractérisées par leur intérêt à être urbanisées.

5.1.1 Règle d'urbanisation fractale

La surface minimale des cellules urbanisables est fixée à 400 m², soit 20 m de côté, représentant à peu près la surface nécessaire à la construction d'une maison individuelle et de sa parcelle (jardin, cour, place de parking éventuelle). Cette résolution spatiale fine contribue au réalisme des scénarios d'urbanisation simulés. Suivant les préconisations de Frankhauser *et al.* (2010), la valeur du facteur de réduction r est constante et fixée à 3 (soit 9 cellules par maille). Vu la taille de la zone d'étude, la taille des cellules au niveau de décomposition le plus fin (400 m²) et la valeur du facteur de réduction (r = 3), la décomposition multi-échelle effectuée par MUP-City comporte sept niveaux de résolutions spatiales emboîtées pour lesquelles la taille des cellules est respectivement de 14 580 m de côté (niveau de décomposition le plus grossier), 4 860 m, 1 620 m, 540 m, 180 m, 60 m et 20 m. Pour chaque niveau de décomposition, une cellule est considérée comme bâtie si elle contient au moins un bâtiment à l'état initial (voir figure 4.15, chapitre 4).

La décomposition multi-échelle est la première étape de la création d'un scénario fractal d'urbanisation. La deuxième étape consiste en la détermination du nombre maximum N_{max} de cellules urbanisables dans chaque maille de l'espace décomposé (figure 4.16, chapitre 4). La dimension fractale des extensions résidentielles simulées résulte du N_{max}. Elle détermine le potentiel de développement résidentiel. À titre indicatif, un N_{max} = 9 signifie, pour r=3, la construction de l'ensemble des cellules du niveau inférieur et donc une uniformisation totale de la densité locale, avec une dimension fractale D=2. Rappelons que les cellules non construites à un niveau de décomposition ne peuvent plus être construites au niveau de décomposition suivant. Cette contrainte permet de conserver la hiérarchie des lacunes intra-urbaines, qui est un des principes de base du modèle fractal adopté.

Le paramétrage du N_{max} influe à la fois sur la quantité de cellules potentiellement urbanisables qui sont identifiées par MUP-City et sur la densité bâtie des extensions résidentielles simulées. La figure 5.1 montre ainsi que plus le N_{max} est élevé, plus le nombre de cellules potentiellement urbanisables est élevé, et plus la densité bâtie locale l'est aussi. Pour autant, densité et fractalité sont bien deux mesures distinctes (Frankhauser, 2005). Les dimensions fractales mesurent davantage l'homogénéité urbanistique que l'intensité de l'occupation de l'espace (Badariotti, 2005).

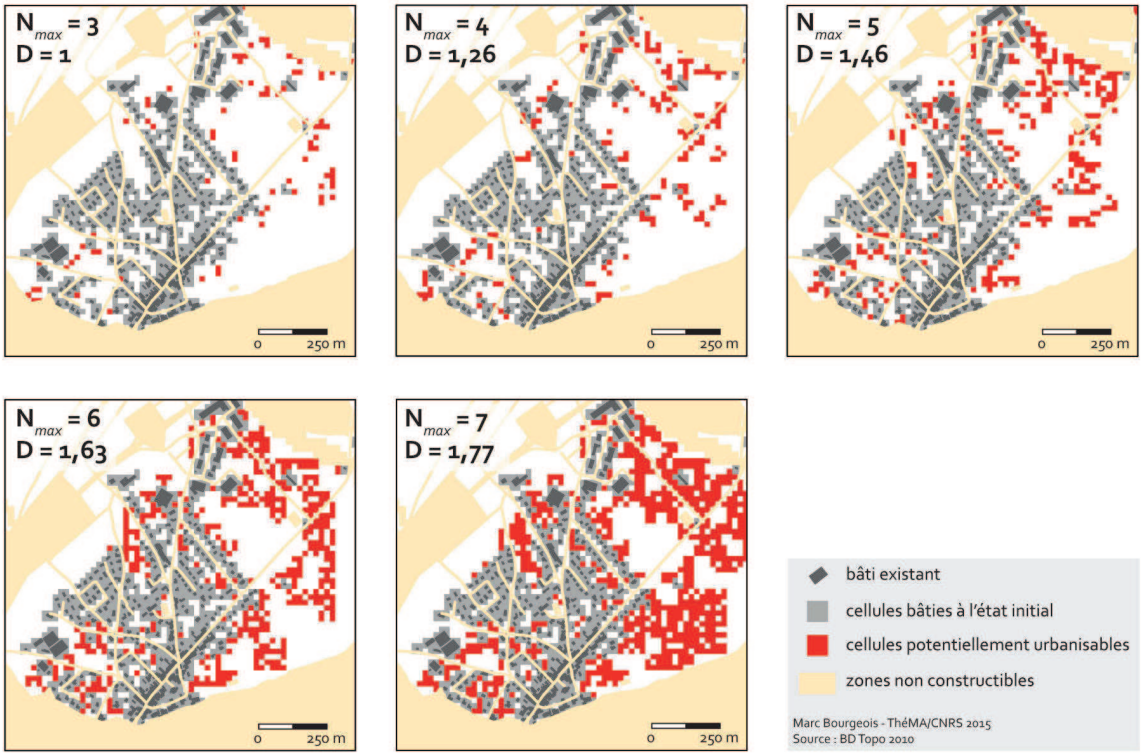


Figure 5.1 • Exemples de sorties de simulations de MUP-City à 20 mètres de résolution en fonction du paramétrage du N_{max} pour r=3 sans activation des règles d'accessibilité. Commune de Voray-sur-l'Ognon (Haute-Saône).

Le choix du N_{max}, et par conséquent de la dimension fractale, joue donc un rôle essentiel dans la détermination de la densité bâtie locale des scénarios d'urbanisation.

Les politiques d'urbanisation actuelles dans l'agglomération de Besançon, formulées dans le SCoT du Grand Besançon, tendent à restreindre la taille des parcelles et à favoriser les formes locales d'urbanisation plus denses, notamment pour limiter l'étalement urbain. La densité bâtie simulée pour N_{max} = 3 et N_{max} = 4 paraît trop faible au regard de ces critères (figure 5.1). D'autre part, d'après Frankhauser (2004), N_{max} ne doit pas être supérieur à 7, ce qui correspond à une dimension fractale de D=1,77, de manière à « maintenir une certaine hiérarchie des espaces vides ».

Dès lors, il ne reste que trois possibilités pour paramétrer la règle d'urbanisation fractale dans MUP-City : N_{max} = 5 (correspondant à une dimension fractale de 1,46), N_{max} = 6 (correspondant à une dimension fractale de 1,63) et N_{max} = 7 (correspondant à une dimension fractale de 1,77). Dans l'optique de différencier nettement les scénarios, nous avons simulé uniquement des formes de développement résidentiel où N_{max} = 5 et N_{max} = 7. Nous avons aussi choisi de simuler une troisième variante avec MUP-City qui associe un développement résidentiel fractal dense dans la tache principale et modérément dense ailleurs. Cette variante est appelée par la suite « développement résidentiel à densité mixte ». Ici, la tache urbaine principale prise en compte est la tache érodée identifiée avec Morpholim (figure 4.12, chapitre 4). Le but est de concentrer les plus fortes densités d'urbanisation dans la ville-centre et à proximité.

5.1.2 Pondération des règles d'aménagement les unes par rapport aux autres

Les cellules non bâties dans MUP-City peuvent présenter un plus ou moins fort intérêt à être urbanisées résultant de l'agrégation des valeurs d'évaluation des cellules pour chaque règle d'aménagement (voir chapitre 4). Les trois formes de développement résidentiel simulées avec MUP-City prennent toutes en compte cinq règles d'aménagement :

- Proximité aux espaces non-bâtis
- Proximité au réseau routier
- Accessibilité aux commerces et services de fréquentation quotidienne (N1)
- Accessibilité aux commerces et services de fréquentation hebdomadaire (N2)
- Accessibilité aux transports en commun

Les calculs d'accessibilité sont basés sur des distances mesurées sur le réseau routier et non des distances euclidiennes.

Les formes de développement résidentiel simulées dans MUP-City se différencient par l'importance des règles d'aménagement les unes par rapport aux autres. L'importance de chaque règle par rapport à une autre peut varier de 1 à 7. Dix matrices de comparaisons par paires (Saaty, 1977) ont été testées. Nous avons sélectionné la matrice de comparaison permettant d'obtenir les formes d'urbanisation les plus réalistes, c'est-à-dire celles qui permettent d'éviter au maximum tant la formation de cordons linéaires bâtis que l'urbanisation le long des axes routiers, comme cela est recommandé dans le SCoT du Grand Besançon. Pour ce faire, nous avons affecté relativement peu d'importance à la règle de proximité au réseau routier. Ainsi, les règles d'accessibilité aux commerces et services N1 et N2 et aux transports en commun sont sept fois plus importantes que la règle de proximité au réseau routier (tableau 5.1). Afin de favoriser l'urbanisation à proximité du bâti existant, nous avons accordé davantage d'importance à la proximité aux aménités souvent localisées dans les cœurs de villes ou de villages, en premier lieu les commerces et services de fréquentation quotidienne, et en second lieu les stations de transports en commun. La règle de proximité aux espaces non bâtis revêt très peu d'importance par rapport aux autres règles.

Une seconde matrice de comparaisons a été réalisée dans l'optique de simuler le scénario TOD avec MobiSim (tableau 5.2). Dans cette matrice, l'importance de la règle d'accessibilité aux transports en commun est renforcée par rapport aux autres règles. Cette matrice de comparaison est sensiblement la même que celle présentée dans le tableau 5.1. La différence notable est que la règle d'accessibilité aux transports en commun est sept fois plus importante que toutes les autres règles. De cette manière, les cellules proches des stations de transports en commun auront tendance à être mieux évaluées en sortie de MUP-City.

	Proximité aux espaces non bâtis	Proximité au réseau routier	Accessibilité aux commerces et services N1	Accessibilité aux commerces et services N2	Accessibilité aux transports en commun
Proximité aux espaces non bâtis		1	1	1	1
Proximité au réseau routier	1		1/7	1/7	1/7
Accessibilité aux commerces et services N1	1	7		7	7
Accessibilité aux commerces et services N2	1	7	1/7		1/7
Accessibilité aux transports en commun	1	7	1/7	7	

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.1 • Matrice de comparaison par paires des règles d'aménagement de MUP-City pour les scénarios S1 à S4.

	Proximité aux espaces non bâtis	Proximité au réseau routier	Accessibilité aux commerces et services N1	Accessibilité aux commerces et services N2	Accessibilité aux transports en commun
Proximité aux espaces non bâtis		1	1	1	1/7
Proximité au réseau routier	1		1/7	1/7	1/7
Accessibilité aux commerces et services N1	1	7		7	1/7
Accessibilité aux commerces et services N2	1	7	1/7		1/7
Accessibilité aux transports en commun	7	7	7	7	

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.2 • Matrice de comparaison par paires des règles d'aménagement de MUP-City pour le scénario S5 (TOD).

Sur cette base, MUP-City calcule le vecteur propre de la matrice de comparaison permettant de déterminer les valeurs d'importance de chacune des règles d'aménagement pour chaque scénario simulé (tableau 5.3).

	Scénario TOD	Autres scénarios
Proximité aux espaces non bâtis	0,41	0,75
Proximité au réseau routier	0,20	0,23
Accessibilité aux commerces et services N1	1,05	2,41
Accessibilité aux commerces et services N2	0,46	0,51
Accessibilité aux transports en commun	2,88	1,10

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.3 • Valeurs d'importance des règles d'aménagement issues des matrices de comparaison par paires.

MUP-City calcule l'intérêt à être urbanisées de toutes les cellules non bâties de la zone d'étude. Parmi ces cellules, seules les cellules potentiellement urbanisables déterminées par la règle d'urbanisation fractale sont sélectionnées (figure 4.31). Chaque scénario d'urbanisation comporte un nombre de cellules potentiellement urbanisables différent. Plus la dimension fractale est élevée, plus le nombre de cellules urbanisables est important (tableau 5.4).

	Scénario dense	Scénario modérément dense	Scénario à densité mixte
Nombre de cellules de 20 m de côté potentiellement urbanisables	816 579	284 900	299 038

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.4 • Nombre de cellules potentiellement urbanisables en sortie de chaque scénario de MUP-City pour l'Aire Urbaine de Besançon.

5.1.3 Résultats issus de MUP-City

Les résultats des simulations effectuées dans MUP-City se présentent sous la forme de cartes des cellules potentiellement urbanisables caractérisées chacune par leur valeur d'intérêt à être urbanisées (figure 5.2).

– Scénario 1 et 3 : Développement résidentiel dense et valeurs d'intérêt à être urbanisées des cellules intégrant les importances des règles d'aménagement du tableau 5.1.

– Scénario 2 : Développement résidentiel modérément dense et valeurs d'intérêt à être urbanisées des cellules intégrant les importances des règles d'aménagement du tableau 5.1.

– Scénario 4 : Développement résidentiel à densité mixte et valeurs d'intérêt à être urbanisées des cellules intégrant les importances des règles d'aménagement du tableau 5.1.

– Scénario 5 : Développement résidentiel à densité mixte et valeurs d'intérêt à être urbanisées des cellules intégrant les importances des règles d'aménagement du tableau 5.2.

5.2. Paramétrage des scénarios dans MobiSim

5.2.1 Forme globale du développement résidentiel

Comme énoncé dans le chapitre 4, nous avons choisi de simuler la construction de 1 400 logements par an, entre 2010 et 2030. Cette croissance urbaine est répartie dans les différentes taches urbaines différemment selon chaque scénario. Plus la proportion d'urbanisation dans la tache urbaine principale est importante, plus la ville est compacte et monocentrique d'un point de vue global. Inversement, plus la proportion d'urbanisation simulée est importante dans les taches urbaines de tailles petites et moyennes, plus le développement résidentiel est diffus au niveau global.

Nous avons choisi de simuler deux formes globales de développement résidentiel : les formes compactes (S1 et S2) et les formes diffuses (S3, S4 et S5). Le tableau 5.5 présente la répartition

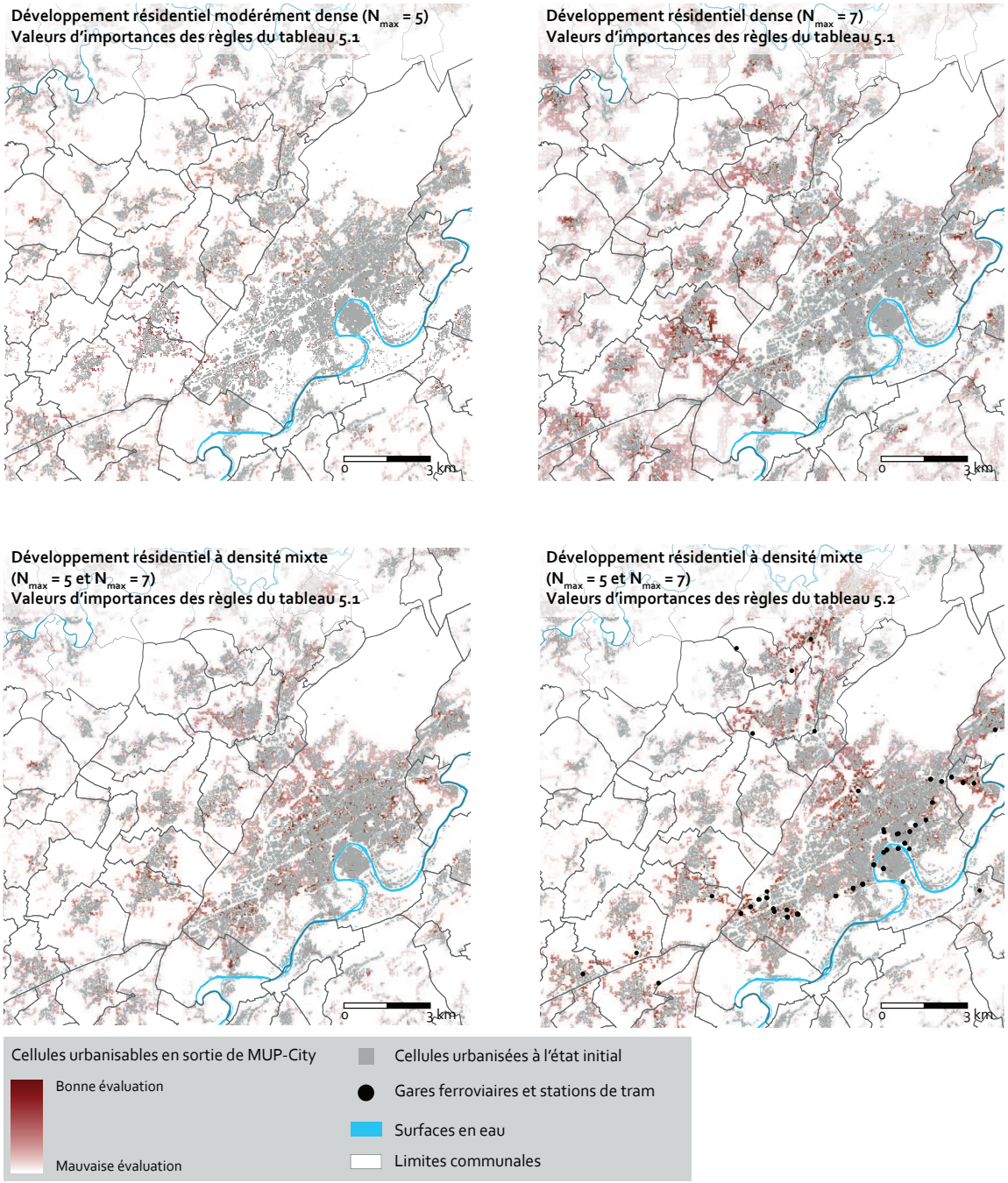


Figure 5.2 • Résultats issus des quatre formes fractales de développement résidentiel simulés dans MUP-City. Exemple du secteur Nord-Ouest de Besançon.

des logements dans la zone d'étude pour chaque classe de taille de tache urbaine. Les données de l'INSEE pour l'année 2010, date du début de la simulation, n'étant pas disponibles, nous avons utilisé les données de recensement de 2012 pour déterminer les tendances d'urbanisation à l'état initial. En 2012, environ 70 % des logements de l'Aire Urbaine sont localisés dans la tache principale, ce qui confirme le caractère monocentrique de l'agglomération de Besançon. Ceci a tendance à évoluer depuis une dizaine d'années : durant la période 1999-2012, le nombre de logements construits dans les taches de taille moyenne se rapproche du nombre de logements construits dans la tache principale. D'un point de vue global, cette tendance révèle le processus d'étalement urbain à l'œuvre autour de Besançon.

Les scénarios simulés suivent partiellement ces récentes tendances d'évolution en cours. Pour les scénarios compacts, la croissance urbaine est répartie de la manière suivante :

– 80 % des nouveaux logements sont construits dans la tache urbaine principale,

– 15 % des nouveaux logements sont construits dans les taches urbaines de taille moyenne,

– 5 % des nouveaux logements sont construits dans les petites taches urbaines.

Le pourcentage de nouveaux logements construits par simulation dans la tache urbaine principale (80 %) est volontairement plus important que le pourcentage de logements réellement construits ces dernières années (49 % des nouveaux logements). Inversement, les scénarios compacts limitent la construction de nouveaux logements dans les autres taches urbaines, ce qui va à l'encontre des tendances actuelles d'évolution. Les scénarios compacts simulés ont donc pour objectif d'infléchir les tendances actuelles, en encourageant majoritairement l'urbanisation dans et à proximité de la ville-centre.

Pour les scénarios diffus, la croissance résidentielle est répartie de la manière suivante :

– 40 % des nouveaux logements sont construits dans la tache urbaine principale,

– 30 % des nouveaux logements sont construits dans les taches urbaines de taille moyenne,

– 30 % des nouveaux logements sont construits dans les taches urbaines de petite taille.

Cette répartition correspond à peu près aux tendances d'évolution observées entre 1999 et 2012. Nous avons cependant choisi d'accentuer encore plus l'urbanisation dans les petites taches urbaines (30 % contre 11 % sur les dernières années) afin de marquer une différence plus nette avec le scénario compact, en accentuant volontairement le phénomène d'étalement urbain.

Ainsi, les deux types de scénarios simulés (compact et diffus) présentent des différences majeures au niveau de la répartition globale du nombre de logements ce qui permet de les différencier clairement.

	Répartition des logements par taille de tache urbaine en 2012	Répartition des logements construits entre 1999 et 2012 par taille de tache urbaine
Tache urbaine principale	67 %	48,9 %
Taches urbaines de taille moyenne	25,7 %	40,1 %
Taches urbaines de petite taille	7,3 %	11 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.5 • Répartition des logements dans la zone d'étude pour chaque classe de taille de tache urbaine. Comparaison entre la situation actuelle et les tendances d'évolution récentes.

5.2.2 Forme locale du développement résidentiel

Pour les scénarios d'urbanisation simulés, la forme locale d'urbanisation dépend de deux paramètres :

– la localisation des zones potentiellement urbanisables issue des résultats de simulation de MUP-City ;

– la densité de logements, correspondant à la proportion de logements individuels et collectifs construits par simulation.

Logements collectifs et individuels

Pour l'ensemble de l'Aire Urbaine, la répartition des logements individuels et collectifs est présentée dans le tableau 5.6. Actuellement, 37,3 % des logements de la zone sont des logements individuels. Cette proportion est sensiblement la même pour les logements construits depuis 1999. En revanche, des changements de tendance peuvent être observés si l'on regarde plus précisément cette répartition pour chaque classe de taille de tache urbaine. En toute logique, la proportion de bâtiments collectifs est plus élevée dans la tache urbaine principale. Le tableau 5.7 montre que les logements collectifs sont encore majoritairement construits dans la tache urbaine principale (86,9 %). Pour les logements construits depuis 1999, cette part se réduit considérablement (67,5 %). Pour les autres taches, le logement individuel est prédominant. Cependant, cette prédominance se réduit de plus en plus. Pour les taches urbaines de taille moyenne, les tendances récentes d'évolution montrent que la part de logements collectifs est de plus en plus importante (44 % entre 1999 et 2012). Ainsi, bien que la croissance urbaine soit de plus en plus importante dans les petites et moyennes taches urbaines, le processus d'étalement urbain est limité par l'augmentation du nombre de logements collectifs et donc de la densité de logements.

	Type de logements dans la zone d'étude en l'état actuel (2012)		Type de logements construits entre 1999 et 2012	
	Individuel	Collectif	Individuel	Collectif
Tache urbaine principale	18,7 %	81,3 %	10 %	90 %
Taches urbaines de taille moyenne	73,8 %	26,2 %	56,1 %	43,9 %
Taches urbaines de petite taille	79,5 %	20,5 %	68,1 %	31,9 %
Aire Urbaine	37,3 %	62,7 %	35 %	65 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.6 • Proportion de logements collectifs et individuels par classe de taille de tache urbaine. Comparaison entre la situation actuelle et les tendances d'évolution récentes.

	Répartition des logements de la zone d'étude par type en l'état actuel (2012)		Répartition des logements de la zone d'étude par type entre 1999 et 2012	
	Individuel	Collectif	Individuel	Collectif
Tache urbaine principale	33,6 %	86,9 %	14,1 %	67,5 %
Taches urbaines de taille moyenne	50,8 %	10,7 %	64,3 %	27,1 %
Taches urbaines de petite taille	15,6 %	2,4 %	21,6 %	5,4 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.7 • Répartition des logements collectifs et individuels par classe de taille de tache urbaine. Comparaison entre la situation actuelle et les tendances d'évolution récentes.

La répartition des logements individuels et collectifs pour chaque scénario simulé dans MobiSim se fait en deux étapes : (1) choix de la proportion de logements individuels et collectifs à construire dans l'ensemble de la zone d'étude et (2) choix de la proportion de logements individuels et collectifs à construire pour chaque classe de taille tache urbaine.

Le pourcentage de maisons individuelles construit par simulation pour l'ensemble de la zone d'étude est de 39,5 % pour les scénarios compacts et de 57 % pour les scénarios diffus (figure 5.3).

Pour les scénarios compacts, les logements collectifs et individuels sont répartis de la manière suivante :

– Dans la tache principale : 70 % de logements collectifs et 30 % de logements individuels,

– Dans les taches de taille moyenne : 30 % de logements collectifs et 70 % de logements individuels,

– Dans les taches de petite taille : 0 % de logements collectifs et 100 % de logements individuels.

Pour les scénarios diffus, seule la proportion de logements collectifs et individuels dans les taches secondaires est modifiée :

– Dans la tache principale : 70 % de logements collectifs et 30 % de logements individuels,

– Dans les taches secondaires : 50 % de logements collectifs et 50 % de logements individuels,

– Dans les petites taches : 0 % de logements collectifs et 100 % de logements individuels.

Ces proportions ne tiennent pas compte des tendances récentes d'évolutions mais respectent le fait que la part de logements collectifs soit plus importante dans les grandes taches urbaines.

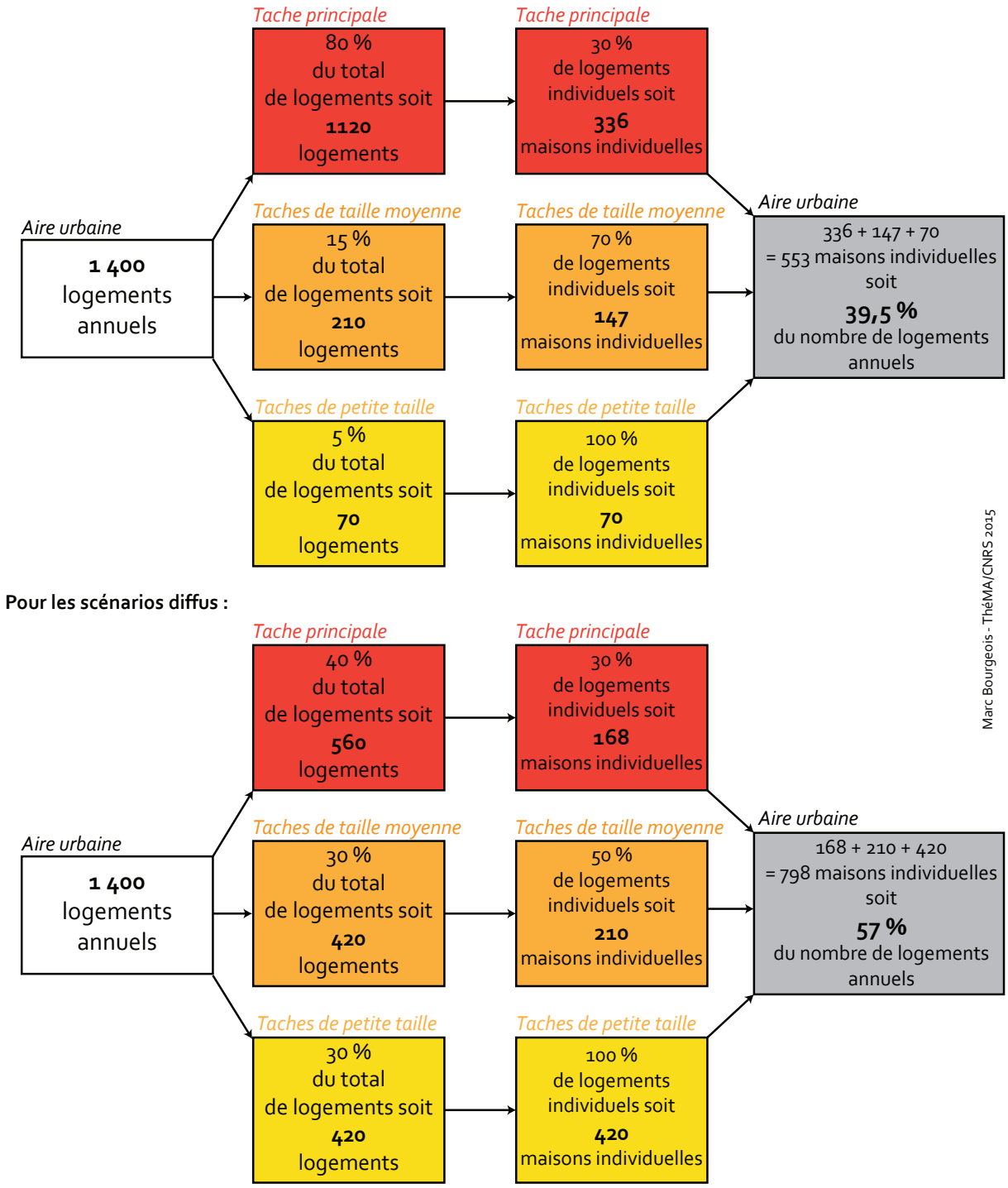


Figure 5.3 • Détermination de la proportion globale de maisons individuelles à construire dans l'ensemble de la zone d'étude.

5.2.3 Les cinq scénarios prospectifs de développement résidentiel

Plusieurs formes de développement résidentiel ont été simulées avec MUP-City :

– Développement résidentiel dense ;

– Développement résidentiel modérément dense ;

– Développement résidentiel à densité mixte ;

– Développement résidentiel à densité mixte avec renforcement de la règle d'accessibilité aux transports en commun.

Ces simulations sont introduites dans MobiSim sous la forme d'une carte au format matriciel, représentant les cellules potentiellement urbanisables caractérisées par leur intérêt à être urbanisées. Sur la base de cette carte, MobiSim répartit les logements dans les cellules les mieux évaluées (figure 4.36). Cette répartition est effectuée dans chaque tache urbaine, selon les paramètres définis précédemment (nombre et type de logements pour chaque classe de taille de tache urbaine).

Au final, les paramètres de développement résidentiel des cinq scénarios simulés avec MobiSim sont les suivants :

– S1 : ville compacte (figure 5.4 et tableau 5.8)
  - MobiSim : forme globale compacte et forte densité locale de logement
  - MUP-City : développement résidentiel dense

– S2 : ville modérément compacte (figure 5.5 et tableau 5.9)
  - MobiSim : forme globale compacte et forte densité locale de logement
  - MUP-City : développement résidentiel modérément dense

– S3 : périurbain régulé (figure 5.6 et tableau 5.10)
  - MobiSim : forme globale diffuse et densité locale de logement modérée
  - MUP-City : développement résidentiel dense

– S4 : étalement urbain (figure 5.7 et tableau 5.11)
  - MobiSim : forme globale diffuse et densité locale de logement modérée
  - MUP-City : développement résidentiel à densité mixte

– S5 : TOD (figure 5.8 et tableau 5.12)
  - MobiSim : forme globale compacte et densité locale de logement modérée
  - MUP-City : développement résidentiel à densité mixte

Scénario S1 : Ville compacte

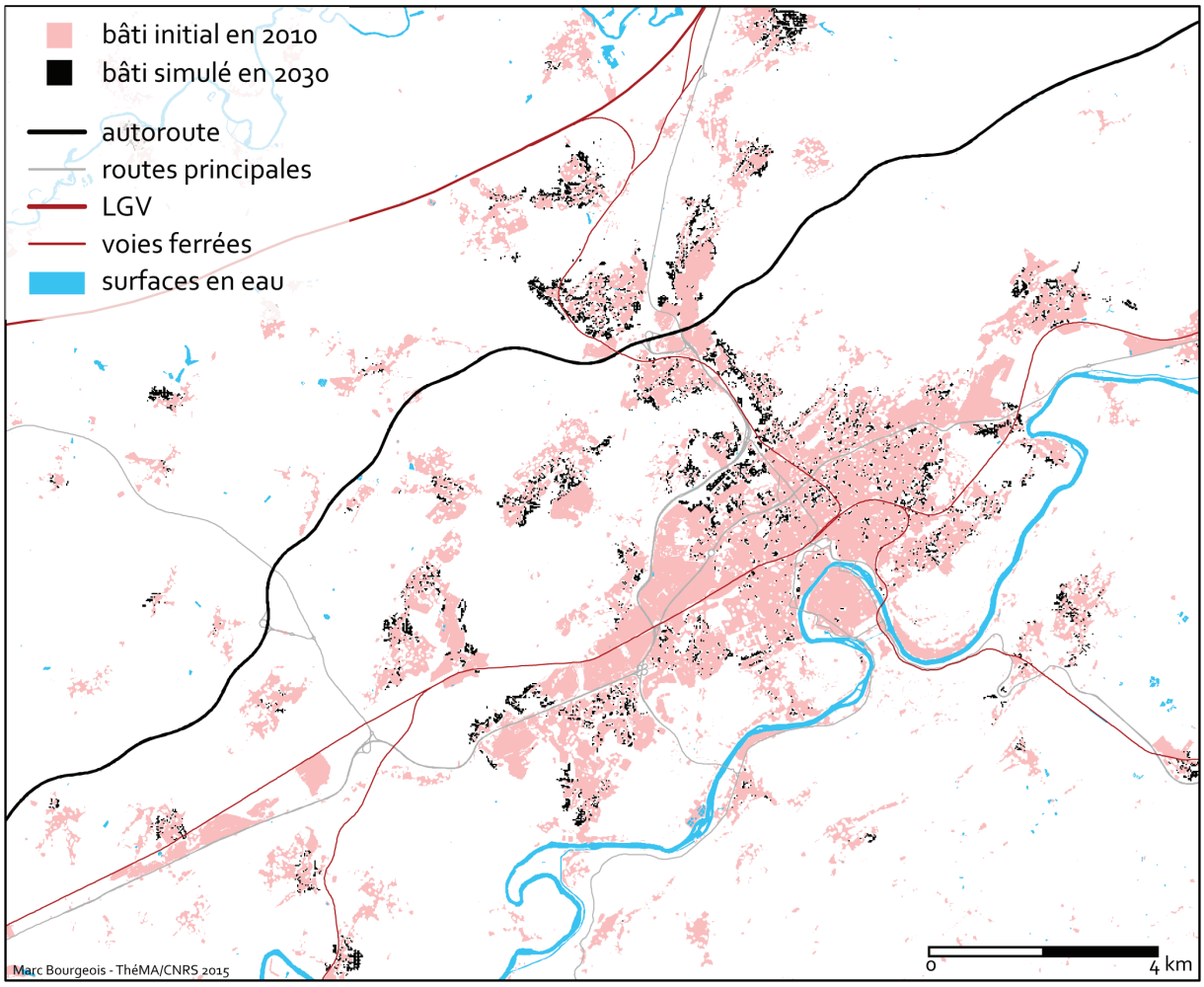


Figure 5.4 • Urbanisation simulée avec le scénario S1 (Ville compacte).

Forme globale (proportion de croissance urbaine)			Forme locale	Proportion des logements collectifs et individuels					
Tache urbaine principale	Taches urbaines de taille moyenne	Taches urbaines de petite taille	Dimension fractale	Collectif	Individuel	Collectif	Individuel	Collectif	Individuel
				Tache principale		Taches moyennes		Petites taches	
80%	15%	5%	1,77	70%	30%	30%	70%	0%	100%

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.8 • Paramètres choisis pour le scénario S1 (Ville compacte).

Le scénario *ville compacte* présente une forme globale compacte, et une forme locale dense. L'urbanisation dans les communes périphériques est relativement limitée et se produit majoritairement dans la tache urbaine principale. Cependant, le caractère fractal de l'urbanisation simulée avec MUP-City permet de conserver des espaces ouverts au sein des espaces nouvellement bâtis.

Scénario S2 : ville modérément compacte

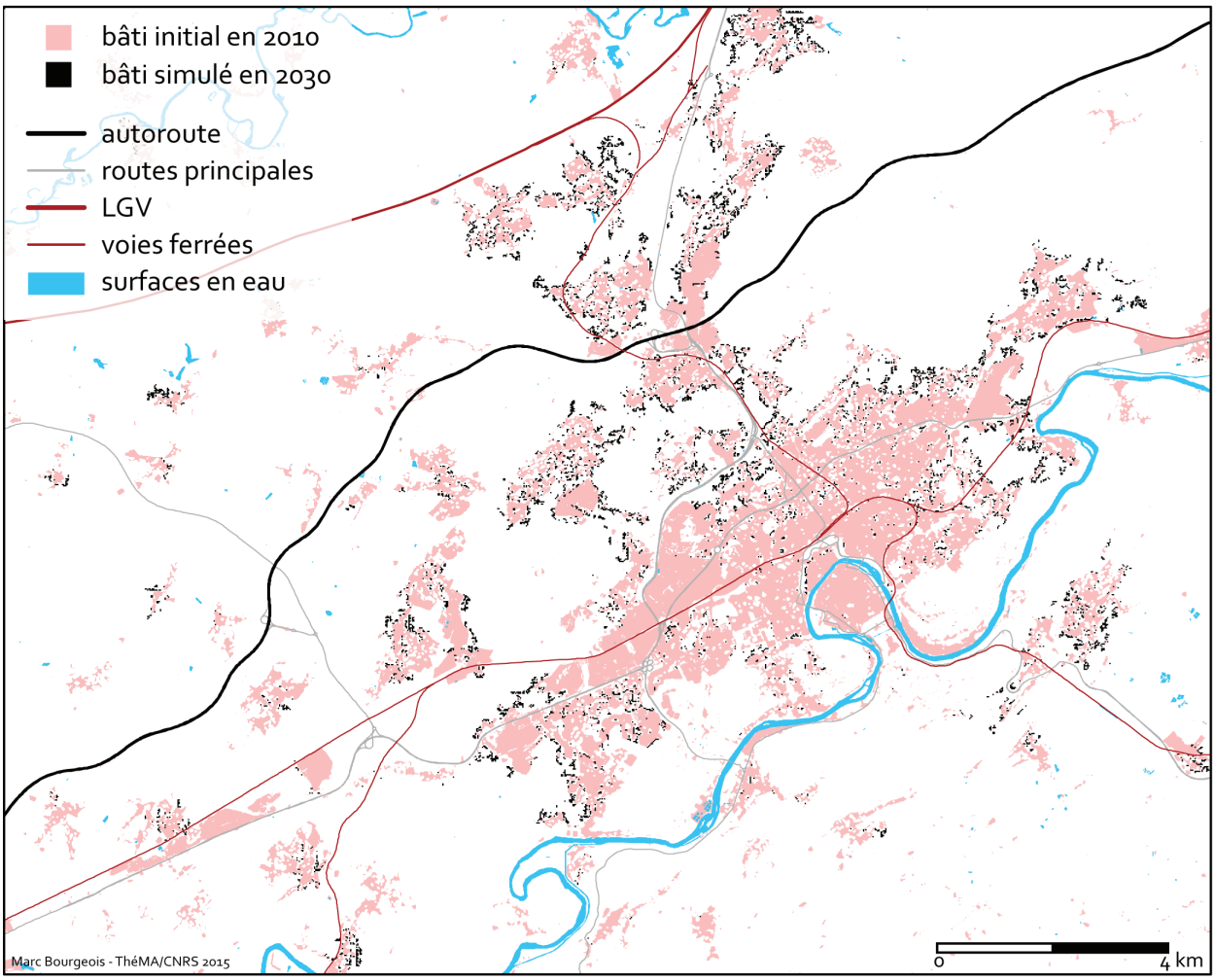


Figure 5.5 • Urbanisation simulée avec le scénario S2 (Ville modérément compacte).

Forme globale (proportion de croissance urbaine)			Forme locale	Proportion des logements collectifs et individuels					
Tache urbaine principale	Taches urbaines de taille moyenne	Taches urbaines de petite taille	Dimension fractale	Collectif	Individuel	Collectif	Individuel	Collectif	Individuel
				Tache principale		Taches moyennes		Petites taches	
80%	15%	5%	1,46	70%	30%	30%	70%	0%	100%

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.9 • Paramètres choisis pour le scénario S2 (Ville modérément compacte).

Pour le scénario *ville modérément compacte*, les paramètres sont les mêmes que pour le scénario S1, hormis la forme locale du développement résidentiel qui est moins dense et préserve davantage d'espaces ouverts au sein du tissu bâti.

Scénario S3 : périurbain régulé

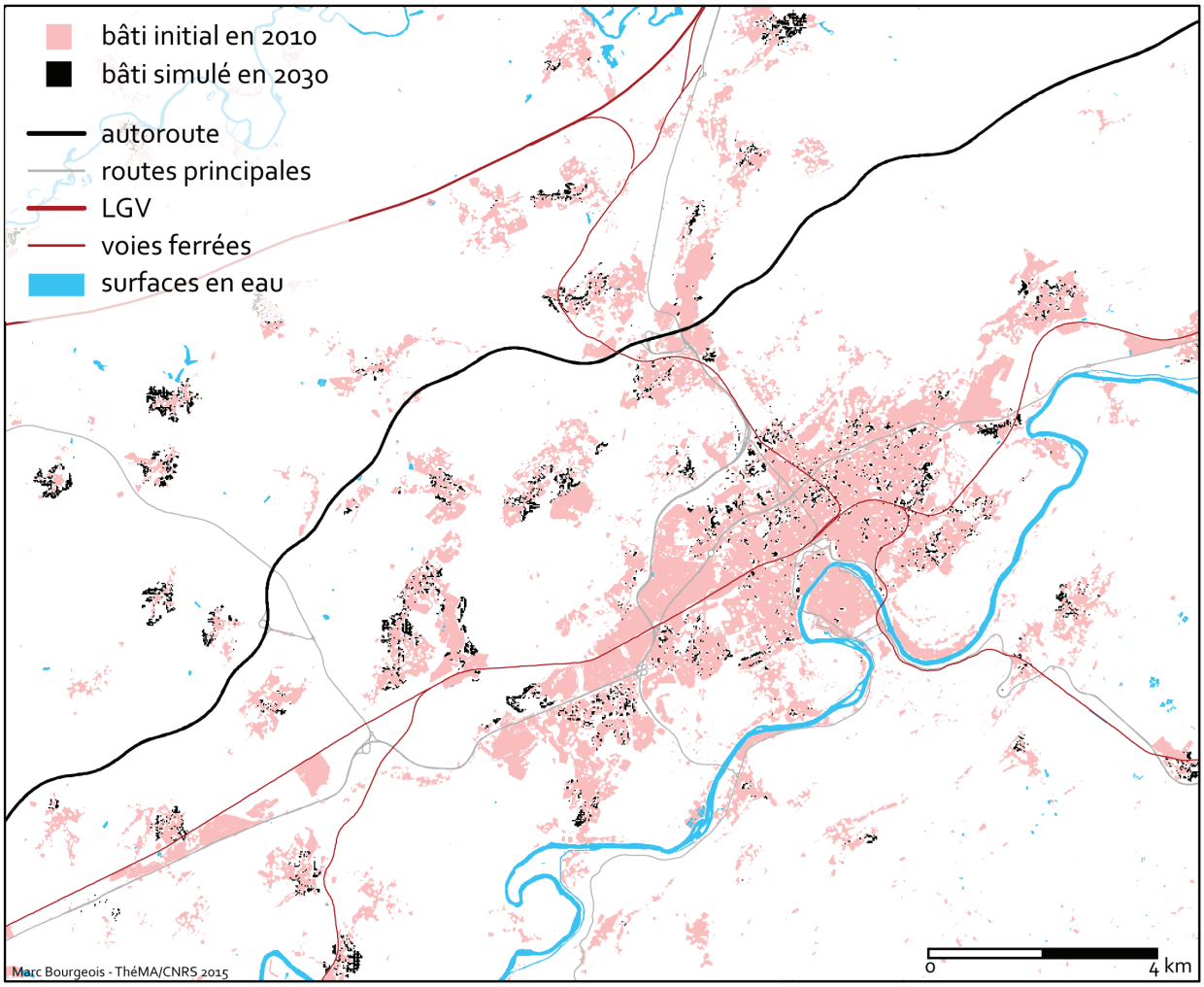


Figure 5.6 • Urbanisation simulée avec le scénario S3 (Périurbain régulé).

Forme globale (proportion de croissance urbaine)			Forme locale	Proportion des logements collectifs et individuels					
Tache urbaine principale	Taches urbaines de taille moyenne	Taches urbaines de petite taille	Dimension fractale	Collectif	Individuel	Collectif	Individuel	Collectif	Individuel
				Tache principale		Taches moyennes		Petites taches	
40%	30%	30%	1,77	70%	30%	50%	50%	0%	100%

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.10 • Paramètres choisis pour le scénario S3 (Périurbain régulé).

Le scénario S3 présente une forme globale diffuse, dans la mesure où 60 % de l'urbanisation est simulée hors de la tache urbaine principale. L'urbanisation est ainsi majoritairement encouragée dans les communes périurbaines. L'étalement urbain est régulé de par la simulation de formes denses localement (développement résidentiel dense issu de MUP-City). De cette manière, l'urbanisation est diffuse mais reste relativement concentrée autour du bâti existant. Comme pour le scénario S1, la densité bâtie locale est élevée, mais la règle d'urbanisation fractale de MUP-City impose la préservation d'espaces ouverts au sein du tissu bâti.

Scénario S4 : Étalement urbain

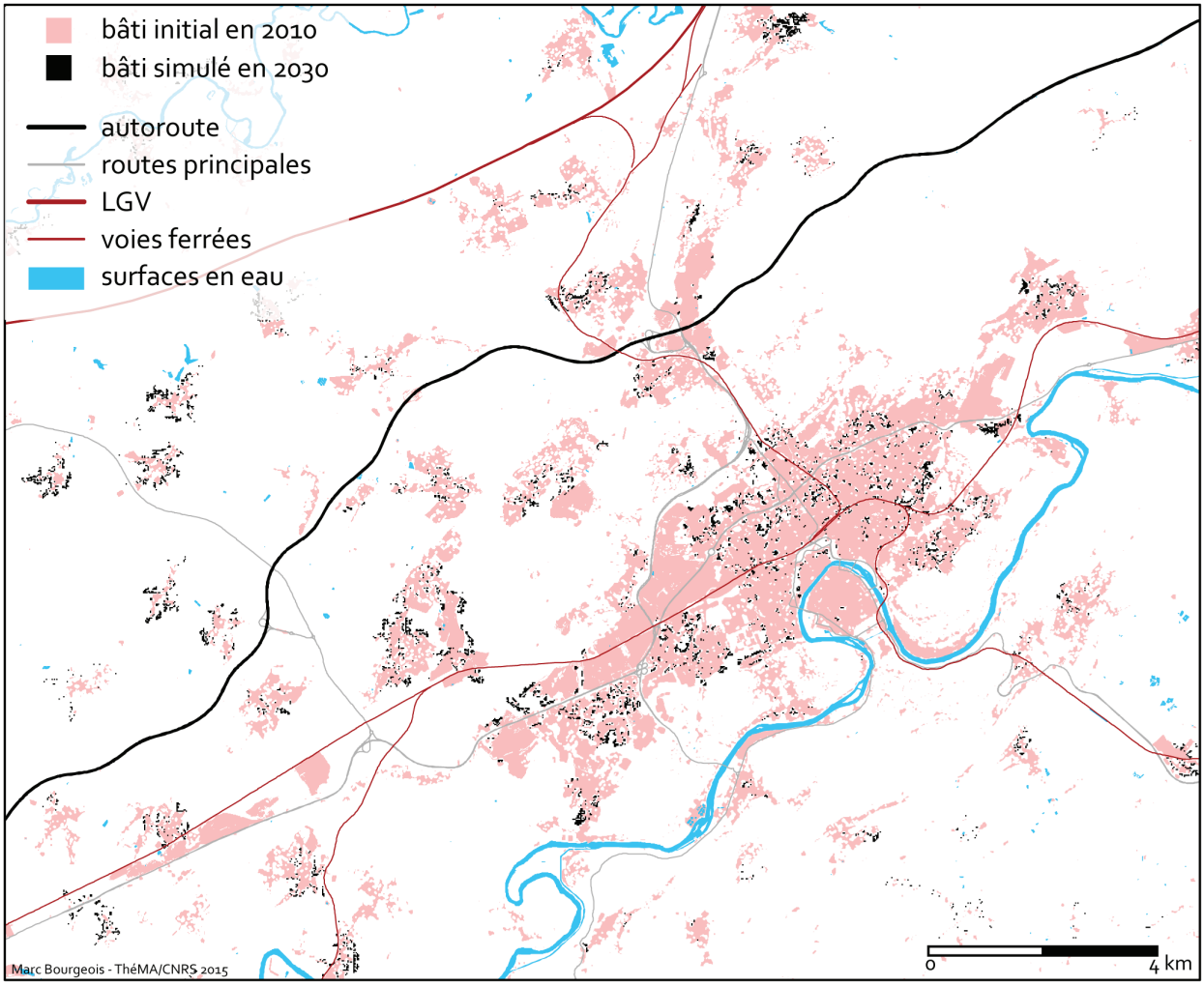


Figure 5.7 • Urbanisation simulée avec le scénario S4 (Étalement urbain).

Forme globale (proportion de croissance urbaine)			Forme locale	Proportion des logements collectifs et individuels					
Tache urbaine principale	Taches urbaines de taille moyenne	Taches urbaines de petite taille	Dimension fractale	Collectif	Individuel	Collectif	Individuel	Collectif	Individuel
				Tache principale		Taches moyennes		Petites taches	
40%	30%	30%	1,77 (Tache principale) 1,46 (Autres taches)	70%	30%	50%	50%	0%	100%

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.11 • Paramètres choisis pour le scénario S4 (Étalement urbain).

Le scénario *Étalement urbain* est construit sur la base des mêmes paramètres que pour le scénario S3, excepté la forme locale de l'urbanisation qui est moins dense. La forme globale d'urbanisation est diffuse, et l'urbanisation est encouragée dans les zones périurbaines. Dans les petites et moyennes taches, la forme locale est modérément dense, ce qui a tendance à accentuer le phénomène d'étalement urbain dans les zones périphériques. En revanche, dans la tache urbaine principale, la forme locale est dense.

Scénario S5 : Transit Oriented Development

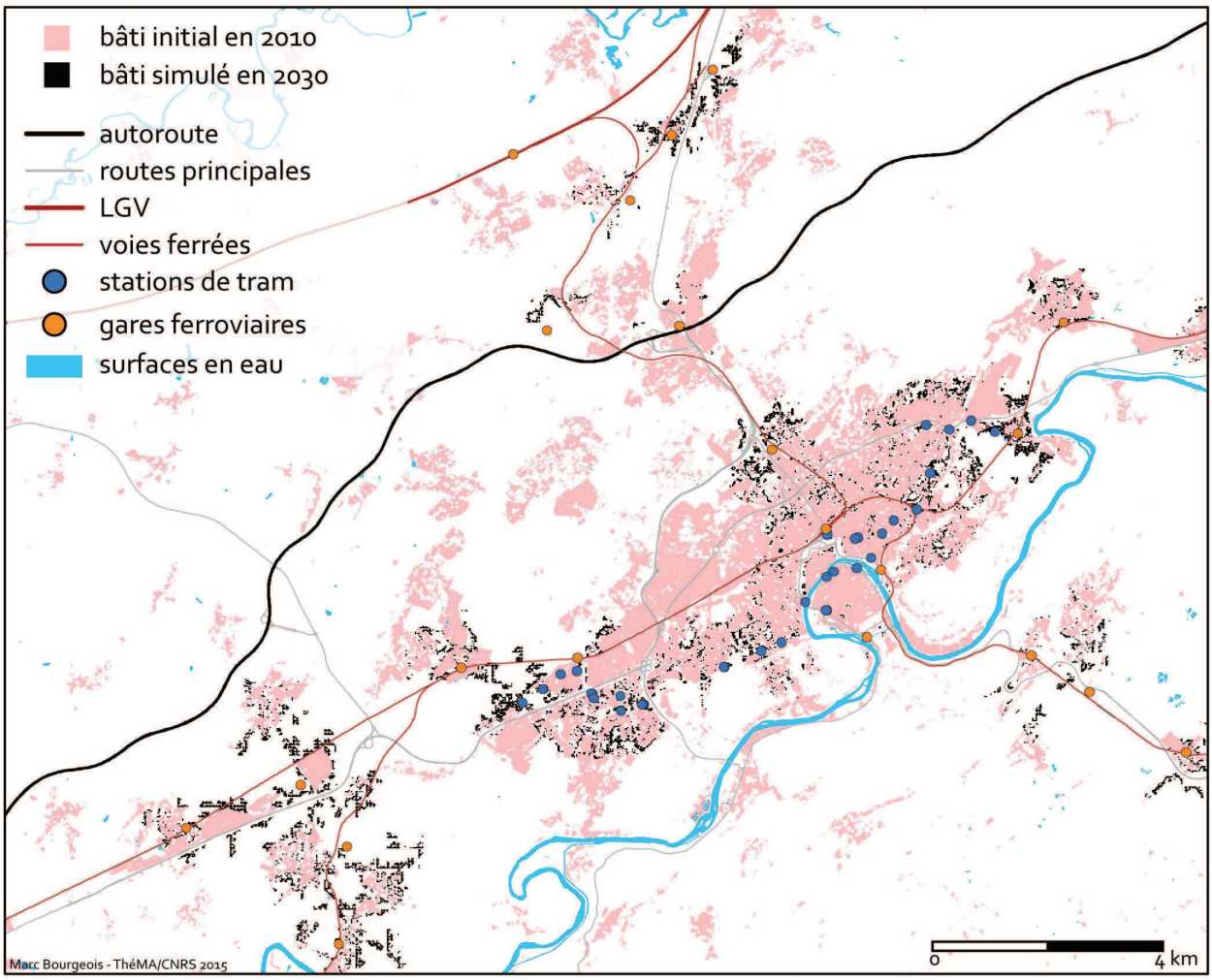


Figure 5.8 • Urbanisation simulée avec le scénario S5 (*Transit Oriented Development*).

Forme globale (proportion de croissance urbaine)			Forme locale	Proportion des logements collectifs et individuels					
				Collectif	Individuel	Collectif	Individuel	Collectif	Individuel
Buffer de 500 m autour des stations de tram	Buffer de 1000 m autour des gares TER principales	Buffer de 500 m autour des gares TER secondaires	Dimension fractale	Buffer de 500 m autour des stations de tram		Buffer de 1000 m autour des gares TER principales		Buffer de 500 m autour des gares TER secondaires	
40%	30%	30%	1,77 (Tache principale) 1,46 (Autres taches)	70%	30%	50%	50%	0%	100%

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.12 • Paramètres choisis pour le scénario S5 (TOD).

Le scénario S5 (*Transit Oriented Development*) vise à encourager le développement résidentiel à proximité des stations de transports en commun afin de faciliter leur utilisation par les nouveaux résidents. Ce scénario se distingue des autres scénarios par plusieurs aspects. La forme d'urbanisation globale ne dépend pas directement des taches urbaines, mais des stations

de transports en commun structurantes. Pour concevoir ce scénario TOD, trois catégories de stations de transports en commun ont été identifiées : les stations de tram, les gares TER (Trains Express Régionaux) principales et les gares TER secondaires. Les arrêts de bus n'ont pas été pris en compte car nous jugeons que les lignes de bus sont plus facilement modifiables et peuvent venir desservir des nouvelles zones de développement résidentiel. Les stations de tramway sont toutes situées dans la tache urbaine principale, puisque le nouveau réseau, inauguré en 2014, dessert uniquement la commune de Besançon.

Plusieurs lignes ferroviaires traversant l'Aire Urbaine desservent la gare centrale de Besançon (Viotte) (figure 5.9).

– La ligne ferroviaire en direction de Dole dessert les gares de Franois, Dannemarie-sur-Crète, Saint-Vit et Ranchot.

– La ligne ferroviaire en direction de Lons-le-Saunier dessert les gares de Franois, Montferrand-le-Château, Torpes-Boussières, Byans-sur-Doubs et Liesle.

– La ligne ferroviaire en direction de la Chaux-de-Fonds dessert les gares de Besançon-Mouillère, Morre, Saône, Mamirolle et l'Hôpital-du-Grosbois.

– La ligne ferroviaire en direction de Belfort dessert les gares de Roche-lez-Beaupré, Novillars, Deluz et Laissey.

– La ligne ferroviaire en direction de la gare Besançon-Franche-Comté TGV située aux Auxons dessert les haltes ferroviaires Porte de Vesoul, École-Valentin et Misérey-Salines.

Dans le cadre du projet VilmodES (Antoni *et al.*, 2014), de nouvelles haltes ferroviaires ont été ajoutées, dans le but de simuler un scénario TOD similaire à celui que nous présentons ici (figure 5.9). Le choix de la localisation de ces nouvelles haltes a été réalisé à partir d'une connaissance empirique du territoire et d'analyses de cartes topographiques et d'autres documents cartographiques (carte des réseaux de transports urbains actuels par exemple). Certaines haltes qui n'étaient plus en service ont été réhabilitées si elles disposent d'une opportunité de desserte assez forte (Thoraise, Grandfontaine). Des nouvelles haltes ont également été créées en fonction de leurs potentialités d'interconnexions avec les stations de tram (Hauts du Chazal, Chalezeule) ou avec des pôles d'emploi générateurs de déplacements importants (Rivotte). D'autres encore ont été localisées en fonction de leur capacité à jouer le rôle de parking relais en captant une clientèle d'automobilistes en amont des zones d'embouteillage et au croisement des routes principales (Devecey). Ces nouvelles localisations de haltes ont été comparées à celles qui avaient été par ailleurs proposées dans le cadre d'une étude d'opportunité d'interconnexion tram-train réalisée par le bureau d'études SYSTRA (2009) pour le compte de la CAGB. Cette étude prend en considération le transport de personnes mais aussi de marchandises. Globalement les localisations proposées dans le cadre du projet VilmodES sont identiques à celles du rapport SYSTRA. Le scénario TOD simulé dans ce travail comporte donc douze haltes ferroviaires de plus que les autres scénarios, sans autre évolution du réseau (figure 5.9).

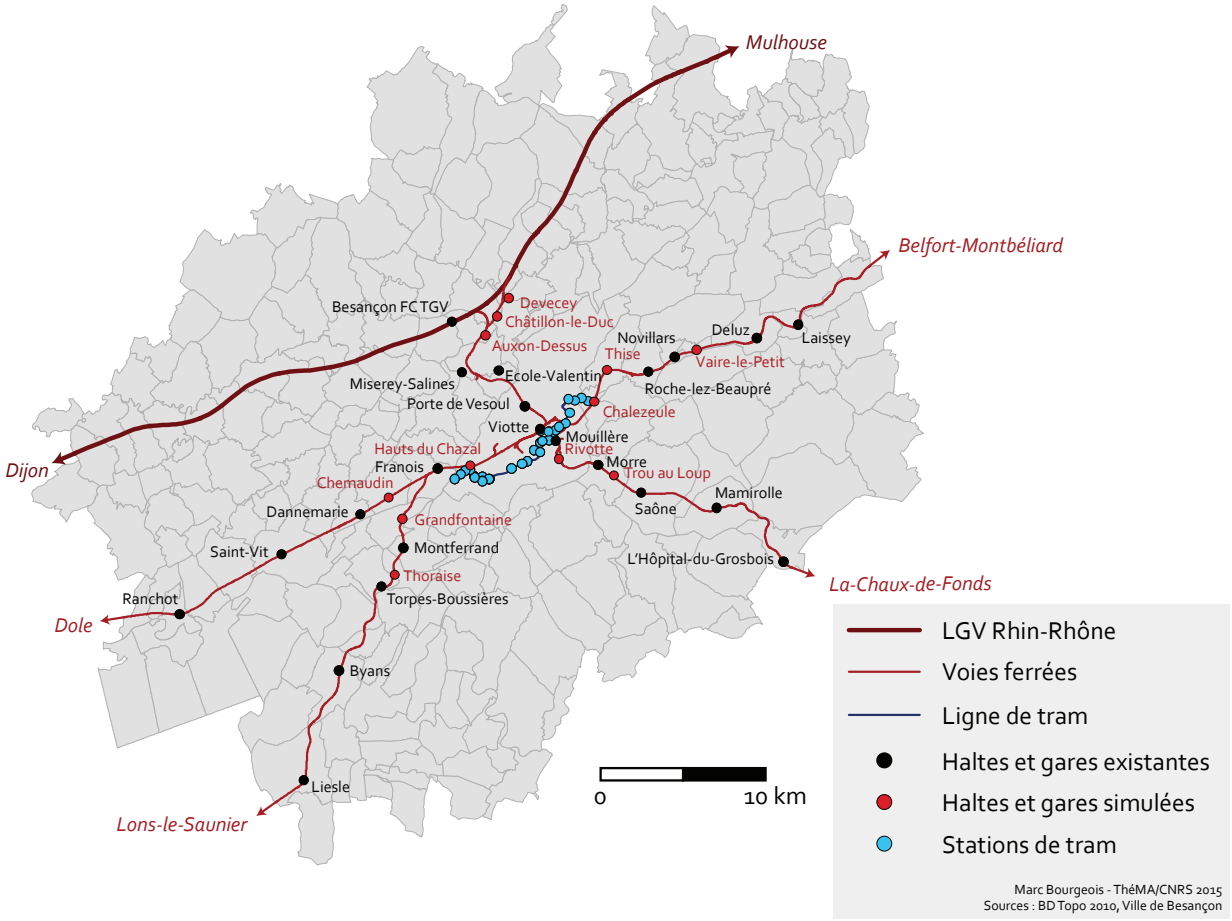


Figure 5.9 • Haltes et gares ferroviaires existantes et simulées dans l'Aire Urbaine de Besançon.

Les gares ferroviaires situées dans la tache principale et les taches de taille moyenne sont considérées comme plus importantes que celles situées dans les taches urbaines de petite taille. La population desservie étant plus importante dans les gares principales, les arrêts des TER y sont plus fréquents. Des zones tampons (*buffers*) sont créées autour de chaque station de transport en commun afin d'y concentrer l'urbanisation. Pour les gares principales, une zone tampon de 1000 m a été définie contre 500 m pour les autres gares. Les stations de tramway desservent également une population importante, mais leur distance respective rapprochée ne justifie pas la création d'une zone tampon de plus de 500 m autour de chacune d'entre elles. Dans MobiSim, ces zones tampons remplissent la même fonction que les taches urbaines pour les autres scénarios dans la mesure où l'urbanisation y est concentrée. Dans le cas où le nombre de logements souhaité n'est pas atteint, il est possible d'urbaniser en dehors de ces zones tampons. La carte des cellules potentiellement urbanisables définies avec MUP-City correspond à un développement résidentiel à densité mixte avec renforcement de la règle d'accessibilité aux transports en commun.

5.2.4 Des scénarios réalistes ?

Les sorties de simulation de MobiSim se présentent sous la forme de cellules urbanisées à l'horizon 2030. Ces cellules sont caractérisées par leur nombre de logements collectifs ou individuels. Ces scénarios ne sont pas prédictifs de l'urbanisation future mais présentent un certain réalisme, de par leur aspect (figure 5.10), mais surtout de par leur mode de construction, élaboré à partir de règles issues de documents de planification tels que le SCoT. Ils peuvent permettre d'alimenter le processus d'aide à la décision pour les collectivités locales. En guise d'exemple, nous avons extrait des cellules simulées lors du scénario S3 dans le quartier des Hauts du Chazal à Besançon, où le développement résidentiel s'est produit de manière récente. Sur la figure 5.10, nous montrons que les zones d'urbanisation simulées dans ce quartier correspondent aux zones urbanisées récemment dans la réalité. En 2012, donc deux ans après le début de la simulation, le développement résidentiel réel s'est produit à peu près dans les mêmes lieux que le développement résidentiel simulé. Nos scénarios n'ayant pas été utilisés par la Ville de Besançon pour déterminer ces zones urbanisables, des différences existent, mais les zones effectivement urbanisées sont globalement les mêmes que les zones simulées.

Il n'est pas possible d'établir ce type de comparaison entre bâti simulé et bâti effectivement construit sur l'ensemble de la zone d'étude. En effet, nos scénarios d'urbanisation proposent des formes d'urbanisation contrastées, pouvant être différentes des formes préconisées par les documents de planification. Même si dans 15 ans nous comparions ces formes d'urbanisation simulées avec les formes d'urbanisation réelles, il serait donc normal d'observer des différences significatives entre la simulation et la réalité.

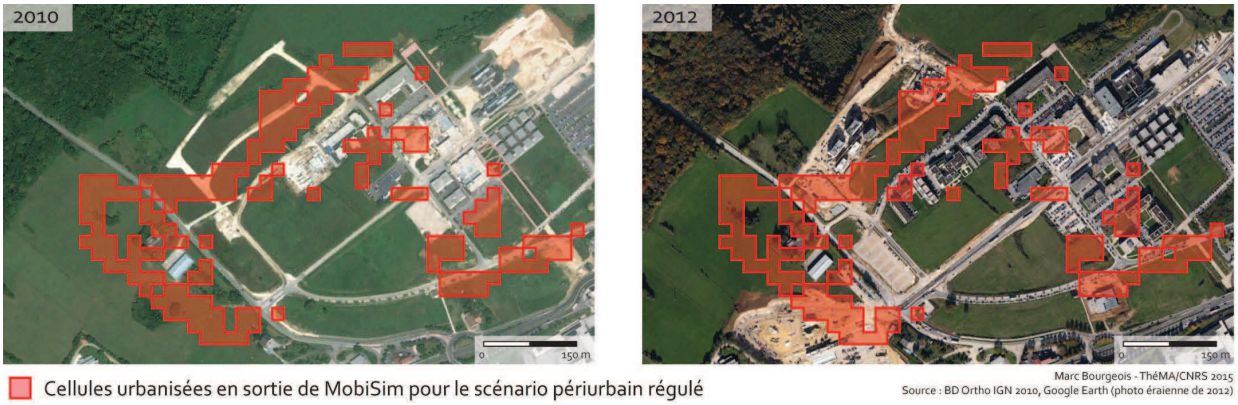


Figure 5.10 • Comparaison des sorties de simulation du scénario S3 avec le développement résidentiel réel entre 2010 et 2012. Quartier des Hauts du Chazal, Besançon (Doubs).

La figure 5.10 montre que nos simulations de développement résidentiel peuvent permettre aux acteurs de l'aménagement de localiser de futures extensions résidentielles. Cependant, ces localisations ne sont qu'indicatives. En effet, les acteurs de l'aménagement doivent tenir compte de contraintes supplémentaires, en particulier le zonage parcellaire et les réseaux divers (hors voirie) existants. Des travaux précédents menés conjointement avec l'Agence d'Urbanisme de l'Agglomération Bisontine (AudaB) (Bourgeois, 2011) ont montré la possibilité d'intégrer des scénarios issus de MUP-City dans des documents de planification de type PLU avec une prise en compte du zonage parcellaire. À la différence des scénarios conçus dans ce travail de thèse,

le scénario présenté sur la figure 5.11 intègre une règle supplémentaire d'accessibilité aux infrastructures vertes et de loisirs.

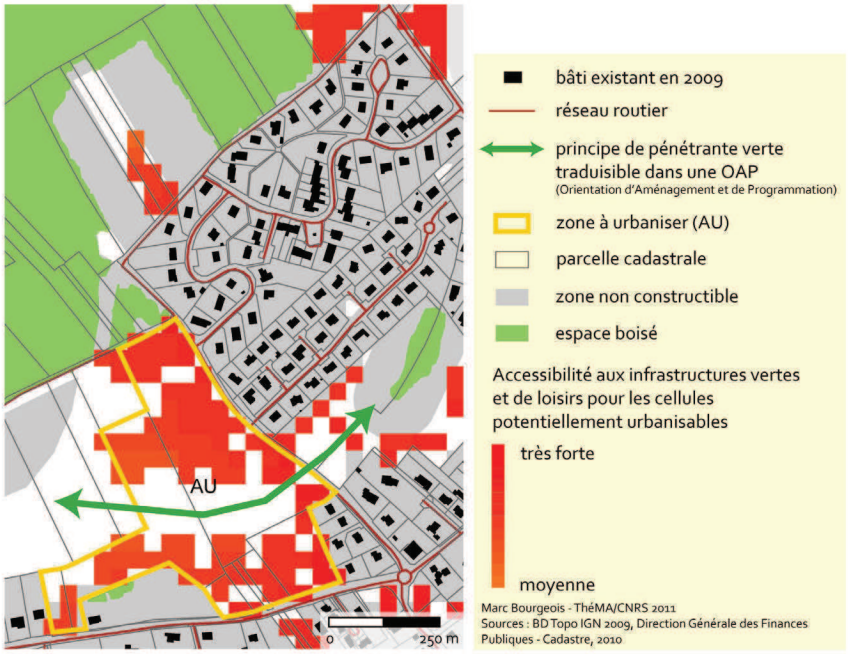


Figure 5.11 • Exemple de traduction d'un scénario fractal de développement résidentiel simulé avec MUP-City dans un PLU. Commune des Auxons, anciennement Auxon-Dessus (Doubs).

5.3. Simulations de trafic associées aux cinq scénarios de développement résidentiel

Combinées avec le module de développement résidentiel, les simulations de trafic de MobiSim permettent de quantifier les variations de trafic sur chaque infrastructure de transport. Comme l'objectif est d'observer l'impact des variations de trafic sur la connectivité écologique des espèces animales, les variations du trafic sur les infrastructures de transports en commun ne sont pas prises en compte. En effet, le report modal des usagers sur les lignes ferroviaires peut se matérialiser par l'augmentation du nombre de wagons dans une rame, ou par l'augmentation de la cadence de passage des TER. Cependant, nous considérons que le passage de quelques trains supplémentaires par jour sur les lignes ferroviaires ne modifie pas significativement la connectivité écologique, surtout dans le cas du réseau ferroviaire franc-comtois, où les voies ferrées classiques ne sont pas grillagées ni excessivement fréquentées. Dans cette thèse, seul le trafic sur les axes routiers est donc pris en compte.

5.3.1 Préalable nécessaire : simulation des scénarios de développement résidentiel dans la Communauté d'Agglomération du Grand Besançon, zone d'étude nettement plus petite que l'Aire Urbaine

Le module de simulation des mobilités quotidiennes de MobiSim-MQ a été calibré pour la Communauté d'Agglomération du Grand Besançon (CAGB) essentiellement à partir des données issues de l'Enquête Ménages Déplacements réalisée pour le Grand Besançon. Ce type de données n'est pas disponible pour l'ensemble de l'Aire Urbaine. Il n'est donc pas possible de simuler le

trafic sur les axes routiers de l'Aire Urbaine hors CAGB : nous devons simuler le trafic uniquement dans la CAGB, pour ensuite l'extrapoler au reste de l'Aire Urbaine. Pour que cette extrapolation soit pertinente, les scénarios de développement résidentiel simulés pour la seule CAGB doivent se rapprocher au maximum des scénarios de développement résidentiel simulés sur la CAGB lorsque l'Aire Urbaine est entièrement prise en compte.

Pour ce faire, nous sommes parti des simulations faites avec MUP-City pour l'Aire Urbaine et nous avons simplement supprimé toutes les cellules potentiellement urbanisables situées hors des limites de la CAGB. Dans MobiSim, nous avons conservé la discrétisation en trois classes de tailles de taches urbaines ainsi que la répartition des logements collectifs et individuels devant être construits par simulation dans chacune d'entre elles.

En revanche, nous avons modifié deux paramètres : le nombre de logements à construire par an, qui est forcément plus faible dans la CAGB que dans l'Aire Urbaine dans son ensemble, et la proportion de maisons individuelles, qui est différente dans la CAGB et dans l'Aire Urbaine pour chaque scénario. Cette proportion de maisons individuelles dépend de la répartition des logements collectifs et individuels (qui reste fixe), et du nombre de logements construits chaque année (figure 5.3). Pour chaque scénario simulé pour la CAGB, le nombre de logements à construire est différent. Par exemple, pour le scénario S1, où l'urbanisation est concentrée dans la ville-centre, 24 006 logements sur les 28 000 de l'Aire Urbaine sont construits dans la CAGB, soit 1 200 logements par an. Pour le scénario S4, où l'urbanisation est plus diffuse, 15 206 logements sont construits dans la CAGB soit 760 logements par an. À l'aide d'un SIG, pour chaque scénario simulé dans l'Aire Urbaine, nous avons identifié le nombre de logements construits dans la CAGB. Ce nombre de logements construits en 2030 est divisé par 20, pour obtenir le nombre de logements annuels à construire dans chaque scénario pour la seule CAGB :

- Scénario S1 CAGB : 1 200
- Scénario S2 CAGB : 1 150
- Scénario S3 CAGB : 785
- Scénario S4 CAGB : 760
- Scénario S5 CAGB : 1 112

À partir de ce nombre de logements, la proportion de maisons individuelles peut être calculée selon la méthode décrite sur la figure 5.3. Contrairement aux scénarios simulés pour l'Aire Urbaine, les scénarios simulés ici pour la seule CAGB possèdent chacun leur propre nombre de logements et proportion de maisons individuelles. Cette distinction est nécessaire puisque le but n'est pas ici de comparer les scénarios d'urbanisation dans la CAGB, mais bien de simuler des scénarios d'urbanisation identiques à ceux simulés pour l'Aire Urbaine entière. Cependant, le développement résidentiel dans MobiSim présente un caractère aléatoire car l'urbanisation des cellules dont la valeur d'évaluation est identique est choisie aléatoirement. En voulant obtenir le même nombre de logements dans la seule CAGB que dans la CAGB comprise dans l'Aire Urbaine, le développement résidentiel est contraint au maximum, dans la mesure où la majorité des zones

potentiellement urbanisables est construite. En raison du caractère aléatoire du développement résidentiel, MobiSim ne parvient pas toujours à simuler un nombre de logements suffisants. Pour un scénario donné, simulé plusieurs fois, le nombre de logements construits lors de chaque simulation n'est pas donc pas identique (tableau 5.13). De plus, le nombre de logements simulé n'atteint jamais le nombre de logements souhaité, mais s'en rapproche davantage dans certaines simulations que dans d'autres.

	Nombre de logements annuels fixé au début de la simulation	Proportion de maisons individuelles	Nombre de logements simulés en 2030	Pourcentage de logements simulés par rapport au nombre de logements souhaités (24 006)
S1 CAGB version 1	1 200	0,344	23 302	97 %
S1 CAGB version 2	1 200	0,344	23 400	97,5 %
S1 CAGB version 3	1 200	0,344	23 376	97,4 %
S1 CAGB version 4	1 200	0,344	23 271	96,9 %
S1 CAGB version 5	1 200	0,344	23 382	97,4 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.13 • Illustration de la variabilité des résultats dans MobiSim pour cinq simulations du scénario S1 dans la seule CAGB.

Pour tenter d'obtenir le nombre de logements souhaité, nous avons lancé de nouveau une série de tests en augmentant le nombre de logements annuels à l'état initial (tableau 5.14) afin de vérifier si le pourcentage du nombre de logements simulé par rapport au nombre de logements souhaité pouvait se rapprocher de 100 %. Les différents tests effectués montrent que ce n'est pas le cas, et que la meilleure approximation est obtenue avec le nombre de logements fixé initialement. D'autres tests ont été effectués en paramétrant un nombre de logements moins élevé, mais les résultats ne sont pas plus concluants (tableau 5.15).

Nombre de logements annuels fixé au début de la simulation	Nombre de logements simulés en 2030	Pourcentage de logements simulés par rapport au nombre de logements souhaités (24 006)
1 210	23 170	96,5 %
1 220	23 141	96,4 %
1 230	23 196	96,6 %
1 240	23 296	97 %
1 250	23 359	97,3 %
1 260	23 284	97 %
1 270	23 227	96,8 %
1 280	23 145	96,4 %
1 290	23 152	96,4 %
1 300	23 227	96,8 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.14 • Test de l'influence de l'augmentation du nombre de logements annuels sur le nombre de logements simulés. Exemple pour le scénario S1.

Nombre de logements annuels fixé au début de la simulation	Nombre de logements simulés en 2030	Pourcentage de logements simulés par rapport au nombre de logements souhaités (24 006)
1 190	23 346	97,3 %
1 180	23 327	97,2 %
1 170	23 222	96,7 %
1 160	23 132	96,4 %
1 150	23 000	95,8 %
1 140	22 800	95 %
1 130	22 600	94,1 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.15 • Test de l'influence de la diminution du nombre de logements annuels sur le nombre de logements simulés. Exemple pour le scénario S1.

Pour chaque scénario d'urbanisation, le nombre de logements à urbaniser déterminé au début de la simulation reste donc le nombre de logements simulés dans la CAGB pour les scénarios de l'Aire Urbaine (tableau 5.16).

	Nombre de logements annuels fixé au début de la simulation	Proportion de maisons individuelles	Nombre de logements simulés en 2030	Nombre de logements souhaités en 2030	Pourcentage de logements simulés par rapport au nombre de logements souhaités
S1 CAGB	1 200	0,344	23 400	24 006	97,5 %
S2 CAGB	1 150	0,343	22 233	23 009	96,6 %
S3 CAGB	785	0,394	15 372	15 706	97,9 %
S4 CAGB	760	0,396	14 876	15 206	97,8 %
S5 CAGB	1 112	0,485	21 561	22 249	96,9 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.16 • Nombre de logements simulés et nombre de logements souhaités pour chaque scénario d'urbanisation.

Afin de choisir le scénario présentant le nombre de logements simulé le plus proche du nombre de logements souhaité, cinq simulations de chaque scénario ont été effectuées. Parmi les cinq versions de chaque scénario, nous avons sélectionné celle dont le nombre de logements simulé est la plus proche du nombre de logements souhaité (tableau 5.17). La simulation de seulement cinq versions de chaque scénario peut paraître peu robuste d'un point de vue statistique. Cependant, les écarts entre chaque version sont minimes et ne justifient donc pas la simulation d'un grand nombre de réplications de chaque scénario.

Scénarios	Version	Nombre de logements simulés en 2030	Pourcentage de logements simulés par rapport au nombre de logements souhaités
S1 CAGB (24 006 logements souhaités)	1	23 275	97 %
	2	23 400	97,5 %
	3	23 287	97 %
	4	23 307	97 %
	5	23 254	96,9 %
S2 CAGB (23 009 logements souhaités)	1	22 156	96,3 %
	2	22 126	96,2 %
	3	22 209	96,5 %
	4	22 139	96,2 %
	5	22 137	96,2 %
S3 CAGB (15 706 logements souhaités)	1	15 270	97,2 %
	2	15 384	97,9 %
	3	15 376	97,9 %
	4	15 305	97,4 %
	5	15 386	98 %
S4 CAGB (15 206 logements souhaités)	1	14 885	97,9 %
	2	14 800	97,3 %
	3	14 894	97,9 %
	4	14 858	97,7 %
	5	14 766	97,1 %
S5 CAGB (22 249 logements souhaités)	1	21 700	97,5 %
	2	21 681	97,4 %
	3	21 544	96,8 %
	4	21 535	96,8 %
	5	21 587	97 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.17 • Détermination de la version « optimale » (en orange) de chaque réplication de scénario simulé.

Pour chacune des versions des scénarios CAGB sélectionnées en orange dans le tableau 5.17, une vérification visuelle a été effectuée pour les comparer avec les scénarios simulés pour l'Aire Urbaine. Pour les deux zones d'étude, la répartition des cellules urbanisées est globalement la même (figure 5.12). Ainsi, le trafic routier induit par le développement résidentiel simulé pour la seule CAGB est similaire au trafic routier induit par le développement résidentiel de la CAGB simulé à l'échelle de l'Aire Urbaine.

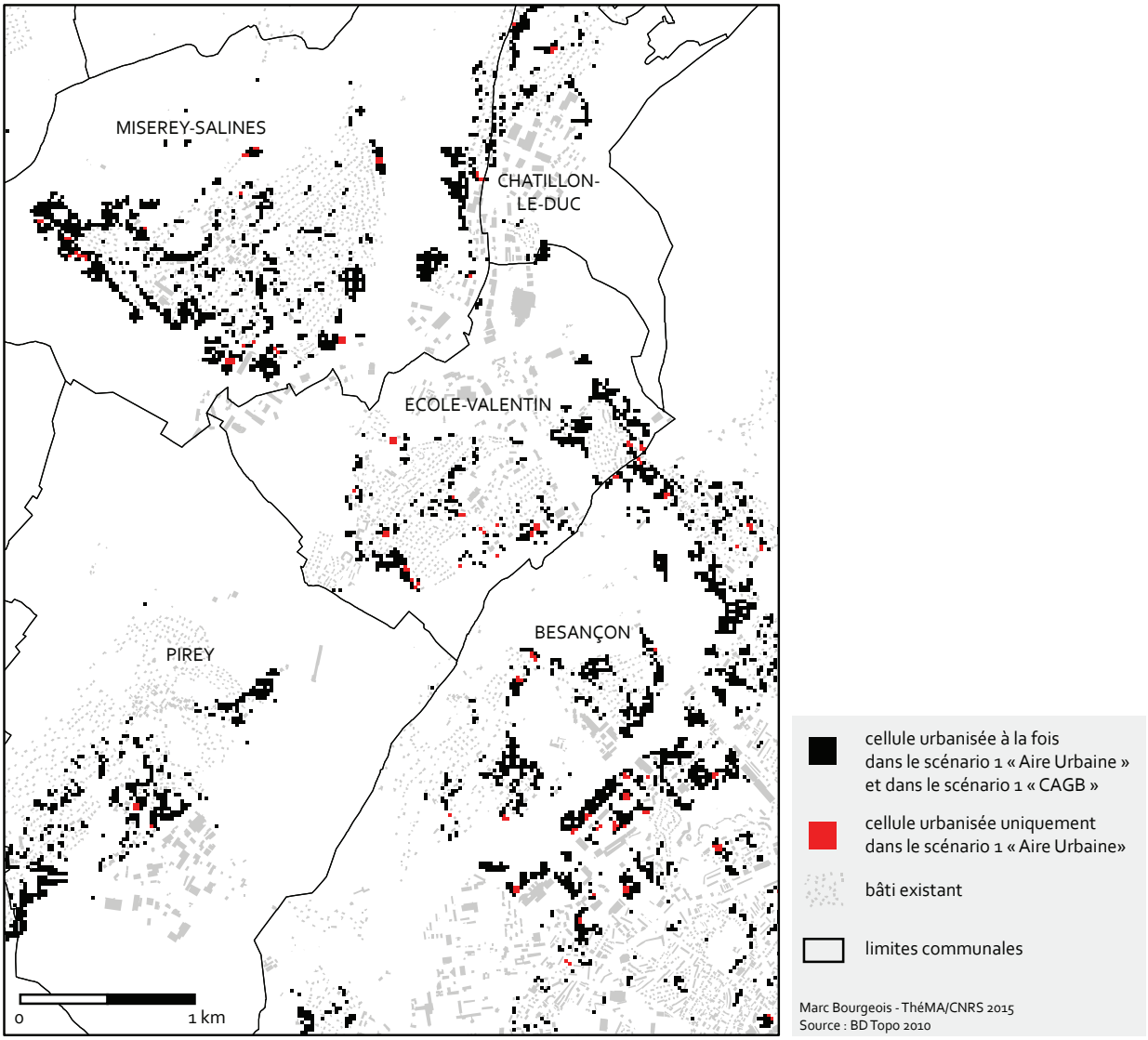


Figure 5.12 • Comparaison des simulations de développement résidentiel pour l'Aire Urbaine et la seule CAGB. Exemple pour le scénario S1 au Nord-Ouest de Besançon.

5.3.2 Trafic simulé et trafic observé

À l'état initial en 2010, pour chaque scénario, MobiSim simule le nombre de véhicules/jour sur chaque tronçon routier de la BD Topo dans la CAGB (figure 5.13). Ces valeurs de trafic peuvent être soit positives, dans le cas d'une augmentation du trafic, soit négatives, dans le cas d'une diminution du trafic.

Cependant, MobiSim ne simule que les déplacements des individus dans la CAGB, en fonction de leur planning d'activités. Les véhicules en transit ainsi que tous les autres déplacements non simulés ne sont pas pris en compte. Ce faisant, MobiSim sous-estime l'intensité du trafic, par rapport au nombre de véhicules/jour effectivement observé. Par exemple, le trafic simulé dans la côte de Morre sur la N57 (Sud-Est de Besançon) est largement inférieur au trafic réel qui comporte une part importante de véhicules en transit (figure 5.14). Afin d'obtenir des ordres de grandeur de trafic plus réalistes, nous avons choisi d'utiliser les données de comptage routier disponibles dans la zone d'étude.

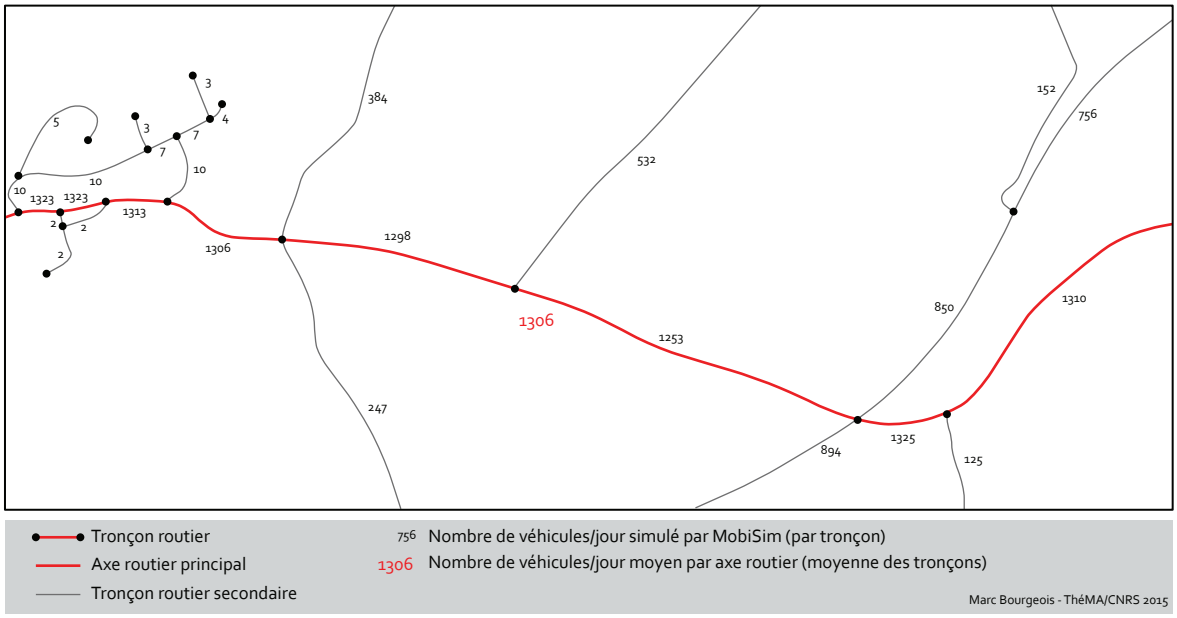


Figure 5.13 • Représentation schématique des sorties de simulation de trafic de MobiSim.

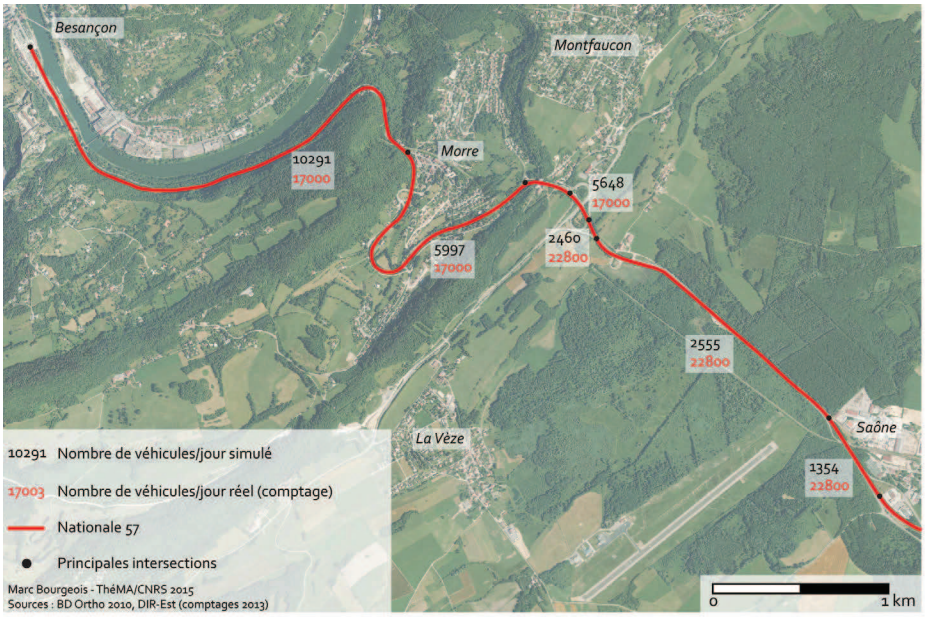


Figure 5.14 • Illustration des différences entre trafic réel et trafic simulé. Exemple de la côte de Morre en direction de Pontarlier (N57).

Les données de comptage routier utilisées proviennent de différentes sources : la DIR-Est pour les routes nationales, les départements du Doubs, de la Haute-Saône et du Jura (anciennement conseils généraux) pour les routes départementales. Ces données, acquises à l'aide de dispositifs spécifiques (voir encadré 4) sont représentées dans des documents de type PDF qui indiquent la localisation des points de comptage et leur valeur de trafic associée, en nombre de véhicules/jour (figure 5.15). Lorsqu'une distinction est faite entre le nombre de poids lourds et le nombre de véhicules légers, ces deux valeurs sont additionnées. Généralement, les points de comptages sont situés entre deux intersections majeures de réseaux routiers. La valeur de trafic du point de comptage est ensuite extrapolée à l'ensemble du tronçon routier concerné. Nous avons ainsi

attribué manuellement la valeur de chaque point de comptage sur le réseau routier de la BD Topo utilisé dans MobiSim. De cette manière nous obtenons une valeur de trafic pour chaque tronçon routier de l'Aire Urbaine de Besançon, avec précision de l'année pour laquelle le comptage a été effectué.

N° RD	Cat	Localisation	PR	*STA*	Année	TV	PL	% PL
13	S	de l'ex RN83 (Chouzelot) à la RD105 (Byans-sur-Doubs)	3+000	BES	2011	2822	208	7,4%
					2008	1634	108	6,6%
					2005	1332	84	6,3%
					2002	1097	68	6,2%
					1999	1229	72	5,9%
					1996	1117	81	7,3%
					1993	988	83	8,4%
	S	de la RD105 (Byans-sur-Doubs) à la RD12 (Osselle)	6+000	BES	2010	2432	173	7,1%
					2007	2956	184	6,2%
					2004	2170	135	6,2%

Figure 5.15 • Exemples de données de comptages fournies par les services du Département du Doubs (N°RD = numéro de la route départementale, S : réseau secondaire, PR : Point de Référence du comptage, STA = Service Territorial d'Aménagement compétent au point de comptage, TV = Tous Véhicules, y compris les poids-lourds, PL = poids-lourds, %PL = Pourcentage poids-lourds).

Chaque tronçon routier est ainsi caractérisé par deux valeurs de trafic : la valeur de comptage et la valeur du trafic simulée. Pour la plupart des tronçons, nous avons :

$$T_c - T_s = T_f$$

Où T_c est le trafic compté, T_s le trafic simulé et T_f le trafic de fond.

Dans les rares cas où $T_s > T_c$ (3,8 % du total), nous conservons la valeur de trafic simulée et ne tenons pas compte de la valeur de trafic comptée afin que les valeurs de simulation issues du modèle restent cohérentes.

À l'état initial en 2010, l'attribution des valeurs de trafic à l'ensemble des tronçons routiers de l'Aire Urbaine est effectuée de la manière suivante :

– Pour les tronçons où $T_c > T_s$, la valeur de trafic comptée est attribuée.

– Pour les tronçons où $T_s > T_c$, la valeur de trafic simulée est attribuée.

– Pour les tronçons n'ayant pas fait l'objet de comptage routier, la valeur de trafic simulée est attribuée.

– Les tronçons restants, où aucune valeur de trafic n'est connue, sont retirés pour la suite des analyses.

Encadré 4 • Les dispositifs de comptage du trafic routier

Les données issues de comptages routiers dans l'Aire Urbaine de Besançon proviennent majoritairement de dispositifs de capteurs fixes à production passive. Ces capteurs reposent sur un système de comptage placé en des lieux stratégiques et structurés en un réseau de capteurs fixes (Akyildiz *et al.*, 2002). Le capteur le plus caractéristique est la boucle électromagnétique (figure 5.16). Cette technologique de comptage est la plus répandue pour la mesure du trafic routier tant en milieu intra-urbain qu'en milieu extra-urbain. Ce dispositif est connu sous le terme de SIREDO (Système Informatisé de Recueil de Données de trafic). Déployées pour la mesure du trafic routier depuis les années 1980, plus de 2 000 stations SIREDO sont placées sur les routes nationales françaises. En permettant d'obtenir directement le nombre de véhicules au cours d'une période donnée sur une ou plusieurs voies, ce dispositif est le plus fiable et le plus pérenne pour évaluer le trafic routier d'une infrastructure de transport (Buisson et Lesort, 2010). Le système est composé par des boucles inductives composées de trois ou quatre bobines de cuivres enfouies sous la chaussée à une profondeur de 10 cm. En ce sens, ce système est dit « intrusif ». Comme l'explique Justin Emery (2016), les perturbations et la variation du courant électrique, provoquées par la masse métallique du véhicule, vont permettre de détecter la présence des véhicules sur la chaussée par l'observation d'une oscillation (figure 5.17). La liaison de la boucle électromagnétique à un boitier de détection permet le passage du signal analogique en un signal électrique. Ceci permet également de transmettre les données centralisées vers un Système de Régulation de Trafic (SRT).

Des systèmes similaires aux dispositifs SIREDO existent sous une forme non intrusive dans la mesure où les bobines de fil sont placées sur la route et non sous la route. Ce dispositif est fréquemment utilisé pour des comptages ponctuels. Contrairement aux stations SIREDO, ce dispositif présente l'avantage d'être très mobile et d'être utilisé pour effectuer des comptages dans des lieux différents. En revanche, ils ne permettent pas de réaliser des mesures de trafic sur de longues périodes. Ce système est souvent composé d'une boucle inductive double, permettant de déterminer le type de véhicules (véhicule léger ou poids-lourd) en calculant le temps de passage des roues entre les deux boucles. D'autres systèmes sont également équipés d'un capteur de charge permettant de préciser les informations recueillies.

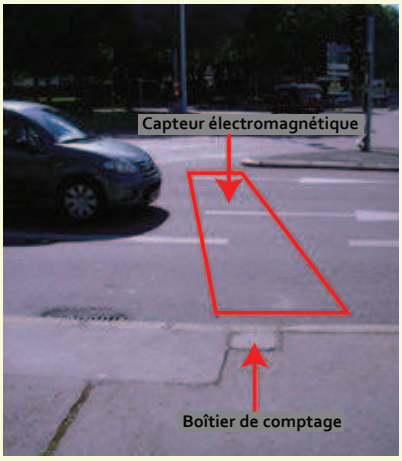


Figure 5.16 • Boucle électromagnétique située sur le Boulevard Doumer à Dijon (Côte d'Or). Source : Emery (2016).

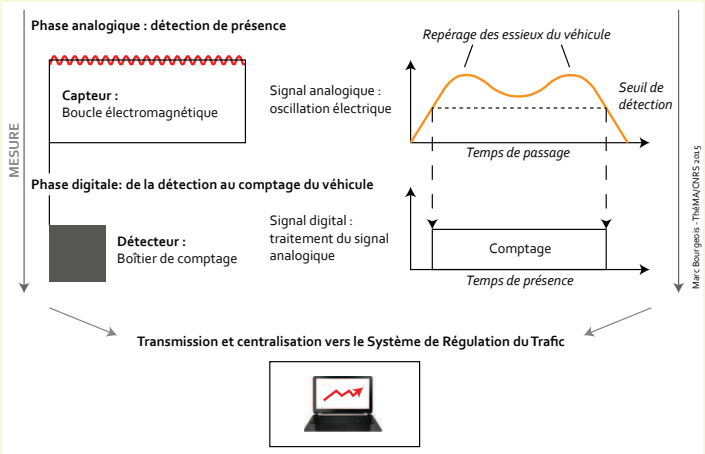


Figure 5.17 • Fonctionnement technique d'une boucle électromagnétique pour le comptage du trafic routier. D'après Emery (2016) et Borsu (2004).

Seuls les axes routiers dont le trafic est supérieur à 1 000 véhicules/jour sont pris en compte dans ce travail. Le choix de ce seuil trouve sa justification dans les travaux de Gurrutxaga *et al.* (2010) qui considèrent qu'un nombre de véhicules/jour inférieur à 1 000 sur un axe routier n'a pas d'impact significatif sur la connectivité écologique des espèces animales.

Le trafic routier sur les autoroutes n'est pas pris en compte pour deux raisons : (1) MobiSim ne simule pas le trafic autoroutier qui correspond quasiment exclusivement à du trafic de transit dans le cas de l'A36 à Besançon et (2), dans la zone d'étude, l'A36 est grillagée. Nous jugeons ainsi que les modifications éventuelles de trafic sur l'autoroute n'influent pas sur la connectivité écologique des espèces. Par ailleurs, nous ne disposons pas des données de comptage routier concernant les rues du centre-ville de Besançon. Ces données, difficiles à acquérir tant en termes de temps qu'en termes de coût, ne sont pas nécessaires pour notre étude puisqu'elles concernent des zones déjà totalement urbanisées, et défavorables aux déplacements d'un grand nombre d'espèces animales. Nous considérons que les variations de trafic dans ces zones ne modifient pas significativement la connectivité écologique des espèces. Dans les rues du centre-ville de Besançon, le trafic de fond n'est donc pas pris en compte.

Attribution de valeurs de trafic simulées dans la CAGB aux autres axes routiers de l'Aire Urbaine

Bien que la CAGB comprenne la majeure partie des communes les plus peuplées de l'Aire Urbaine, certaines routes extérieures à l'agglomération peuvent malgré tout connaître d'importantes variations du trafic routier. Afin de prendre en compte ces variations, il est nécessaire de prolonger les valeurs de simulation de certains axes routiers traversant à la fois la CAGB et l'Aire Urbaine. Le prolongement de ces valeurs n'est possible que pour les axes traversant au moins en partie la CAGB, et pour lesquels une valeur de trafic a été simulée (figure 5.18).

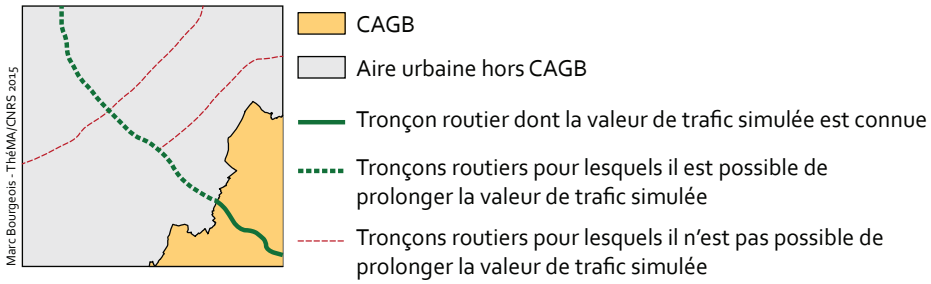


Figure 5.18 • Exemple de cas pour lesquels il est possible ou non de prolonger la valeur de trafic simulée.

Pour chaque axe principal, la valeur moyenne du trafic sur les tronçons proches des limites de la CAGB a été attribuée aux tronçons de ces mêmes axes situés dans l'Aire Urbaine hors CAGB (figure 5.19). La prolongation des valeurs de trafic est stoppée à partir du moment où il n'existe plus de bâti simulé le long de ces axes (absence de variation de trafic potentielle).

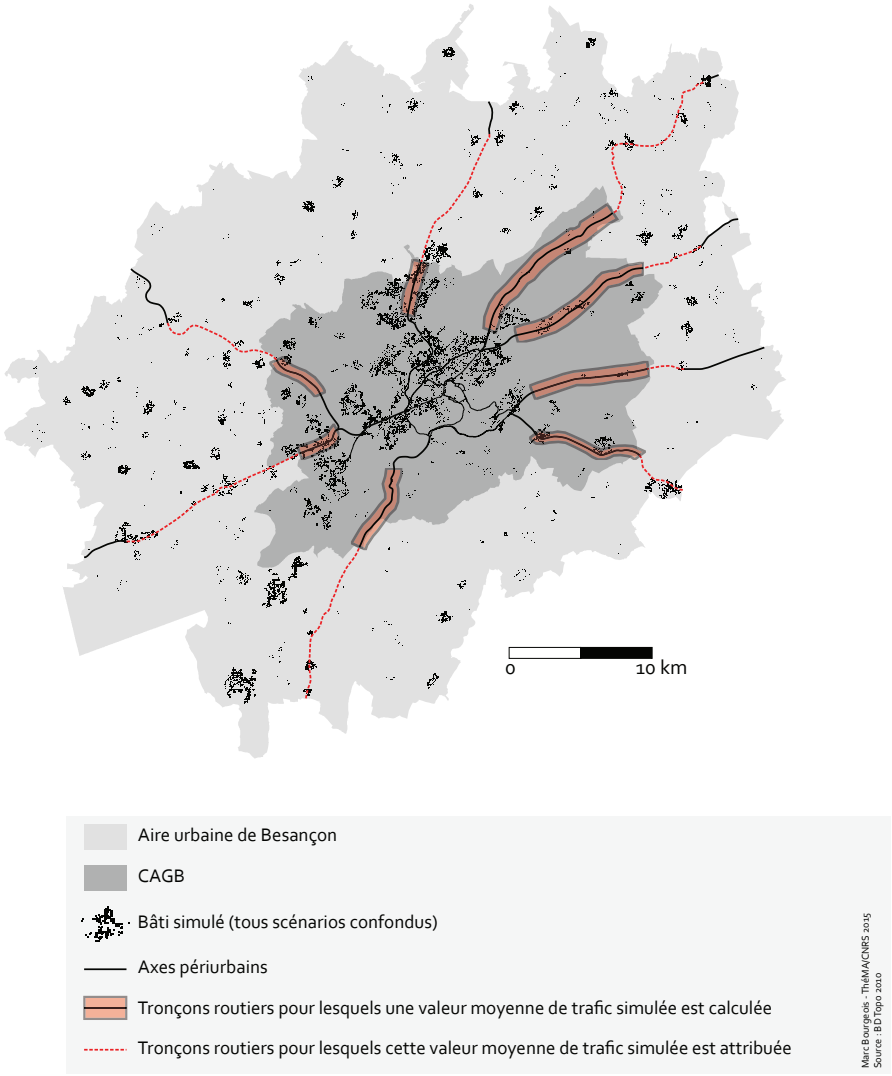


Figure 5.19 • Axes routiers de l'Aire Urbaine pour lesquels le trafic simulé dans la CAGB a été prolongé.

Évolution du trafic entre 2010 et 2030

Nous calculons dans MobiSim les valeurs du trafic interne à la zone d'étude simulé en 2010 et en 2030. Pour obtenir le trafic global de chaque tronçon routier en 2030, il faut également prendre en compte les évolutions potentielles du trafic de fond. Pour cela, nous nous basons sur un document rédigé en mars 2012 par le Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) du Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement (CGDD, 2012). Selon ce document, le trafic routier sur le territoire français augmente de 0,2 % par an entre 2003 et 2010. Ne disposant pas d'autres sources, nous avons choisi de conserver cette valeur pour quantifier l'évolution annuelle de trafic de fond jusqu'en 2030. Pour chaque tronçon routier, le trafic de fond évolue donc de 0,2 % par an jusqu'en 2030. En 2030, la valeur de trafic de chaque tronçon est calculée en additionnant le trafic de fond (avec prise en compte des évolutions) et le trafic simulé pour chaque scénario d'urbanisation. Prenons l'exemple d'un cas fictif de tronçon routier où le trafic simulé (T_{s2010}) en 2010 est égal à 3 000 véhicules/jour, le trafic simulé en 2030 (T_{s2030}) est égal à 3 288 véhicules/jour et le trafic compté T_c en 2010 est égal à 5 000 véhicules/jour.

Dans ce cas, $T_{f2010} = T_c - T_{s2010} = 5\,000 - 3\,000 = 2\,000$ véhicules/jour.

En subissant une évolution de 0,2 % par an,

$T_{f2030} \approx 2\,086$ véhicules/jour

Le trafic total T_{2030} est calculé de la manière suivante :

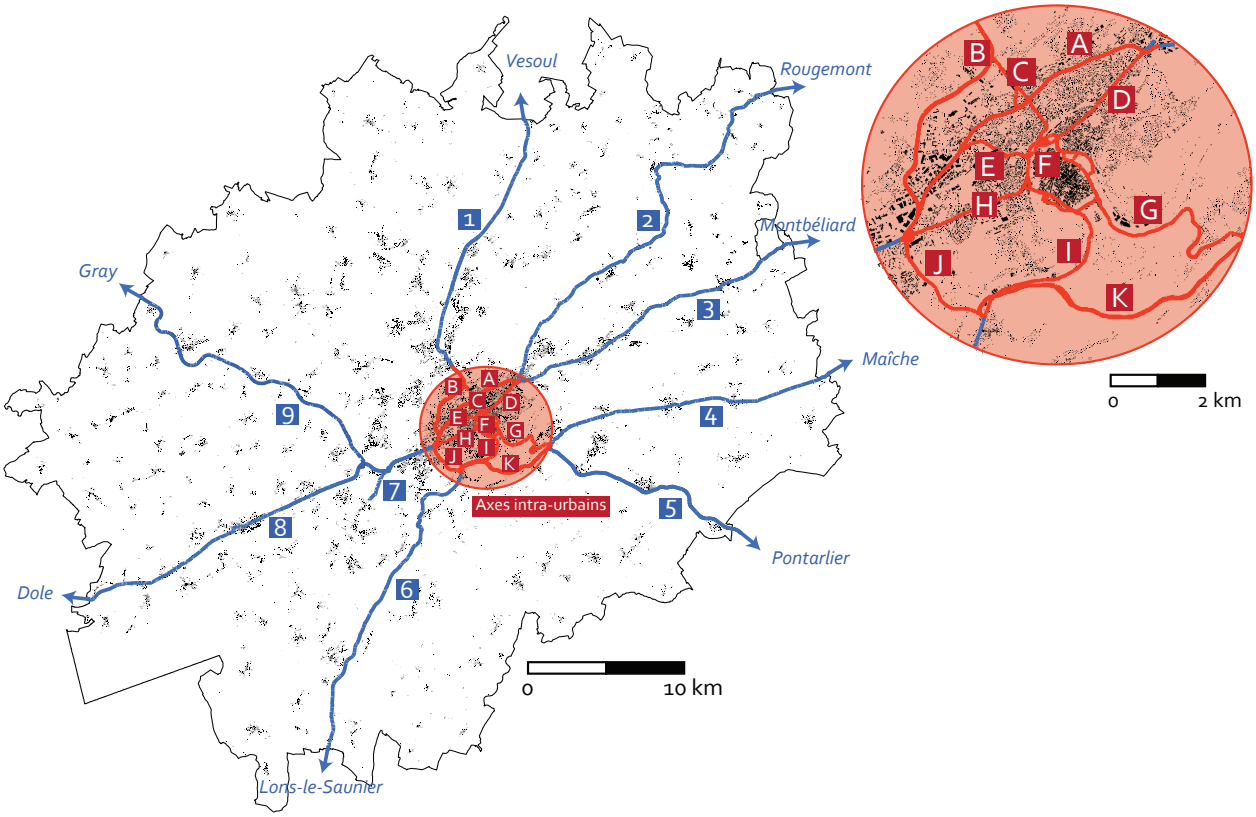
$T_{2030} = T_{f2030} + T_{s2030} = 3\,288 + 2\,086 = 5\,374$ véhicules/jour.

Dans le cas où la valeur de comptage est donnée pour une année antérieure à 2010, cette valeur est ajustée de manière à être cohérente avec le trafic estimé pour l'année 2010. Par exemple, pour un trafic compté à 4 000 véhicules/jour en 2007, cette valeur est de 4 032 véhicules/jour en 2010, en raison de l'augmentation annuelle de 0,2 % par an. Si le trafic est donné pour une année postérieure à 2010, le calcul est réalisé dans le sens inverse. De cette manière, la date des valeurs de comptage est harmonisée pour l'année 2010.

Exemples de résultats issus des simulations de trafic

À l'état initial en 2010, les valeurs de trafic des axes sont différentes pour les scénarios S1, S2, S3 et S4 et pour le scénario TOD (S5) en raison de la présence de gares supplémentaires dans le scénario TOD. Celles-ci peuvent induire un report modal des usagers de la voiture particulière vers le train, et donc modifier la valeur du trafic simulé sur certains axes.

Afin de simplifier la présentation des résultats issus des simulations de trafic, nous avons choisi d'agréger les tronçons routiers en axes principaux. À partir des données de trafic, et de notre connaissance de la zone d'étude, nous avons pu dégager plusieurs axes routiers principaux, distingués en deux catégories : les axes intra-urbains (boulevards, rocades) et les axes périurbains. Ces axes routiers principaux sont présentés sur la figure 5.20. Dans le cas des axes périurbains, la ville indiquée entre parenthèses est la ville principale la plus proche par laquelle passe cet axe en considérant Besançon comme point de départ. La valeur de trafic d'un axe correspond à la moyenne des valeurs de trafic des tronçons routiers le composant. Les axes intra-urbains comme les axes périurbains connaissent des évolutions de trafic différenciées entre 2010 et 2030 (tableau 5.18 et 5.19).



bâti existant

axes routiers principaux

Axes périurbains

1 N57 (Vesoul)
2 D486 (Rougemont)
3 D683 (Montbéliard)
4 D464 (Maîche)
5 N57 (Pontarlier)
6 N83 (Lons-le-Saunier)
7 D105 (Montferrand-le-Château)
8 D673 (Dole)
9 D67 (Gray)

Axes intra-urbains

A Boulevard Nord
B Rocade Nord
C Rue de Vesoul
D Rue de Belfort
E Avenue Léo Lagrange
F Boucle
G Côte de Morre
H Rue de Dole
I Faubourg Tarragnoz/Rue de Lyon
J Boulevard Ouest
K Voie des Mercureaux

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015
Source : BD Topo 2010

Figure 5.20 • Axes routiers intra-urbains et périurbains dans l'Aire Urbaine de Besançon.

	Code de la route (figure 5.20)	Situation initiale (2010)	S1	S2	S3	S4	S5
Axes intra-urbains	A	19874	21699	22002	21685	21607	22070
	B	35074	38839	39216	37119	37126	37266
	C	22075	25210	25184	23755	23677	23603
	D	14826	16054	16290	15796	15947	16570
	E	15467	16878	17004	17018	16978	16480
	F	17019	18333	18426	18284	18270	18311
	G	15946	16541	16896	16666	16757	16998
	H	19799	21789	21954	22069	22536	22816
	I	14524	15851	15762	15514	15992	15929
	J	29978	32279	32591	31939	32214	32229
	K	14318	15171	15529	15352	15412	15537
Axes périurbains	1	18192	20608	21844	19266	19189	19528
	2	3926	4114	4195	4175	4331	4155
	3	12363	12899	13034	12956	13066	13331
	4	4062	4026	4118	4244	4086	3948
	5	22473	23568	23578	23695	23933	23916
	6	9728	9772	9691	9601	9834	9969
	7	6077	6389	6287	6867	6930	7716
	8	20202	21395	21496	21501	22028	22174
	9	8810	8969	8955	9377	9271	9176

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.18 • Trafic sur les axes principaux de la zone d'étude pour chaque scénario en nombre de véhicules/jour (trafic simulé + trafic de fond).

	Code de la route	Nom de la route	Taux de variation du trafic entre 2010 et 2030				
			S1	S2	S3	S4	S5
Axes intra-urbains	A	Boulevard Nord	9,2 %	10,7 %	9,1 %	8,7 %	11,0 %
	B	Rocade Nord	10,7 %	11,8 %	5,8 %	5,9 %	6,2 %
	C	Rue de Vesoul	14,2 %	14,1 %	7,6 %	7,3 %	6,9 %
	D	Rue de Belfort	8,3 %	9,9 %	6,5 %	7,6 %	11,8 %
	E	Avenue Léo Lagrange	9,1 %	9,9 %	10,0 %	9,8 %	6,5 %
	F	Boucle	7,7 %	8,3 %	7,4 %	7,4 %	7,6 %
	G	Côte de Morre	3,7 %	6,0 %	4,5 %	5,1 %	6,6 %
	H	Rue de Dole	10,1 %	10,9 %	11,5 %	13,8 %	15,2 %
	I	Faubourg Tarragnoz/Rue de Lyon	9,1 %	8,5 %	6,8 %	10,1 %	9,7 %
	J	Boulevard Ouest	7,7 %	8,7 %	6,5 %	7,5 %	7,5 %
	K	Voie des Mercureaux	6,0 %	8,5 %	7,2 %	7,6 %	8,5 %
Axes périurbains	1	N57 (Vesoul)	13,3 %	20,1 %	5,9 %	5,5 %	7,3 %
	2	D486 (Rougemont)	4,8 %	6,9 %	6,3 %	10,3 %	5,8 %
	3	D683 (Montbéliard)	4,3 %	5,4 %	4,8 %	5,7 %	7,8 %
	4	D464 (Maîche)	-0,9 %	1,4 %	4,5 %	0,6 %	-2,8 %
	5	N57 (Pontarlier)	4,9 %	4,9 %	5,4 %	6,5 %	6,4 %
	6	N83 (Lons-le-Saunier)	0,5 %	-0,4 %	-1,3 %	1,1 %	2,5 %
	7	D105 (Montferrand-le-Château)	5,1 %	3,5 %	13,0 %	14,0 %	27,0 %
	8	D673 (Dole)	5,9 %	6,4 %	6,4 %	9,0 %	9,8 %
	9	D67 (Gray)	1,8 %	1,6 %	6,4 %	5,2 %	4,2 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.19 • Taux d'évolution du trafic entre 2010 et 2030 par axe principal de l'Aire Urbaine de Besançon et pour chaque scénario d'urbanisation.

	S1	S2	S3	S4	S5
Axes intra-urbains	11,1 %	12,5 %	9,7 %	10,2 %	10,7 %
Axes périurbains	6,3 %	7,8 %	5,9 %	6,9 %	7 %
Ensemble des axes routiers principaux	8,4 %	9,8 %	7,6 %	8,4 %	7,8 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 5.20 • Taux de variation du trafic agrégé pour les axes principaux de l'Aire Urbaine entre 2010 et 2030, pour les cinq scénarios d'urbanisation.

Le tableau 5.20 présente l'évolution globale du trafic pour chaque scénario, en différenciant uniquement les axes intra-urbains des axes périurbains. D'une manière générale, les axes intra-urbains connaissent davantage d'augmentation de trafic que les axes périurbains. Ce résultat n'est pas surprenant puisque dans tous les scénarios, au moins 40 % du développement résidentiel se produit dans la tache urbaine principale, et a donc tendance à générer des augmentations de trafic sur les axes intra-urbains. L'augmentation du trafic sur les axes intra-urbains est logiquement plus importante pour les scénarios compacts (S1 et S2) favorisant l'urbanisation dans la tache urbaine principale. En revanche, les distinctions sont moins nettes sur les axes périurbains. En effet, on pouvait s'attendre à une augmentation importante du trafic pour les scénarios les plus diffus par rapport aux scénarios les plus compacts. Ceci n'est pas forcément le cas, principalement en raison du fait que les axes périurbains desservent les logements compris dans les trois classes de taille de taches urbaines, contrairement aux axes intra-urbains qui desservent uniquement les logements situés dans la tache urbaine principale. Par exemple, la majeure partie de l'axe périurbain « N57 Vesoul », dessert des logements construits dans la tache urbaine principale pour les scénarios S1 et S2. En observant dans le détail, on peut remarquer dans le tableau 5.19, que l'augmentation du trafic sur certains axes est tout de même plus importante pour les scénarios diffus : cas de la D67 (Gray), la D683 (Montbéliard) ou la D105 (Montferrand) par exemple. D'une manière générale, il semblerait que les scénarios denses (S1 et S3) provoquent de moindres augmentations de trafic que les scénarios modérément denses (S2 et S4).

Le scénario TOD présente une augmentation totale du trafic simulé égale à 7,8 %, ce qui est plus élevé que pour le scénario 3 « périurbain régulé » mais tout de même moins élevée que pour tous les autres scénarios (tableau 5.20). Le report modal des usagers de leur voiture particulière vers le bus ou le tram n'est donc pas réalisé aussi fréquemment que ce qu'une politique TOD le laisserait espérer. Ceci peut s'expliquer par le fait que, lors de la simulation de nos scénarios d'urbanisation, aucune nouvelle activité économique n'est créée. Le développement résidentiel est encouragé à proximité des gares, mais les lieux d'emploi ne sont généralement pas situés le long des lignes ferroviaires de la zone d'étude. Ceci met en évidence un certain paradoxe dans la mesure où les gens habitent à proximité des gares éloignées de leur lieu de travail, où ils doivent se rendre en véhicule particulier. Ce phénomène a donc tendance à augmenter le trafic routier plus qu'il ne le diminue. La relocalisation des activités économiques, comme préconisée dans le modèle de croissance urbaine TOD de Calthorpe (1993), pourrait aider à réduire les augmentations de trafic issues de ce scénario d'urbanisation.

Conclusion du chapitre 5

La méthodologie décrite dans le chapitre 4 pour construire les scénarios de développement résidentiel nous permet de simuler cinq scénarios bien différents à l'aide de MobiSim-DR. Ces scénarios se distinguent selon leur forme locale et globale :

– S1 : ville compacte. Forme globale compacte et forme locale dense.

– S2 : ville modérément compacte. Forme globale compacte et forme locale modérément dense

– S3 : périurbain régulé. Forme globale diffuse et forme locale dense.

– S4 : étalement urbain. Forme globale diffuse et forme locale dense dans la tache urbaine principale et modérément dense ailleurs.

– S5 : *Transit-Oriented Development*. Forme globale concentrée autour des stations de transports en commun (train et tram). Forme locale dense dans la tache urbaine principale et modérément dense ailleurs.

Ces cinq scénarios correspondent à des paramétrages différents des modèles MUP-City et MobiSim. Pour ce qui est de MUP-City, le paramétrage concerne la pondération des règles d'aménagement entre elles, et le choix de la densité locale d'urbanisation (N_{max}). Pour MobiSim, le paramétrage concerne le nombre de logements annuels à construire, la proportion globale de maisons individuelles dans la zone d'étude, et la répartition entre logements collectifs et individuels par classe de taille de taches urbaines.

La simulation du trafic dans MobiSim ne pouvant être réalisée qu'à l'échelle de la CAGB, il a fallu reproduire les scénarios de développement résidentiel simulés pour l'ensemble de l'Aire Urbaine pour la seule CAGB. Pour chaque scénario d'urbanisation dans la CAGB, une valeur de trafic routier est simulée pour chaque tronçon de route. Les résultats des simulations de trafic issus de MobiSim sont ensuite améliorés de deux manières : par l'ajout du trafic de fond issu des données de comptage et de son évolution, et par le prolongement des valeurs de trafic simulées pour la CAGB sur les axes principaux de l'Aire Urbaine hors CAGB. Ce faisant, nous obtenons les variations de trafic survenues sur chaque tronçon routier entre 2010 et 2030 pour chacun des cinq scénarios d'urbanisation.

Au final, sur la base d'une méthodologie spécifique mobilisant plusieurs outils (Morpholim, MUP-City, MobiSim), nous disposons de cinq scénarios d'urbanisation plutôt réalistes, nettement différenciés à la fois par leurs formes bâties et par les variations de trafic qui y sont associées. La suite du travail consiste à évaluer l'impact écologique de ces cinq scénarios.

Chapitre 6

Modéliser les réseaux écologiques des espèces animales à l'aide des graphes paysagers

La théorie des graphes est une théorie mathématique fréquemment utilisée pour l'analyse des réseaux. Elle a été conçue pour modéliser les relations entre des entités. La théorie des graphes peut être exploitée dans plusieurs disciplines comme la géographie (analyse des réseaux de transport ou de télécommunication) ou l'écologie (analyse des réseaux trophiques ou des relations génétiques). En écologie du paysage, la théorie des graphes permet d'analyser la connectivité paysagère en modélisant les réseaux écologiques sous la forme des graphes paysagers (appelés aussi réseaux d'habitat) (voir chapitre 3). Dans ce travail, les graphes paysagers permettent la représentation et l'évaluation de la connectivité écologique des habitats de certaines espèces animales. Pour quantifier cette connectivité, des métriques sont calculées afin d'estimer les flux de déplacements potentiels des espèces entre leurs taches d'habitat.

6.1. La théorie des graphes

6.1.1 Le graphe, un objet mathématique

Un graphe est défini par deux ensembles d'éléments : un ensemble de sommets et un ensemble d'arêtes représentant les relations entre ces sommets. Chaque arête joint deux sommets qui sont dans ce cas considérés comme adjacents. Il est possible que certains sommets ne soient pas joints par deux arêtes. Dans ce cas, le graphe est constitué d'au moins deux composantes (ou sous-graphes), correspondant à deux ensembles de sommets qui ne sont pas reliés entre eux (figure 6.1). Un graphe peut être représenté en deux dimensions, en symbolisant les sommets par des points et les arêtes par des lignes. Ce type de représentation présente l'avantage de visualiser la structure du graphe de manière aisée. Si un signe positif ou négatif et/ou un poids sont attribués aux arêtes, le graphe résultant est « valué ». Si un sens est attribué aux arêtes du graphe, il est alors qualifié de « graphe orienté » ou « diagraphe ».

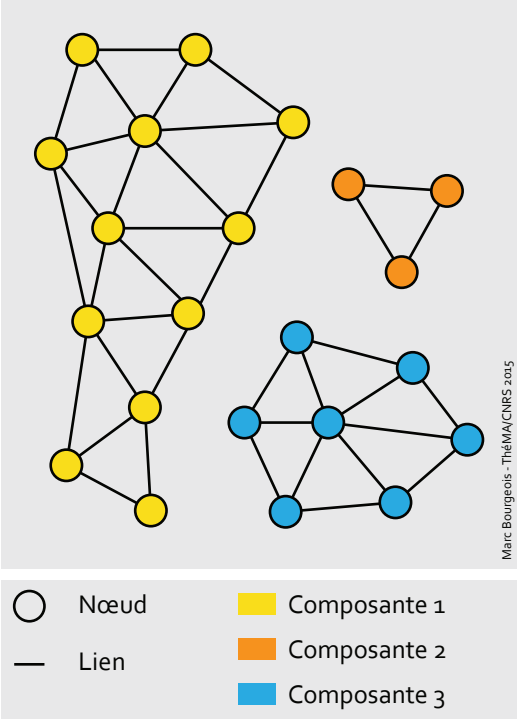


Figure 6.1 • Exemple d'un graphe à trois composantes.

6.1.2 Les domaines d'application de la théorie des graphes

Deux structures de graphes existent : les graphes aspatiaux et les graphes spatiaux (Dale et Fortin, 2010).

Pour les premiers, la localisation des sommets n'est pas contrainte. De tels graphes sont utilisés pour caractériser par exemple des atomes dans une molécule, des liens entre des sites Internet ou encore des relations de nature diverse entre des individus (réseaux sociaux, groupes socio-culturels). En écologie, des graphes aspatiaux peuvent permettre de caractériser les relations au sein des réseaux trophiques (*food web*) (Girvan et Newman, 2002) ou les relations génétiques dans un groupe d'individus (Fortuna *et al.*, 2009).

Les graphes spatiaux, eux, sont caractérisés par la localisation des sommets et des arêtes dans l'espace géographique. Leur représentation graphique est ainsi contrainte par le niveau d'échelle utilisé. Ce type de graphe est majoritairement utilisé en géographie depuis les années 1970 pour l'analyse des réseaux de transport. Les graphes spatiaux sont utilisés en écologie du paysage de manière beaucoup plus récente, essentiellement depuis la fin des années 1990. Keitt *et al.* (1997) sont les premiers à utiliser les graphes paysagers (*landscape graphs*) pour modéliser un réseau écologique en milieu terrestre. Cette représentation topologique du paysage offre la possibilité d'analyser l'effet de la fragmentation et de la perte de connectivité entre des taches d'habitat, ou de tout autre élément spatial d'intérêt pour une espèce donnée.

6.1.3 Graphes complets et graphes planaires

Deux principales topologies de graphes peuvent être construites à partir d'un même ensemble de sommets : les graphes complets et les graphes planaires (Galpern *et al.*, 2011). Dans un graphe complet, tous les sommets d'une même composante sont reliés deux à deux par des arêtes (figure 6.2). Un graphe planaire est une simplification d'un graphe complet : les arêtes ne se croisent pas, et sont donc moins nombreuses. Un graphe planaire est construit à partir d'un ensemble de sommets pour lesquels sont définis des polygones de Voronoï. Selon le principe de la triangulation de Delaunay, seuls les sommets dont les polygones de Voronoï partagent une arête commune sont reliés entre eux (figure 6.3).

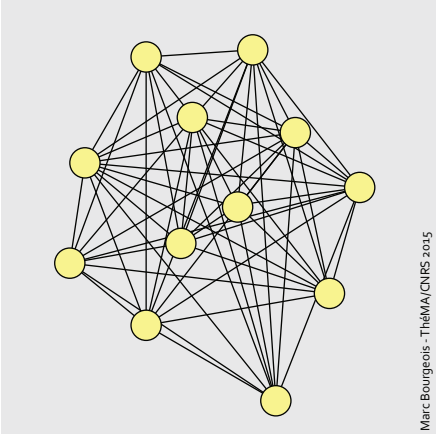


Figure 6.2 • Exemple d'un graphe complet.

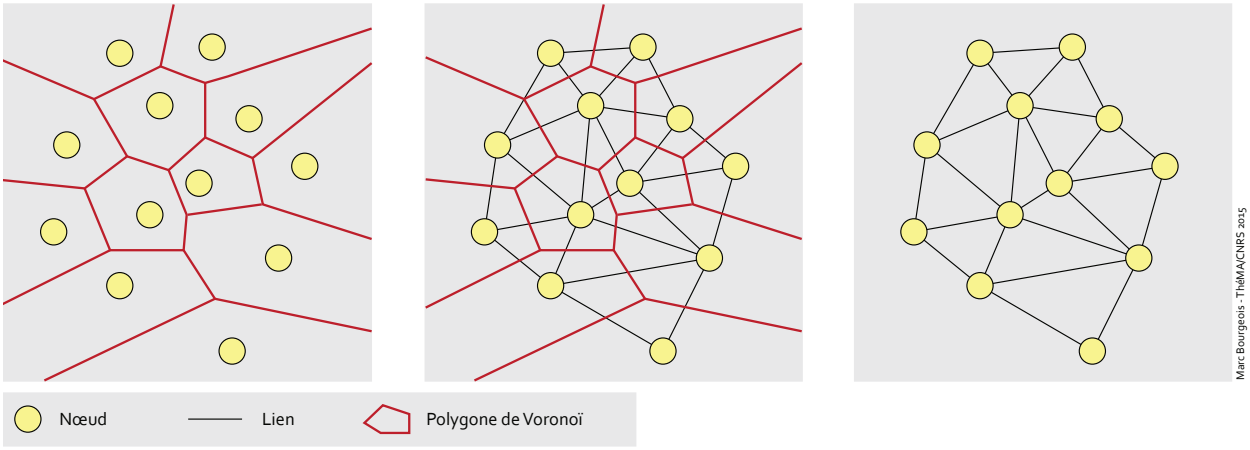


Figure 6.3 • Construction d'un graphe planaire.

La structure réticulaire des graphes permet d'optimiser les parcours dans un réseau, ou de rechercher un chemin de moindre coût entre une origine et une destination en utilisant par exemple l'algorithme de Dijkstra. L'accroissement des capacités de calcul informatique autorise la construction et l'analyse de graphes de plus en plus complexes et de plus en plus importants en taille.

6.2. Construction d'un graphe paysager

Les graphes paysagers sont utilisés la plupart du temps pour modéliser les réseaux écologiques des espèces à une échelle inter-générationnelle entre leurs domaines vitaux. Les sommets (ou « nœuds ») représentent les taches d'habitat d'une espèce ou d'un groupe d'espèces. Les déplacements potentiels entre les taches d'habitat sont symbolisés par les arêtes (ou « liens ») du graphe, représentant les déplacements liés au processus de dispersion. Afin de mieux visualiser un graphe, il est possible de le seuiller à la distance de dispersion de l'espèce étudiée. Dans ce cas, deux taches d'habitat sont connectées dans le graphe si la distance les séparant est inférieure à la distance choisie. Il s'agit généralement de la distance moyenne ou maximale de dispersion.

Plusieurs étapes sont nécessaires à la construction d'un graphe paysager : (1) cartographier le paysage d'une espèce, (2) définir les taches d'habitat de l'espèce (nœuds du graphe), (3) choisir la topologie du graphe (complet ou planaire) et définir ses liens, et (4) seuiller les liens du graphe (optionnel).

6.2.1 Les supports cartographiques d'un graphe paysager

Les cartes d'occupation du sol

La construction d'un graphe paysager doit s'appuyer sur des données spatiales représentant le paysage. Pour cela, les méthodes issues de l'écologie du paysage utilisent fréquemment des cartes d'occupation du sol permettant de mettre en relation les modes d'occupation du sol et les données disponibles sur une espèce (présence, déplacements) (Girardet, 2013). Une carte d'occupation du sol permet de simplifier la mosaïque paysagère en regroupant les éléments du paysage en plusieurs grandes classes. La détermination de ces classes dépend de l'espèce ou du groupe d'espèces dont on souhaite modéliser le réseau écologique. Par exemple, si l'on s'intéresse à un mammifère terrestre, la distinction entre les eaux stagnantes et les eaux vives n'est pas forcément nécessaire. Inversement, pour une espèce de poisson, la distinction entre forêt de feuillus et de conifères est inutile.

Pour identifier les nœuds du graphe, les taches d'habitat de l'espèce considérée doivent être spatialisées explicitement sur la carte d'occupation du sol. Cependant, si les forêts ou les mares peuvent être facilement identifiables dans un SIG, ce n'est pas forcément le cas des cavités rocheuses ou des habitats souterrains. Le grain de la carte est donc défini par l'échelle des plus petits éléments à prendre en compte dans le paysage. Par exemple, de petits éléments comme les sentiers forestiers, les haies ou certaines mares sont fréquemment pris en compte dans les déplacements de la faune. Pour les représenter correctement, l'utilisation d'un grain fin est souvent nécessaire (figure 6.4). Cependant, certaines données d'occupation du sol peuvent ne pas être disponibles à une échelle très fine (ornières, buissons etc.). De plus, le temps de traitement informatique des cartes d'occupation du sol dépend fortement de leur résolution spatiale. Il est donc essentiel de trouver un bon compromis entre la précision nécessaire des données et l'étendue de la zone modélisée.

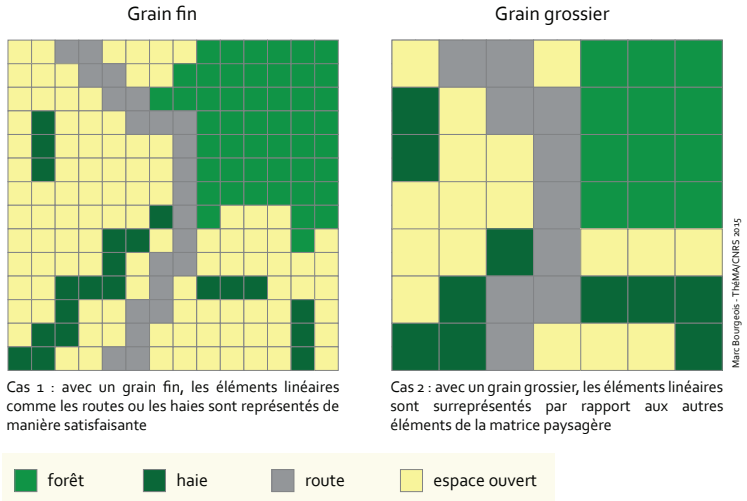


Figure 6.4 • Influence de la taille du grain sur la représentation cartographique des éléments linéaires du paysage.

Les différentes classes d'occupation du sol sont ensuite hiérarchisées en fonction de leur caractère favorable ou défavorable aux déplacements ou à l'habitat de l'espèce considérée. Pour une espèce forestière par exemple, certains types d'occupation du sol peuvent être très favorables et constituer leur habitat (forêt), d'autres peuvent être neutres (zones agricoles) et d'autres clairement défavorables (zones urbanisées, infrastructures de transport). Cette hiérarchisation passe par l'attribution de valeurs de coûts de déplacement à chaque classe d'occupation du sol (figure 6.5). En ce sens, un coût unitaire caractérise l'habitat de l'espèce alors que les coûts les plus élevés sont attribués aux zones très défavorables aux déplacements. Ces valeurs peuvent être issues d'informations contenues dans la littérature, ou établies d'après les informations fournies par des experts de terrains (écologues, associations naturalistes etc.). Le choix des valeurs de coûts et leur mise en rang s'avère parfois compliqué ; cet aspect sera présenté plus en détail dans le chapitre 7.

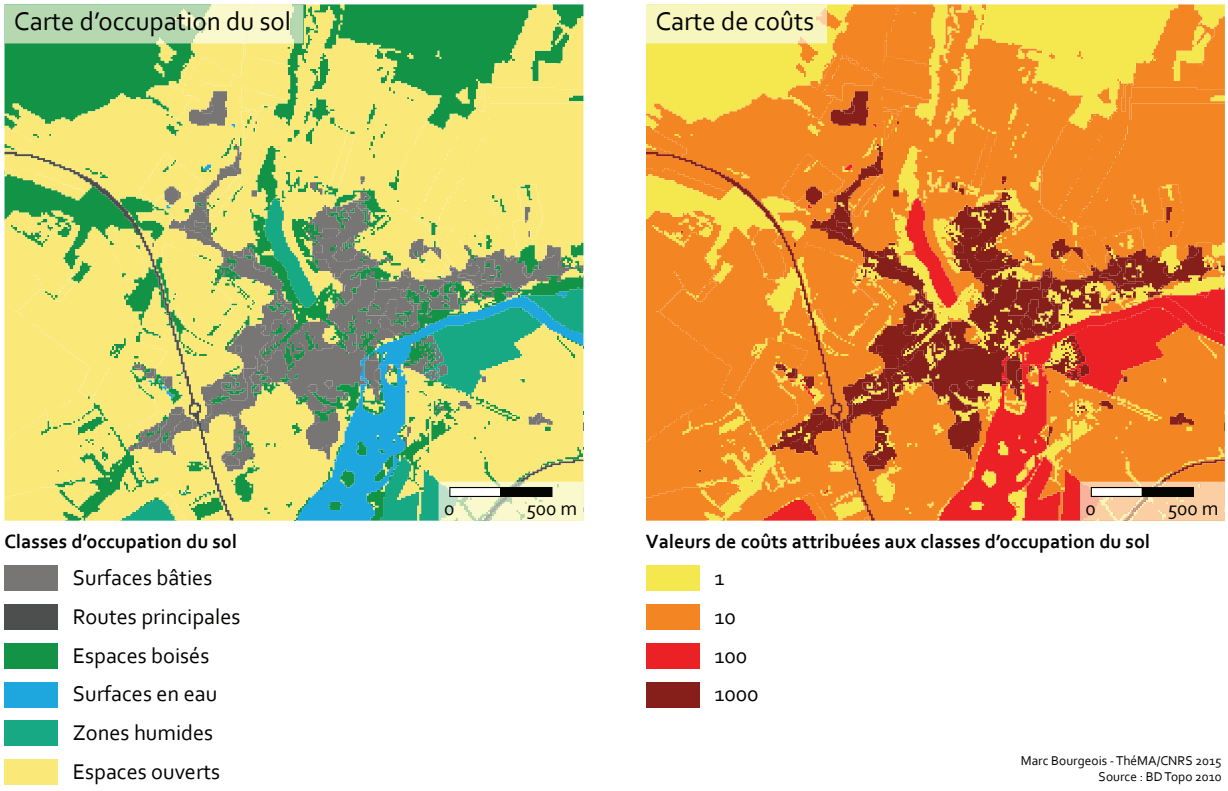


Figure 6.5 • Transformation d'une carte d'occupation du sol en carte de coûts (cas fictif). Commune de Marnay (Haute-Saône).

Les cartes d'aptitude

Lorsque l'habitat d'une espèce ne peut pas être explicitement cartographié à partir d'une carte d'occupation du sol, il est possible de modéliser une carte d'aptitude à sa présence (Girardet, 2013). Deux méthodes existent et se distinguent de par les données à mobiliser.

La première méthode consiste à créer un modèle de distribution d'espèce en se focalisant sur les données de présence/absence de l'espèce, constituant la variable à expliquer d'un modèle linéaire généralisé (Clauzel *et al.*, 2013; Hernández *et al.*, 2006). Les variables environnementales sont les variables explicatives du modèle qui permettent de déterminer la présence de l'espèce.

Elles sont identifiées d'après la littérature ou les dires d'expert et sélectionnées statistiquement. Ce modèle est ensuite généralisé à chaque pixel de la carte d'occupation du sol pour produire une carte d'aptitude indiquant la probabilité de présence de l'espèce en tout point de l'espace.

La seconde méthode quantifie l'aptitude en se basant uniquement sur des hypothèses concernant les facteurs favorables ou non à la présence d'une espèce. Cette approche provient de la méthode de Hirzel *et al.* (2001) et de Hirzel et Guisan (2002) pour la création d'espèces virtuelles. Elle n'utilise pas des données d'occurrence, mais uniquement une évaluation multicritère permettant de combiner les variables entre elles. La carte d'aptitude résultante représente la probabilité de présence d'une espèce virtuelle dont les valeurs sont comprises entre 0 et 1.

Dans les deux cas, les probabilités représentées sur ces cartes peuvent être ensuite discrétisées afin de hiérarchiser les valeurs d'aptitude et identifier ainsi les taches où la probabilité de présence est la plus importante.

6.2.2 Détermination des nœuds du graphe

Les taches d'habitat d'une espèce donnée (ou d'un groupe d'espèces) constituent les nœuds de son graphe paysager. Elles peuvent être de type ponctuel ou surfacique (Fall *et al.*, 2007; Galpern *et al.*, 2011). Leur identification peut être réalisée de deux manières : soit elles ne sont pas connues et sont déterminées à partir de certains traits fonctionnels des espèces, soit des écologues ou experts environnementaux peuvent aider à les localiser en indiquant des zones de présence probable.

Dans ce travail, la détermination des taches d'habitat se base sur les caractéristiques des domaines vitaux de chaque espèce (composition et surface). Dans la littérature, la nature des taches d'habitat des espèces considérées est souvent bien renseignée. En revanche, nous constatons régulièrement un manque d'informations concernant leur surface. Lorsqu'elle est connue, c'est plutôt la surface du domaine vital qui est indiquée. Comme nous l'avons évoqué dans le chapitre 2 (figure 2.14), deux cas sont alors possibles :

– L'espèce concernée habite dans un milieu de façon exclusive comme les mares par exemple. Dans ce cas, le domaine vital correspond à une seule tache d'habitat. Les taches d'habitat dont la surface est suffisante pour constituer le domaine vital de l'espèce correspondent aux nœuds du graphe paysager.

– L'espèce concernée habite dans des milieux mixtes, par exemple les forêts et les prairies environnantes pour le Cerf élaphe. Dans ce cas, les taches d'habitat sont mixtes. Pour déterminer les nœuds du graphe, il faut alors distinguer son habitat préférentiel (ici la forêt) et leur définir une surface minimale. Ce seuil est souvent difficile à déterminer puisque la différence entre la surface du domaine vital et la surface minimale des taches d'habitat est propre à chaque espèce et n'est pas toujours clairement identifiée dans la littérature.

Dans cette thèse, les taches d'habitat de chaque espèce sont identifiées à partir de la carte d'occupation du sol qui leur est propre. Pour cela, deux types de données sont nécessaires : (1) la nature de la classe d'occupation du sol correspondante à l'habitat, par exemple les forêts de feuillus, les mares ou les prairies et (2) la surface minimale pour laquelle une tache favorable à l'espèce constitue une tache d'habitat. Dans le cas d'une espèce habitant exclusivement dans un milieu forestier et dont la superficie du domaine vital est de 1 ha, tous les éléments forestiers supérieurs ou égaux à 1 ha constituent les taches d'habitat de cette espèce, et donc les nœuds de son graphe paysager (figure 6.6). Cette valeur est en général un ordre de grandeur, puisqu'elle n'est pas toujours connue précisément et est souvent déterminée à partir de l'estimation de la surface du domaine vital.

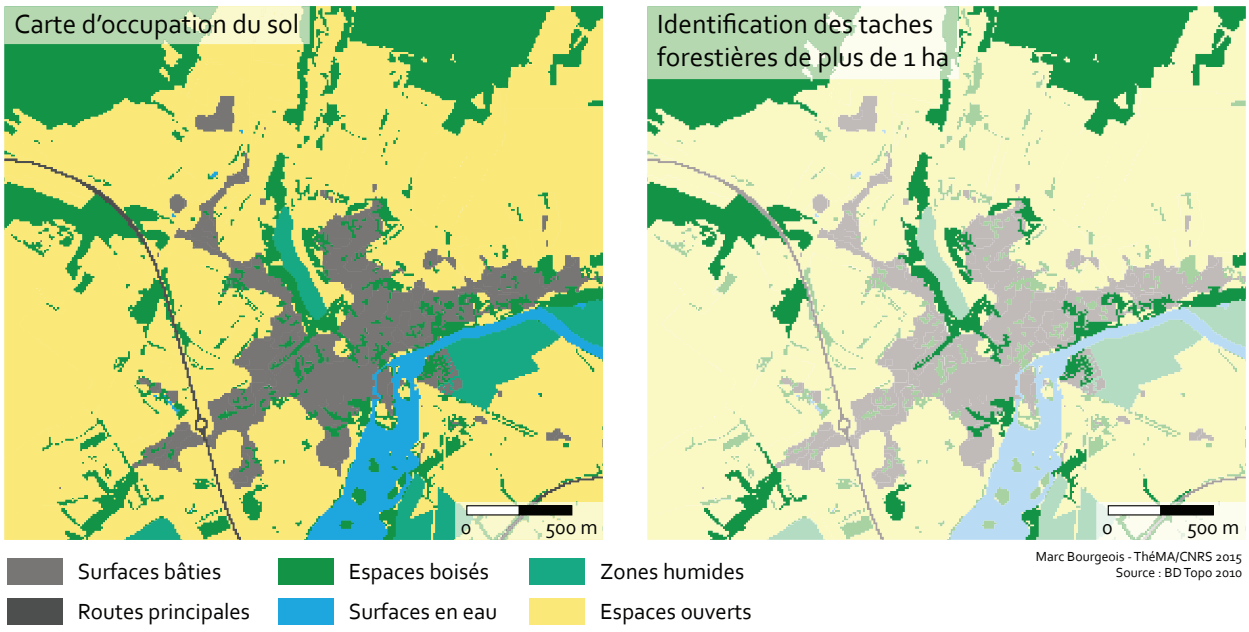


Figure 6.6 • Identification des taches d'habitat pour une espèce forestière dont la surface minimale des taches est de 1 ha. Commune de Marnay (Haute-Saône).

La méthode que nous utilisons pour déterminer les nœuds du graphe présente certaines limites. D'abord, l'identification des taches d'habitat d'une espèce par le seul critère surfacique ne permet pas de prendre en compte leur compacité. Or, au sens de Forman et Godron (1986), une tache d'habitat doit être une entité relativement compacte, ce qui n'est pas forcément le cas ici puisque les formes géométriques des éléments paysagers pouvant potentiellement constituer des taches d'habitat sont souvent très variées (figure 6.6). De plus, l'identification des taches d'habitat d'une espèce est basée sur des ordres de grandeur de leur surface minimale estimés à partir de la littérature. D'un point de vue écologique, cette simplification peut être discutable puisque l'habitat d'une espèce n'est pas forcément strictement limité à une classe d'occupation du sol donnée. Toutefois, cette approche est essentielle dans la construction d'un graphe paysager puisqu'elle permet d'en identifier les nœuds.

6.2.3 Détermination de la topologie et des liens du graphe

Dans un graphe paysager, les liens représentent les relations fonctionnelles potentielles entre les taches d'habitat. Ils sont symbolisés de manière cartographique par des lignes rejoignant les taches d'habitat entre elles, soit de centroïde à centroïde, soit de bord à bord.

Dans un graphe complet, les nœuds sont tous reliés deux à deux par des liens. D'un point de vue écologique, cela représente tous les passages possibles entre les taches d'habitat. L'inconvénient de ce type de graphe est le temps de calcul nécessaire à leur création. En effet, le nombre de liens à créer peut être extrêmement élevé puisque toutes les paires de nœuds sont connectées. Il est néanmoins possible de simplifier un graphe complet en le seuillant, par suppression des liens dont la longueur est supérieure à une valeur donnée, en partant du principe que l'espèce n'est pas capable de se déplacer au-delà d'une certaine distance.

Un graphe planaire se différencie d'un graphe complet dans la mesure où seules les taches voisines sont reliées entre elles. Dans ce travail, les graphes modélisés sont de type planaire. Ce choix a été motivé par la réduction considérable du temps de calcul par rapport au graphe complet (moins de liens potentiels). De plus, nous considérons que le graphe planaire reste pertinent d'un point de vue écologique puisque de nombreuses espèces effectuent leurs déplacements de proche en proche entre leurs taches d'habitat.

La manière la plus simple de valuer un graphe paysager de type planaire est de pondérer les liens par la distance euclidienne entre les taches qu'ils joignent. Mais la distance euclidienne ne prend pas en compte l'hétérogénéité de la matrice paysagère, et les éventuelles barrières.

Pour une espèce donnée, l'hétérogénéité de la matrice peut être caractérisée en attribuant des valeurs de coûts de déplacements à chaque classe d'occupation du sol. Celles-ci permettent d'identifier des chemins de moindre coût entre les taches d'habitat (Adriaensen *et al.*, 2003). L'attribution de fortes valeurs de coûts crée une matrice paysagère très résistante. À l'inverse, la résistance de la matrice est faible si les valeurs de coûts sont globalement faibles. Les chemins de moindre coût permettent de calculer la distance effective entre chaque tache d'habitat. Cette distance est ici calculée en sommant les différentes valeurs rencontrées le long du chemin de moindre coût (figure 6.7). Pour évaluer la connectivité écologique, il a été montré que cette méthode dite des coûts cumulés est préférable au calcul de la distance métrique du chemin de moindre coût, dans la mesure où celui-ci réduit trop l'importance respective des valeurs de coûts dans la matrice paysagère (Etherington et Holland, 2013). Chaque lien du graphe paysager se voit ainsi attribuer une distance coût.

Dans ce travail, les liens des graphes ne sont pas dirigés. Ils ne prennent donc pas en compte les logiques de colonisation – extinction – recolonisation identifiées dans les modèles de métapopulations et le modèle source-puits.

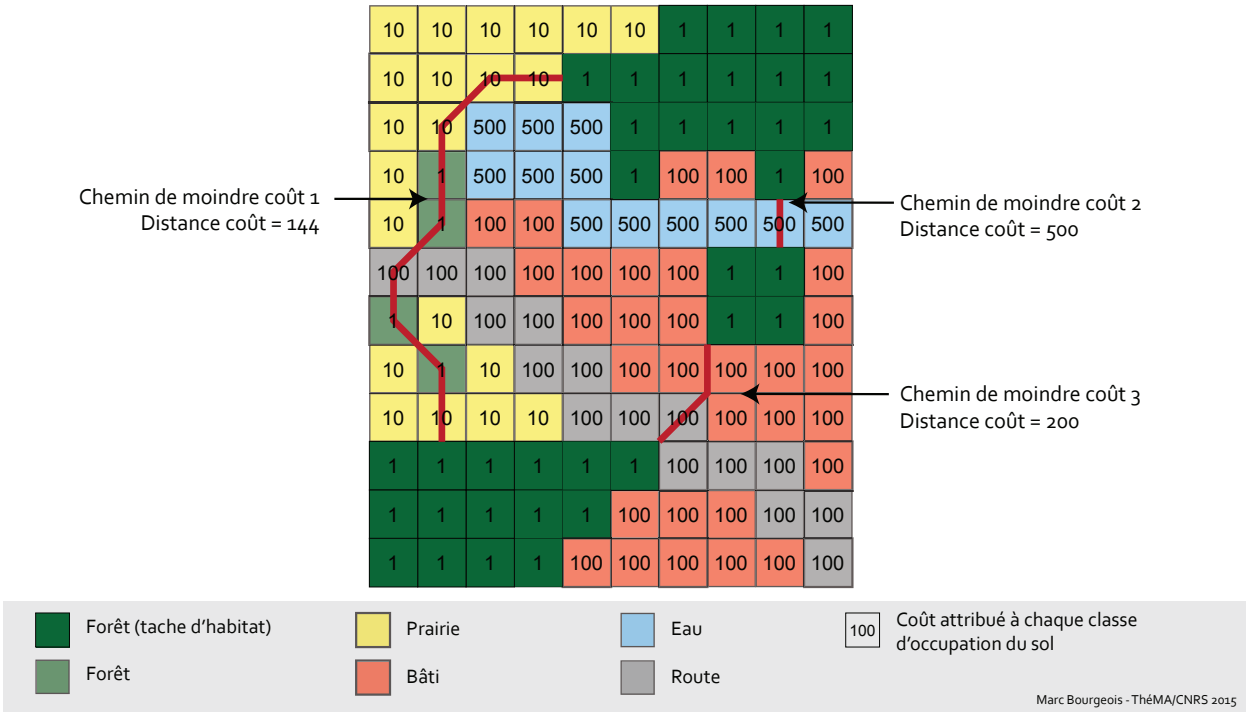


Figure 6.7 • Représentation schématique des chemins de moindre coût entre les taches d'habitat d'une mosaïque paysagère virtuelle.

6.2.4 Le seuillage du graphe

Le seuillage d'un graphe consiste à en retirer tous les liens dont la valeur est supérieure à une valeur donnée. Par exemple, dans le cas d'un graphe euclidien seuillé à 3 000 m, tous les nœuds séparés de plus de 3 000 m ne sont pas reliés directement par des liens. Dans l'ensemble du travail présenté ici, la valeur de seuillage du graphe correspond à la distance maximale de dispersion de l'espèce.

Afin de prendre en compte la résistance de la matrice paysagère, la distance de dispersion, exprimée dans la littérature en unité métrique doit être convertie en unité de coût. Pour cela, une régression linéaire est effectuée entre les valeurs de distance de tous les liens du graphe :

$$\ln(Dist) = a \times \ln(DistM) + \beta$$

où *Dist* correspond à la distance coût (exprimée en unités de coûts) et *DistM* correspond à la distance métrique (exprimée en mètres). On obtient donc :

$$Dist = e^{a \times \ln(DistM) + \beta}$$

Cette fonction permet de convertir la distance de dispersion en unités de coûts. Chaque lien est du graphe est alors caractérisé par la distance métrique entre les deux taches qu'il relie, et par la distance de coûts cumulés entre ces deux mêmes taches. Celle-ci est utilisée pour réaliser le seuillage du graphe. Elle est spécifique à chaque espèce et à sa carte d'occupation du sol associée. En cas de modification des valeurs de coûts, cette valeur doit être recalculée.

Les déplacements potentiels modélisés dans les graphes paysagers correspondent ainsi aux mouvements potentiels de dispersion des individus entre leurs taches d'habitat, représentés

en unités de coûts. Avec cette approche, les déplacements quotidiens ne sont pas caractérisés puisqu'ils se produisent à l'intérieur des taches. Lors de la création du graphe, les distances intra-taches ne sont donc pas prises en compte : les distances entre les taches sont donc calculées de bord à bord.

Le seuillage du graphe est la dernière étape avant de pouvoir exploiter le graphe comme support de calcul des métriques de connectivité. Le graphe ainsi obtenu peut être représenté de manière réaliste, par des taches et des chemins, ou de manière topologique, par des nœuds et des liens (figure 6.8).

D'un point de vue technique, la construction des cartes d'occupation du sol a été réalisée avec ArcGIS 10[1] et la modélisation des graphes paysagers avec le logiciel Graphab (Foltête *et al.*, 2012a) (voir encadré 5).

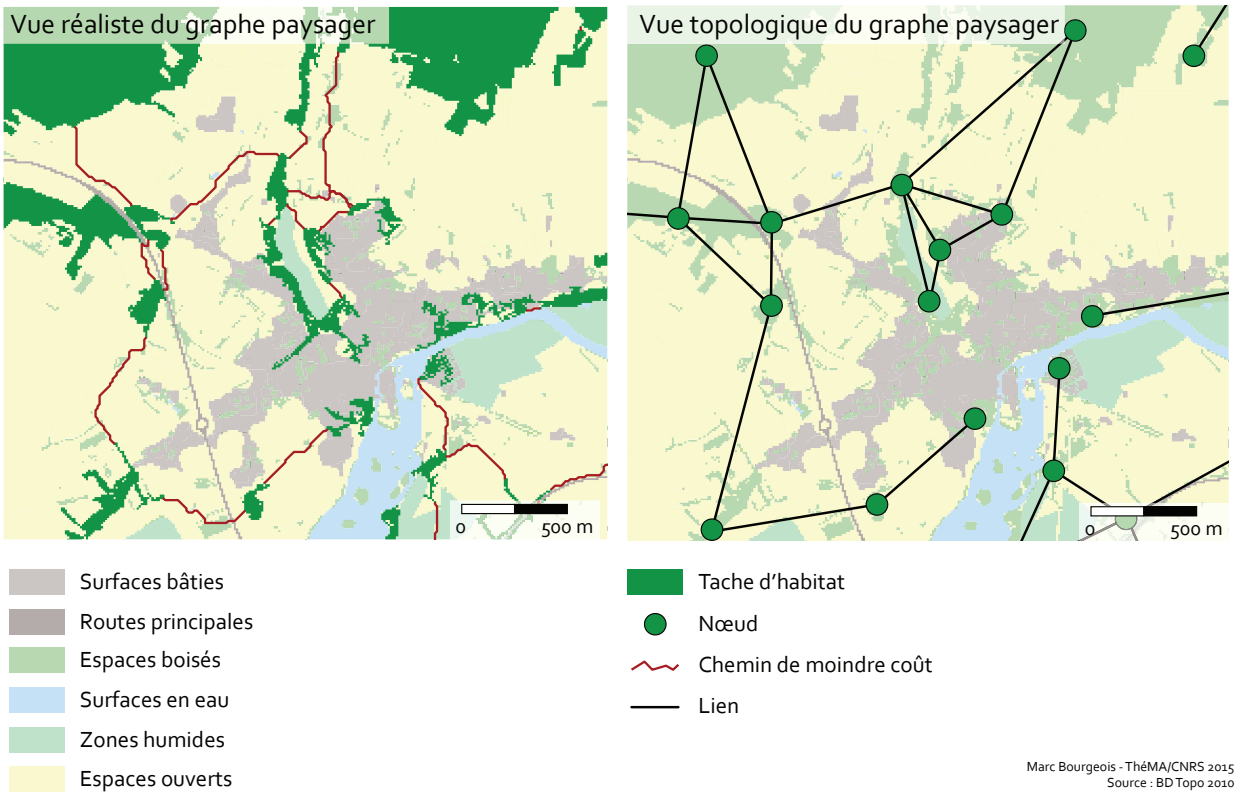


Figure 6.8 • Représentation réaliste et topologique d'un même graphe paysager. Commune de Marnay (Haute-Saône).

[1] L'ensemble des traitements SIG de cette thèse auraient également pu être effectués avec un logiciel open-source tel que Quantum GIS.

Encadré 5 • Graphab, un outil dédié à la modélisation des graphes paysagers

Dans ce travail de thèse, les graphes paysagers sont modélisés à l'aide de l'outil Graphab (version 1.3.30) développé au laboratoire ThéMA sous la direction de Jean-Christophe Foltête, et programmé en Java par Gilles Vuidel (Foltête *et al.*, 2012a). Ce logiciel permet de réaliser de manière simple les opérations décrites dans cette section pour construire un graphe paysager. En entrée, deux types de cartes sont nécessaires : la carte d'occupation du sol, en format matriciel de type *.TIFF* avec un code attribué à chaque cellule en fonction de sa classe d'occupation du sol, et la carte de coûts associée, en format *.TIFF* également, présentant une valeur de coût pour chaque classe d'occupation du sol.

Dans tous les graphes modélisés dans ce travail, le mode *8-connexité* a été utilisé, ce qui signifie que les déplacements des espèces peuvent se réaliser dans les diagonales. L'utilisateur doit ensuite définir quel type d'occupation du sol constitue l'habitat de l'espèce considérée et quelle est la surface minimale des taches d'habitat. L'ensemble de ces paramétrages permet de définir les nœuds du graphe, et le jeu de liens qui y est associé. À partir de ce jeu de liens, la distance de dispersion de l'espèce est convertie en distance coût. Cette valeur est ensuite utilisée pour seuiller le graphe paysager. À partir du graphe paysager ainsi créé, il est possible de mesurer la connectivité écologique à l'aide de différentes métriques.

6.3. Évaluer la connectivité écologique à partir des graphes paysagers

Les graphes paysagers composés uniquement de nœuds et de liens ayant chacun des attributs spatiaux sont adaptés à la représentation cartographique (figure 6.8). En revanche, cette représentation ne permet pas toujours de comparer les graphes entre eux car il est difficile d'identifier les nœuds et les liens différents entre les graphes. Il est donc préférable de comparer des graphes en calculant des métriques de connectivité, permettant de quantifier ces différences, plutôt que de les identifier visuellement.

6.3.1 Les métriques de connectivité

Ces métriques permettent de quantifier la connectivité fonctionnelle potentielle du réseau écologique d'une espèce donnée. Elles peuvent être issues directement de la théorie des graphes ou dédiées plus spécifiquement à l'analyse de la connectivité du paysage (Dale et Fortin, 2010; Galpern *et al.*, 2011; Rayfield *et al.*, 2011). Elles peuvent être calculées à plusieurs niveaux d'analyse, allant du graphe dans son intégralité jusqu'à l'élément de base du graphe, le nœud ou le lien. On distingue donc les métriques de connectivité globale (une seule métrique calculée pour l'ensemble du graphe) des métriques de connectivité locale, pouvant être mesurées pour chaque nœud/lien du graphe.

Les métriques de connectivité pondérées (Rayfield *et al.*, 2011) s'appuient sur le type de distance utilisé lors de la construction du graphe (distance coût ou distance euclidienne). Pour une population donnée, tous les individus ne se déplacent pas à la même distance lors de leur dispersion. Afin de prendre en compte la variabilité des capacités de déplacement des individus d'une même espèce, cette distance est transformée par une relation de probabilité. Dans son

modèle des métapopulations, Hanski (1994) propose de quantifier la probabilité de dispersion d'une espèce cible à partir de la distance inter-tache. Cette relation de probabilité est la suivante :

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

où p est la probabilité de dispersion entre les deux taches i et j, et d_{ij} la distance entre les taches i et j et $\alpha = \frac{-\ln(p)}{d}$

où d est la distance de dispersion de l'espèce cible, et p la probabilité de dispersion à cette distance. α est souvent paramétré à l'aide de la dispersion maximale ou médiane de l'espèce. Pour une espèce dont la dispersion médiane est de 3 000 m, 50 % des individus opèrent une dispersion à plus de 3 000 m, donc p=0,5.

Certaines métriques de connectivité permettent d'estimer les flux de dispersion potentiels entre deux taches d'habitat. Ces métriques sont directement issues des modèles d'interaction spatiale comme le modèle de Huff (1964), utilisés pour mesurer un flux entre deux entités en fonction de la distance qui les sépare.

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

où F_{ij} est 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, et k une constante d'ajustement du modèle.

Ces modèles d'interaction spatiale sont adaptés pour modéliser les interactions potentielles entre deux taches d'habitat. Les métriques de calcul de flux sont calculées à deux niveaux : au niveau global et au niveau local.

Métriques globales

Ce type de métrique caractérise la connectivité globale du réseau, qu'il soit connexe (une seule composante) ou non (plusieurs composantes). Deux métriques globales sont fréquemment utilisées pour caractériser la somme des interactions sur le réseau entier : *Integral Index of Connectivity* (IIC) (Pascual-Hortal et Saura, 2006) et *Probability of Connectivity* (PC) (Saura et Pascual-Hortal, 2007).

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 autres taches du réseau. Sa formule est la suivante :

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}\frac{\alpha_i \alpha_j}{1+nl_{ij}}}{A_L^2}$$

où a_i et a_j sont 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. Pascual-Hortal et Saura (2006) ont comparé dix autres métriques de connectivité par rapport à leur utilité et leur efficacité pour l'aménagement du territoire et la conservation des paysages et ont conclu qu'au regard de ces critères, l'IIC était la métrique la plus performante. C'est pourquoi nous ne présentons pas ici

d'autres métriques globales de connectivité, hormis le PC, développé ultérieurement à partir de la métrique IIC.

Comme la métrique IIC, la métrique PC permet également de caractériser la probabilité de dispersion d'une tache à une autre pour toutes les autres taches du réseau. Mais dans le cas du PC, les liens sont pondérés. Cette métrique mesure la probabilité que des individus placés au hasard dans la zone d'étude se situent dans des taches d'habitat connexes. Elle intègre la probabilité de dispersion directe *p* en fonction de la distance entre les taches d'habitat.

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

où a_i et a_j sont les surfaces respectives des taches *i* et *j*, p_{ij}^* le produit maximum des probabilités de dispersion de tous les parcours possibles entre la tache *i* et *j* et A_L la surface totale de la zone d'étude.

En étant normalisé par la surface de la zone (comme l'indice IIC), l'indice PC s'interprète comme une probabilité. Ses valeurs sont donc comprises entre 0 et 1. S'il n'existe pas d'habitat dans la zone d'étude, PC = 0 puisque a_i=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.

Dans le cadre de ce travail, nous souhaitons que la métrique utilisée réponde à un certain nombre de critères :

– Elle doit prendre en compte à la fois l'étendue des surfaces d'habitat (potentiel démographique) et leur degré de connectivité (potentiel de mouvement).

– Sa valeur doit être normalisée, afin de pouvoir établir des comparaisons entre les différents graphes paysagers créés pour chaque scénario d'urbanisation.

– Sa valeur doit être plus faible en cas de diminution de la surface des taches d'habitat par exemple si de nouveaux espaces bâtis y sont construits.

– Elle doit considérer la modification éventuelle des chemins de moindre coût entre les taches si les valeurs de coût attribuées à la matrice paysagère sont changées suite aux variations du trafic ou à la construction de nouveaux espaces bâtis. Elle doit donc prendre en compte l'augmentation potentielle de la distance entre les taches d'habitat.

– Elle doit considérer la perte de toutes les taches d'habitat, qu'elles soient connectées ou non connectées. À ce titre, la valeur de la métrique doit également diminuer plus fortement si une tache ayant une fonction de pas japonais (*stepping-stone*) clé est supprimée.

L'utilisation de la métrique PC permet de répondre de manière satisfaisante à l'ensemble de ces critères (Saura et Pascual-Hortal, 2007). Le PC est donc la métrique globale retenue dans ce travail pour mesurer la connectivité de l'ensemble des réseaux écologiques modélisés. Par rapport à l'IIC, le PC présente l'avantage de prendre en compte la pondération des liens en fonction de la

distance séparant les taches d'habitat. La distance maximale de dispersion (en unités de coûts) est utilisée de manière indicative pour déterminer le facteur α nécessaire au calcul de la probabilité de dispersion p_{ij} de l'espèce considérée.

Les métriques globales sont calculées pour l'ensemble du réseau et ne permettent pas de savoir quels éléments du graphe présentent le plus fort (ou le plus faible) degré de connectivité.

Métriques locales

Les métriques locales de connectivité permettent, elles, d'estimer la connectivité d'un élément (lien ou tache) du réseau. Leur utilisation permet ainsi la spatialisation des mesures de connectivité afin, par exemple, d'identifier les taches d'habitat les plus importantes à protéger pour assurer le maintien de la connectivité écologique globale d'une zone donnée.

La métrique globale PC peut être transposée localement par la méthode de retrait des taches (*patch removal*) et le calcul du delta PC (Saura et Rubio, 2010) tel que :

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

où dPC_k est la valeur du delta PC pour la tache k, PC la valeur de PC globale, et PC_k la valeur du PC globale après le retrait de la tache k. Cependant, la comparaison de plusieurs valeurs de dPC suppose que le PC global soit constant. Dans notre cas, le PC global varie puisque des graphes sont construits pour chaque scénario d'urbanisation. Afin de permettre la comparaison des valeurs locales de PC pour chaque scénario, nous préférons utiliser la métrique locale PC_{flux}, proposée par Foltête *et al.* (2014).

Le PC_{flux} caractérise la contribution de chaque tache à l'indice PC global. L'utilisation de cette métrique permet de comparer sa valeur avant et après simulation d'un scénario d'urbanisation. Pour une tache donnée j, $PC_{flux}(j)$ correspond à :

$$PC_{flux}(j) = \frac{\sum_{i=1}^{n} \alpha_i \alpha_j p_{ij}^*}{A_L^2}$$

où a_i et a_j sont les surfaces respectives des taches i et j, p_{ij}^* le produit maximum des probabilités de dispersion de tous les parcours possibles entre la tache i et j et A_L la surface totale de la zone d'étude. Ainsi, la somme de toutes les valeurs de PC_{flux} de chaque tache est égale à la valeur globale du PC calculée pour le même graphe.

Interpolation spatiale des métriques locales

Dans ce travail, des graphes paysagers sont construits pour plusieurs espèces ayant des taches d'habitat et des capacités de déplacements très diverses (voir chapitre 7). Il n'est donc pas possible de comparer directement la connectivité locale entre leurs réseaux. Plusieurs travaux ont montré que l'on pouvait établir un lien entre le degré de connectivité local issu de la modélisation et la présence des espèces relevée sur le terrain (Awade *et al.*, 2012; Foltête *et al.*, 2012b; Lookingbill *et al.*, 2010b; Ribeiro *et al.*, 2011). Partant de cette relation, il apparaît pertinent de généraliser les valeurs des métriques locales calculées dans les taches (espace discret) à l'ensemble de la

mosaïque paysagère (champ de valeur continu) (Foltête *et al.*, 2012b; Galpern et Manseau, 2013). Dans le cas présent, ce type d'interpolation doit faciliter la comparaison entre les espèces ayant des réseaux écologiques différents. La méthode d'interpolation spatiale consiste à attribuer à n'importe quel point de l'espace :

– soit la valeur de la métrique de la tache la plus proche (rattachement unique selon Foltête *et al.* (2012b))(figure 6.9a).

– soit la somme pondérée des valeurs des taches dans une distance inférieure ou égale à la distance de dispersion (multi-rattachement) (figure 6.9b).

La valeur de connectivité associée à la tache diminuant à mesure que l'on s'en éloigne, chacune de ces valeurs est pondérée selon une fonction décroissante de la distance telle que :

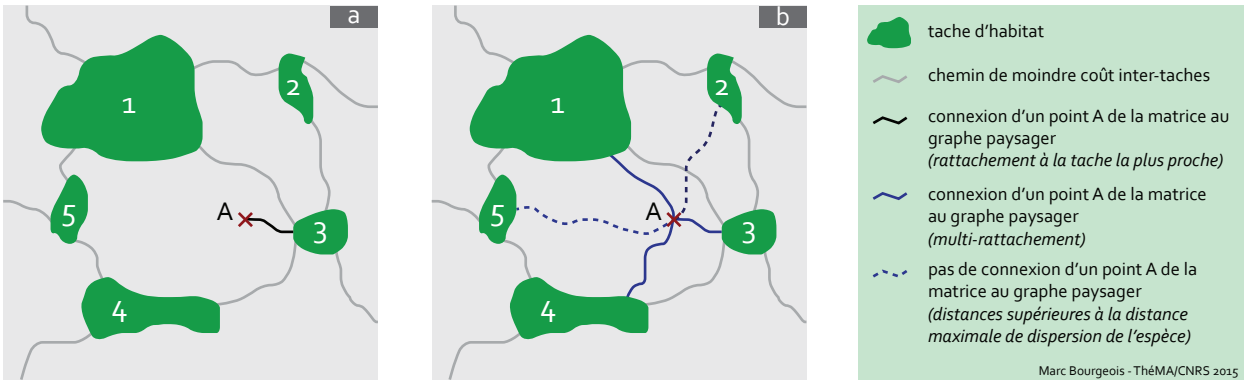
$$\omega_{ij} = e^{-\alpha d_{ij}}$$

où ω_{ij} est le facteur de pondération, α un facteur de la distance propre à l'espèce considérée, et d_{ij} la distance entre le point d'interpolation i (cellule) et la tache j. Comme dans le calcul des métriques précédentes, cette distance est calculée en unités de coûts. L'interpolation spatiale prend donc en considération la résistance de la matrice paysagère. Dans ce travail, la méthode d'interpolation utilisée est celle du multi-rattachement, présentée en figure 6.9b et formalisée de la manière suivante :

$$m_i = \sum^{j} PC_{flux(j)} \times \omega_{ij}$$

où m_i correspond à la métrique interpolée à la cellule i, j correspond à la tache à partir de laquelle la métrique est interpolée et ω_{ij} au facteur de pondération entre la cellule i et la tache j.

Ce type d'interpolation permet d'obtenir une valeur de connectivité potentielle pour chaque cellule de la matrice paysagère de chaque espèce. Plus les cellules sont éloignées du réseau écologique, moins leurs valeurs de connectivité potentielle sont élevées.



Rattachement à la tache la plus proche (3)

Rattachement aux taches accessibles par l'espèce en fonction de sa distance maximale de dispersion (1, 3 et 4)

Figure 6.9 • Généralisation des métriques de connectivité à un point de la matrice paysagère. D'après Foltête *et al.* (2012b).

6.3.2 Utilisation des métriques de connectivité pour estimer l'impact écologique des scénarios d'urbanisation

Dans ce travail, un graphe paysager est modélisé pour chaque espèce (ou groupe d'espèces) à l'état initial en 2010, avant la simulation des scénarios d'urbanisation. Un nouveau graphe est ensuite réalisé pour chaque scénario d'urbanisation. L'approche choisie est diachronique : l'indice PC est calculé pour chaque graphe à l'état initial et pour chaque scénario. La différence entre la valeur du PC à l'état initial et la valeur du PC recalculée pour chaque scénario permet de mesurer la perte de connectivité paysagère imputable à chaque scénario. Les résultats obtenus permettent donc de quantifier l'impact écologique de chaque scénario d'urbanisation, de manière globale. Pour chaque espèce, les valeurs absolues du PC sont différentes, puisque les taches d'habitat, et leur taille, ne sont pas forcément les mêmes. Par exemple, la connectivité globale sera plus élevée pour une espèce forestière, disposant de grandes taches d'habitat que pour une espèce aquatique, vivant dans des petites mares. La valeur absolue ne permet donc pas d'établir des comparaisons entre les différentes espèces, il faut pour cela avoir recours au calcul d'un taux de variation entre le graphe paysager simulé pour chaque scénario, et le graphe paysager initial. La comparaison de taux de variation du PC a déjà été utilisée dans le cadre des travaux de Tannier *et al.* (2012b) et Foltête *et al.* (2014).

L'impact écologique local de chaque scénario d'urbanisation est calculé pour chaque tache d'habitat, à partir des valeurs de la métrique PC_{flux}. De la même façon, il est possible de réaliser des interpolations du PC_{flux} pour l'ensemble de la matrice paysagère à l'état final, et pour chaque scénario afin de calculer un taux de variation pour chaque cellule de la zone d'étude.

Conclusion du chapitre 6

La théorie des graphes s'est développée en mathématiques dès le début du XVIII^{ème} siècle. Elle présente l'avantage de représenter les phénomènes réticulaires de manière simple, c'est pourquoi son usage s'est généralisé depuis les dernières décennies. Le développement de l'informatique et l'augmentation croissante des capacités de calcul ont permis d'utiliser la théorie des graphes dans de nombreuses disciplines, notamment en géographie pour l'analyse des réseaux et en écologie pour caractériser certains types de relations entre les espèces (proie-prédation, relations génétiques par exemple).

Depuis la fin des années 1990, la théorie des graphes est utilisée en écologie du paysage pour modéliser les réseaux écologiques des espèces. Ceux-ci peuvent être représentés de manière simple par des graphes paysagers constitués de nœuds représentant les taches d'habitat, et de liens représentant les couloirs de déplacements entre ces taches. Les graphes paysagers offrent un bon compromis entre une représentation écologique empirique et la modélisation.

Pour notre travail, les graphes paysagers offrent des potentialités intéressantes pour évaluer l'impact écologique des formes d'urbanisation puisqu'un graphe paysager est construit à partir d'une carte d'occupation du sol. Les modifications de l'occupation du sol, matérialisées ici par la construction de nouvelles zones bâties conduisent à comparer des graphes paysagers avant et après urbanisation. Le calcul du taux de variation de ces métriques entre l'état initial et l'état final (après urbanisation) permet l'évaluation de la perte de connectivité écologique imputable à chaque scénario d'urbanisation pour une espèce donnée.

CHAPITRE 7

MISE EN PLACE D'UNE APPROCHE MULTI-ESPÈCES ET CONSTRUCTION DES GRAPHES PAYSAGERS

«Lève la tête, regarde ces feuilles, tu verras peut-être un écureuil qui te regarde de tout son orgueil, sa maison est là, tu es sur le seuil»
Tryo - L'hymne de nos campagnes (1998)

Dans le chapitre 6, nous avons présenté la méthodologie générale de construction des graphes paysagers. Ce chapitre 7 vise à montrer plus précisément l'application de cette méthodologie à notre terrain d'étude.

Pour cela, nous présenterons dans un premier temps la zone d'étude sur laquelle les cartes d'occupation du sol ont été réalisées. Cette zone comprend l'ensemble de l'Aire Urbaine de Besançon et ses communes environnantes. Les cartes d'occupation du sol ont nécessité un assemblage de données de sources diverses et quelques opérations SIG permettant notamment d'identifier les haies et lisières forestières, et d'intégrer les scénarios d'urbanisation simulés. Pour chaque classe d'occupation du sol, des valeurs de coûts sont attribuées à partir des données disponibles dans la littérature. Nous présenterons également ici la méthode utilisée pour convertir le trafic routier simulé en valeurs de coûts.

Afin d'évaluer l'impact écologique global des formes d'urbanisation, une approche multi-espèces est nécessaire. Dans ce travail, cette approche consiste à déterminer des groupes d'espèces représentatifs des espèces animales présentes dans la zone d'étude. Chacun de ces groupes est représenté par une espèce précise, pour laquelle plusieurs graphes sont construits : à l'état initial et pour chaque scénario d'urbanisation.

7.1. Cartographie de l'occupation du sol

7.1.1 Présentation de la zone d'étude

La zone d'étude utilisée pour la simulation des scénarios d'urbanisation et des évolutions de trafic associées a été présentée dans le chapitre 4 : il s'agit de l'Aire Urbaine de Besançon. Mais pour évaluer l'impact de chaque scénario sur la connectivité écologique, une zone plus large autour de l'Aire Urbaine doit être sélectionnée, afin de minimiser les effets de bordure liés au découpage communal, ce dernier n'ayant aucun sens d'un point de vue écologique. Nous avons donc choisi d'élargir la zone d'étude autour de l'Aire Urbaine de Besançon, sous la forme d'une emprise carrée, pour des raisons pratiques. Le centre de ce carré correspond au centroïde de l'Aire Urbaine.

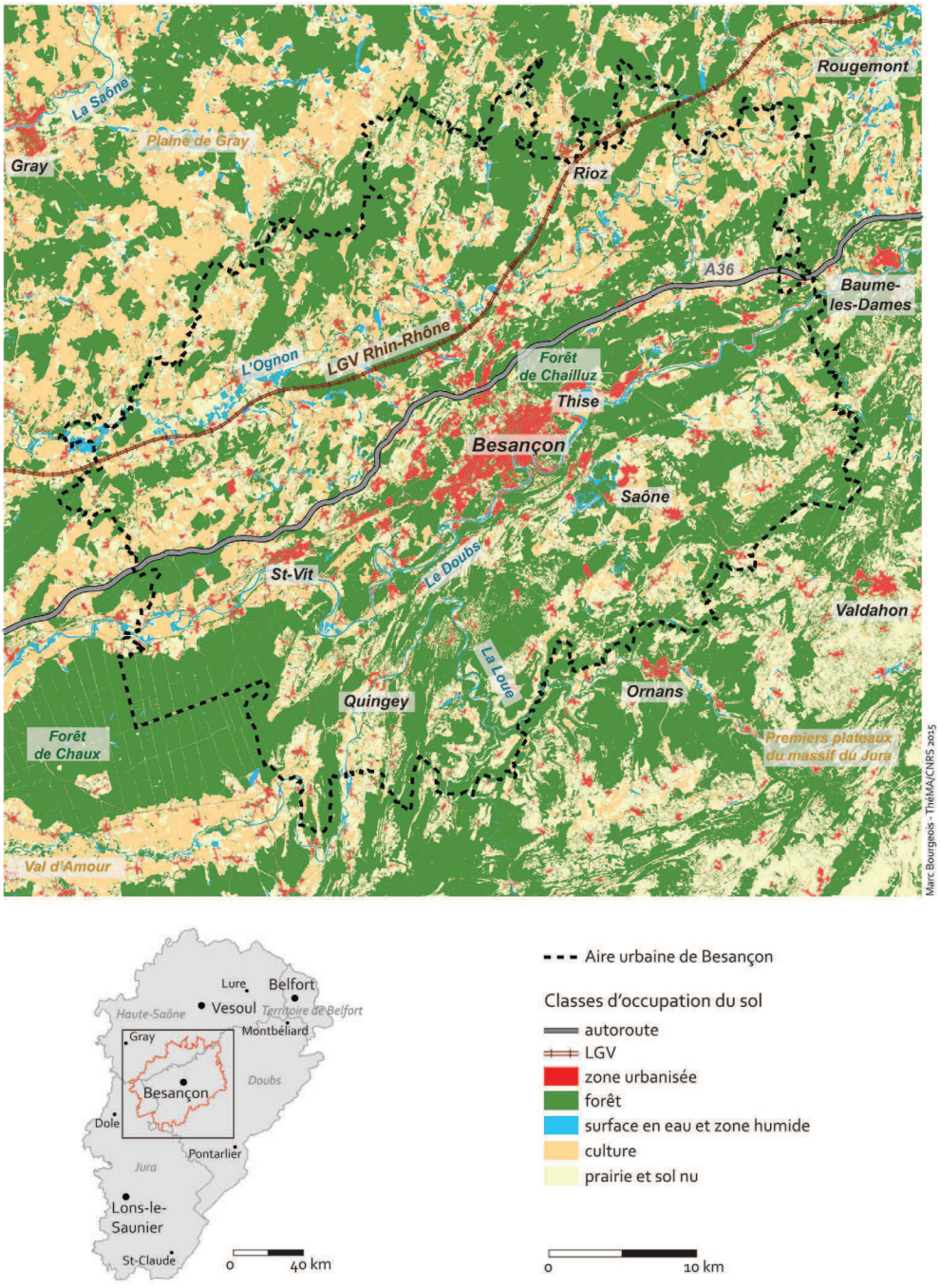


Figure 7.1 • Carte d'occupation du sol du terrain d'étude pour la construction des graphes paysagers.

La taille de ce carré a été ajustée afin de prendre en compte l'ensemble de l'Aire Urbaine, et de conserver une distance minimale d'environ 5 km entre les espaces bâtis de l'Aire Urbaine et la limite de la nouvelle zone d'étude. La zone d'étude utilisée pour la suite de ce travail (figure 7.1) est donc un carré de 60 km de côté centré sur l'Aire Urbaine de Besançon, soit une surface de 360 000 hectares. L'Aire Urbaine ne représente au final que 44 % du terrain d'étude. Cet espace est majoritairement rural, hormis la zone centrale de Besançon et son agglomération proche. En effet, dans l'ensemble de la zone, on compte seulement 4 % d'espaces urbanisés (incluant les espaces bâtis et les réseaux de transports), 48 % d'espaces boisés, 46 % d'espaces ouverts et 2 % de surfaces en eau et zones humides. Le taux de couverture forestière est légèrement plus important que dans la région Franche-Comté (43 %). Deux infrastructures de transport majeures traversent la zone d'Est en Ouest : la LGV Rhin-Rhône dans la vallée de l'Ognon, et l'autoroute A36 (la Comtoise) près de la basse vallée du Doubs, qui contourne Besançon par le Nord en traversant la forêt de Chailluz.

L'altitude croît globalement du Nord-Ouest (plaine de Gray) vers le Sud-Est (premiers plateaux du massif du Jura). Trois principaux cours d'eau traversent la zone d'Est en Ouest : l'Ognon, qui marque globalement la limite Sud des plaines et plateaux de Haute-Saône, le Doubs qui est avec la Saône la rivière principale de la région, et la Loue, plus au Sud, très encaissée dans les premiers plateaux jurassiens (figure 7.2).

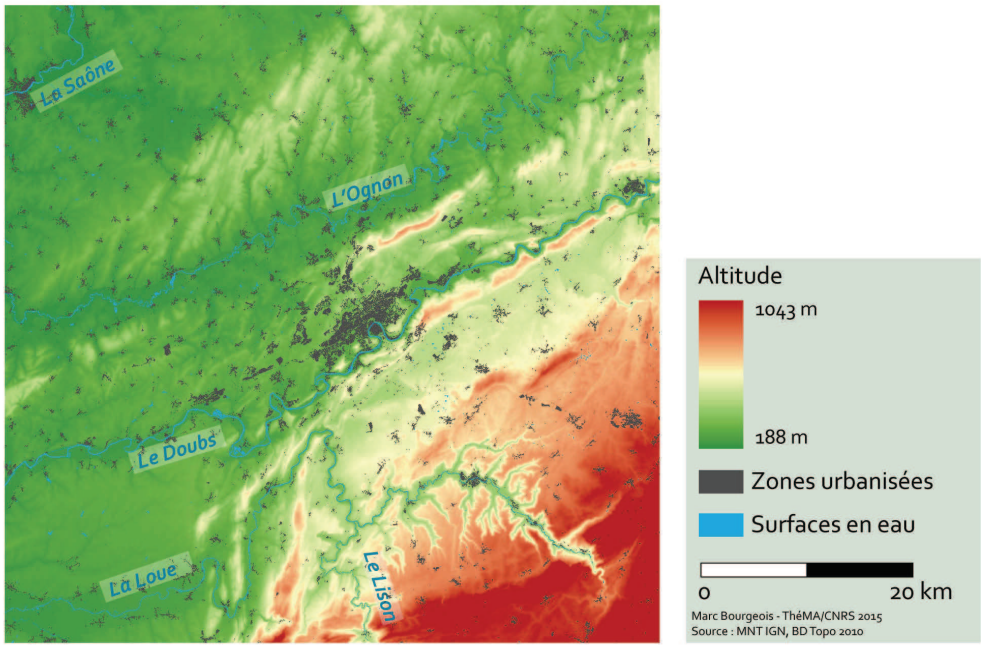


Figure 7.2 • Relief et hydrographie du terrain d'étude.

Au Nord de la vallée de l'Ognon, les espaces ouverts sont prédominants, avec une forte présence de cultures, associées à de grandes forêts de feuillus.

L'espace compris entre les vallées du Doubs et de l'Ognon est le plus urbanisé, notamment par l'emprise de l'agglomération bisontine. Sur cette zone, les espaces agricoles et forestiers sont intimement imbriqués. L'élément forestier le plus vaste est constitué par la forêt de Chailluz, située au Nord-Ouest de Besançon.

Au Sud de la vallée du Doubs, la forêt domine, notamment sur le plateau autour des vallées de la Loue et du Lison. C'est également le cas plus au Sud-Ouest, côté plaine, avec la forêt de Chaux (deuxième plus grande forêt de feuillus de France). Sur les plateaux, les premières forêts de conifères apparaissent aux altitudes les plus élevées, à l'extrême Sud-Est, sur le faisceau qui démarque les deux principaux plateaux, puis sur le second plateau proprement dit (la ville de Pontarlier est située à quelques kilomètres au-delà du coin Sud-Est de notre zone d'étude). Les espaces ouverts sont dominés par les cultures au Sud-Ouest, en direction du Val d'Amour et de la plaine doloise. De part et d'autre de la vallée de la Loue, les plateaux sont majoritairement couverts de prairies destinées à l'élevage bovin lié à l'AOP fromagère du Comté.

Plusieurs zonages d'inventaire et de protection sont présents, principalement sur les secteurs de la forêt de Chaux et de la vallée de la Loue. On dénombre 178 zones de type ZNIEFF 1, 13 de type ZNIEFF 2, 2 ZICO, 84 Arrêtés de Protection de Biotope (APB), 4 réserves biologiques et 2 réserves naturelles (figure 7.3). Malgré ces nombreux dispositifs, la zone d'étude est relativement peu protégée, en comparaison d'autres secteurs franc-comtois comme les Vosges méridionales, le Haut-Jura ou la Petite Montagne.

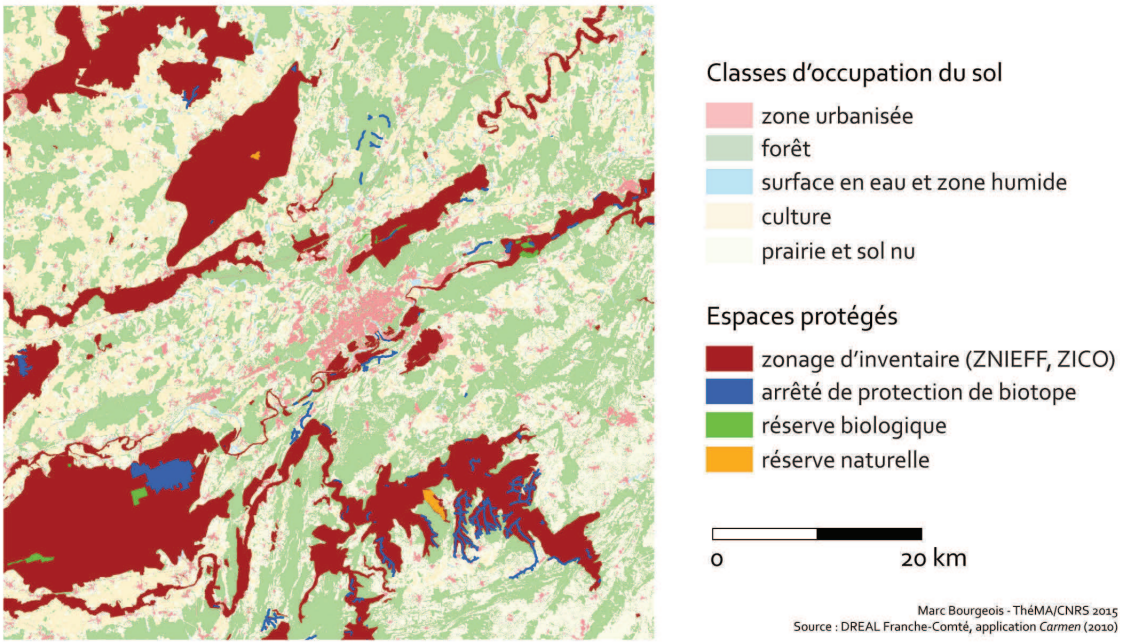


Figure 7.3 • Espaces protégés dans la zone d'étude.

La Franche-Comté, et plus particulièrement notre zone d'étude située au centre de la région, est un espace pivot entre les massifs rhénans (Forêt Noire et Vosges), le Jura et les Alpes. Au-delà, il s'agit d'une interface entre Europe du Sud et Europe du Nord. Les nombreux espaces boisés de la région jouent ainsi un rôle important dans la continuité des déplacements de la faune en Europe de l'Ouest. Certaines espèces emblématiques font l'objet d'une protection particulière, à l'instar du Lynx eurasiatique (*Lynx lynx*) ou du Grand tétras (*Tetrao urogallus*). Outre l'habitat forestier, d'autres types d'habitat sont pris en compte dans l'élaboration de la Trame Verte et Bleue régionale, comme le milieu agricole extensif ou les zones humides, qui peuvent faire office de stations pour certains oiseaux migrateurs lors de leurs déplacements du Nord de l'Europe à la Méditerranée (Paul et Weidmann, 2008).

Le maintien des continuités écologiques sur notre terrain d'étude, et plus généralement en Franche-Comté, s'inscrit donc dans des enjeux inter-régionaux et transfrontaliers, voire continentaux. Cet aspect ne sera pas exploré plus en détail dans ce travail mais permet de justifier le fait de s'intéresser plus particulièrement aux réseaux écologiques dans une zone plus large que la seule Aire Urbaine de Besançon.

7.1.2 Détermination des différentes classes d'occupation du sol

La construction du graphe paysager d'une espèce donnée nécessite la conception et la réalisation d'une carte d'occupation du sol. Ce type de carte simplifie les éléments du paysage afin de les répartir dans différentes classes. Le choix de ces classes est adapté à chaque espèce. Ainsi, dans cette section nous présentons uniquement les classes principales d'occupation du sol. Les classes spécifiques sont détaillées dans la section 7.3.

Dans ce travail, les cartes d'occupation du sol, utilisées pour les calculs de distance coût et la construction des graphes sont de type matriciel (appelé également *raster* dans la suite du propos). Leur résolution spatiale est fixée à 10 m. Cette taille de cellule a été déterminée afin de pouvoir représenter les éléments linéaires potentiellement importants pour la connectivité écologique, par exemple les haies ou les chemins forestiers, sans toutefois les surreprésenter par rapport aux autres classes. Une résolution spatiale plus fine n'a pas été envisagée, notamment pour limiter les temps de calcul nécessaires à la construction des graphes.

Sources des données cartographiques sur l'occupation du sol

La première source de données cartographiques provient de la BD Topo de l'IGN (version 2010). Les éléments cartographiés sont de type vectoriel, avec une précision planimétrique variant entre 0,5 m et 30 m suivant les thèmes et suivant les sources. Les catégories d'occupation du sol issues de cette base sont les infrastructures de transport, les espaces urbanisés, les surfaces en eau et les zones forestières.

La BD Topo ne comprend pas de données relatives aux espaces agricoles. Pour pallier cette lacune, nous utilisons une deuxième source de données, le Registre Parcellaire Graphique (RPG). Afin d'obtenir des subventions de l'État, ou de l'Union Européenne, les agriculteurs identifient chaque année les emprises qu'ils exploitent (îlots RPG) dans une déclaration cartographique transmise aux services de l'État (Direction Départementale des Territoires). Ces déclarations sont ensuite contrôlées par l'Agence de Services et de Paiements (ASP). Les informations collectées permettent ainsi de connaître la nature des parcelles agricoles ainsi que leurs limites. Dans le RPG, chaque parcelle déclarée est représentée au format vectoriel, et est renseignée par son type de culture majoritaire (par exemple colza, blé ou prairie permanente). Cette information, légèrement simplifiée et anonymisée, est aujourd'hui diffusée dans le cadre de l'*open-data* par le site gouvernemental data.gouv.fr.

Enfin, la troisième source de données est fournie par l'application *Carmen* de la DREAL Franche-Comté (Direction Régionale de l'Aménagement, de l'Environnement et du Logement. Cette base de données « zones humides » (2010) a été produite à partir de relevés de terrains sur l'ensemble de la région. À l'aide de cette base de données, qui n'est toutefois pas exhaustive, les zones humides peuvent être distinguées selon leur type (tourbière, culture humide par exemple).

Infrastructures de transport

Les données relatives aux infrastructures de transport proviennent de la BD Topo de l'IGN et sont représentées sous la forme de lignes en mode vectoriel. Dans la couche « route », sont distingués les autoroutes et leurs échangeurs, les routes primaires, les routes secondaires et les chemins. Dans la couche « voie ferrée » sont distinguées la LGV et les autres voies ferrées.

Les autoroutes sont représentées par deux tronçons parallèles. Ces tronçons sont convertis en une couche raster de 10 mètres de résolution. Afin de prendre en compte l'emprise de l'autoroute et du terre-plein central, les deux tronçons sont transformés en un seul, au moyen d'un traitement SIG[1]. Ce tronçon central est dilaté de 1 pixel de chaque côté. De cette manière, la largeur de l'autoroute est de 30 mètres, sans espace vide entre chaque voie. Ceci permet de prendre en compte les voies de l'autoroute, le terre-plein central et les bas-côtés.

La même méthode a été appliquée pour les tronçons de la LGV. Cette infrastructure est donc également représentée avec une largeur de 30 mètres (3 pixels).

Les autres tronçons linéaires (routes, chemins et voies ferrées) ont chacun été convertis en une couche raster, avec une largeur d'un pixel à 10 mètres de résolution. Cette conversion a été réalisée en prenant en compte les artefacts de discontinuité pouvant être créées le long de l'infrastructure (Rothley, 2005). En effet, les chemins de moindre coût sont calculés par la suite en prenant en compte les huit pixels entourant le pixel de départ. Les diagonales peuvent ainsi dans certains cas traverser les infrastructures sans prendre en compte leur valeur de résistance. Il est par conséquent nécessaire de dilater l'emprise de la voie en ajoutant des pixels supplémentaires de long de l'infrastructure pour éviter ces « raccourcis » (Rothley, 2005) (figure 7.4). Hormis l'autoroute et la LGV, l'emprise au sol des réseaux dans la carte d'occupation du sol est donc au minimum de 10 mètres, soit un pixel.

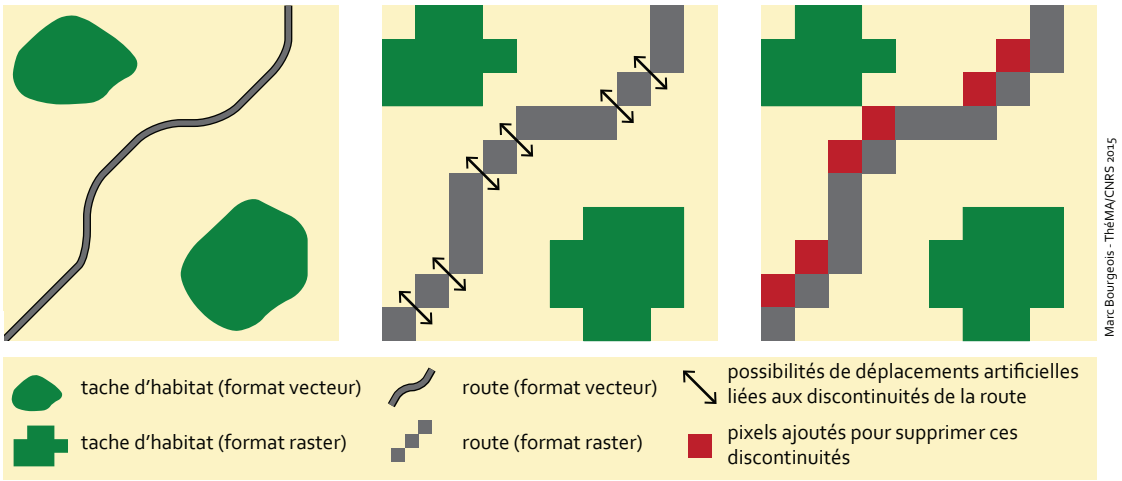


Figure 7.4 • Illustration des artefacts de discontinuités le long d'une infrastructure linéaire de transport dans une représentation matricielle. D'après Rothley (2005).

[1]Outil "*Collaps dual line to center line*" dans ArcGIS 10.

Six classes d'occupation du sol sont ainsi créées :

- Autoroute
- Routes primaires (routes à fort trafic, présentées dans le chapitre 5 (figure 5.20))
- Routes secondaires
- Chemins
- LGV
- Voies ferrées

Surfaces en eau et ruisseaux

Dans la BD Topo, la couche vectorielle « surfaces en eau » comprend les éléments hydrographiques dont la largeur est réputée supérieure à 7,5 m dans la réalité. Ces polygones sont convertis en une couche raster de 10 mètres de résolution et représentent l'ensemble des surfaces en eau de la zone d'étude. Les autres tronçons hydrographiques dont la largeur est réputée inférieure à 7,5 m, comme les ruisseaux, sont représentés par des entités linéaires, renseignées par un attribut « régime » qui distingue les cours d'eau permanents et intermittents. Nous retenons seulement les tronçons des cours d'eau permanents. Leur conversion en mode matriciel est effectuée de la même manière que pour les réseaux de transport. L'emprise de ces cours d'eau est ainsi surreprésentée dans la carte, puisque leur largeur est fixée à 10 m, soit davantage que leur largeur réelle.

Zones humides

La base de données « zones humides » fournie par la DREAL de Franche-Comté est constituée de polygones, regroupés en treize catégories : bas-marais et groupements associés, boisement tourbeux, carrière en eau, culture et prairie artificielle en zone humide, eau stagnante et végétation aquatique, forêt humide de bois dur, forêt humide de bois tendre, formation humide à hautes herbes, masse d'eau, plantation en zone humide, prairie humide fauchée ou pâturée, tourbière et groupements associés, végétation des rives d'eau courante ou stagnante. Les catégories « masses d'eau », « eau stagnante et végétation aquatique » et « carrière en eau » sont converties en mode matriciel, et intégrées à la classe « surfaces en eau ». Les autres catégories sont regroupées pour constituer la classe « zones humides ».

Ponts

Les ponts peuvent permettre à certaines espèces terrestres de traverser des cours d'eau et nécessitent donc d'être représentés dans la carte d'occupation du sol. Tous les pixels des réseaux routiers se superposant avec une surface en eau sont ainsi affectés à la couche « ponts » (figure 7.5).

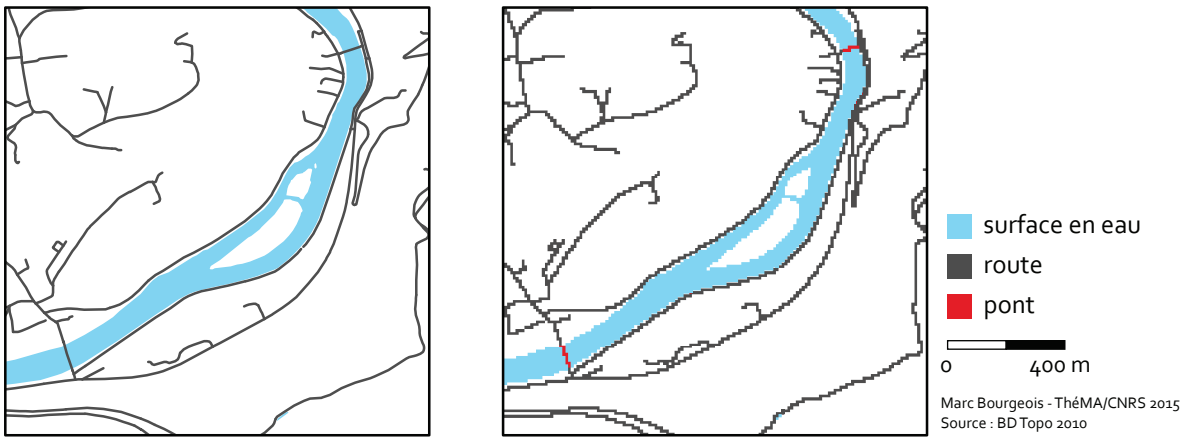


Figure 7.5 • Principe d'identification des ponts lors de la conversion des éléments vectoriels en format matriciel. Commune de Besançon (Doubs).

Espaces boisés

Les espaces boisés sont représentés dans la BD Topo par des polygones (couche « zone végétation »). Ils sont convertis en une couche raster de 10 mètres de résolution et constituent la classe d'occupation du sol « forêt ».

Pour construire les graphes de certaines espèces, il est nécessaire d'identifier des éléments boisés linéaires utiles aux déplacements comme les haies ou les lisières forestières. Cette opération nécessite un traitement morphologique de la classe « forêt ». Ce traitement (*Morphological Spatial Pattern Analysis*) réalisé à l'aide du logiciel Guidos MSPA permet, à partir d'une image binaire à une résolution donnée, de classer un ensemble de pixels selon plusieurs critères (Riitters *et al.*, 2009; Soille et Vogt, 2009; Vogt *et al.*, 2007). Le premier plan comprend la classe d'intérêt, ici la forêt, et le second plan comprend le reste de l'image, ici la matrice paysagère. Le traitement morphologique permet de discrétiser la classe d'intérêt en sept types (figure 7.6) : cœur, lisière, perforation, pont, boucle, dendrite, îlot. Le type « cœur » correspond à des pixels uniquement connexes aux pixels du premier plan. Si les pixels bordant ce type sont à l'extérieur du cœur, ils sont attribués au type « lisière ». S'ils sont à l'intérieur, ils sont attribués au type « perforation ». Les « îlots » sont identifiés 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 joignants le même cœur. Enfin, les « dendrites » sont les ensembles de pixels connexes aux types lisières et perforation, mais qui ne sont en contact qu'avec le même cœur sans former de boucle. Par simplification, nous avons regroupé ces sept catégories en trois classes d'occupation du sol : cœur de forêt (cœur), lisière forestière (lisière + perforation) et haies (pont + boucle + dendrite + îlot) (figure 7.6).

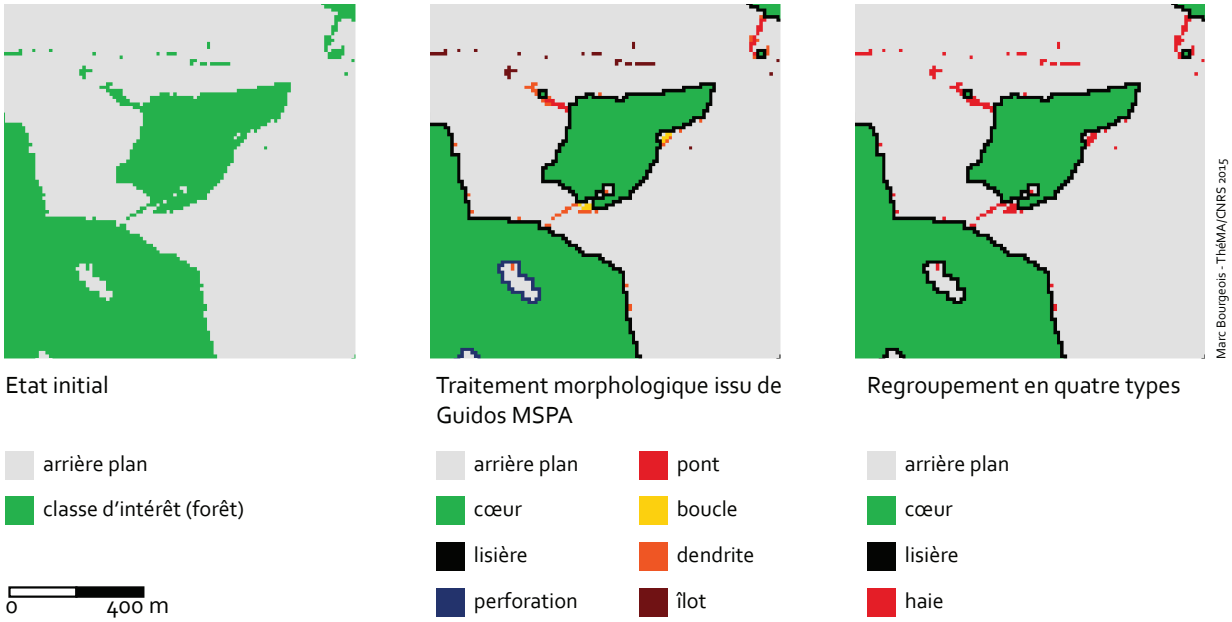


Figure 7.6 • Exemple d'identification des haies et lisières forestières à l'aide de Guidos MSPA. Communes de Champvans-les-Moulins et Pouilley-les-Vignes (Doubs).

Zones urbanisées

Les zones urbanisées sont regroupées en deux grandes catégories : les bâtiments et les surfaces artificialisées qui y sont associées. Les bâtiments sont représentés dans la BD Topo par trois classes d'entités surfaciques (bâti remarquable, industriel et indifférencié). Ces trois ensembles sont regroupés et convertis en format matriciel à 10 mètres de résolution. Cette conversion seule ne suffit pas, puisqu'elle laisse de nombreux interstices entre les bâtiments, correspondant à des routes, parking, murs, jardins qui peuvent être défavorables à la présence ou aux déplacements de certaines espèces animales. Nous choisissons donc de considérer ces espaces interstitiels comme faisant partie d'ensembles urbanisés (figure 7.7). Pour ce faire, nous créons une tache urbaine à partir du bâti existant, comme expliqué dans le chapitre 4 (section 4.2.1). Nous choisissons de créer une première tache urbaine (dilatation-érosion) à 20 mètres de résolution, ce qui correspond à la résolution minimale des cellules urbanisées dans les scénarios de développement résidentiel (chapitre 5, figure 5.10). Une seconde tache urbaine est ensuite créée, selon le seuil de 50 mètres proposé par le CERTU. Si une espèce est sensible à l'urbanisation, la tache urbaine de 50 mètres est utilisée pour caractériser les espaces urbanisés. Si elle est moins sensible à l'urbanisation, la tache urbaine de 20 mètres est utilisée.

D'autres couches de la BD Topo sont ajoutées à cette tache urbaine : « surface route » (représentant les parkings et les espaces goudronnés non linéaires d'une manière générale), « aire de triage », « cimetières », « constructions légères », « gares », « terrains de sport » et « surface d'activité ». Cette dernière classe pose problème puisque les polygones qu'elle contient ne représentent pas systématiquement des espaces urbanisés. C'est le cas des polygones dont la catégorie est de type « administratif ». Par exemple, le camp militaire de Valdahon (Doubs) est composé majoritairement d'espaces ouverts et d'espaces boisés, mais est néanmoins compris dans la couche « surface d'activité » du fait de son statut. Afin de ne pas représenter des espaces urbanisés virtuels, les surfaces d'activités de type « administratif » sont supprimées. Les autres

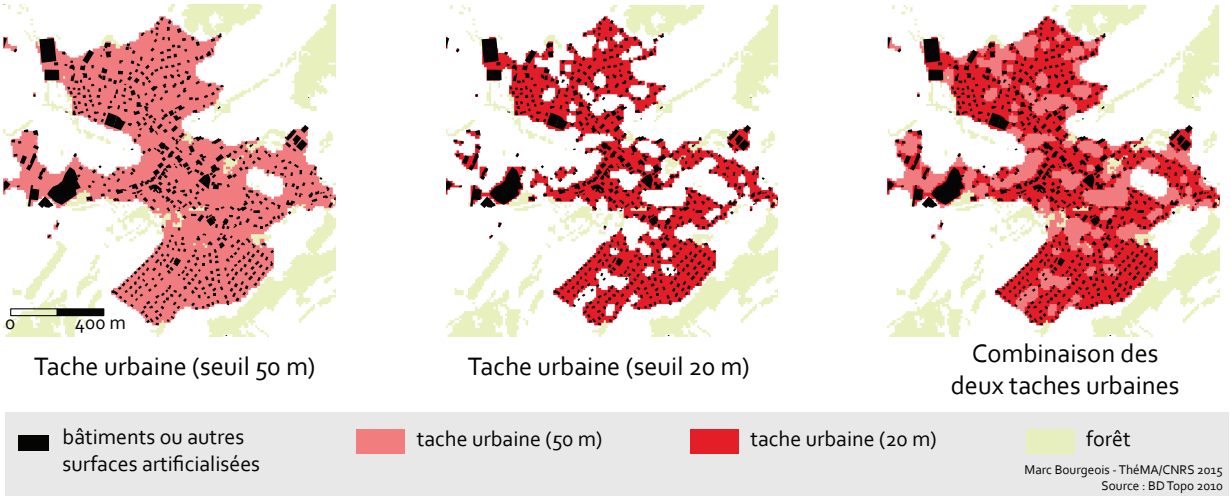


Figure 7.7 • Tache urbaine de la commune de Pouilley-les-Vignes (Doubs) créée à l'aide d'un seuil de distance de 50 m et de 20 m.

surfaces d'activités de la zone d'étude sont analysées visuellement une à une à l'aide d'une orthophotographie, afin de déterminer lesquelles peuvent être rattachées aux taches urbaines.

Les espaces urbanisés sont donc composés d'une tache urbaine de 50 mètres ou de 20 mètres, à laquelle sont ajoutés les parkings, les aires de triage, les cimetières, les constructions légères, les gares, les terrains de sport et les surfaces d'activités effectivement urbanisées. La création de la tache urbaine peut avoir pour effet de supprimer des espaces boisés intra-urbains comme les parcs. Afin de prendre en compte ces éléments essentiels au maintien de la biodiversité intra-urbaine (Savard *et al.*, 2000), les éléments forestiers ont été placés au-dessus des espaces urbanisés à l'état initial. Cette opération permet de représenter les espaces verts intra-urbains dans la carte d'occupation du sol.

Espaces agricoles

Les espaces agricoles sont représentés par les polygones du Registre Parcellaire Graphique (version 2010), qui représentent les îlots exploités par les déclarants PAC (Politique Agricole Commune). La base étant déclarative, certaines parcelles occupées par l'agriculture ne sont pas renseignées (exploitants non déclarants, exploitants non nationaux etc.). Les types de mise en valeur agricole sont regroupés en deux classes : une classe « cultures » et une classe « prairies ».

La classe « cultures » comprend les parcelles dont les cultures majoritaires sont les suivantes : blé tendre, maïs grain et ensilage, orge, autres céréales, colza, tournesol, autres oléagineux, protéagineux, plantes à fibres, semences, légumineuses à grains, vergers, vignes, fruits à coques, autres cultures, légumes-fleurs et arboriculture. Les vergers et les vignes n'étant pas renseignés de manière satisfaisante (non soumis à la déclaration PAC dans certains cas, ou relevant d'exploitants non professionnels), un travail de photo-interprétation a permis de distinguer plus précisément ces éléments.

La classe « prairies » comprend toutes les parcelles qui ne sont pas attribuées à la classe « cultures » : gel, gel industriel, autres gels, fourrage, estives, landes, prairies permanentes, prairies temporaires et divers.

Comme les autres classes d'occupation du sol, les classes prairies et cultures sont converties en une couche raster de 10 mètres de résolution.

Fond de plan

L'ensemble des classes présentées dans les paragraphes précédents constitue la carte d'occupation du sol de la zone d'étude à l'état initial. Cependant, certains pixels de l'espace restent encore non renseignés à cette étape. Ils peuvent correspondre à des espaces agricoles non déclarés dans le RPG, des zones interstitielles entre des parcelles agricoles ou à proximité d'espaces urbains. L'ensemble de ces pixels constitue une classe nommée « sols nus », qui est fusionnée avec la classe « prairies ». Le choix de la classe « prairies » pour l'affectation des secteurs non renseignés est motivé par l'observation de leur caractère généralement herbacé (enquête par photo-interprétation sur un échantillon de secteurs non renseignés). De cette manière, chaque pixel de 100 m² de la zone d'étude est associé à une classe d'occupation du sol.

Ajout des scénarios d'urbanisation simulés

Pour chaque scénario d'urbanisation simulé, une nouvelle carte d'occupation du sol est créée. L'ajout des nouveaux pixels d'urbanisation simulée modifie ainsi la carte initiale. Chaque cellule nouvellement urbanisée en sortie de MobiSim possède une résolution spatiale de 20 mètres. Une cellule nouvellement bâtie remplace ainsi quatre cellules de la carte initiale. Conformément à ce qui a été réalisé pour le bâti existant, deux types de taches urbaines sont créés à partir du bâti simulé, à 20 mètres et à 50 mètres. La création de ces taches urbaines a tendance à accroître l'emprise au sol des scénarios d'urbanisation simulés, particulièrement pour ceux dont la densité bâtie locale est modérée (figure 7.8).

Dans certains cas, la tache urbaine simulée peut recouvrir des espaces boisés. Il est alors nécessaire de reproduire le traitement morphologique des forêts pour chaque scénario d'urbanisation simulé, afin d'identifier les nouvelles lisières forestières (figure 7.9).

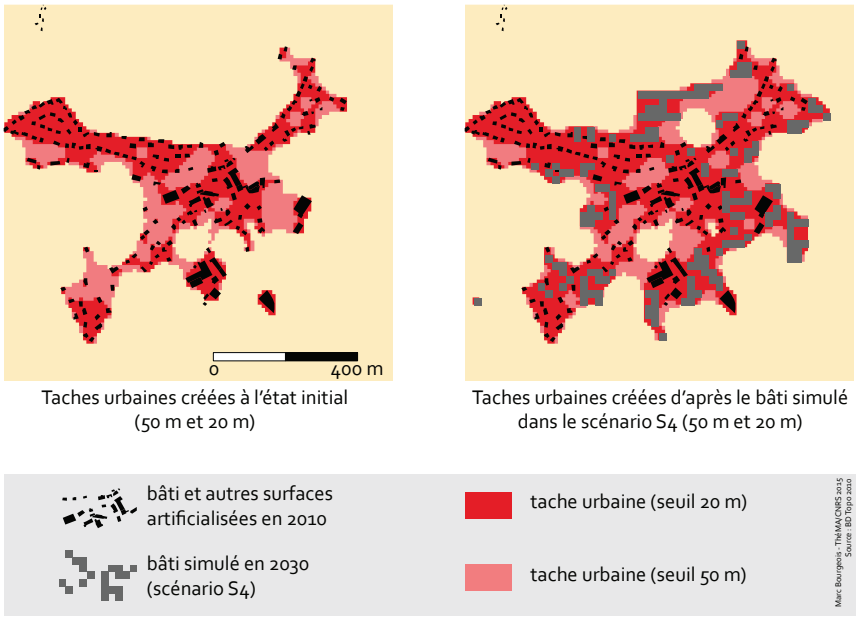
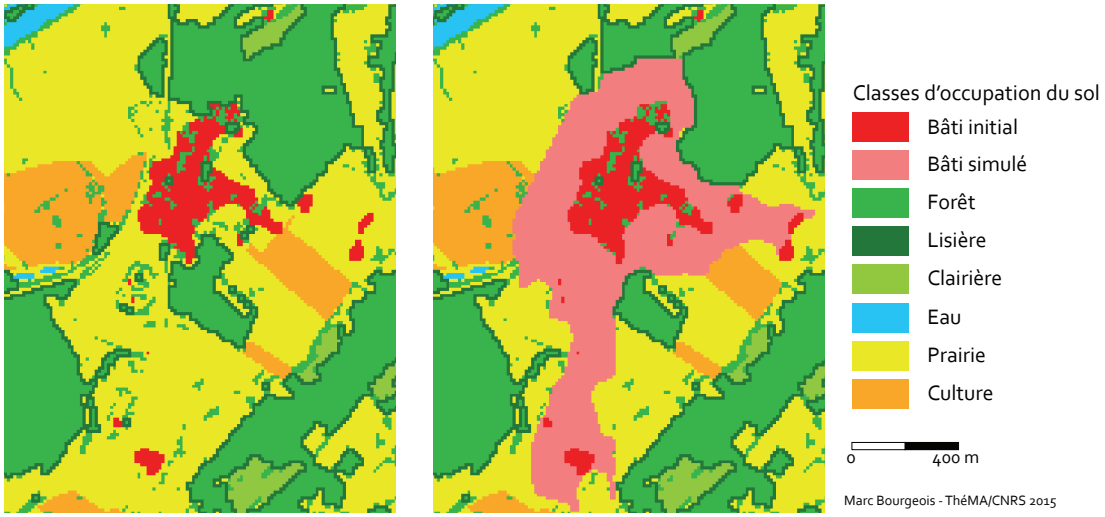


Figure 7.8 • Tache urbaine de la commune d'Audeux (Doubs) à 20 m et à 50 m, pour le scénario S4 (étalement urbain).



Carte d'occupation du sol d'une espèce donnée à l'état initial

Carte d'occupation du sol d'une espèce donnée après le scénario 3 : les lisières forestières ne sont plus les mêmes

Figure 7.9 • Exemples de modifications des classes d'occupation du sol après ajout du bâti simulé (tache urbaine à 50 m). Commune d'Abbans-Dessous (Doubs).

7.1.3 Attribution de valeurs de coûts à chaque classe d'occupation du sol

La méthode de construction des graphes paysagers utilisée dans ce travail présuppose que la composition de la mosaïque paysagère conditionne la connectivité écologique des habitats des espèces. Ainsi, chaque classe d'occupation du sol correspond à un milieu plus ou moins favorable à l'habitat et aux déplacements de chaque espèce, ou groupe d'espèces. Ce degré de résistance aux déplacements est représenté par une certaine valeur de coût (figure 6.5). Les références bibliographiques permettant de déterminer précisément les valeurs de coûts pertinentes pour une espèce donnée sont peu nombreuses. En revanche, les informations recensées dans la littérature peuvent permettre d'identifier les grandes catégories d'occupation du sol plus ou moins favorables aux déplacements de telle ou telle espèce, et celles qui constituent leur habitat préférentiel. L'attribution de valeurs de coûts à chaque classe doit ainsi permettre de les hiérarchiser et d'identifier lesquelles constituent des éléments favorables, défavorables, voire des barrières pour les déplacements. Certains travaux se basant sur les chemins de moindre coût évoquent la nécessité d'utiliser des valeurs fortement différenciées, pour mieux correspondre à la réalité écologique (Rayfield *et al.*, 2010; Verbeylen *et al.*, 2003). Suivant ces recommandations, nous distinguons six valeurs représentant chacune le degré de résistance de la classe d'occupation du sol correspondante : habitat, très favorable, neutre, défavorable, très défavorable, barrière. Puisque les valeurs de coûts ne sont pas précisément connues, nous choisissons des valeurs « rondes », présentées dans le tableau 7.1. Ce protocole a déjà été utilisé dans de nombreuses études construisant des graphes paysagers à partir des chemins de moindre coût (p. ex. Clauzel *et al.*, 2013; Girardet *et al.*, 2013; Gurrutxaga *et al.*, 2011; Pereira *et al.*, 2011).

Fonction de la classe d'occupation du sol	Valeur de coût attribuée à chaque classe d'occupation du sol
Habitat	1
Très favorable	1
Favorable	10
Neutre	50
Défavorable	100 ou 500 selon les espèces
Très défavorable	1 000
Barrière	10 000

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.1 • Valeurs de coûts attribuées à chaque fonction de classe d'occupation du sol.

Dans notre travail, un cas particulier concerne l'attribution de valeurs de coûts aux infrastructures de transport se caractérisant par un certain niveau de trafic issu des simulations. En effet, comme nous l'avons présenté dans le chapitre 5, chaque scénario d'urbanisation n'est pas uniquement distingué par la localisation du développement résidentiel, mais également par les variations du trafic sur le réseau routier. Il n'est donc pas possible d'attribuer une seule valeur de coût pour les axes routiers dont le trafic est supérieur à 1 000 véhicules/jour, puisque la différenciation entre chaque scénario serait alors inexistante : des valeurs de coûts doivent donc être différenciées en fonction du nombre de véhicules/jour sur chaque tronçon routier. Pour cela, nous nous appuyons sur la discrétisation proposée par Gurrutxaga *et al.* (2010). Dans cette étude, les éléments d'occupation du sol se voient attribuer des valeurs de coûts allant de 1 (habitat) à 100 (défavorable). Les éléments très défavorables (espaces urbains et autoroutes) ont une valeur de 1 000. Ces valeurs correspondent globalement à celles utilisées dans notre travail. Gurrutxaga *et al.* (2010) distinguent également des valeurs de coûts en fonction du trafic mesuré sur chaque axe routier. Pour 1 000 véhicules/jour, la valeur associée est de 100 ; 300 pour 5 000 véhicules/jour ; 700 pour 10 000 véhicules/jour et 800 pour 20 000 véhicules/jour. Ces valeurs sont déterminées pour des tronçons non grillagés, elles sont donc utilisables pour notre terrain d'étude puisque seule l'autoroute est grillagée. Nous lui attribuons d'ailleurs une valeur de 10 000 afin de matérialiser clairement son effet barrière. Les variations absolues du trafic entre les scénarios d'urbanisation et l'état initial n'étant pas forcément très importantes, nous avons choisi de ne pas nous limiter au découpage en classes proposé par Gurrutxaga *et al.* (2010), afin de pouvoir prendre en compte toutes les variations de trafic, même les plus ténues. Entre chaque borne, nous convertissons le trafic simulé en valeurs de coûts selon une fonction linéaire (figure 7.10).

Pour chaque tronçon de trafic simulé, les valeurs de coûts s'échelonnent théoriquement entre 100 et 1 000. En pratique, elles n'atteignent jamais 1 000 : la valeur maximale de coût observée est de 896, obtenue pour un tronçon routier du scénario 2 (58 703 véhicules/jour). Contrairement aux autres classes d'occupation du sol, les valeurs de coûts attribuées au trafic ne sont pas arrondies. Cette précision n'est pas justifiée sur le plan écologique, mais elle permet de prendre en compte de manière satisfaisante toutes les variations de trafic imputables à chaque scénario d'urbanisation.

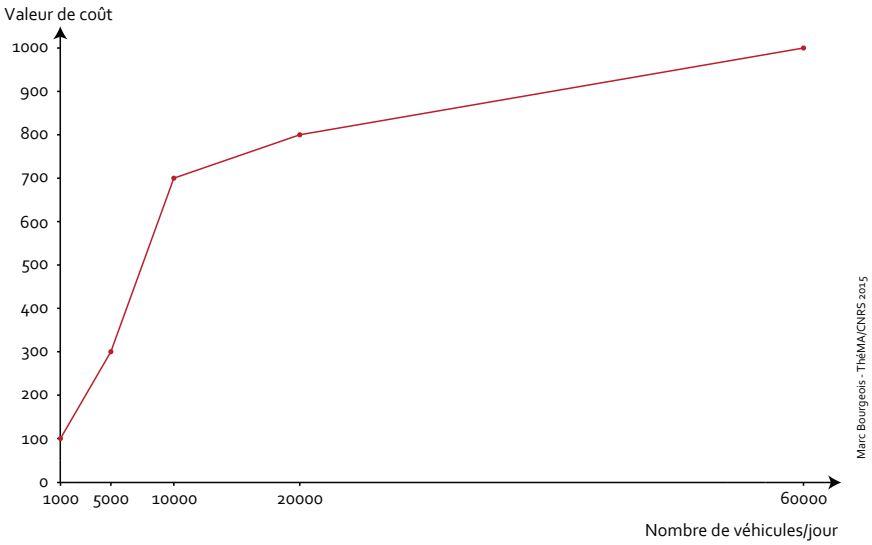


Figure 7.10 • Valeurs de coûts attribuées à chaque tronçon routier en fonction du trafic simulé et mesuré. D'après Gurrutxaga *et al.* (2010).

7.1.4 Assemblage cartographique des différentes classes d'occupation du sol

Les différentes classes doivent être assemblées pour former une carte d'occupation du sol pour chaque espèce, à l'état initial et pour chaque scénario d'urbanisation. Certaines parties de ces couches se superposant, elles doivent être assemblées dans un certain ordre, afin de respecter les exigences de chaque espèce et les coûts attribués à chaque classe (figure 7.11). Par exemple, pour une espèce aquatique se déplaçant dans les rivières, la classe « surface en eau » doit être située au-dessus de la classe « route ». Sinon, les routes traversant les rivières constitueront un obstacle virtuel pour cette espèce. Il est également nécessaire de prendre en compte les valeurs de coûts attribuées à chaque classe d'occupation du sol. Par exemple, si pour une espèce donnée les routes secondaires ont un coût de 100, et la forêt un coût de 1 000, les chemins de moindre coût traverseront la forêt en suivant le réseau routier, ce qui n'est pas forcément représentatif de la réalité écologique. Dans ce cas de figure, deux solutions sont possibles : soit la forêt est ajoutée par-dessus les routes secondaires, soit les routes secondaires ne sont pas intégrées dans cette carte d'occupation du sol. Le choix de l'une ou de l'autre option dépend des capacités de l'espèce à traverser plus ou moins facilement les routes secondaires. L'ordre des couches doit donc être pensé pour chaque espèce. D'une manière générale, les éléments agricoles (prairies, cultures) constituent souvent le fond de plan de la carte alors que les éléments linéaires (routes, cours d'eau) sont ajoutés au-dessus de toutes les autres couches.

Les cartes d'occupation du sol, et par conséquent les cartes de coûts qui en sont dérivées, sont représentatives d'une espèce donnée (ou d'un groupe d'espèces) à l'état initial de l'urbanisation (en 2010). Pour chaque scénario d'urbanisation simulé en 2030, une nouvelle carte d'occupation du sol est créée, ainsi que sa carte de coûts associée. Le développement résidentiel représenté sur la carte de chaque scénario modifie le type d'occupation du sol de la carte initiale, en remplaçant par exemple des espaces ouverts ou forestiers par des espaces urbanisés (figure 7.12). La nouvelle distribution du trafic générée par l'urbanisation conduit à modifier les valeurs de coûts de certains

tronçons routiers. Ces modifications sont souvent moins importantes (en unités de coûts) que celles engendrées par la transformation de l'occupation du sol, mais peuvent tout de même concerner un grand nombre de cellules sur l'ensemble de la zone d'étude.

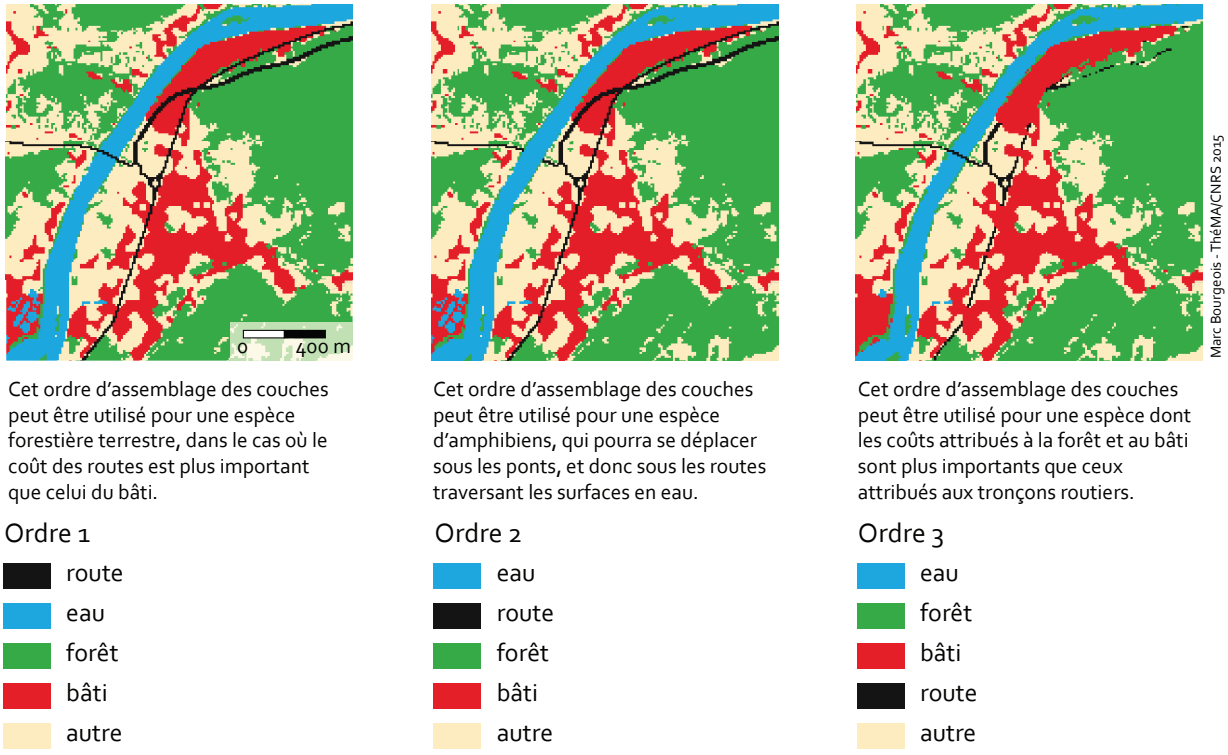


Figure 7.11 • Exemples de trois ordres d'assemblage possibles des classes d'occupation du sol pour la construction de la carte d'occupation du sol d'une espèce donnée. Commune de Beure (Doubs).

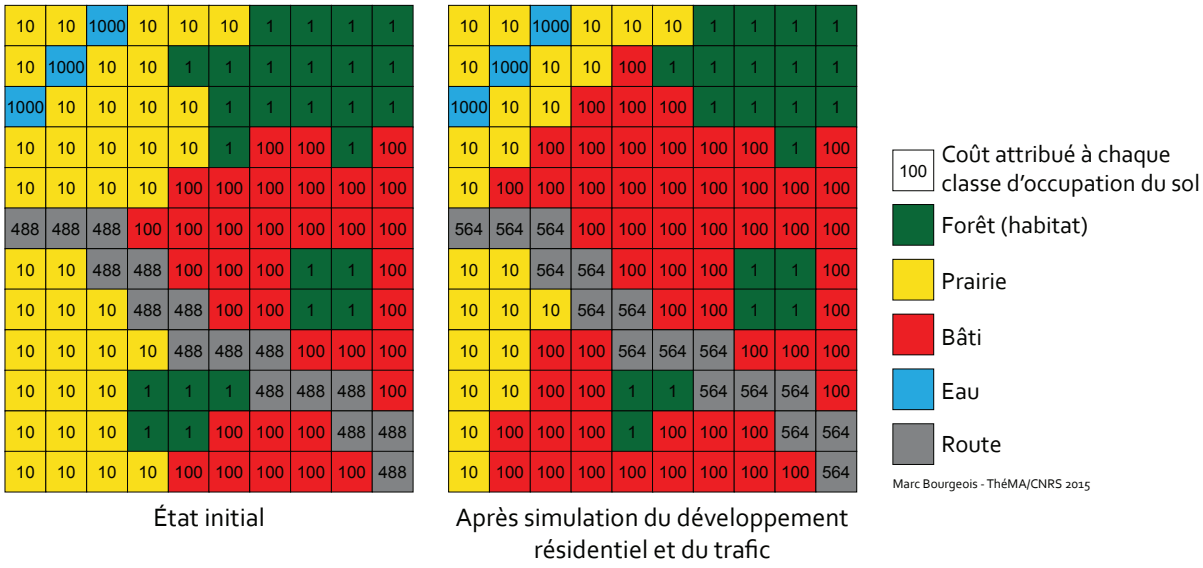


Figure 7.12 • Exemple virtuel des changements de valeurs de coûts imputables à la construction de nouveaux espaces bâtis et à l'augmentation du trafic entre l'état initial et l'état final.

7.2. Mise en œuvre d'une approche multi-espèces

7.2.1 Sélection des espèces cibles

Pour une espèce donnée, l'impact d'un scénario d'urbanisation est estimé en mesurant la perte de connectivité de son habitat entre l'état initial de l'occupation du sol et l'état final suite au processus d'urbanisation simulé. Toutefois, compte-tenu de la variété des besoins des différentes espèces animales, travailler sur une seule espèce cible serait trop réducteur pour caractériser l'impact écologique de chaque scénario d'urbanisation (Lindenmayer *et al.*, 2000). En effet, un même paysage peut présenter un degré de connectivité élevé pour certaines espèces, et plus faible pour d'autres (Beier et Noss, 1998; Bennett, 1999; Hess et Fischer, 2001; Taylor *et al.*, 1993). Chaque espèce est dépendante de la configuration et de la composition de la mosaïque paysagère pour trois raisons principales : (1) chaque espèce possède un biotope qui lui est propre, (2) chaque espèce a des exigences différentes en termes de surface du domaine vital et (3) chaque espèce dispose de ses propres capacités de mouvement qui sont liées à la distance entre ses taches d'habitat et la nature des éléments de la matrice à traverser (Opdam *et al.*, 2002; Vos *et al.*, 2001). Cependant, en pratique, il n'est pas possible de prendre en compte les contraintes et exigences de toutes les espèces présentes dans la zone d'étude par rapport à la mosaïque paysagère.

L'approche multi-espèces, consistant à prendre comme référence une série d'espèces cibles nous paraît être un bon compromis entre la modélisation et la réalité écologique. Pour mettre en place cette approche, plusieurs stratégies sont possibles. Certains auteurs s'appuient sur des espèces témoins fictives (Tannier *et al.*, 2012b) ou réelles (Carroll *et al.*, 2001). D'autres choisissent de représenter des groupes d'espèces réelles par une espèce fictive (García-Feced *et al.*, 2011; Minor et Lookingbill, 2010).

La sélection d'espèces témoins

Selon cette approche, les espèces « représentatives » peuvent être qualifiées de « charismatiques » (Ducarme *et al.*, 2013) : espèces phares, parapluies, clés de voûte et indicatrices.

Une espèce « phare » ou « porte-drapeau » (*flagship species*) est considérée comme importante en raison de l'image qu'elle véhicule auprès du grand public, en tant que symbole et point de ralliement pour stimuler les actions de conservation (Heywood, 1995). Généralement, ces espèces sont des grands mammifères, fortement médiatisés lors de campagnes de conservation, par exemple l'Ours brun (*Ursus arctos*), le Loup (*Canis lupus*), ou le Lynx eurasiatique (*Lynx lynx*). Cette approche présente certains avantages, notamment en termes de sensibilisation du public, bien qu'elle ait été peu expérimentée dans la pratique. Néanmoins, la focalisation sur des espèces porte-drapeau peut conduire à ignorer les autres priorités de conservation sur des écosystèmes plus larges (Andelman et Fagan, 2000; Caro *et al.*, 2004; Caro et O'Doherty, 1999; Simberloff, 1998). Walpole et Leader-Williams (2002) remarquent que ces espèces phares peuvent jouer un rôle socio-économique stratégique, au-delà d'un rôle écologique, complémentaire aux priorités de conservation à différents niveaux d'échelle.

Une espèce parapluie (*umbrella species*) est une espèce dont la protection sur une large zone entraîne la protection d'autres espèces (Fleishman *et al.*, 2000).

Ce concept a été largement critiqué puisqu'il paraît peu probable que les exigences d'une seule espèce puisse correspondre à celles de toutes les autres espèces (Basset *et al.*, 2001; Hess et King, 2002; Noss *et al.*, 1997). Cette approche, qui ne nécessite l'acquisition de données écologiques que pour une seule espèce, permet toutefois d'accélérer la mise en place de mesures de protection (Walters, 1986). Roberge et Angelstam (2004) suggèrent ainsi un compromis, en proposant d'étendre le concept d'espèces parapluies à d'autres espèces. En sélectionnant plusieurs espèces parapluies, la diversité des espèces d'un terrain d'étude donné serait ainsi idéalement représentée.

Une espèce clé de voûte (*keystone species*) est considérée comme importante du point de vue de l'équilibre qu'elle procure à son écosystème. Elle est semblable à une espèce parapluie dans la mesure où sa protection permet de protéger indirectement d'autres espèces. Son extinction peut avoir des effets disproportionnés sur l'ensemble de l'écosystème comparativement à ses effectifs ou à sa biomasse (Sanford, 1999; Simberloff, 1998). Par exemple, les abeilles peuvent jouer le rôle d'espèce clé de voûte puisque leur disparition entraînerait l'extinction de certaines espèces de fleurs qui ne seraient plus pollinisées.

Les espèces indicatrices (*indicator species*) sont des espèces qui peuvent fonctionner comme des proxys de certaines formes de biodiversité et de changements dans les processus et modèles des écosystèmes (Landres *et al.*, 1988; Lindenmayer *et al.*, 2000).

Elles constituent des indicateurs écologiques de types d'habitats, des conditions environnementales, ou des changements environnementaux (De Cáceres *et al.*, 2012).

La sélection de groupes d'espèces

Au lieu de se focaliser directement sur une espèce particulière, d'autres approches s'appuient sur la sélection de groupes d'espèces représentatives de leur milieu.

L'approche par espèces focales (*focal species*) (Lambeck, 1997) utilise les notions développées précédemment en identifiant un groupe d'espèces parapluies représentant au mieux et de manière complémentaire leur écosystème (Roberge et Angelstam, 2004). Toutefois, cette approche requiert une grande quantité d'informations sur ces espèces, et est par conséquent très difficile à mettre en œuvre dans un cadre opérationnel (Lindenmayer *et al.*, 2002).

L'approche par espèces paysagères (*landscape species*) (Sanderson *et al.*, 2002) consiste à sélectionner des espèces qui soient à la fois représentatives de leur milieu et des changements paysagers à une échelle de temps correspondant aux transformations de l'espace par les activités humaines (Redford *et al.*, 2000). Par exemple le Lynx eurasiatique peut être considéré comme une espèce paysagère puisqu'il est à la fois représentatif de son milieu (forestier) et sensible aux aménagements anthropiques.

Ces espèces sont en général déterminées en accord avec les experts environnementaux et les connaissances empiriques relatives aux milieux du terrain d'étude. Cette approche est privilégiée par les gestionnaires et les aménageurs puisque la réponse d'une espèce paysagère à un aménagement particulier est plus facilement visible et permet un retour d'expérience plus rapide pour la mise en place d'autres plans de conservation (Weber et Allen, 2010).

L'approche par profil écologique (*ecoprofiles*) consiste à sélectionner une large gamme d'espèces susceptibles de représenter au mieux leur milieu et l'ensemble des processus au sein d'un paysage (Vos *et al.*, 2001). Cette sélection s'opère à partir de trois critères proposés par Opdam *et al.* (2008) : l'écosystème dans lequel vit l'espèce, pouvant également être représenté par des sous-trames (sous-trame arborée, sous trame aquatique par exemple), sa distance de dispersion, et la taille minimale de ses taches d'habitats (figure 7.13).

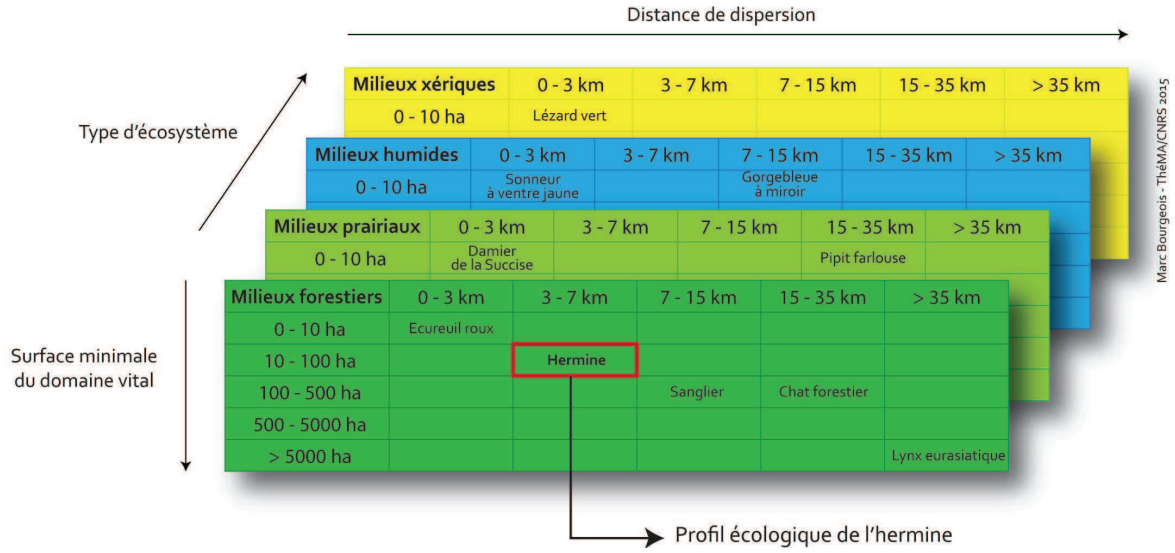


Figure 7.13 • Matrice de profils écologiques. D'après Opdam *et al.* (2008).

L'approche par profil écologique nécessite moins de données que l'approche par espèce focale, puisqu'il s'agit de déterminer les caractéristiques de grands groupes d'espèces : par exemple les petits carnivores forestiers ou les petits herbivores spécialistes des espaces ouverts. Une fois que la plupart des espèces présentes dans la zone d'étude sont classées dans ces grands groupes, trois approches sont possibles : la première consiste à déterminer plusieurs profils d'espèces susceptibles de représenter l'ensemble des espèces présentes (Minor et Lookingbill, 2010), la deuxième consiste à déterminer des espèces virtuelles (*virtual species*) à partir de ces groupes d'espèces et de leur probabilité de présence (Hirzel *et al.*, 2001). La troisième consiste à retenir des espèces réelles représentatives d'un groupe du même écosystème et aux caractéristiques proches en termes d'habitat et de déplacements. Cette dernière approche nécessite l'acquisition de données relatives aux espèces représentatives de chaque groupe comme leur distance de dispersion, la taille de leur domaine vital, la composition de leurs taches d'habitat et l'influence des éléments de la matrice paysagère sur leurs déplacements. En revanche, elle présente l'intérêt de prendre en compte les exigences d'un large panel d'espèces spécialistes d'habitats différents, et aux capacités diverses de déplacements. Nous l'avons utilisée dans la suite de ce travail puisqu'elle nous paraît être le meilleur compromis entre la difficulté de mise en œuvre et la représentativité de la diversité des espèces animales de la zone d'étude. La focalisation sur des espèces réelles représentatives de chaque groupe facilite la construction des cartes d'occupation du sol spécifiques à chacune d'entre elles. En effet, des informations utiles à l'ordre d'assemblage des différentes couches et à l'attribution des valeurs de coûts peuvent être collectées dans la bibliographie spécifique de chaque espèce, ce qui n'est pas possible pour des espèces virtuelles.

La sélection des espèces retenues dans notre travail a été réalisée selon deux méthodes sensiblement différentes. La première a permis de sélectionner trois espèces parmi le groupe « mammifères forestiers ». Une deuxième méthode a été utilisée afin de déterminer des espèces représentatives des autres groupes d'espèces en raison des difficultés rencontrées en termes d'acquisition de données.

7.2.2 Sélection des mammifères forestiers

Ce protocole méthodologique a pour objectif de déterminer des espèces représentatives d'un groupe unique : les mammifères forestiers.

Identification des espèces présentes dans la zone d'étude

La première étape consiste à déterminer l'ensemble des espèces présentes dans la zone d'étude. Cette identification se fait grâce à l'outil web Sigogne (www.sigogne.org), un portail décrivant la biodiversité sur n'importe quelle partie du territoire franc-comtois (faune, flore et habitats naturels). Concrètement, ce « géo-visualiseur de biodiversité », disponible sous la forme d'une carte interactive, permet de connaître les espèces présentes dans chaque commune. Une agrégation réalisée à partir des données collectées pour chaque commune franc-comtoise permet de lister l'ensemble des espèces observées sur le terrain d'étude et d'opérer une première sélection. Cette liste est forcément incomplète puisque toutes les espèces présentes dans chaque commune n'y ont pas forcément été observées. Ainsi, nous considérons que lorsque les espèces sont identifiées dans plusieurs communes en différents points de la zone, elles sont potentiellement présentes dans l'ensemble de la zone d'étude, si la configuration paysagère le permet.

Identification des mammifères forestiers menacés par l'urbanisation

L'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) a défini et actualise depuis 2001 une liste rouge permettant de suivre l'état de la biodiversité dans le monde (*The IUCN Red List of Threatened Species*™). Cette liste fournit des informations sur les espèces menacées, mais également sur les espèces ordinaires de « préoccupation mineure » (*LC – Least Concern*). En mettant en place une recherche systématique à partir de tous les mammifères présents dans la zone d'étude, la liste rouge de l'UICN nous permet d'identifier :

1) Les mammifères dont l'habitat principal est la forêt. Par exemple le Lièvre d'Europe (*Lepus europaeus*) a été retiré de la liste parce qu'il fréquente essentiellement les espaces ouverts. En revanche, le Lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*) a été conservé car son habitat peut être constitué par des espaces forestiers.

2) Les mammifères forestiers qui sont potentiellement menacés par l'urbanisation et les activités humaines d'une manière générale.

Certaines espèces ont été retirées de la liste : les espèces trop urbanophiles (peu menacées par l'urbanisation) ou ubiquistes, comme le Renard roux (*Vulpes vulpes*) et les petits mammifères comme par exemple le Campagnol roussâtre (*Myodes glareolus*) pouvant être considérés comme nuisibles.

Espèces retenues pour la zone d'étude

Au final, la prise en compte de ces différents critères aboutit à une liste de dix mammifères forestiers potentiellement menacés par l'urbanisation : la Belette (*Mustela nivalis*), le Cerf élaphe (*Cervus elaphus*), le Chat forestier (*Felis silvestris*), le Chevreuil (*Capreolus capreolus*), l'Écureuil roux (*Sciurus vulgaris*), l'Hermine (*Mustela erminea*), le Lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*), le Lynx eurasiatique (*Lynx lynx*), la Martre des pins (*Martes martes*) et le Sanglier (*Sus scrofa*). La Fouine (*Martes foina*) n'a pas été retenue puisque ses traits fonctionnels sont quasiment identiques à ceux de la Martre des pins.

Pour chacune de ces espèces, une revue bibliographique a été réalisée pour identifier deux traits fonctionnels, le domaine vital et la distance de dispersion, comme dans la méthodologie proposée par Minor et Lookingbill (2010). Les données obtenues à partir de la littérature sont très hétérogènes puisqu'elles proviennent souvent de cas d'étude particuliers basés sur des mesures de radio-tracking des individus. Lorsque cela est possible, nous préférons utiliser des données relatives issues d'études menées dans des territoires similaires à notre zone d'étude, en France ou dans des pays européens proches. Si la distinction est réalisée entre mâle et femelle, une moyenne est réalisée pour caractériser au mieux le plus grand nombre d'individus. Dans tous les cas, les traits fonctionnels de chaque espèce synthétisés dans le tableau 7.2 et dans la figure 7.14 doivent être considérés comme des ordres de grandeur et non comme des données écologiques précises.

Nom vernaculaire	Nom latin	Superficie du domaine vital retenue (en ha)	Distance moyenne de dispersion retenue (en m)	Sources des données
Belette	*Mustela nivalis*	13,5	3 550	King (1975)
Cerf élaphe	*Cervus elaphus*	1 650	15 000	Loe *et al.* (2009) ; Ryckman *et al.* (2010) ; Storms et Hamann (2009)
Chat forestier	*Felis silvestris*	400	30 000	Kraft (2008) ; Stahl et Léger (1992) ; Stahl *et al.* (1988)
Chevreuil	*Capreolus capreolus*	100	2 400	Coulon *et al.* (2008) ; Jepsen et Topping (2004)
Écureuil roux	*Sciurus vulgaris*	5	1 000	Wauters *et al.* (1994, 2010)
Hermine	*Mustela erminea*	13	3 550	Debrot et Mermod (1983)
Lapin de garenne	*Oryctolagus cuniculus*	2	1 250	Devillard *et al.* (2008) ; Künkele et Von Holst (1996)
Lynx eurasiatique	*Lynx lynx*	20 000	40 000	Kramer-Schadt *et al.* (2004) ; Schmidt (1998) ; Stahl *et al.* (2002) ; Zimmermann *et al.* (2005)
Martre des pins	*Martes martes*	240	4 500	Mergey (2007)
Sanglier	*Sus scrofa*	345	10 550	Singer *et al.*, (1981) ; Sodeikat et Pohlmeyer, (2003) ; Truvé et Lemel (2003)

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.2 • Valeurs retenues pour le domaine vital et la distance de dispersion des dix mammifères forestiers du terrain d'étude menacés par l'urbanisation.

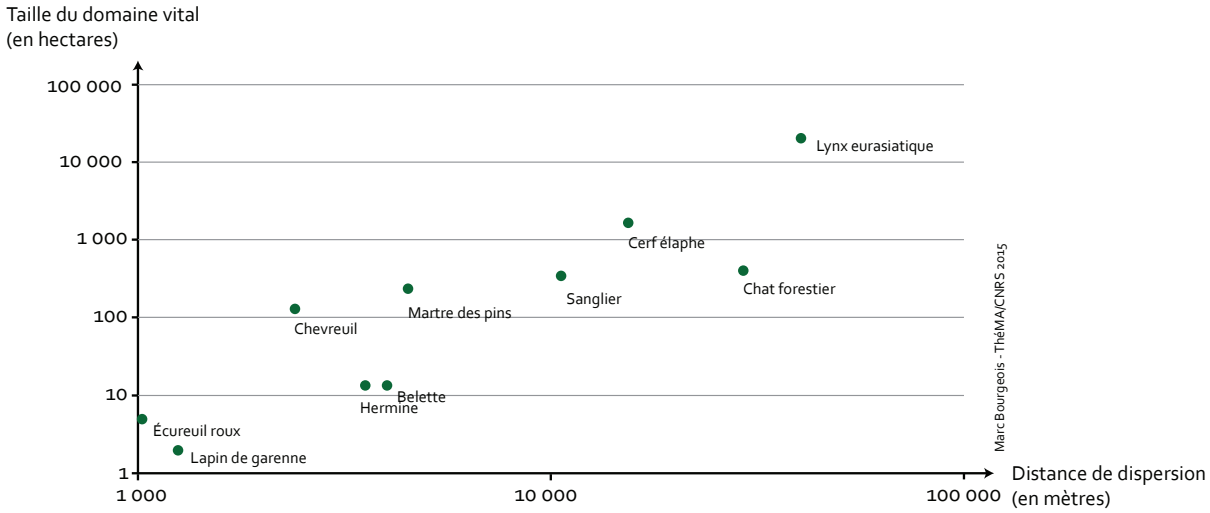


Figure 7.14 • Relation entre la taille du domaine vital et la distance de dispersion. Échantillon de mammifères terrestres forestiers, Aire Urbaine de Besançon.

Cette méthode de hiérarchisation des espèces en fonction de leur domaine vital et de leur distance de dispersion est utilisée par Minor et Lookingbill (2010) pour les affecter dans différents groupes. Pour identifier ces groupes, nous réalisons une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) selon la méthode de Ward (figure 7.15). Contrairement à Minor et Lookingbill (2010) qui classent leurs espèces en trois groupes (petits mammifères, mammifères intermédiaires et grands mammifères), nous nous servons de la CAH pour choisir des espèces réelles, qui seront considérées comme représentatives de chaque groupe. Pour les trois groupes identifiés, nous avons privilégié les trois espèces protégées.

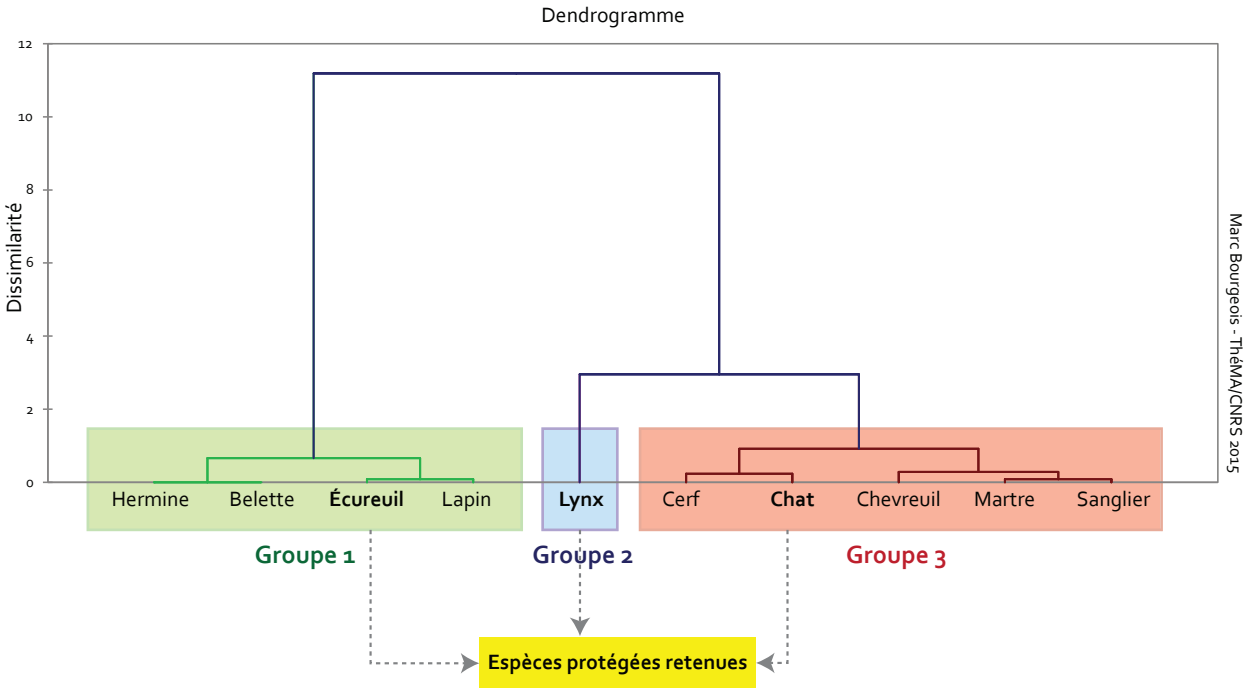


Figure 7.15 • Sélection des espèces représentatives de chaque groupe à l'aide d'une Classification Ascendante Hiérarchique.

Ceci nous permet donc d'identifier les trois espèces représentatives de groupes d'espèces particuliers : le Lynx eurasiatique (*Lynx lynx*) pour le groupe « mammifères forestiers à très grande capacité de déplacement », le Chat forestier (*Felis silvestris*) pour le groupe « mammifères forestiers à moyenne et grande capacité de déplacement » et l'Écureuil roux (*Sciurus vulgaris*) pour les « mammifères forestiers à faible capacité de déplacement ».

7.2.3 Sélection des espèces représentatives d'autres milieux et d'autres classes

La méthode présentée en section 7.2.2 permet de déterminer des groupes d'espèces en tenant compte de l'ensemble des espèces d'un même milieu. Puisque nous souhaitons inclure dans notre étude des espèces représentatives d'autres classes (oiseaux, amphibiens par exemple) et d'autres milieux (espaces ouverts, surfaces en eau par exemple), cette méthode doit être reconduite plusieurs fois. Face à la diversité des espèces présentes dans la zone d'étude, en particulier des espèces d'insectes et d'oiseaux, une méthode plus générique a dû être adoptée puisqu'il est impossible de conduire une revue bibliographique systématique de chaque espèce dans un temps raisonnable.

Sélection des espèces déterminantes Trame Verte et Bleue (TVB)

La première étape consiste à sélectionner, parmi toutes les espèces de la zone d'étude, les espèces dites « déterminantes Trame Verte et Bleue ». La méthode de sélection de ces espèces TVB est décrite dans le rapport Trame Verte et Bleue rédigé par le Service du Patrimoine Naturel (SPN) du Museum National d'Histoire Naturelle (MNHN) (Sordello *et al.*, 2011).

Selon le principe de subsidiarité, chaque région est libre d'élaborer sa propre Trame Verte et Bleue (voir chapitre 2). Cependant, les Schémas Régionaux de Cohérence Écologique (SRCE) qui en sont issus doivent respecter cinq critères déterminés par le comité opérationnel TVB, afin de maintenir une certaine cohérence nationale : (1) critère « zonages existants », (2) critères « milieux aquatiques et humides », (3) critère de « cohérence interrégionale et transfrontalière », (4) critère « espèces » et (5) critère « habitats ». Le comité opérationnel est chargé du respect des deux premiers critères.

Le critère « zonages existants » consiste à prendre en compte dans chaque SRCE des zonages de protection forte issus de la Stratégie de Création des Aires Protégées comme les Arrêtés de Protection de Biotope, les cœurs des Parcs Nationaux et les Réserves Naturelles Nationales entre autres.

Le critère « milieux aquatiques et humides » repose sur une idée de cohérence avec les outils de politique de l'eau déjà mis en place, et traduits dans les Schémas Départementaux d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE).

Le Service du Patrimoine Naturel du Museum National d'Histoire Naturelle a été chargé de travailler sur les trois derniers critères, dont le critère « espèce » qui nous intéresse plus particulièrement ici. Celui-ci correspond au besoin d'établir une liste d'espèces de cohérence nationale, dont les régions peuvent tenir compte ou non lors de la mise en place de leur SRCE. Cette liste se base sur la liste des espèces menacées de l'UICN. Elle est établie en lien avec chaque

Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel (CSRPN) qui ajuste les résultats en fonction des connaissances régionales, avant que la liste finale ne soit proposée au Ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie.

La méthodologie mise en place par le Museum National d'Histoire Naturelle (Sordello *et al.*, 2011) pour sélectionner les espèces TVB est synthétisée dans la figure 7.16.

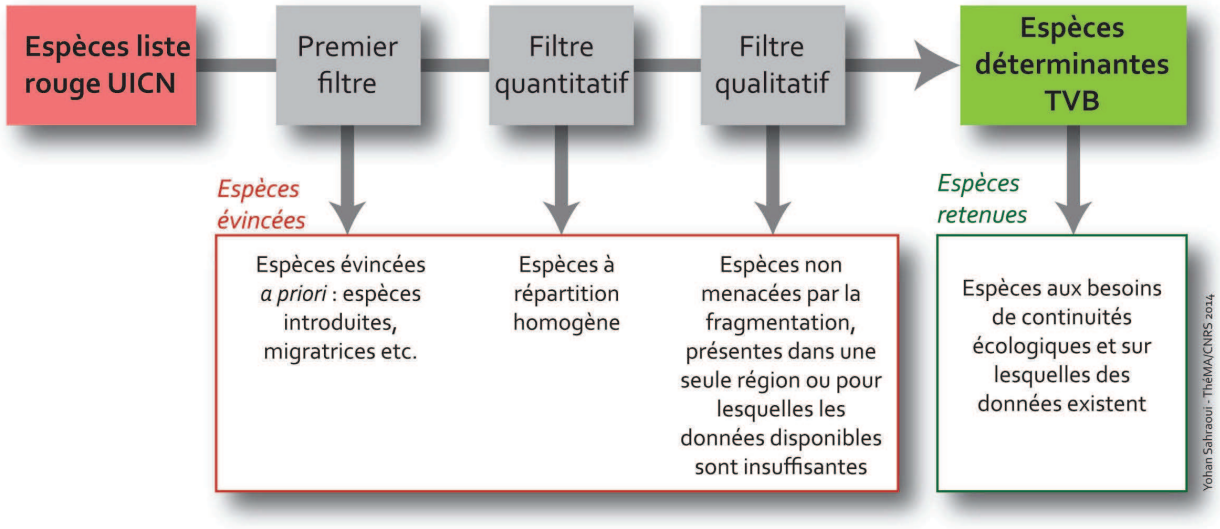


Figure 7.16 • Principe de détermination des espèces TVB régionales. D'après Sordello *et al.* (2011).

À partir de la liste rouge de l'UICN, plusieurs espèces sont écartées *a priori*, car ne correspondant pas aux objectifs de départ de la Trame Verte et Bleue : les espèces introduites récemment (après 1500), les espèces aux données quasi-inexistantes et les espèces d'oiseaux migratrices (hors passereaux nicheurs) compte tenu des grandes capacités de vol des adultes et des besoins moindres en continuité écologique des juvéniles pour leur dispersion (Sordello *et al.*, 2011).

À partir de cette première liste restreinte, un filtre quantitatif a « pour objectif de dégager pour chaque espèce, la responsabilité nationale des différentes régions en réponse aux demandes du Comité opérationnel, sur la base d'un rapport de proportionnalité surface/population entre chaque région et la France » (Sordello *et al.*, 2011). Cette méthode est originale dans le sens où elle ne se base pas uniquement sur le caractère patrimonial ou en danger des espèces, contrairement aux approches classiques en conservation de la nature, mais sur l'homogénéité de leur répartition à l'échelle nationale. Une espèce présente dans la majorité des régions sera donc écartée d'après ce critère.

Un autre filtre, qualitatif cette fois-ci, permet de ne retenir que les espèces pertinentes pour la mise en place d'une Trame Verte et Bleue, c'est-à-dire les espèces ayant un besoin de continuité écologique (en fonction des besoins intrinsèques à l'écologie des espèces et des besoins populationnels et métapopulationnels). Ce filtre présente également un caractère novateur par rapport aux approches classiques. Pour chaque région, les espèces déterminantes sont regroupées en cinq grands types de milieux, correspondant aux cinq sous-trames définies au niveau national :

étangs et rivières (ER), forêts et boisements (FB), milieux anthropisés (MA), milieux ouverts humides (OH) et milieux ouverts xériques (OX).

Les Conseils Scientifiques Régionaux du Patrimoine Naturel sont chargés de valider ou d'invalider les espèces retenues après les deux filtres mis en place par le Museum National d'Histoire Naturelle. Ils peuvent également proposer d'intégrer des espèces qui n'auraient pas été retenues selon cette méthode de sélection.

En définitive, le nombre d'espèces retenues pour la cohérence nationale de la TVB est de 223 (118 vertébrés + 105 invertébrés). Chaque région choisit ensuite de retenir ses propres espèces. Par exemple la région Franche-Comté retient 57 espèces, dont 23 vertébrés alors que la région Languedoc-Roussillon retient 98 espèces dont 43 vertébrés. Les espèces TVB ainsi sélectionnées s'apparentent à des espèces paysagères telles que décrites par Sanderson *et al.* (2002) puisqu'elles sont fortement représentatives de leur milieu.

Dans notre travail, nous choisissons de conserver toutes les espèces Trame Verte et Bleue identifiées à l'échelle nationale, et pas uniquement celles proposées pour la région Franche-Comté. Nous considérons en effet que l'impact écologique des formes d'urbanisation ne doit pas être évalué uniquement sur les espèces déterminantes TVB pour la région Franche-Comté mais doit prendre en compte un plus large panel d'espèces, si celles-ci sont effectivement présentes dans la zone d'étude. La méthode d'identification des espèces TVB à l'échelle nationale nous est utile puisqu'elle permet d'identifier *a priori* les espèces nécessitant la mise en place de mesures de conservation pour le maintien de la connectivité. De plus, les impacts potentiels des formes d'urbanisation sont estimés pour l'année 2030. Il est possible qu'une espèce TVB nationale non retenue comme espèce TVB en Franche-Comté en 2010 le soit en 2030, par exemple si l'espèce subit un déclin important, ou que son habitat est de plus en plus menacé par les activités anthropiques.

À partir de la liste nationale des espèces TVB, une deuxième sélection des espèces est effectuée à l'aide de la base de données Sigogne, ce qui permet d'éliminer toutes les espèces TVB absentes de la zone d'étude.

Sélection des espèces TVB pour lesquelles il est possible de construire des graphes paysagers

Depuis cette liste réduite d'espèces (espèces TVB présentes dans la zone d'étude), une nouvelle sélection est effectuée, à partir de critères essentiellement techniques. Pour chaque espèce, il s'agit d'abord de vérifier que les données caractérisant leurs traits fonctionnels sont disponibles dans la littérature. Pour pouvoir construire leurs graphes paysagers, nous devons identifier, au moins partiellement, les informations suivantes :

– La composition de leurs taches d'habitat et la superficie de leur domaine vital afin de déterminer les nœuds du graphe.

– La distance de dispersion de l'espèce et ses capacités de déplacements à travers la matrice paysagère afin de construire les liens du graphe.

Ces informations sont pour la plupart contenues dans des fiches espèces TVB réalisées par le Service du Patrimoine Naturel.

Par ailleurs, il convient de vérifier qu'il est possible de cartographier l'habitat de chaque espèce, compte tenu de la résolution spatiale de 10 m des données d'occupation du sol. Par exemple, il n'est pas possible de cartographier l'habitat de certaines espèces d'insectes spécialistes de certaines plantes, ou de certaines espèces dont la distance de dispersion est trop faible pour pouvoir être prise en compte correctement. Cette nouvelle sélection écarte par exemple les orthoptères comme le Conocéphale des Roseaux (*Conocephalus dorsalis*) dont les traits fonctionnels sont plutôt méconnus et dont l'habitat est difficile à cartographier, ou certaines espèces pas assez représentées dans la zone d'étude, comme le Cuivré de la Bistorte (*Lycaena helle*), un lépidoptère vivant uniquement au-dessus de 600 m d'altitude.

Enfin, les espèces de poissons n'ont pas été retenues dans cette étude pour deux raisons principales :

– Le réseau écologique de ces espèces étant constitué par le réseau hydrographique, l'évaluation de sa connectivité écologique nécessite des modélisations spécifiques (Carrara *et al.*, 2012; Cote *et al.*, 2009; Erös *et al.*, 2012).

– Nous nous intéressons dans ce travail aux impacts directs de l'urbanisation sur la connectivité écologique (fragmentation et perte d'habitat). Comme les surfaces en eau sont considérées comme non constructibles, et qu'aucune zone de déplacements de ces espèces n'est comprise sur le milieu terrestre, la perte de connectivité imputable à chaque scénario d'urbanisation serait nulle. Les effets indirects de l'urbanisation (barrage, drainage, pollution des eaux par exemple) n'étant pas considérés dans ce travail, la prise en compte des espèces de poissons n'est pas pertinente.

Regroupement des espèces sélectionnées par profil écologique

Les espèces résultantes de ces différentes sélections sont ensuite regroupées selon leur profil écologique en suivant la méthode proposée par Opdam *et al.* (2008), en fonction de leur milieu préférentiel, de la taille de leur domaine vital et de leur distance de dispersion (figure 7.17).

Treize nouveaux groupes d'espèces[2] sont identifiés selon leur profil écologique. Tous les groupes d'espèces possibles ne sont pas forcément représentés puisqu'ils sont réalisés en fonction des espèces TVB présentes dans la zone d'étude. D'un point de vue technique, il est plus simple de construire une carte d'occupation du sol prenant en compte les traits fonctionnels d'une seule espèce, plutôt que d'en réaliser une à partir de l'agrégation des traits fonctionnels de chaque espèce comprise dans un groupe.

[2]Les mammifères forestiers ne sont pas inclus dans cette analyse puisque trois espèces ont déjà été sélectionnées à partir de la méthode décrite en 7.2.2. Pour information, selon cette méthode, les mammifères forestiers sélectionnés auraient également été le Lynx eurasiatique et le Chat forestier. Toutefois, l'Écureuil roux n'aurait pas été identifié par cette méthode puisqu'il n'est pas considéré comme espèce TVB.

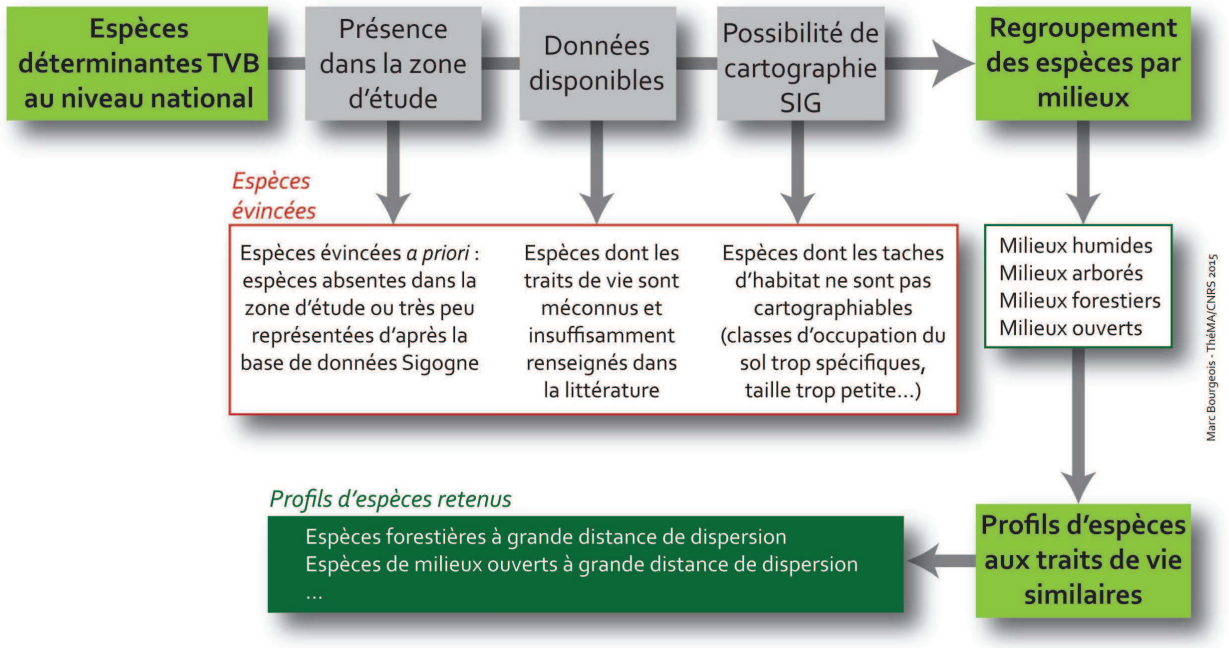


Figure 7.17 • Méthodologie utilisée pour la mise en place de l'approche multi-espèces générale.

Nous choisissons ainsi de sélectionner une espèce représentative de chaque groupe en fonction de différents critères : (1) les espèces emblématiques ou patrimoniales sont privilégiées (Chouette chevêche par exemple) ; (2) les espèces les plus menacées sont privilégiées ; (3) les espèces TVB en Franche-Comté sont privilégiées ; (4) les espèces sont également sélectionnées en fonction des informations disponibles pour chacune d'entre elles, et de la possibilité technique de réaliser leur carte d'occupation du sol de manière satisfaisante. Chacune des espèces présentes dans les différents groupes correspond à au moins un de ces critères. De cette manière, treize nouvelles espèces sont sélectionnées (tableau 7.3 et 7.4).

Profil écologique du groupe d'espèces	Groupe d'espèces (l'espèce sélectionnée figure en vert)		Espèce TVB Franche-Comté
	Nom vernaculaire	Nom latin	
Oiseaux de milieux ouverts faibles disperseurs	Alouette calandrelle	*Calandrella brachydactyla*	
	Bruant ortolan	*Emberiza hortulana*	
	Cisticole des joncs	*Cisticola juncidis*	
	Fauvette babillarde	*Sylvia curruca*	X
	Linotte mélodieuse	*Linaria cannabina*	X
	Pie-grièche écorcheur	*Lanius collurio*	X
	Pipit farlouse	*Anthus pratensis*	X
	Pouillot de Bonelli	*Phylloscopus bonelli*	
	Rousserolle verderolle	*Acrocephalus palustris*	
	Traquet tarier	*Saxicola rubetra*	X

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.3 • Exemple de sélection d'une espèce dans le groupe d'espèces « oiseaux de milieux ouverts faibles disperseurs ».

Profil écologique du groupe d'espèces	Nom vernaculaire de l'espèce représentative sélectionnée	Nom latin de l'espèce représentative sélectionnée
Amphibiens préférant les milieux boisés	Triton alpestre	*Ichthyosaura alpestris*
Amphibiens préférant les milieux ouverts	Rainette verte	*Hyla arborea*
Chiroptères	Petit rhinolophe	*Rhinolophus hipposideros*
Espèces préférant les milieux aquatiques (hors amphibiens et poissons)	Gorgebleue à miroir	*Luscinia svecica*
Insectes de milieux humides faibles disperseurs	Agrion de Mercure	*Coenagrion mercuriale*
Insectes de milieux ouverts et arborés faibles disperseurs	Azuré du Serpolet	*Maculinea arion*
Insectes de milieux ouverts et arborés moyens disperseurs	Damier de la Succise	*Euphydryas aurinia aurinia*
Mammifères forestiers très grands disperseurs	Lynx eurasiatique	*Lynx lynx*
Mammifères forestiers grands et moyens disperseurs	Chat forestier	*Felis silvestris*
Mammifères forestiers petits disperseurs	Écureuil roux	*Sciurus vulgaris*
Oiseaux de milieux arborés	Gobemouche gris	*Muscicapa striata*
Oiseaux de milieux ouverts moyens disperseurs	Pipit farlouse	*Anthus pratensis*
Oiseaux de milieux ouverts grands disperseurs	Chouette chevêche	*Athene noctua*
Oiseaux forestiers moyens disperseurs à petit domaine vital	Pouillot siffleur	*Phylloscopus sibilatrix*
Oiseaux forestiers moyens disperseurs à grand domaine vital	Pic cendré	*Picus canus*
Reptiles de milieux ouverts	Lézard vivipare	*Zootoca vivipara*

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.4 • Groupes d'espèces retenus et espèces représentatives sélectionnées à partir des deux approches multi-espèces mises en place.

Synthèse des espèces sélectionnées

Les deux méthodes utilisées pour mettre en place une approche multi-espèces nous ont permis de sélectionner seize espèces différentes, que nous considérerons comme représentatives de la biodiversité présente dans le terrain d'étude (tableau 7.4). En fonction des informations collectées pour chacune d'entre elles, il est possible de modéliser leur carte d'occupation du sol, et la carte de coûts associée, afin de construire leurs graphes paysagers.

Dans la suite de notre travail, il est important de considérer ces espèces comme représentatives d'un groupe d'espèces donné. Les graphes symbolisent donc les réseaux écologiques d'un profil d'espèces, et non d'une espèce particulière. Par simplification pour le lecteur, nous utiliserons peu les dénominations complètes des groupes d'espèces dans la suite du travail. Par exemple, pour le groupe « oiseaux de milieux ouverts faibles disperseurs » nous préférerons la dénomination « groupe Pipit farlouse ».

7.3. Construction des graphes paysagers de chaque espèce représentative

Pour douze des groupes d'espèces mentionnés dans cette section, sept graphes paysagers sont créés : deux à l'état initial (trafic initial sans les nouvelles gares et trafic initial avec les nouvelles gares), et un pour chaque scénario d'urbanisation (cinq au total). Pour les quatre groupes d'espèces non sensibles à l'augmentation du trafic, un seul graphe est créé à l'état initial.

Les données écologiques collectées dans la bibliographie spécifique à chaque espèce, ou dans les fiches espèces TVB (tableau 7.5) permettent (1) d'assembler une carte d'occupation du sol spécifique à chaque espèce, (2) d'attribuer des valeurs de coûts à chaque classe d'occupation du sol et (3) d'identifier les taches d'habitat et de déterminer leur distance de dispersion.

Espèce représentative de chaque groupe (nom vernaculaire)	Espèce représentative de chaque groupe (nom latin)	Références des fiches TVB réalisées par le SPN et l'Office pour les insectes et leur environnement
Petit Rhinolophe	*Rhinolophus hipposideros*	Sordello (2012a)
Gorgebleue à miroir	*Luscinia svecica*	Rogeon et Sordello (2012a)
Agrion de Mercure	*Coenagrion mercuriale*	Merlet et Houard (2012a)
Azuré du Serpolet	*Maculinea arion*	Merlet et Houard (2012b)
Damier de la Succise	*Euphydryas aurinia aurinia*	Merlet *et al.* (2012)
Chat forestier	*Felis silvestris*	Sordello (2012b)
Gobemouche gris	*Muscicapa striata*	Rogeon et Sordello (2012b)
Pipit farlouse	*Anthus pratensis*	Sordello (2012c)
Chouette chevêche	*Athene noctua*	Sordello (2012d)
Pouillot siffleur	*Phylloscopus sibilatrix*	Sordello (2012e)
Pic cendré	*Picus canus*	Sordello (2012f)
Lézard vivipare	*Zootoca vivipara*	Sordello (2012g)

Tableau 7.5 • Synthèse des fiches espèces TVB utilisées pour la collecte de données écologiques des espèces représentatives de chaque groupe.

7.3.1 Amphibiens préférant les milieux boisés : groupe Triton alpestre

L'habitat du Triton alpestre (*Ichthyosaura alpestris*) est constitué par des plans d'eau comme les mares ou les étangs (coût = 1) (Ray *et al.*, 2002). Les plus grands (supérieurs à 0,5 ha) sont néanmoins supprimés afin d'éliminer les lacs et les grands étangs qui sont défavorables aux déplacements et à l'habitat du Triton alpestre (coût = 1 000).

Le Triton alpestre apprécie les espaces boisés et les zones forestières (Denoël, 2001; Denoël et Ficetola, 2007), le coût attribué à cette classe d'occupation du sol est donc favorable (10), tout comme les ruisseaux, les prairies, les zones humides et les zones enherbées. En revanche, ses déplacements peuvent être perturbés par la présence d'une infrastructure de transport, difficile à traverser pour un animal de cette taille. La LGV et l'autoroute se voient ainsi attribuer un coût de 1 000, tandis que la valeur de coût attribuée aux routes dépend du trafic simulé. Pour les voies ferrées et les routes goudronnées pour lesquelles aucun trafic n'est simulé, une valeur de 100 est attribuée. Les autres éléments artificialisés sont fortement défavorables aux déplacements

du Triton alpestre : c'est le cas des cultures (coût = 1 000) et des zones bâties. Toutefois, cette espèce peut être présente en milieu intra-urbain, dans des jardins ou des petites mares (Winandy et Denoël, 2011). Puisque ces éléments sont trop petits pour être cartographiés à 10 mètres de résolution, nous choisissons de réduire le coût des zones intra-urbaines. Une tache urbaine seuillée à 50 mètres représente ces zones intra-urbaines (coût = 100). Une tache urbaine seuillée à 20 mètres ajoutée sur la première tache urbaine représente les zones urbaines (coût = 1 000) (figure 7.18).

Le Triton alpestre pouvant occuper des micro-habitats (Winandy et Denoël, 2011), toutes les mares dont la surface est inférieure à 0,5 ha constituent ses taches d'habitat.

Sa distance de dispersion maximale est estimée à quelques centaines de mètres maximum (Kovar *et al.*, 2009). Nous retenons ainsi pour cette espèce une distance maximale de 1 000 m, afin de prendre en compte les capacités de déplacements des autres espèces présentes dans ce groupe.

L'assemblage de la carte d'occupation du sol a été réalisé de manière à ce que l'habitat du Triton alpestre soit correctement identifié, en étant situé au-dessus de toutes les autres couches (sauf les routes) (tableau 7.6).

Ordre	Classe	Fonction	Coût
1	LGV et autoroute	Très défavorable	1000
2	Routes pour lesquelles une valeur de trafic est renseignée	Défavorable à très défavorable	100 à 1000
3	Routes goudronnées pour lesquelles aucune valeur de trafic n'est renseignée	Défavorable	100
4	Plans d'eau	Habitat	1
5	Surfaces en eau	Défavorable	1000
6	Ruisseaux	Favorable	10
7	Voies ferrées en dehors des zones urbaines et intra-urbaines	Défavorable	100
8	Espaces boisés	Favorable	10
9	Prairies	Favorable	10
10	Zones humides	Favorable	10
11	Zones urbaines (tache urbaine à 20 m)	Très défavorable	1000
12	Zones intra-urbaines (tache urbaine à 50 m)	Défavorable	100
13	Cultures	Très défavorable	1000
14	Sols nus et enherbés	Favorable	10

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.6 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les amphibiens préférant les milieux boisés, représentés par le Triton alpestre.

Figure 7.18 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les amphibiens préférant les milieux boisés, représentés par le Triton alpestre. Commune d'Orchamps (Jura).

7.3.2 Amphibiens préférant les milieux ouverts : groupe Rainette verte

L'habitat de la Rainette verte (*Hyla arborea*) est constitué par les plans d'eau comme les mares ou les étangs (coût = 1) (Grosse et Nöllert, 1993). Ces plans d'eau sont identifiés à l'aide de la BD « zones humides » de la DREAL Franche-Comté. D'après les experts de la LPO, la Rainette verte se déplace le long des cours d'eau et peut les traverser si le courant n'est pas trop fort. Ne disposant pas de cette dernière information, nous considérons que l'ensemble des cours d'eau et des zones humides sont favorables aux déplacements (coût = 10). La Rainette se déplace également dans les milieux arborés, qui ne sont pas trop denses en végétation comme les haies et les lisières forestières auxquelles nous attribuons un coût de 10 (Stumpel, 1993). Les prairies peuvent également constituer des zones de déplacements favorables (coût = 100), contrairement aux zones de culture qui elles, sont très défavorables (coût = 1 000) (Vos, 1999). Les forêts sont également très défavorables, particulièrement si elles sont denses et peu ensoleillées (coût = 1 000) (Angelone *et al.*, 2011). La Rainette verte est également sensible aux infrastructures de transport (Pellet *et al.*, 2004). Leur traversée est d'autant plus délicate si celles-ci sont grillagées (LGV, autoroute) ou si le trafic y est important. Nous attribuons une valeur de 1 000 à la LGV et l'autoroute, 100 pour les routes goudronnées où le trafic n'est pas renseigné, et les valeurs de coûts s'échelonnent entre 100 et 1 000 pour les autres routes, en fonction du trafic simulé.

La Rainette verte pouvant habiter dans des mares de très petite taille (Grosse et Nöllert, 1993), l'ensemble des plans d'eau de la zone d'étude constitue ses taches d'habitat. Sa distance de dispersion maximale est estimée à 2 000 m (Vos, 1999).

L'assemblage de la carte d'occupation du sol a été réalisé de manière à ce que les plans d'eau, rivières et ruisseaux se situent au-dessus des routes, pour que l'espèce puisse se déplacer le long des cours d'eau dans le modèle, en passant sous les ponts (tableau 7.6 et figure 7.19). Par ailleurs, la forêt, dont le coût est égal à 1 000, a été placée au-dessus des routes la traversant (si leur coût est inférieur à 1 000), afin d'éviter la création de chemins de moindre coût le long des routes dans les espaces forestiers.

Ordre	Classe	Fonction	Coût
1	Plans d'eau	Habitat	1
2	Rivières et ruisseaux	Favorable	10
3	LGV et autoroutes	Très défavorable	1000
4	Zones urbaines (hors espaces arborés)	Très défavorable	1000
5	Forêts	Très défavorable	1000
6	Routes pour lesquelles une valeur de trafic est renseignée	Défavorable à très défavorable	100-1000
7	Voies ferrées et routes goudronnées pour lesquelles aucune valeur de trafic n'est renseignée	Défavorable	100
8	Haies	Favorable	10
9	Lisières	Favorable	10
10	Zones humides	Favorable	10
11	Prairies	Favorable	10
12	Cultures et sols nus	Très défavorable	1000

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.7 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les amphibiens préférant les milieux ouverts, représentés par la Rainette Verte.

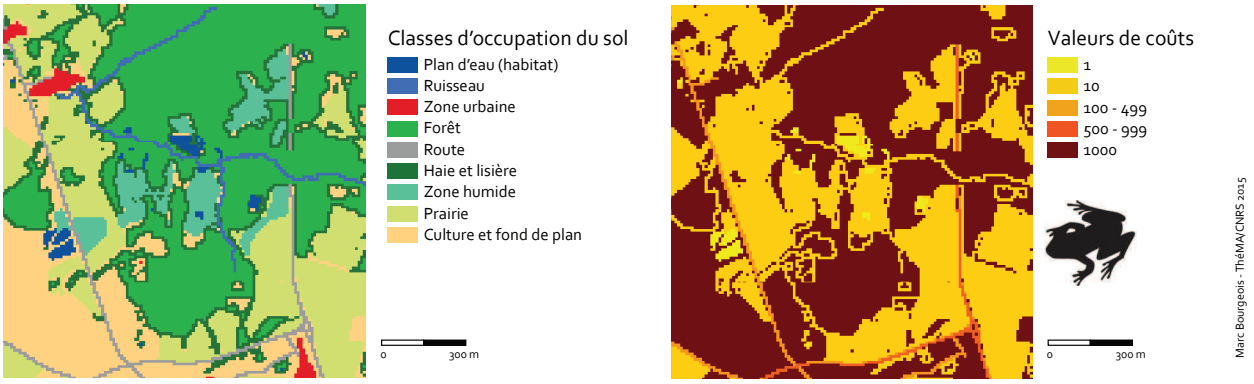


Figure 7.19 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les amphibiens préférant les milieux ouverts, représentés par la Rainette Verte. Commune de Tarcenay (Doubs).

7.3.3 Chiroptères : groupe Petit rhinolophe

L'habitat du Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) n'est pas facilement identifiable sur une carte d'occupation du sol puisque ses gîtes diurnes sont essentiellement situés dans des grottes, des clochers d'églises ou dans les greniers du bâti ancien (Cosson *et al.*, 2003). Le Petit rhinolophe étant absent des villes et bourgs, le bâti ancien des agglomérations bâties dont la surface est supérieure à 20 ha a été exclu. Par simplification, nous considérons donc que cette espèce vit dans le bâti ancien (construit avant 1930) des villages de la zone d'étude (McAney et Fairley, 1988). Les zones de chasse du Petit rhinolophe sont constituées par les milieux arborés peu denses (haies et lisières forestières) ou des vergers (Aulagnier *et al.*, 2010)(coût = 1). D'autres zones sont favorables à ses déplacements, comme les marais et tourbières extraits de la BD « zone humides » et les forêts (Bontadina *et al.*, 2002). Les espaces ouverts, particulièrement les cultures, sont moins fréquentés par l'espèce (coût égal à 100 pour les prairies et à 1 000 pour les cultures). L'autoroute et la LGV sont considérés comme des barrières infranchissables (Arthur

et Lemaire, 2009; Tournant, 2013). Cette espèce étant fortement menacée par les collisions routières (Lodé, 2000) et sensibles à la lumière des routes éclairées, nous avons choisi d'inclure les variations du trafic routier dans la carte de coût (entre 100 et 1 000). Les routes pour lesquelles le trafic est inférieur à 1 000 véhicules/jour n'ont pas été cartographiées puisque les individus peuvent les survoler sans danger de collision majeure. Par ailleurs les zones urbanisées affectent particulièrement les déplacements du Petit rhinolophe en raison notamment de la pollution lumineuse (Billington et Rawlinson, 2006; Prévost, 2004). La valeur de coût 1 000 leur a ainsi été attribuée.

Ses taches d'habitat sont constituées par des agrégats de bâti ancien distants de moins de 100 mètres. Les données concernant sa distance de dispersion étant souvent incomplètes ou contradictoires, nous nous basons sur le seuil de distance proposé par Tournant (2013), soit 5 000 m.

La carte d'occupation du sol du Petit rhinolophe a été assemblée de manière à ce que le bâti ancien soit situé au-dessus des autres zones urbanisées afin qu'il apparaisse dans la carte d'occupation du sol finale (tableau 7.8 et figure 7.20)

Ordre	Classe	Fonction	Coût
1	Autoroute + LGV	Barrière	10000
2	Plan d'eau	Défavorable	100
3	Rivières et ruisseaux	Favorable	10
4	Bâti ancien (1930)	Habitat	1
5	Zones urbaines (hors espaces arborés)	Très défavorable	1000
6	Routes pour lesquelles une valeur de trafic est renseignée	Défavorable à très défavorable	100-1000
7	Haies et lisières forestières	Très favorable	1
8	Vergers	Très favorable	1
9	Forêts	Favorable	10
10	Marais et tourbières	Favorable	10
11	Cultures	Très défavorable	1000
12	Prairies et sols nus	Défavorable	100

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.8 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les chiroptères, représentés par le Petit rhinolophe.

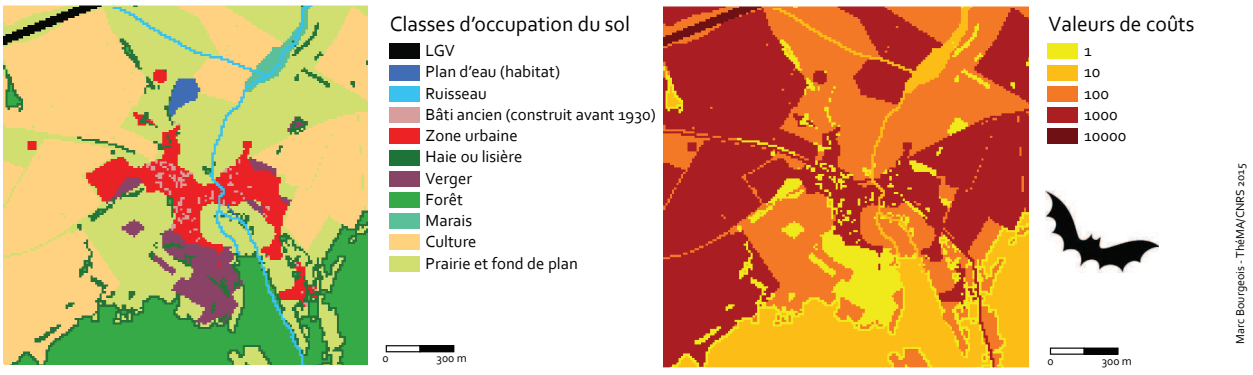


Figure 7.20 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les chiroptères, représentés par le Petit rhinolophe. Commune de Ougney (Jura).

7.3.4 Espèces préférant les milieux aquatiques (hors amphibiens et poissons) : groupe Gorgebleue à miroir

La Gorgebleue à miroir (*Luscinia svecica*) est une espèce d'oiseaux (passereaux) habitant généralement dans les milieux humides. Cette espèce apprécie particulièrement les zones humides à proximité de rivières et les espaces arborés le long des cours d'eau (Jiguet, 2010). Pour constituer son habitat, formé des zones de végétation pionnière à proximité des cours d'eau, deux opérations sont nécessaires : (1) sélection spatiale des zones humides adjacentes à un cours d'eau permanent et (2) sélection des catégories favorables à l'espèce de la BD « zones humides » : végétation de rives, marais, gravières et cultures humides. De Cornulier *et al.* (1997) ont montré que la Gorgebleue à miroir pouvait être présente en forte densité dans les cultures de colza, en raison de la structure même de ce type de végétation (cultures riches en insectes, disposition des tiges proches d'un buisson bas, végétation serrée). Cette classe d'occupation du sol est directement extraite à partir du RPG. Un coût égal à 1 (très favorable) a été attribué aux cultures de colza. Les zones humides non identifiées comme habitat, par exemple les surfaces en eau, sont également favorables à ses déplacements (Geslin *et al.*, 2002) et se voient attribuer un coût de 10. L'espèce étant moins présente dans les forêts et les buissons (Joveniaux, 1993), un coût de 100 est attribué à ces classes d'occupation du sol, comme pour les espaces ouverts. Dans la littérature, peu d'informations sont disponibles sur le comportement de la Gorgebleue à miroir dans les espaces urbanisés. Toutefois, il semble que cette espèce soit sensible à l'urbanisation et à la traversée des routes même si aucune relation claire n'a été établie entre l'intensité du trafic routier et le nombre de collisions recensées (Girard, 2011). Nous attribuons un coût de 1 000 aux routes primaires, LGV et autoroute ainsi qu'aux espaces bâtis. Le réseau secondaire et les voies ferrées ne sont pas pris en compte.

Le domaine vital de la Gorgebleue à miroir étant estimé à 0,47 ha en moyenne (Geslin *et al.*, 2002), nous considérons que les taches d'habitat de cette espèce doivent avoir une superficie minimale d'environ 0,5 ha. La distance de dispersion maximale des juvéniles est estimée à environ 12 000 m (Barbet-Massin *et al.*, 2011). L'assemblage de la carte d'occupation du sol a été réalisé de manière à ce que les surfaces d'habitat de l'espèce soient situées au-dessus de toutes les autres couches (excepté les routes qui peuvent les fragmenter) (tableau 7.9 et figure 7.21).

Ordre	Classe	Fonction	Coût
1	LGV, autoroute et routes primaires	Très défavorable	1000
2	Zones humides arbustives à proximité des cours d'eau permanents	Habitat	1
3	Haies et lisières	Défavorable	100
4	Surfaces en eau et ruisseaux	Favorable	10
5	Cultures de type colza	Favorable	1
6	Zones urbaines (hors espaces arborés)	Très défavorable	1000
7	Zones humides ne constituant pas l'habitat	Favorable	10
8	Forêt	Défavorable	100
9	Espaces ouverts et sols nus	Défavorable	100

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.9 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les espèces préférant les milieux aquatiques (hors amphibiens et poissons), représentés par la Gorgebleue à miroir.

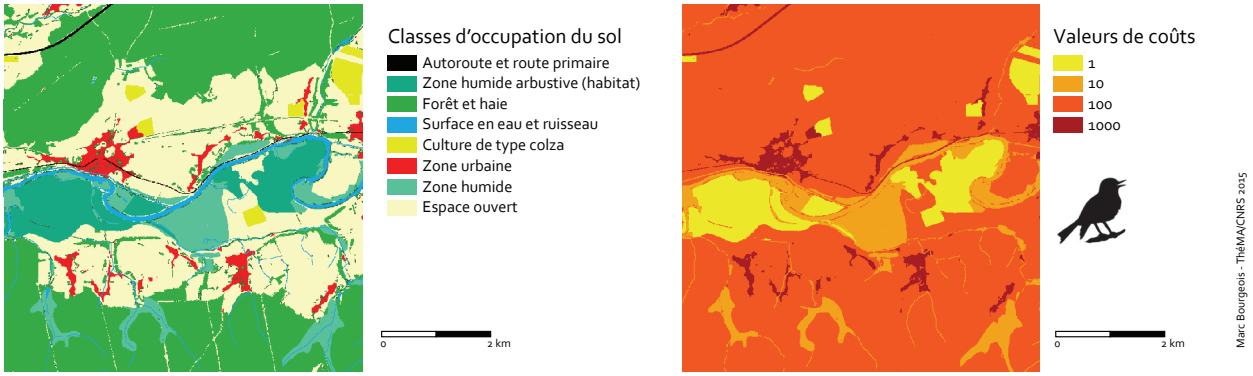


Figure 7.21 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les espèces préférant les milieux aquatiques (hors amphibiens et poissons), représentés par la Gorgebleue à miroir. Commune d'Orchamps et de La Barre (Jura).

7.3.5 Insectes de milieux humides faibles disperseurs : groupe Agrion de Mercure

L'Agrion de Mercure (*Coenagrion mercuriale*) est une espèce d'odonates (libellules) présente majoritairement dans les milieux lotiques permanents de faible importance (petites rivières, ruisseaux) et bien ensoleillés (bordés de prairies) avec une végétation rivulaire ni trop haute, ni trop dense (Thompson *et al.*, 2003). Pour déterminer ses taches d'habitat, nous avons sélectionné toutes les parties des rivières et ruisseaux adjacentes aux prairies. Les zones humides herbacées, les rivières importantes, les surfaces en eau ou les autres cours d'eau non bordés de prairies restent favorables aux déplacements et se voient attribuer un coût de 10 (Purse *et al.*, 2003). D'après cette même étude, les déplacements dans les zones humides non herbacées ou les éléments plus secs comme les prairies sont moins fréquemment observés (coût = 100). De même, les zones boisées, de broussailles ou de cultures peuvent fortement gêner les déplacements de l'espèce allant même jusqu'à empêcher totalement la dispersion (coût = 1 000) (Purse *et al.*, 2003; Watts *et al.*, 2004). Les zones bâties, tout comme les principales infrastructures de transport (LGV, autoroute, routes primaires) ne constituent pas une barrière infranchissable grâce à la présence de petits cours d'eau passant sous les voies et qui semblent favoriser le passage des adultes (Watts *et al.*, 2004). Ces classes d'occupation du sol se voient donc attribuer un coût de 1 000. Nous considérons que l'espèce est fortement sensible au trafic routier, quelle que soit son importance (au-dessus de 1 000 véhicules/jour) et qu'il n'est donc pas nécessaire de le différencier par des valeurs de coûts spécifiques à chaque tronçon.

La taille du domaine vital de l'Agrion de Mercure n'est pas renseignée précisément, mais il semble que des populations peuvent se maintenir sur de très petites surfaces (Houard, 2008). Les taches d'habitat sont donc identifiées dans la carte d'occupation du sol comme toutes les cellules composées de petites rivières et de ruisseaux adjacents aux prairies. Sa distance de dispersion peut aller de quelques centaines de mètres, à 3 000 mètres au maximum (Rouquette, 2005). La distance de dispersion que nous avons retenue est un compromis entre les différentes distances observées dans cette étude, soit 1 000 mètres.

L'assemblage de la carte d'occupation du sol a été réalisé de manière à ce que les taches d'habitat soient situées au-dessus de toutes les autres classes d'occupation du sol. De la même

manière, l'ensemble des cours d'eau a été placé au-dessus des infrastructures de transport afin de prendre en compte les déplacements potentiels des espèces sous ces voies (Watts *et al.*, 2004) (tableau 7.9 et figure 7.22).

Ordre	Classe	Fonction	Coût
1	Petites rivières et ruisseaux adjacents aux prairies	Habitat	1
2	Autres cours d'eau et surfaces en eau	Favorable	10
3	LGV, autoroute et routes primaires	Défavorable	1000
4	Forêt	Défavorable	1000
5	Zones humides herbacées	Favorable	10
6	Prairies	Neutre	100
7	Autres zones humides	Neutre	100
8	Zones bâties	Défavorable	1000
9	Cultures et fond de plan	Défavorable	1000

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.10 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les insectes de milieux humides faibles disperseurs, représentés par l'Agrion de Mercure.

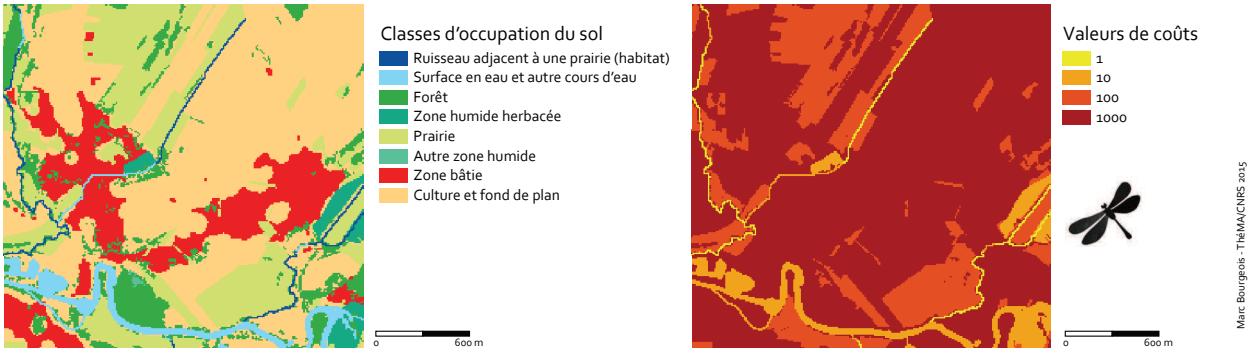


Figure 7.22 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les insectes de milieux humides faibles disperseurs, représentés par l'Agrion de Mercure. Communes d'Étuz et de Boulot (Haute-Saône).

7.3.6 Insectes de milieux ouverts et arborés faibles disperseurs : groupe Azuré du Serpolet

L'Azuré du Serpolet *(Maculinea arion)* est un lépidoptère (papillon) classé comme espèce Trame Verte et Bleue en région Franche-Comté. Cette espèce est dépendante de la présence sur un même site d'une plante hôte et d'une fourmi hôte. Avec ces deux contraintes, l'Azuré du Serpolet peut se retrouver dans un large panel de milieux herbacés comme les pelouses rases, clairières forestières, prairies ou terrasses alluviales. Par simplification, nous considérons que l'ensemble des surfaces herbacées constitue son habitat. L'habitat comprend également les bandes enherbées le long des cultures (Soissons *et al.*, 2011). En raison de l'absence de végétation naturelle, les cultures sont défavorables aux déplacements des individus (coût = 100) (Casacci *et al.*, 2010). C'est également le cas de toutes les autres zones non enherbées comme les zones humides et les forêts (coût = 100). La création de plans d'eau constituant une menace particulière pour cette espèce (Merlet et Houard, 2012b), nous attribuons un coût de 1 000 à l'ensemble des surfaces en eau. L'urbanisation et les infrastructures de transport majeures (LGV, autoroutes) sont identifiées

comme très défavorables aux déplacements (coût = 1 000). Nous considérons que l'espèce est moins sensible à la traversée des routes puisqu'elle peut se déplacer le long des accotements (Sielezniew *et al.*, 2005). En revanche, plus le trafic est important sur les axes routiers, plus le risque de collisions est élevé. Les valeurs de coûts attribuées aux routes pour lesquelles le trafic est simulé (supérieur à 1 000 véhicules/jour) s'échelonnent entre 100 et 1 000.

L'assemblage de la carte d'occupation du sol a été réalisé de manière à ce que les classes d'occupation du sol dont les valeurs de coûts sont les plus importantes soient identifiées en priorité par rapport à celles dont les valeurs de coûts sont les moins importantes. Les éléments du paysage n'étant pas compris dans ces huit premières classes d'occupation du sol sont les sols enherbés, constituant les taches d'habitat de l'Azuré du Serpolet (tableau 7.11 et figure 7.23). Les mouvements de dispersion de l'espèce ne peuvent pas toujours être distingués des autres types de déplacements (Hovestadt, 2005). Les déplacements dépassant le kilomètre semblent liés à la dispersion (Nowicki *et al.*, 2005). Ne disposant pas d'autres informations plus précises, nous estimons ainsi que sa distance de dispersion est d'environ 1 000 mètres.

Ordre	Classe	Fonction	Coût
1	LGV et autoroute	Très défavorable	1000
2	Surfaces en eau	Très défavorable	1000
3	Zones bâties	Très défavorable	1000
4	Routes pour lesquelles une valeur de trafic est renseignée	Défavorable à très défavorable	100 à 1000
5	Routes goudronnées pour lesquelles aucune valeur de trafic n'est renseignée	Défavorable	100
6	Zones humides	Défavorable	100
7	Voies ferrées	Défavorable	100
8	Forêts	Défavorable	100
9	Cultures	Défavorable	100
10	Sols enherbés	Habitat	1

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.11 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les insectes de milieux ouverts et arborés faibles disperseurs, représentés par l'Azuré du Serpolet.

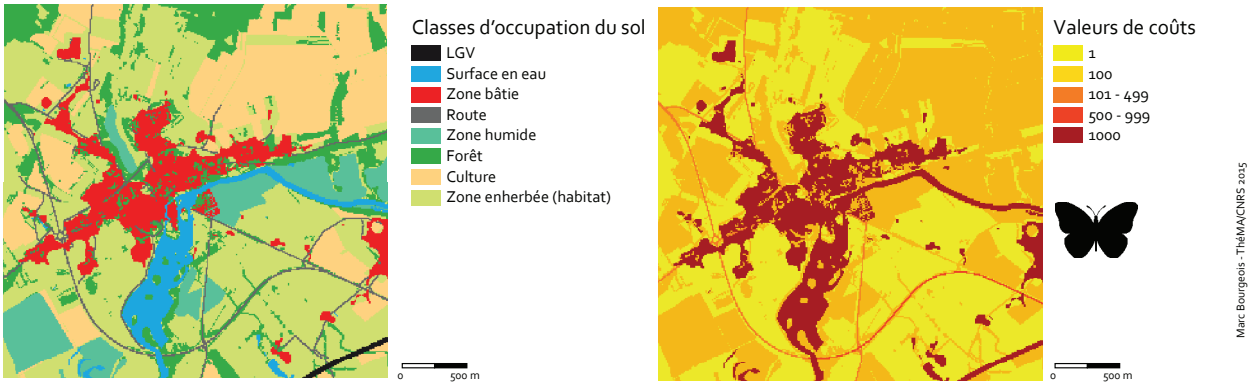


Figure 7.23 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les insectes de milieux ouverts et arborés faibles disperseurs, représentés par l'Azuré du Serpolet. Commune de Marnay (Haute-Saône).

7.3.7 Insectes de milieux ouverts et arborés moyens disperseurs : groupe Damier de la Succise

Le Damier de la Succise (*Euphydryas aurinia aurinia*) est une espèce de lépidoptère (papillon), classée comme espèce TVB en Franche-Comté. Elle est particulièrement présente dans les milieux herbacés comme les prairies, clairières, prairies humides et tourbières qui constituent son habitat préférentiel (Simon, 2007). L'habitat du Damier de la Succise est défini dans la carte comme le regroupement des quatre catégories d'occupation du sol précédemment nommées. Les lisières forestières et les petites formations arbustives comme les haies constituent des zones favorables à ses déplacements (coût = 10) (Lafranchis, 2000). Une végétation trop haute et trop dense réduit la probabilité de présence de l'espèce et affecte ses déplacements (Botham *et al.*, 2011). Un coût de 1 000 est ainsi attribué aux espaces forestiers. Les zones humides et les cultures sont des milieux plutôt défavorables, mais peuvent tout de même être survolés (Simon, 2007). Un coût de 1 000 leur est également attribué. Nous ne disposons pas d'informations précises pour attribuer des coûts aux autres classes d'occupation du sol. La fragmentation paysagère étant une menace majeure pour cette espèce (LSPN, 1987), nous choisissons d'attribuer arbitrairement un coût de 1 000 aux surfaces en eau et aux espaces urbanisés (zones bâties, LGV, autoroute et routes primaires).

Aucune taille de domaine vital n'est connue précisément pour le Damier de la Succise qui est capable d'occuper de très petites taches. Cependant, la probabilité de présence de l'espèce augmente avec la taille des taches d'habitat (Anthes *et al.*, 2003). Sa distance de dispersion est de l'ordre de 1 000 à 2 000 m (Merlet *et al.*, 2012). Nous fixons ainsi la distance de dispersion du Damier de la Succise à 1 500 mètres.

L'assemblage de la carte d'occupation du sol a été réalisé de manière à ce que les classes d'occupation du sol responsables de la fragmentation des habitats de l'espèce soient placées au-dessus des milieux herbacés (habitat). Toutefois, les haies et lisières ont été placées au-dessus de la forêt et des zones bâties afin d'être intégralement représentées (tableau 7.12 et figure 7.24).

Ordre	Classe	Fonction	Coût
1	LGV, autoroute et routes primaires	Très défavorable	1000
2	Surfaces en eau	Très défavorable	1000
3	Lisières forestières à proximité de l'habitat	Très favorable	10
4	Haies	Très favorable	10
5	Forêts (hors lisières forestières à proximité de l'habitat)	Très défavorable	1000
6	Zones bâties	Très défavorable	1000
7	Milieux herbacés	Habitat	1
8	Zones humides	Défavorable	100
9	Cultures et sols nus	Défavorable	100

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.12 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les insectes de milieux ouverts et arborés moyens disperseurs, représentés par le Damier de la Succise.

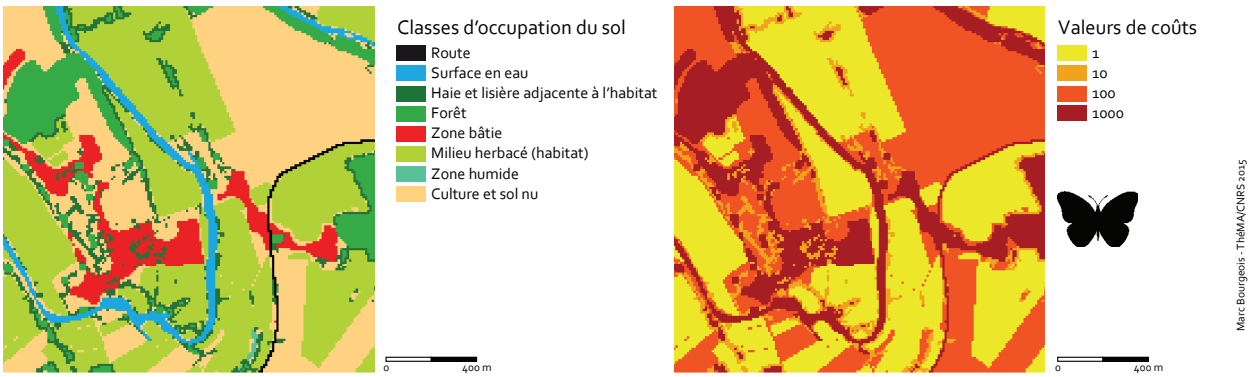


Figure 7.24 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les insectes de milieux ouverts et arborés moyens disperseurs, représentés par le Damier de la Succise. Communes de Larians-et-Munans et d'Ollans (Haute-Saône).

7.3.8 Mammifères forestiers très grands disperseurs : groupe Lynx eurasiatique

Le Lynx eurasiatique (*Lynx lynx*) était une espèce disparue du massif du Jura au début du XX^{ème} siècle. Quelques individus, essentiellement originaires de Slovénie ont été réintroduits dans les Alpes et le Jura suisse au cours des années 1970 (Breitenmoser *et al.*, 1998). L'espèce a par la suite colonisé le massif du Jura *via* le Jura suisse et son aire de distribution s'est progressivement étendue d'Ouest en Est. Le Lynx eurasiatique est désormais observé régulièrement dans notre zone d'étude, principalement dans la moitié Sud-Est (il a par exemple été aperçu à proximité de Besançon en 2013, dans la forêt de Chailluz). Afin de maintenir l'espèce dans la région, Zimmermann et Breitenmoser (2007) recommandent de reconnecter les massifs forestiers des Vosges et du Jura pour permettre les échanges génétiques entre les populations. La situation géographique stratégique du terrain d'étude pour cette espèce nous conduit donc à modéliser son réseau écologique, afin de prendre en compte les impacts potentiels des formes d'urbanisation sur ses déplacements. Le Lynx eurasiatique est le seul représentant du groupe « mammifères forestiers très grands disperseurs ».

Ses taches d'habitat sont constituées par des vastes zones boisées dans lesquelles il se repose et se reproduit (Stahl et Vandel, 1998). Les prairies constituent des zones de déplacement favorables (coût = 10). Les espaces agricoles sont un peu moins fréquentés par l'espèce en raison de leur caractère plus artificialisé et se voient ainsi attribuer un coût de 50. Aucune information précise n'étant disponible sur les zones humides, nous leur attribuons arbitrairement un coût de 100. Les espaces urbanisés sont peu fréquentés par l'espèce (Sunde *et al.*, 1998) (coût = 500). La même étude a également permis de démontrer que le Lynx eurasiatique ne vivait pas dans des zones situées à moins de 200 mètres des populations humaines, mais qu'il pouvait en revanche s'y déplacer. Les zones forestières comprises dans un rayon de 200 mètres autour des surfaces bâties et des routes dont le trafic est supérieur à 1 000 véhicules/jour sont donc considérées comme très favorables aux déplacements (coût = 1) mais ne peuvent pas constituer les taches d'habitat. La circulation routière est une cause de mortalité extrêmement importante chez le Lynx eurasiatique et peut constituer jusqu'à 30 % de sa mortalité dans le massif du Jura (Breitenmoser-Würsten *et al.*, 2007). Les valeurs de coûts attribuées au trafic varient donc de 100 à 1 000, pour les axes

routiers où le trafic est supérieur à 1 000 véhicules/jour. Les autres axes routiers ne sont pas pris en compte dans l'analyse puisque les individus peuvent les traverser relativement facilement. Les infrastructures de transport grillagées (LGV et autoroute) sont considérées comme des barrières aux déplacements (coût = 10 000). Ce choix présuppose donc que les passages à faune présents sur ces infrastructures ne sont pas pris en compte dans l'analyse. Les surfaces en eau étant difficilement traversables, une valeur de 1 000 leur a été attribuée. Les ponts pouvant potentiellement permettre le passage des individus sont favorables aux déplacements (coût = 10).

Le domaine vital du Lynx eurasiatique est extrêmement vaste, puisqu'il couvre environ 20 000 hectares, en moyenne pour les mâles et les femelles (Stahl *et al.*, 2002). Il comprend ainsi des espaces ouverts et plusieurs espaces forestiers, qui ne sont pas forcément connexes. Aucune information n'étant disponible sur la surface minimale des taches d'habitat, nous considérons arbitrairement qu'un ensemble forestier connexe de 1 000 hectares minimum constitue une tache d'habitat potentielle. Le Lynx eurasiatique est une espèce à grande distance de dispersion, capable de parcourir plusieurs dizaines de kilomètres. D'après les études de Schmidt (1998), Kramer-Schadt *et al.* (2004) et Zimmermann *et al.* (2005), il semble que les individus se dispersent généralement à une distance moyenne d'environ 40 km.

L'assemblage de la carte d'occupation du sol a été réalisé de manière à ce que les barrières (LGV et autoroute) soient situées au-dessus de toutes les autres classes, et que les routes soient situées au-dessus des surfaces en eau (tableau 7.13 et figure 7.25). Les routes secondaires, auxquelles aucune valeur de trafic n'est attribuée ne sont pas prises en compte dans l'ensemble de la matrice, sauf si elles traversent une rivière, où elles sont dans ce cas considérées comme des ponts.

Ordre	Classe	Fonction	Coût
1	LGV et autoroute	Barrière	10000
2	Ponts	Très favorable	10
3	Routes pour lesquelles une valeur de trafic est renseignée	Défavorable à très défavorable	100-1000
4	Surfaces en eau	Très défavorable	1000
5	Zones bâties (hors espaces arborés)	Fortement défavorable	500
6	Voies ferrées	Très favorable	10
7	Zones humides	Défavorable	100
8	Forêts situées à moins de 200 mètres des zones bâties et routes à fort trafic	Très favorable	1
9	Forêts	Habitat	1
10	Cultures	Neutre	50
11	Prairies et sols nus	Favorable	10

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.13 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les mammifères forestiers très grands disperseurs, représentés par le Lynx eurasiatique.

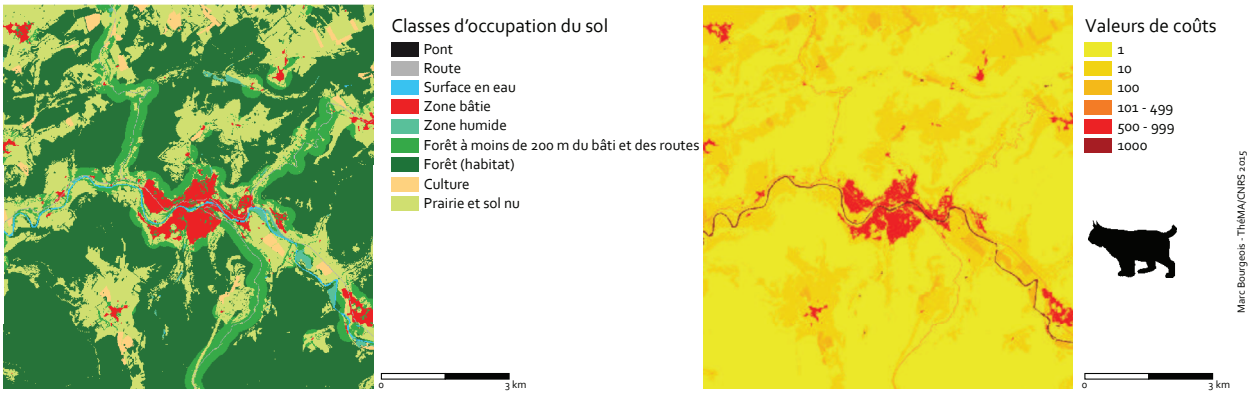


Figure 7.25 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les mammifères forestiers très grands disperseurs, représentés par le Lynx eurasiatique. Vallée de la Loue aux environs d'Ornans (Doubs).

7.3.9 Mammifères forestiers grands et moyens disperseurs : groupe Chat forestier

Le Chat forestier (*Felis silvestris*) également appelé Chat sauvage est un mammifère présent en France dans l'aire pyrénéenne et dans un grand quart Nord-Est (Alsace, Lorraine, Champagne, Ardennes, Bourgogne, Franche-Comté). Les plaines et plateaux de Franche-Comté constituent l'un de ses bastions en France (Léger *et al.*, 2008). À ce titre, le SPN a classé cette espèce comme déterminante Trame Verte et Bleue en région Franche-Comté. Comme pour le Lynx eurasiatique, le maintien des réseaux écologiques du Chat forestier dans notre zone d'étude relève d'une importance régionale pour sa conservation. Le Chat forestier occupe essentiellement des forêts de feuillus et mixtes d'altitude modeste. Il a été observé dans la majeure partie des communes de notre terrain d'étude, essentiellement dans les régions boisées de plaine, colline, de basse ou moyenne montagne et des piémonts (Léger *et al.*, 2008). Le Chat forestier présente un certain nombre de points communs avec le Lynx eurasiatique. Sa carte d'occupation du sol est donc similaire à celle réalisée pour cette espèce. Le Chat forestier fréquente régulièrement les prairies et les clairières auxquelles nous attribuons un coût de 10. Les haies et lisières forestières sont particulièrement appréciées par l'espèce. Le coût attribué à ces éléments est de 1, il s'agit de toutes les forêts ne constituant pas les taches d'habitat de l'espèce. Le Chat forestier est une espèce plutôt anthropophobe. Ses taches d'habitat ne sont jamais situées à proximité des implantations humaines, quelle que soit leur taille (Stahl, 1986). De plus, la présence du Chat forestier à proximité des habitations humaines constitue une menace importante pour le maintien à long-terme de l'espèce, en raison des risques d'hybridation avec les chats domestiques (Arthur, 2011; Pierpaoli *et al.*, 2003; Stahl et Léger, 1992). Ne disposant pas d'informations plus précises pour quantifier cette proximité, nous appliquons la même méthode que celle utilisée pour le Lynx eurasiatique (Sunde *et al.*, 1998). Les zones forestières comprises dans un rayon de 200 mètres autour des surfaces bâties et des routes dont le trafic est supérieur à 1 000 véhicules/jour sont donc considérées comme très favorables aux déplacements (coût égal à 1) mais ne peuvent pas constituer les taches d'habitat de l'espèce.

La taille du domaine vital du Chat forestier varie entre 400 et 600 ha selon les études : environ 400 ha pour (Kraft, 2008), 500 ha pour Stahl *et al.* (1988) et 600 ha pour (Biró *et al.*, 2004). Ses taches d'habitat sont facilement identifiables à partir de la carte d'occupation du sol puisqu'elles sont constituées par les espaces boisés de la zone d'étude. En revanche, il est difficile de déterminer la surface minimale requise de ces taches boisées pour qu'elles puissent constituer l'habitat de l'espèce. Étant donné que le domaine vital du Chat forestier est également composé par des haies ou des prairies, nous considérons arbitrairement qu'une tache forestière de 100 ha, avec des prairies à proximité, peut constituer une tache d'habitat. Sa distance de dispersion peut être très variable, en fonction du sexe et des individus. Ainsi, Stahl et Léger (1992) montrent que la distance de dispersion des individus peut s'échelonner entre 3 et 55 km. La moyenne de ces valeurs se situant autour de 30 km, cette distance de dispersion est retenue ici pour construire le graphe paysager.

L'assemblage de la carte d'occupation du sol du Chat forestier (tableau 7.14 et figure 7.26) a été réalisé de la même manière que pour le Lynx eurasiatique (tableau 7.13).

Ordre	Classe	Fonction	Coût
1	LGV et autoroute	Barrière	10000
2	Ponts	Très favorable	10
3	Routes pour lesquelles une valeur de trafic est renseignée	Défavorable à très défavorable	100-1000
4	Surfaces en eau	Très défavorable	1000
5	Zones bâties (hors espaces arborés)	Fortement défavorable	500
6	Voies ferrées	Très favorable	10
7	Zones humides	Défavorable	100
8	Forêts situées à moins de 200 mètres des zones bâties	Très favorable	1
9	Forêts	Habitat	1
10	Cultures	Neutre	50
11	Prairies et sols nus	Favorable	10

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.14 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les mammifères forestiers grands et moyens disperseurs, représentés par le Chat forestier.

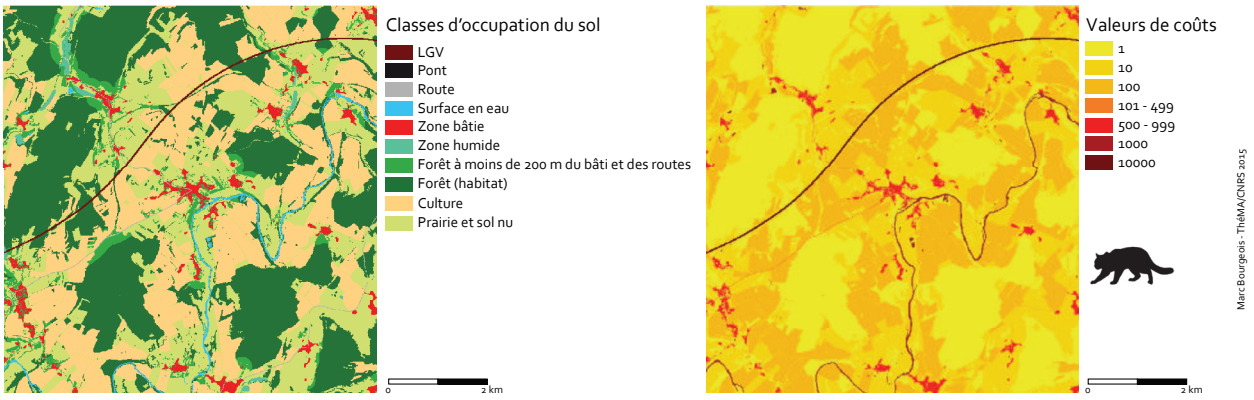


Figure 7.26 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les mammifères forestiers grands et moyens disperseurs, représentés par le Chat forestier. Commune de Montbozon (Haute-Saône).

7.3.10 Mammifères forestiers petits disperseurs : groupe Écureuil roux

Le choix de l'Écureuil roux (*Sciurus vulgaris*) comme espèce représentative du groupe « mammifères forestiers petits disperseurs » (voir section 7.2.2) peut être sujet à discussion, puisque cette espèce n'est pas déterminante Trame Verte et Bleue. De plus, elle peut être considérée comme urbanophile, dans la mesure où elle peut vivre dans les zones boisées des espaces urbains et qu'elle craint peu la présence humaine. Contrairement aux autres mammifères forestiers (Chat forestier et Lynx eurasiatique), nous ne considérons pas que la proximité aux habitations limite la présence de l'espèce. Toutefois, la présence d'espaces arborés est indispensable à son maintien, en zone urbaine comme en zone rurale (Delin et Andrén, 1999). Wauters *et al.* (1994) ont montré que l'espèce préférait les grandes taches d'habitat continues aux petites taches fragmentées. Cette préférence a été mesurée en termes d'effectifs de population. L'Écureuil roux est donc bel et bien menacé par l'urbanisation, et son maintien dans les zones intra-urbaines est fortement lié à la présence des espaces verts intra-urbains. Les coûts attribués à chaque classe d'occupation du sol varient selon les études réalisées et ont d'ailleurs fait l'objet d'une analyse de sensibilité dans Verbeylen *et al.* (2003). Pour comparer le réseau écologique de cette espèce avec les autres mammifères forestiers, nous décidons de conserver les mêmes coûts que pour le Lynx eurasiatique et le Chat forestier. Le coût attribué à l'urbanisation reste fixé à 500. Cette valeur est certainement un peu élevée pour l'Écureuil roux, et un peu faible pour le Chat forestier et le Lynx eurasiatique mais elle reste un bon compromis. De plus, cette valeur de coût doit être adaptée à d'autres espèces moins urbanophiles du groupe « mammifères forestiers petits disperseurs » comme la Belette (*Mustela nivalis*) ou l'Hermine (*Mustela erminea*).

Le domaine vital de l'Écureuil roux est d'environ 5 hectares. Comme pour les mammifères forestiers précédents, le domaine vital n'est pas forcément composé exclusivement de taches boisées. Considérant le fait que l'Écureuil roux est régulièrement observé dans les parcs urbains, nous considérons que les taches boisées dont la surface minimale est de 1 ha constituent ses taches d'habitat.

La distance de dispersion de l'Écureuil roux, mâles et femelles confondus a été estimé par Wauters *et al.* (2010) à environ 1 000 mètres à partir du suivi de 60 individus.

L'assemblage de la carte d'occupation du sol de l'Écureuil roux (tableau 7.15 et figure 7.27) a été réalisé de la même manière que pour les autres mammifères forestiers (tableau 7.13 et 7.14), en supprimant la classe correspondant aux forêts comprises dans une zone tampon de 200 mètres autour des habitations et des routes principales.

Ordre	Classe	Fonction	Coût
1	LGV et autoroute	Barrière	10000
2	Ponts	Très favorable	10
3	Routes pour lesquelles une valeur de trafic est renseignée	Défavorable à très défavorable	100-1000
4	Surfaces en eau	Très défavorable	1000
5	Zones bâties (hors espaces arborés)	Fortement défavorable	500
6	Voies ferrées	Très favorable	10
7	Zones humides	Défavorable	100
8	Forêts	Habitat	1
9	Cultures	Neutre	50
10	Prairies et sols nus	Favorable	10

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.15 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les mammifères forestiers petits disperseurs, représentés par l'Écureuil roux.

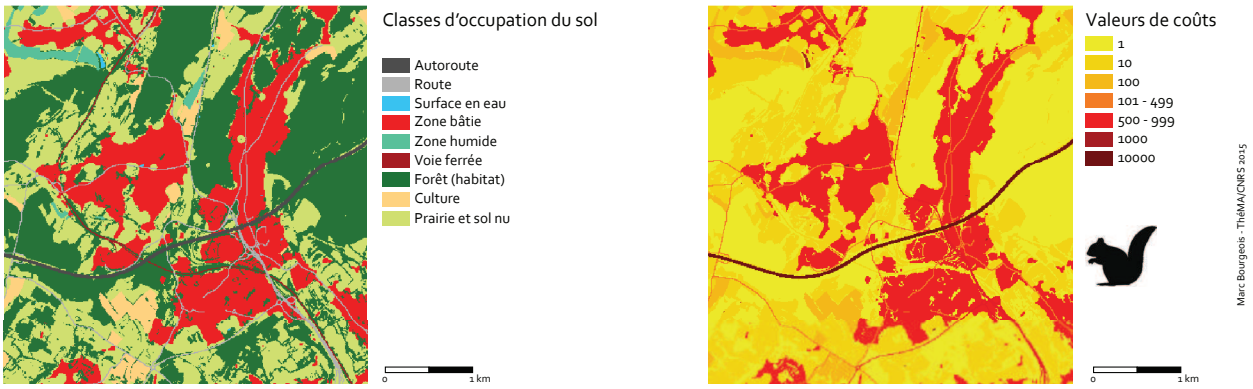


Figure 7.27 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les mammifères forestiers petits disperseurs, représentés par l'Écureuil roux. Communes de Miserey-Salines, Châtillon-le-Duc et École-Valentin (Doubs).

7.3.11 Oiseaux de milieux arborés : groupe Gobemouche gris

Le Gobemouche gris (*Muscicapa striata*) est une espèce d'oiseaux (passereaux) dont la présence est peu abondante sur le territoire français, excepté en Corse. C'est une espèce typique des lisières de forêts de feuillus, caractéristique des milieux de transition entre végétation fermée et ouverte (Stevens, 2007). Il est également présent dans les autres milieux d'interface, de préférence feuillus, où se partagent l'ombre et la lumière et où les insectes sont abondants. Il peut s'agir des lisières de chemins forestiers et des cours d'eau, des parcs et jardins ou encore des tourbières (Géroudet, 1980; Michelat *et al.*, 2003). L'identification de ses taches d'habitat nécessite plusieurs opérations SIG. Les forêts de feuillus, particulièrement appréciées par l'espèce, ont été identifiées à l'aide de la BD Forêt de l'IGN (classes forêt ouverte, futaie feuillus, futaie mixte, futaie feuillus et taillis, peupleraie et taillis). Les lisières des forêts de feuillus sont ensuite déterminées à l'aide de Guidos MSPA. Les lisières des ruisseaux, rivières et chemins forestiers sont déterminées avec une zone tampon de 20 mètres située de part et d'autre de ces classes issues de la BD Topo. Les parcs urbains sont identifiés comme étant des taches boisées supérieures à 0,5 ha présents à l'intérieur des zones bâties. Les tourbières sont extraites de la BD « zones humides » de la DREAL.

L'habitat du Gobemouche gris est donc constitué par la combinaison des classes d'occupation du sol suivantes :

- Lisières des forêts de feuillus
- Lisières de chemins (avec de la végétation feuillue)
- Lisières de cours d'eau (avec de la végétation feuillue)
- Parcs urbains (végétation dans les zones urbaines)
- Tourbières

Il n'est pas exclu que le Gobemouche gris soit sensible aux collisions routières mais celui-ci n'apparait pas dans les 7 816 cadavres recensés dans l'Ouest de la France par Girard (2011). Afin de prendre en compte l'impact du trafic sur cette espèce, sans le surestimer, les valeurs de coûts attribuées au trafic (entre 100 et 1 000) sont divisées par deux. À la suite de ce calcul, les valeurs inférieures 100 restent égales à 100. Les valeurs de coûts liées au trafic s'échelonnent donc entre 100 et 500. Les haies forestières étant très utilisées par le Gobemouche gris pour chasser (Michelat *et al.*, 2003), un coût de 10 leur est attribué. C'est également le cas pour les surfaces en eau et les zones humides, où l'espèce peut trouver de nombreux insectes. Les forêts non identifiées comme de l'habitat ne sont pas particulièrement favorables à ses déplacements notamment si elles sont denses et peu ensoleillées (coût = 100). Les espaces ouverts comme les prairies et cultures sont défavorables s'ils ne comportent pas suffisamment d'espaces arborés (coût = 100). Le Gobemouche gris est une espèce peu farouche, s'accommodant de la présence humaine et s'installant fréquemment à proximité des habitations (Géroudet, 1980). Cependant, des études montrent que le nombre d'habitations dans un rayon de 9 ha aurait un effet négatif sur la nidification (Jokimäki, 1999). Les espaces urbanisés sont donc considérés comme défavorables et ont un coût de 100. L'espèce est tout de même menacée directement par l'urbanisation dans la mesure où l'extension des zones bâties peut être effectuée au détriment de son habitat : les haies ou les lisières forestières par exemple.

La taille du domaine vital minimal du Gobemouche gris est estimée à environ 1 ha (McCollin, 1993). Étant donné que l'espèce se déplace peu dans les espaces ouverts et forestiers (hors déplacements migratoires), nous fixons la surface minimale de ses taches d'habitat à 1 ha. La distance de dispersion de l'espèce est estimée par Baker et Baker (2002) à 3 000 mètres en moyenne.

L'assemblage de la carte d'occupation du sol a été réalisé de manière à ce que les éléments linéaires soient situés au-dessus des taches d'habitat, pour prendre en compte la fragmentation liée aux infrastructures de transport. L'habitat a été placé au-dessus de toutes les autres couches afin de prendre en compte tous les parcs urbains et les lisières forestières (tableau 7.16 et figure 7.28).

Ordre	Classe	Fonction	Coût
1	Autoroute	Très défavorable	1000
2	Routes pour lesquelles une valeur de trafic est renseignée	Défavorable	100-500
3	LGV	Défavorable	100
4	Parcs urbains, tourbières et lisières de forêts, chemins et cours d'eau (végétation feuillue)	Habitat	1
5	Surfaces en eau et zones humides hors tourbières	Favorable	10
6	Zones bâties (hors espaces arborés)	Défavorable	100
7	Haies	Favorable	10
8	Forêt	Défavorable	100
9	Prairies, cultures et sols nus	Défavorable	100

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.16 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les oiseaux de milieux arborés, représentés par le Gobemouche gris.

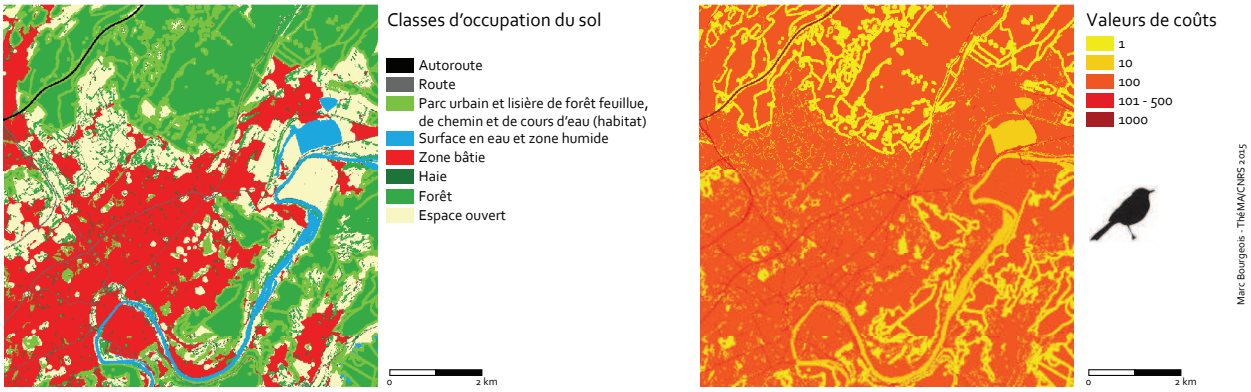


Figure 7.28 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les oiseaux de milieux arborés, représentés par le Gobemouche gris. Commune de Besançon (Doubs).

7.3.12 Oiseaux de milieux ouverts moyens disperseurs : groupe Pipit farlouse

Le Pipit farlouse (*Anthus pratensis*) est une espèce d'oiseaux (passereaux) proposée comme espèce Trame Verte et Bleue en région Franche-Comté. Le Pipit farlouse fréquente les milieux humides et très découverts, où la végétation reste courte, voire rase (Géroudet, 2010a; Vanhinsberg et Chamberlain, 2001). Son habitat a été identifié à l'aide de la BD zones humides par regroupement de plusieurs catégories : prairie humide fauchée ou pâturée, tourbière et groupements associés, plantation en zone humide, culture et prairie artificielle en zone humide ou bas-marais et groupements associés. Ces différentes catégories sont agrégées dans une classe « zones humides favorables » qui constitue l'habitat de l'espèce (coût = 1). Les prairies sont également très favorables aux déplacements mais ne constituent un habitat que si elles ne sont classées comme « prairies humides » (coût = 1). Un coût de 1 est également attribué aux autres zones humides, qui ne constituent pas l'habitat de l'espèce mais qui lui restent très favorables. Le Pipit farlouse apprécie également les haies et les bosquets[3], où il peut passer la

[3]Selon l'IGN (ex-IFN), un bosquet est un petit massif boisé d'une superficie comprise entre 5 et 50 ares. Les éléments forestiers répondant à ce critère sont donc identifiés comme des bosquets.

nuit, et dans les espaces cultivés où il se déplace régulièrement (Géroudet, 2010a)(coût = 10). L'espèce disparaît rapidement dès que les boisements deviennent denses (Yeatman-Berthelot et Jarry, 1994). Nous attribuons ainsi un coût de 1 000 aux espaces forestiers. Le Pipit farlouse est sensible à la fragmentation des milieux (Paul, 2011), provoquée par exemple par l'assèchement de zones humides, la construction de nouvelles infrastructures de transport ou l'urbanisation. Nous attribuons ainsi un coût de 1 000 aux espaces urbanisés, et un coût de 100 à la LGV, qui peut être plus facilement survolée. Concernant les autres infrastructures de transport, une étude suédoise a montré que le Pipit farlouse était dérangé par le bruit du trafic, entraînant notamment une baisse de sa reproduction le long des routes (Helldin et Seiler, 2003). Nous choisissons ainsi de prendre en compte ce facteur en attribuant un coût entre 100 et 1 000 en fonction du trafic simulé. Le coût des autoroutes est fixé à 1 000.

Les territoires ne sont pas très grands chez le Pipit farlouse. En moyenne, leur domaine vital est estimé à 0,25 ha (Géroudet, 2010a). Cette surface est retenue comme superficie minimale des taches d'habitat. La distance de dispersion maximale de l'espèce a été estimée à 25 km en moyenne (Barbet-Massin *et al.*, 2011).

L'assemblage de la carte d'occupation du sol a été réalisé de manière à ce que les forêts soient situées au-dessus des routes et autres classes d'occupation du sol qui pourraient avoir un coût moins important, afin d'éviter la création de chemins de moindre coût le long des routes traversant les forêts (tableau 7.17 et figure 7.29).

Ordre	Classe	Fonction	Coût
1	Autoroute	Très défavorable	1000
2	Forêts (hors haies et bosquets)	Très défavorable	1000
3	Routes pour lesquelles une valeur de trafic est renseignée	Défavorable à très défavorable	100-1000
4	LGV	Défavorable	100
5	Haies et bosquets	Favorable	10
6	Surfaces en eau	Défavorable	100
7	Zones bâties	Très défavorable	1000
8	Zones humides favorables	Habitat	1
9	Prairies	Très favorable	1
10	Autres zones humides	Favorable	10
11	Autres espaces ouverts	Favorable	10

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.17 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les oiseaux de milieux ouverts moyens disperseurs, représentés par le Pipit farlouse.

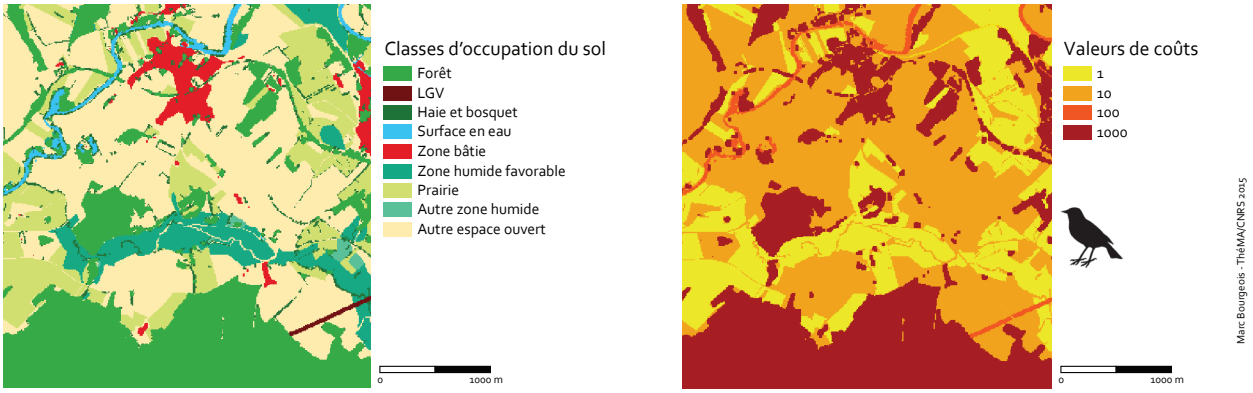


Figure 7.29 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les oiseaux de milieux ouverts moyens disperseurs, représentés par le Pipit farlouse. Commune d'Émagny (Doubs).

7.3.13 Oiseaux de milieux ouverts grands disperseurs : groupe Chouette chevêche

La Chouette chevêche (*Athene noctua*), appelée également Chevêche d'Athéna, est une espèce de rapace typique des steppes arborées à végétation basse ou clairsemée (Mebs et Scherzinger, 2006). Les bocages, ainsi que les vergers constituent les paysages agricoles optimaux pour cette espèce (Baudvin *et al.*, 1995; Génot et Lecomte, 2002; Mebs et Scherzinger, 2006; Svensson et Grant, 2008). Les individus nichent dans le bâti présent dans ces paysages (granges, chapelles, greniers, étables)(Mebs et Scherzinger, 2006). Comme pour le Petit rhinolophe, nous considérons que son habitat est constitué par le bâti ancien des villages, construit avant 1930 (Van Nieuwenhuyse *et al.*, 2001). Les prairies bocagères ont été sélectionnées à partir de la couche prairie du RPG. Elles sont constituées par les prairies qui comprennent des haies dans un rayon de 100 mètres. Comme pour les vergers ainsi que les haies et lisières forestières (Baudvin *et al.*, 1995), les prairies bocagères sont très favorables à l'espèce et se voient ainsi attribuer un coût de 1. Les prairies non bocagères peuvent constituer des zones de chasse et sont favorables à ses déplacements (coût = 10)(Mebs et Scherzinger, 2006). Les paysages agricoles culturaux utilisant des produits phytosanitaires ne sont pas particulièrement favorables (coût = 100). Les forêts, elles, constituent un milieu très défavorable, ce type de paysage fermé n'étant pas du tout optimal pour l'espèce (coût égal à 1 000) (Génot et Lecomte, 2002; Zabala *et al.*, 2006). Les surfaces en eau et les zones humides ne sont pas particulièrement favorables mais contribuent à l'hétérogénéité paysagère, très importante pour le maintien de l'espèce (coût = 100)(Génot *et al.*, 2001). La transformation des zones rurales en espaces urbanisés les rend très défavorables (Mebs et Scherzinger, 2006; Yeatman-Berthelot et Jarry, 1994). En raison de ces modifications qu'entraîne l'urbanisation en périphérie des villes et villages, et de la pollution lumineuse générée par les zones urbaines nous leur attribuons un coût de 1 000. La Chouette chevêche est également très sensible à l'augmentation du trafic routier, qui entraîne à la fois une pollution lumineuse et un risque élevé de collisions (Yeatman-Berthelot et Jarry, 1994). Ceci peut s'expliquer en partie par le fait que les individus volent bas, et que leurs proies sont souvent situées à proximité des réseaux routiers (Génot et Lecomte, 2002). Le trafic ferroviaire, principalement sur les lignes à grande vitesse, est également une cause importante de mortalité (Glue, 1971). Nous considérons ainsi que l'autoroute et la LGV constituent des barrières aux déplacements de l'espèce (coût = 10 000). Pour les routes dont le trafic est supérieur à 1 000

véhicules/jour, les valeurs de coûts s'échelonnent entre 100 et 1 000. Les autres routes n'ont pas été prises en compte car le trafic y est insuffisant pour constituer une réelle menace, en particulier la nuit.

Le domaine vital de la Chouette chevêche est estimé en moyenne à 31 ha en fonction de la saison et du sexe (Génot et Lecomte, 2002). Pour cette espèce, le domaine vital est majoritairement constitué par les zones de chasse. Comme pour le Petit rhinolophe, nous ne retenons pas de superficie minimale des taches d'habitat. Celles-ci sont constituées par des agrégats de bâtiments anciens distants de moins de 100 mètres. La distance de dispersion de l'espèce peut être plutôt variable selon les individus (Baudvin *et al.*, 1995; Génot et Lecomte, 2002) mais nous pouvons l'estimer à environ 20 km en moyenne (Saurola et Francis, 2004).

L'assemblage de la carte d'occupation du sol a été réalisé de manière à ce que les grandes infrastructures de transport soient situées au-dessus de toutes les autres couches (tableau 7.18 et figure 7.30). Le bâti ancien a été placé au-dessus des autres espaces bâtis. Les zones bâties sont situées au-dessus des routes puisqu'elles ont un coût supérieur à celles-ci.

Ordre	Classe	Fonction	Coût
1	Autoroute + LGV	Barrière	10000
2	Surfaces en eau et ruisseaux	Défavorable	100
3	Bâti ancien (1930)	Habitat	1
4	Zones bâties (hors espaces arborés)	Très défavorable	1000
5	Routes pour lesquelles une valeur de trafic est renseignée	Défavorable à très défavorable	100-900
6	Haies et lisières forestières	Très favorable	1
7	Vergers	Très favorable	1
8	Forêts	Très défavorable	1000
9	Zones humides	Défavorable	100
10	Cultures	Défavorable	100
11	Prairies bocagères	Très favorable	1
12	Prairies non bocagères et sols nus	Favorable	10

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.18 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les oiseaux de milieux ouverts grands disperseurs, représentés par la Chouette chevêche.

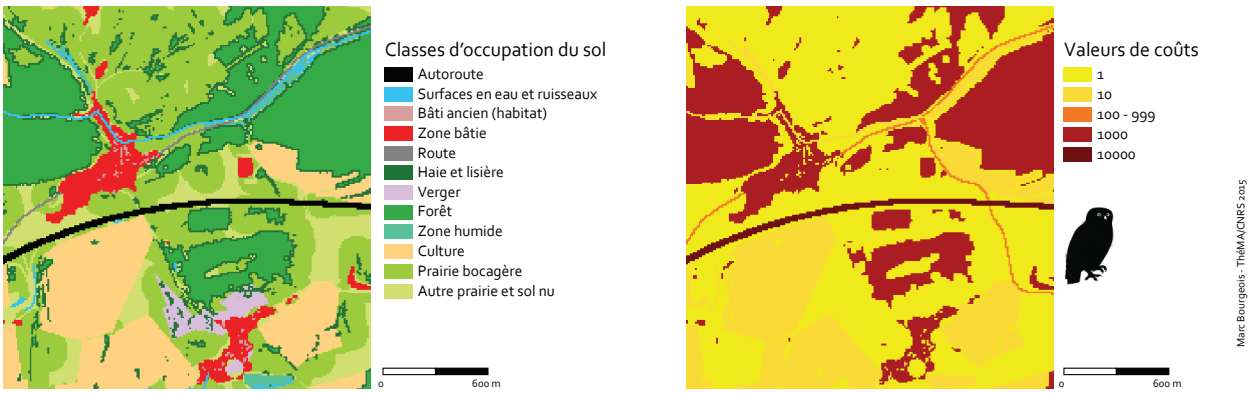


Figure 7.30 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les oiseaux de milieux ouverts grands disperseurs, représentés par la Chouette chevêche. Communes de Chaudefontaine et de Châtillon-Guyotte (Doubs).

7.3.14 Oiseaux forestiers moyens disperseurs à petit domaine vital : groupe Pouillot siffleur

Le Pouillot siffleur (*Phylloscopus sibilatrix*) est une espèce d'oiseaux (passereaux) spécialiste du milieu forestier (Delahaye et Vandevyvre, 2008; Géroudet, 2010b; Jiguet, 2010). Le type de forêts préférentiellement fréquentées est soumis à discussion mais l'espèce semble majoritairement présente dans les hêtraies et chênaies (Delahaye et Vandevyvre, 2008; Géroudet, 2010b; Yeatman-Berthelot et Jarry, 1994). Ne disposant pas de cette information précise, nous considérons que les forêts de feuillus constituent son habitat préférentiel. Cette classe est obtenue à l'aide de la BD Forêt de l'IGN, par regroupement des catégories « futaie feuillus », « futaie mixte », « futaie feuillus et taillis », « peupleraie », « taillis ». Le Pouillot siffleur aime les couverts forestiers importants, et se déplace peu dans les zones de haies et de lisières (Delahaye et Vandevyvre, 2008), auxquelles nous attribuons un coût de 100. Les forêts non feuillues, ainsi que les bosquets, constituent des zones favorables aux déplacements, sans constituer l'habitat de l'espèce (Delahaye et Vandevyvre, 2008). Un coût de 10 leur est attribué. Le Pouillot siffleur nécessite un couvert forestier contigu et évite ainsi tous les autres espaces ouverts, ou non forestiers d'une manière générale (Dmowski et Kozakiewicz, 1990). Un coût de 1 000 est ainsi attribué à toutes les autres classes d'occupation du sol.

Le Pouillot siffleur n'a pas besoin de grands massifs forestiers (Lovaty, 2003). Géroudet (2010b) précise que les individus peuvent s'installer dans des milieux composés de peu d'arbres comme des bosquets, des parcs ou un groupe de feuillus au milieu de conifères. Son domaine vital est estimé entre 1 et 3 hectares (Géroudet, 2010b). Le Pouillot siffleur étant une espèce spécialiste des forêts de feuillus, nous estimons que la surface minimale de ses taches d'habitat correspond à son domaine vital, soit environ 2 hectares. Barbet-Massin *et al.* (2011), estiment sa distance de dispersion maximale à environ 21 km.

L'assemblage de la carte d'occupation du sol a été réalisé de manière à distinguer les espaces bâtis des autres classes d'occupation du sol, en les plaçant au-dessus des autres couches (tableau 7.19 et figure 7.31). De cette manière, les nouveaux espaces bâtis peuvent remplacer toutes les autres classes d'occupation du sol (hormis celles identifiées préalablement comme non constructibles comme les routes ou les surfaces en eau).

Ordre	Classe	Fonction	Coût
1	Zones bâties (hors espaces arborés)	Très défavorable	1000
2	Haies et lisières	Défavorable	100
3	Forêt de feuillus	Habitat	1
4	Autres forêts et bosquets	Favorable	10
5	Autres classes d'occupation du sol	Très défavorable	1000

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.19 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les oiseaux forestiers moyens disperseurs à petit domaine vital, représentés par le Pouillot siffleur.

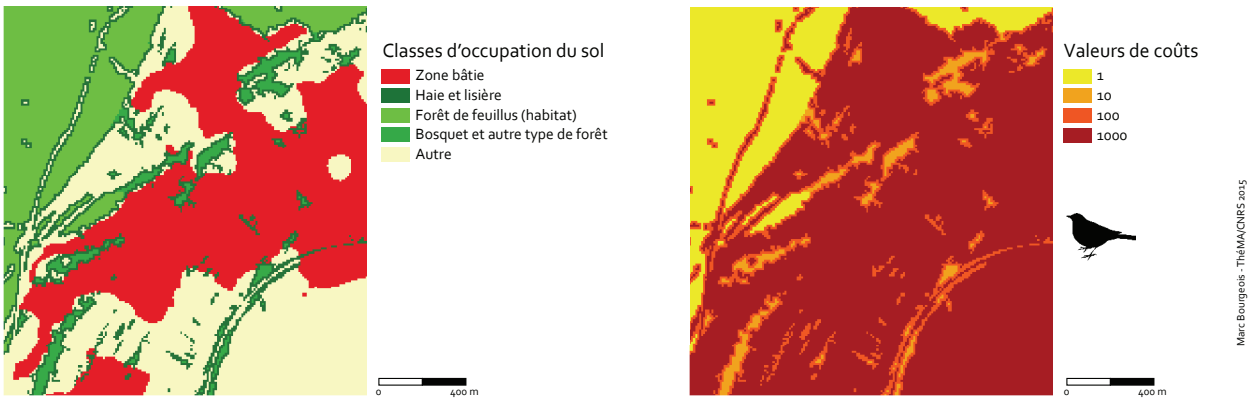


Figure 7.31 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les oiseaux forestiers moyens disperseurs à petit domaine vital, représentés par le Pouillot siffleur. Commune de Thise (Doubs).

7.3.15 Oiseaux forestiers moyens disperseurs à grand domaine vital : groupe Pic cendré

Le Pic cendré (*Picus canus*) est une espèce d'oiseaux (picidés) retenue comme espèce déterminante TVB en Franche-Comté. Comme le Pouillot siffleur, il s'agit d'une espèce forestière fréquentant plus particulièrement les cœurs de massifs (Clergeau et Chefson, 1988). Nous considérons donc que l'habitat du Pic cendré est composé des cœurs de forêt identifiés à l'aide de Guidos MSPA. Les lisières des milieux forestiers sont défavorables puisqu'elles sont susceptibles de favoriser une espèce potentiellement concurrente, le Pic vert (Comolet-Tirman, 2000). D'autres catégories d'occupation du sol sont identifiées comme favorables : les bosquets, le bocage, les vergers ou encore les clairières forestières (Géroudet, 2010b; Yeatman-Berthelot et Jarry, 1991) (coût = 10). Les clairières sont identifiées dans un SIG comme étant des éléments perforant la forêt. Pour être considérées comme clairières, ces perforations doivent avoir une surface d'au moins 0,5 ha et être composée d'au moins 10 % de prairie. De plus, afin d'éviter l'identification des clairières-villages comme favorables à l'espèce, il faut que ces perforations ne comprennent pas plus d'un hectare de surfaces bâties. Même si l'espèce est forestière, le Pic cendré peut se déplacer dans des herbages où il recherche une partie de son alimentation (LPO Alsace, 2009). Les clairières, proches des espaces boisés sont cependant beaucoup plus favorables que les espaces ouverts de type prairial (coût = 100). Par contre, le Pic cendré souffre du retournement des prairies et de l'utilisation d'engrais et d'herbicides qui réduisent les populations de fourmis dont il se nourrit. Les cultures constituent ainsi des éléments très défavorables (coût = 1 000). Peu d'informations sont disponibles sur le comportement de l'espèce face aux activités anthropiques. Toutefois, étant majoritairement forestière, et se déplaçant peu dans les espaces ouverts, nous choisissons d'attribuer un coût de 1 000 aux zones bâties qui ne sont pas favorables à sa présence. Concernant les infrastructures de transports, les collisions routières avec les Pics cendrés sont rarement observées (Girard, 2011). D'autres études menées aux États-Unis montrent cependant que le trafic routier constitue une réelle menace pour d'autres espèces de pics (Erritzoe, 2002). Il est donc possible que le Pic cendré soit également exposé au risque de collisions (Sordello, 2012f). Nous prenons en compte ce risque en attribuant des valeurs de coûts au trafic routier s'échelonnant entre 100 et 1 000.

La taille du domaine vital du Pic cendré est comprise entre 100 et 200 ha (LPO Alsace, 2009). Nous considérons ainsi que la surface minimale des taches d'habitat du Pic cendré est d'environ 150 ha. Sa distance de dispersion maximale est estimée à 17 km en moyenne (Barbet-Massin *et al.*, 2011).

La carte d'occupation du sol a été assemblée de manière à ce que les zones bâties, dont le coût est élevée, soient placées au-dessus de toutes les autres classes (sauf l'autoroute) (tableau 7.20 et figure 7.32).

Ordre	Classe	Fonction	Coût
1	Autoroute	Très défavorable	1000
2	Zones bâties (hors espaces arborés)	Très défavorable	1000
3	Routes pour lesquelles une valeur de trafic est renseignée	Défavorable à très défavorable	100 - 1000
4	LGV	Défavorable	100
5	Lisières	Défavorable	100
6	Clairières	Favorable	10
7	Cœurs de forêt et haies	Habitat	1
8	Surfaces en eau et zones humides	Défavorable	100
9	Vergers	Favorable	10
10	Cultures	Très défavorable	1000
11	Prairies et sols nus	Défavorable	100

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.20 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les oiseaux forestiers moyens disperseurs à grand domaine vital, représentés par le Pic cendré.

Figure 7.32 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les oiseaux forestiers moyens disperseurs à grand domaine vital, représentés par le Pic cendré. Commune de Rioz (Haute-Saône).

7.3.16 Reptiles de milieux ouverts : groupe Lézard vivipare

Le Lézard vivipare (*Zootoca vivipara*) est une espèce de reptile fréquentant une grande diversité de milieux, mais ceux-ci sont d'une manière générale frais et humides. Il occupe préférentiellement les prairies humides, les forêts humides, les formations végétales hydrophiles, les tourbières, les abords de ruisseaux ou les marécages (Arnold et Ovenden, 2007; Castanet et Guyétant, 1989; De Fraipont *et al.*, 2000; Laloi *et al.*, 2009). Ces classes d'occupation du sol sont identifiées à l'aide de la BD zones humides de la DREAL en sélectionnant toutes les catégories, excepté les masses d'eau. Ces différentes catégories, ainsi que les prairies et les cultures du RPG se superposant avec les zones humides sont agrégées et constituent l'habitat du Lézard vivipare dans la carte d'occupation du sol. Cette espèce est capable de nager et peut donc se déplacer sans grande difficulté dans les ruisseaux (coût = 10). La traversée des masses d'eau plus importantes et des zones humides ne constituant pas son habitat est en revanche plus difficile (coût = 100). Le Lézard vivipare apprécie les lisières et fréquente donc les haies, les clairières, les bords de chemins forestiers (Castanet et Guyétant, 1989). Les formations herbacées comme les prairies lui sont également favorables. Nous attribuons un coût de 10 à ces différentes classes d'occupation du sol. Nous ne disposons pas d'informations particulières concernant les autres classes d'occupation du sol comme les routes secondaires (trafic inférieur à 1 000 véhicules/jour), les voies ferrées, les forêts, les cultures et les sols nus. Un coût de 100 leur est attribué arbitrairement, ces zones n'étant pas jugées comme particulièrement favorables aux déplacements. Nous choisissons également d'attribuer arbitrairement un coût de 1 000 aux espaces urbanisés (zones urbaines réalisées avec un seuil de tache urbaine à 20 m) et à la LGV. Nous considérons que le Lézard vivipare peut plus facilement pénétrer dans les espaces intra-urbains en leur attribuant une valeur de coût égale à 100. De par la petite taille de l'espèce, il n'est pas simple d'identifier les individus victimes de collisions routières. Nous supposons cependant qu'elle est sensible au trafic dans le sens où plus le nombre de véhicules/jour sur un axe routier est élevé, plus le risque de collisions augmente. Nous attribuons donc des coûts aux axes routiers s'échelonnant entre 100 et 1 000. Nous jugeons que la traversée des voies de l'autoroute pour une espèce de cette taille est quasiment impossible (coût = 10 000).

Le domaine vital du Lézard vivipare est généralement considéré comme une zone de 20 à 30 mètres de diamètre maximum (Laloi *et al.*, 2009; Massot et Clobert, 2000; Vercken, 2007). Étant donnée la résolution spatiale de la carte d'occupation du sol (10 m), nous ne définissons pas de surface minimale des taches d'habitat. Sa distance de dispersion est estimée à environ 30 mètres par Laloi *et al.* (2009), Massot et Clobert (2000) et Vercken (2007). D'autres études indiquent des dispersions de 200 à 300 m (Heulin, 1984; Van Huland et Strijbosch, 1981). Dans notre travail, nous considérons que la distance de dispersion maximale du Lézard vivipare est d'environ 100 mètres.

L'assemblage de la carte d'occupation du sol a été réalisé de manière à ce que les surfaces en eau, et surtout les ruisseaux, soient placés au-dessus de toutes les autres classes d'occupation du sol (tableau 7.22 et figure 7.33). De cette manière, nous prenons en compte les traversées possibles des individus sous les axes routiers, *via* les tuyaux de canalisation.

Ordre	Classe	Fonction	Coût
1	Surfaces en eau et zones humides de type « masse d'eau »	Défavorable	100
2	Ruisseaux	Favorable	10
3	LGV	Très défavorable	1000
4	Autoroute	Barrière	10000
5	Zones bâties (hors espaces arborés)	Très défavorable	1000
6	Routes pour lesquelles une valeur de trafic est renseignée	Défavorable à très défavorable	100-900
7	Autres routes goudronnées	Défavorable	100
8	Voies ferrées	Défavorable	100
9	Zones humides favorables	Habitat	1
10	Lisières de chemins forestiers	Favorable	10
11	Lisières et haies forestières	Favorable	10
12	Clairières	Favorable	10
13	Prairies	Favorable	10
14	Forêt	Défavorable	100
15	Cultures et sol nus	Défavorable	100

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 7.21 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les reptiles de milieux ouverts, représentés par le Lézard vivipare.

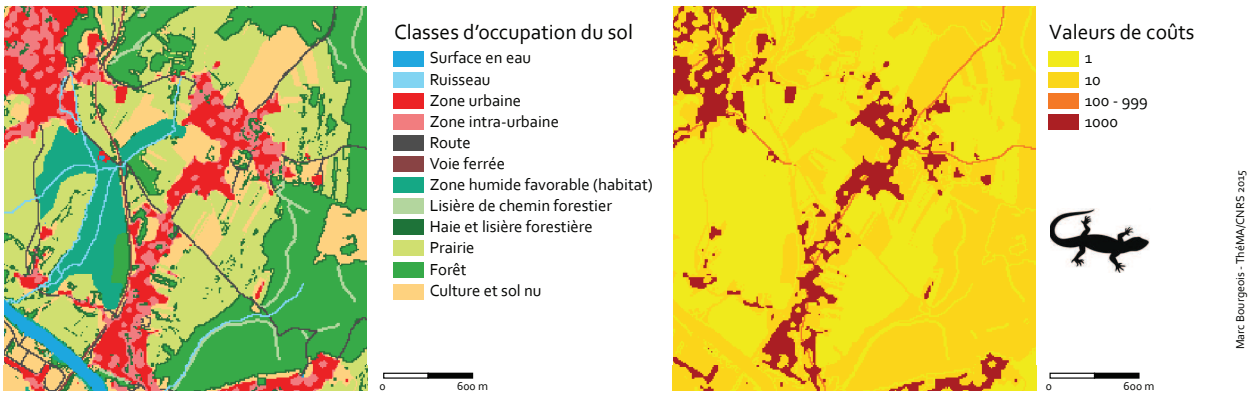


Figure 7.33 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les reptiles de milieux ouverts, représentés par le Lézard vivipare. Commune de Montferrand-le-Château (Doubs).

Conclusion du chapitre 7

Le terrain d'étude retenu pour ce travail de thèse est constitué d'un carré de 60 kilomètres de côté centré sur l'Aire Urbaine de Besançon, où les scénarios d'urbanisation sont simulés. Différentes classes d'occupation du sol ont été créées, à une résolution spatiale de 10 mètres. Cette approche, classique en écologie du paysage, présuppose que les classes d'occupation du sol soient homogènes, et séparées par des limites nettes, ce qui est extrêmement rare dans la réalité.

Nous avons montré dans ce chapitre que l'identification de groupes d'espèces est une étape indispensable de ce travail de thèse. En effet, l'évaluation de l'impact écologique des formes d'urbanisation ne peut être réalisée sur une seule espèce et doit prendre en compte dans la mesure du possible, une série d'espèces animales présentes dans la zone d'étude. Pour cela, nous préconisons l'utilisation d'une approche multi-espèces, qui consiste à regrouper différentes espèces selon leur profil écologique. Nous avons déterminé de cette manière seize groupes d'espèces qui diffèrent selon leurs exigences écologiques ou leurs capacités de déplacements. Afin de se rapprocher au mieux de la réalité écologique, nous avons choisi de ne pas utiliser une carte d'occupation du sol générique. Pour les seize groupes d'espèces, six cartes d'occupation du sol ont été créées (une à l'état initial et une pour chaque scénario), soit un total de 96 cartes. 108 cartes de coûts ont ensuite été réalisées (une à l'état initial standard, une à l'état initial prenant en compte le trafic TOD pour les douze groupes sensibles au trafic, et une pour chaque scénario).

Dans chacun des groupes d'espèces, nous avons sélectionné une espèce représentative afin de collecter plus facilement les données nécessaires à la construction de son graphe paysager (carte d'occupation du sol, carte de coûts, surface minimale des taches d'habitat et distance de dispersion). Il est alors possible de construire le graphe paysager de chaque groupe d'espèces, à l'état initial, et pour chaque scénario d'urbanisation, en prenant en compte les modifications apportées à chaque carte de coût et d'occupation du sol (extensions des zones urbaines et variations de trafic).

Conclusion de la deuxième partie

Au cours de cette partie, nous avons présenté la méthodologie utilisée pour la réalisation de ce travail de thèse. La simulation de scénarios d'urbanisation réalistes est possible grâce à l'utilisation et au développement de plusieurs outils, en premier lieu MUP-City et MobiSim. La simulation du trafic associée à chacun de ces scénarios constitue l'un des atouts majeurs de ce type de modélisation, par rapport à des automates cellulaires par exemple.

Les sorties de simulation résultent ainsi de nombreux choix thématiques et méthodologiques. Nos scénarios de développement résidentiel sont originaux puisqu'ils permettent de simuler des formes d'urbanisation relativement réalistes notamment de par leur fractalité au niveau local. Les formes d'urbanisation simulées sont contrastées, tout comme les variations de trafic associées à chaque scénario. La simulation de tels scénarios à l'horizon 2030, à une résolution spatiale fine (20 mètres), offre un grand nombre de potentialités d'analyses. D'autres travaux pourraient par exemple utiliser les mêmes scénarios pour en évaluer leur impact économique et social. Dans cette thèse, l'objectif est d'évaluer plus particulièrement l'impact écologique des formes d'urbanisation simulées.

Nous nous intéressons plus particulièrement à la réduction potentielle de la connectivité écologique des espèces animales. Pour cela, une simplification de la réalité écologique est nécessaire. L'application de la théorie des graphes en écologie du paysage consiste à créer des graphes paysagers, permettant de modéliser le réseau écologique d'une espèce donnée. Toutefois, travailler sur une seule espèce serait réducteur, compte tenu de la diversité des espèces présentes dans le terrain d'étude. L'utilisation d'une approche multi-espèces a permis l'identification de différents groupes d'espèces, dans lesquels sont comprises des espèces au profil écologique similaire. Le réseau écologique de chaque groupe d'espèces peut être représenté par un graphe paysager. La suite de ce travail consiste à évaluer la connectivité écologique de chaque groupe d'espèces, à l'aide de métriques de connectivité appliquées à chaque graphe paysager pour chacun des scénarios d'urbanisation simulés. Des mesures de connectivité réalisées à partir de graphes paysagers construits après l'ajout des nouvelles zones urbanisées vont permettre d'évaluer la perte de connectivité potentielle imputable à chaque forme d'urbanisation.

Troisième partie

Évaluation de l'impact écologique des formes d'urbanisation par les graphes paysagers

Les graphes paysagers construits pour chaque groupe d'espèces servent de support à l'évaluation de la connectivité de leurs réseaux écologiques. Dans ce travail, nous prenons le parti d'utiliser la métrique de connectivité PC pour mesurer les variations de connectivité en fonction des cartes de coûts et d'occupation du sol associées à chaque scénario simulé. Sur cette base, il est possible d'évaluer la réduction de la connectivité écologique imputable à chaque scénario de manière globale (*i.e.* pour l'ensemble de la zone d'étude) ou de manière locale (par tache d'habitat par exemple). Ces deux approches sont complémentaires et n'ont pas les mêmes objectifs. La première permet de déterminer quelle forme d'urbanisation favorise le mieux le maintien de la connectivité des réseaux écologiques des espèces animales. Ces impacts peuvent être évalués pour chaque groupe d'espèces, chaque milieu naturel ou pour l'ensemble des espèces et des milieux. La prise en compte des évolutions de trafic dans les scénarios simulés permet d'évaluer l'influence de celui-ci sur la connectivité. La deuxième approche, locale, permet d'identifier les lieux où les réseaux écologiques des espèces sont modifiés par les évolutions urbaines. En spatialisant les variations de connectivité, les scénarios peuvent être différenciés de manière plus précise que par une seule valeur globale.

Cette partie de la thèse comporte deux chapitres : le chapitre 8, dans lequel nous présentons les impacts écologiques globaux des formes d'urbanisation simulées et testons la sensibilité de notre modèle, et le chapitre 9, dans lequel sont évalués les impacts écologiques locaux de chaque scénario.

Chapitre 8

Impacts écologiques globaux des formes d'urbanisation dans l'Aire Urbaine de Besançon

Dans ce chapitre, nous présentons les résultats issus du calcul d'une métrique de connectivité globale (PC) pour les différents graphes paysagers présentés dans le chapitre 7. Le taux de variation de l'indice PC, calculé entre chaque scénario et l'état initial permet d'évaluer l'impact écologique potentiel de chaque forme d'urbanisation simulée sur les différents groupes d'espèces sélectionnés.

Ces calculs permettent de répondre à différentes questions :

- Quels sont les milieux naturels les plus impactés par l'urbanisation ?
- Quel est le scénario d'urbanisation responsable de la plus grande (ou de la plus faible) perte de connectivité écologique, globalement et pour chaque groupe d'espèces ?
- Quelle est la part respective du trafic et du développement résidentiel dans l'impact écologique de chaque scénario d'évolutions urbaines ?

Ce chapitre se divise en trois sections. Dans la première, nous présentons l'évaluation des variations de connectivité des réseaux écologiques de chaque groupe d'espèces à l'état initial, puis pour chaque scénario d'urbanisation. Dans la deuxième section, nous dissocions l'impact écologique du trafic et du développement résidentiel. La troisième section est consacrée à la discussion de ces résultats, appuyée par plusieurs analyses de sensibilité des variables utilisées dans les modèles.

8.1. Évaluation de l'impact écologique des formes d'urbanisation pour chaque groupe d'espèces

8.1.1 Réseaux écologiques à l'état initial

Graphes paysagers de chaque groupe d'espèces

En suivant les méthodes explicitées dans les chapitres 6 et 7, seize graphes paysagers ont été construits à l'état initial de simulation, pour l'année 2010, pour chaque groupe d'espèces, à partir quatre données : les cartes d'occupation du sol et de coûts respectives, la surface minimale des taches d'habitat et la distance de dispersion. Les graphes sont de type planaire, seuillés à partir des distances de dispersion de chaque espèce (tableau 8.1). Lorsque le trafic routier est pris en compte dans la carte de coût, deux états initiaux sont calculés : l'état initial « standard » (Initial standard) et l'état initial caractérisant le trafic du scénario TOD (Initial TOD), spécifique de par l'introduction de nouvelles gares TER (voir chapitre 5). Quand la matrice paysagère est très résistante, la distance de dispersion convertie en distance coût peut être très élevée. C'est le cas par exemple pour le groupe Pouillot siffleur (391 770 unités de coûts pour 21 000 m). À l'inverse, quand la matrice est peu résistante, comme pour le groupe Pic cendré, la distance coût est proche de la distance métrique (17 203 unités de coûts pour 17 000 m).

Espèces représentatives de chaque groupe d'espèces	Surface minimale des taches d'habitat (ha)	Distance de dispersion (m)	Distance de dispersion à l'état initial standard (unités de coût)	Distance de dispersion à l'état initial TOD (unités de coût)
Agrion de Mercure	0	1000	1285	-
Azuré du Serpolet	0	1000	14536	14538
Chat forestier	100	30000	9751	9759
Chouette chevêche	0	20000	10747	10758
Damier de la Succise	0	1500	71705	-
Écureuil roux	1	1000	901	899
Gobemouche gris	1	9000	29089	29088
Gorgebleue à miroir	0,5	12000	26194	-
Lézard vivipare	0	100	119	119
Lynx eurasiatique	1000	40000	21097	21067
Petit rhinolophe	0	5000	2778	2775
Pic cendré	150	17000	17203	17199
Pipit farlouse	0,25	25000	9986	10061
Pouillot siffleur	2	21000	391770	-
Rainette verte	0	2000	3266	3270
Triton alpestre	0	1000	1321	1320

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.1 • Synthèse des paramètres utilisés pour la construction des graphes paysagers de chaque profil d'espèces (surface minimale des taches d'habitat et distance de dispersion).

Les figures 8.1a, 8.1b et 8.1c présentent des graphes paysagers réalisés à partir de la même carte de coûts : seules la distance de dispersion et la surface minimale des taches d'habitat varient. Les figures 8.1d, 8.1e et 8.1f présentent des exemples de graphes paysagers construits pour d'autres profils d'espèces, à partir de cartes d'occupation du sol et de cartes de coûts différentes.

Pour chacun de ces graphes, les nœuds sont représentés par des cercles proportionnels symbolisant la capacité démographique des taches d'habitat. Ici, cette capacité est proportionnelle à la surface de la tache, selon l'hypothèse que plus la tache est grande, plus son potentiel démographique est élevé. Toutefois, la capacité des taches peut dépendre d'autres facteurs que leur seule surface. C'est le cas pour deux groupes particuliers, Chouette chevêche et Petit rhinolophe, pour lesquels les taches d'habitat correspondent aux agrégats de bâti ancien distants de moins de 100 m. Les graphes paysagers de ces deux groupes d'espèces particuliers sont présentés dans les figures 8.1g et 8.1h. Dans ce cas, le potentiel démographique des taches est calculé non pas en fonction de leur surface mais en fonction des types d'occupation du sol présents autour des taches. Dans le cas du groupe Chouette chevêche, la capacité des taches d'habitat est proportionnelle à la surface des zones de chasses potentielles présentes dans son domaine vital. Elle est calculée en mesurant la surface de vergers et de prairies bocagères présentes dans un rayon de 200 mètres autour des taches. Pour le groupe Petit Rhinolophe, la capacité est calculée selon la même méthode, en mesurant la surface de forêts (cœurs, haies et lisières) dans un voisinage de 500 mètres autour des taches d'habitat.

Mesures de connectivité à l'état initial pour chaque groupe d'espèces

Pour quantifier la connectivité écologique de chaque groupe d'espèces, nous calculons la valeur de l'indice PC à partir de leurs graphes paysagers respectifs. Les valeurs absolues de l'indice sont différentes pour chaque groupe puisque les nœuds et les liens de chaque graphe ne sont pas identiques. Les réseaux écologiques les mieux connectés sont ceux des groupes d'espèces préférant les milieux boisés (tableau 8.2). Inversement, les réseaux les moins bien connectés sont souvent ceux des espèces préférant les milieux humides. Cette différence s'explique en partie par la surface totale de chaque type d'habitat. Les milieux boisés étant les plus représentés et le PC étant en partie basé sur la surface des taches d'habitat, il est logique qu'une relation entre la somme des surfaces de taches d'habitat et la valeur globale du PC soit observée (figure 8.2). Toutefois, cette relation n'est pas strictement linéaire puisque l'indice PC ne tient pas compte uniquement de la taille des taches, mais intègre à la fois la connectivité intra-taches (superficie des taches) et inter-taches (connexions entre ces taches). Par exemple, le groupe Écureuil roux possède une surface plus importante de taches d'habitat que le groupe Pouillot siffleur, mais son réseau écologique est moins bien connecté.

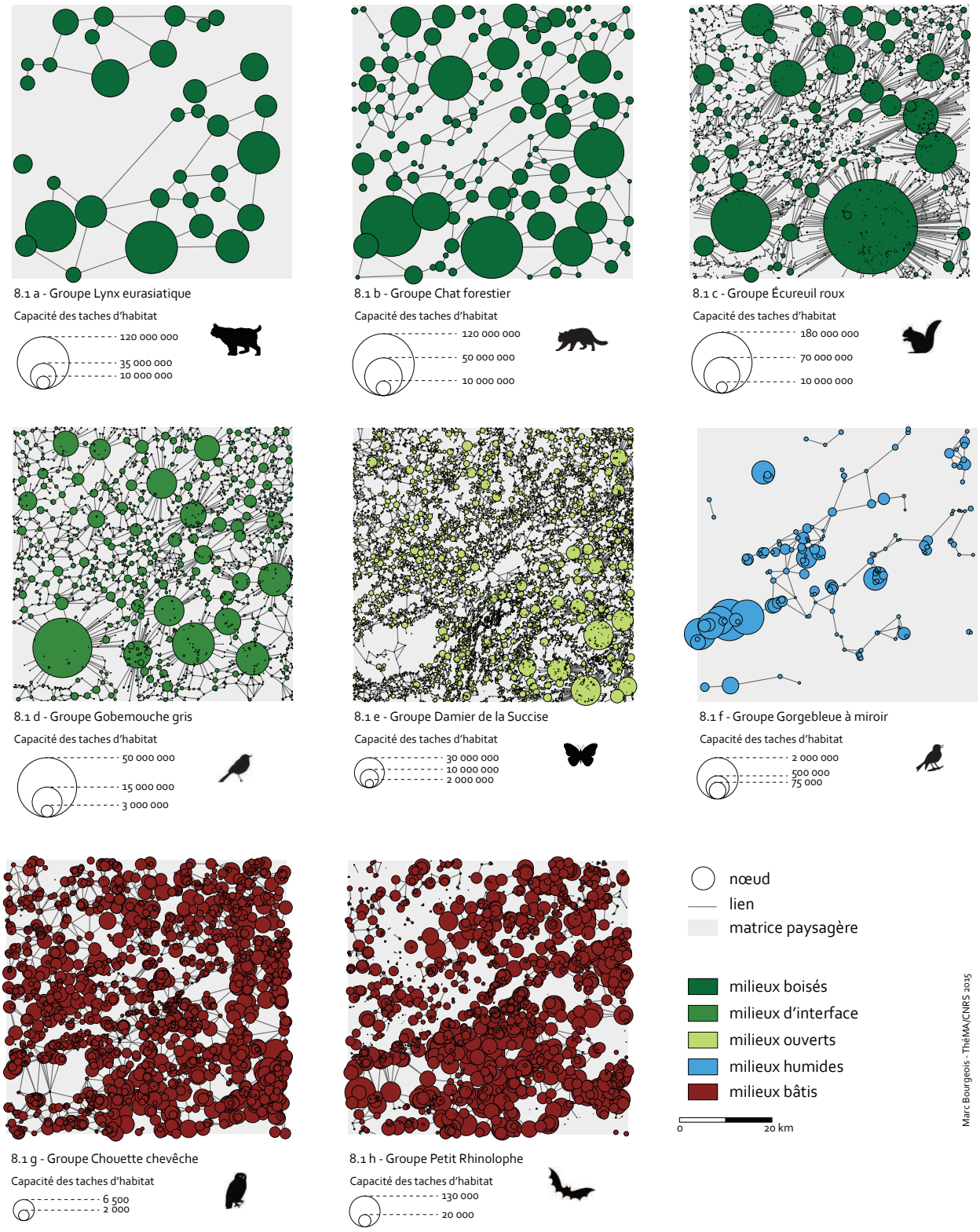


Figure 8.1 • Exemples de graphes paysagers construits à l'état initial pour huit profils d'espèces.

Espèces représentatives de chaque groupe d'espèces	Habitat préférentiel	Somme de la surface des taches d'habitat à l'état initial (en ha)	Valeur du PC à l'état initial (standard)
Pouillot siffleur	Espaces boisés	128 585,84	$8{,}28 \times 10^{-2}$
Chat forestier	Espaces boisés	141 337,45	$4{,}14 \times 10^{-2}$
Pic cendré	Espaces boisés	132 497,42	$3{,}83 \times 10^{-2}$
Lynx eurasiatique	Espaces boisés	106 455,81	$3{,}17 \times 10^{-2}$
Écureuil roux	Espaces boisés	175 156,66	$2{,}52 \times 10^{-2}$
Damier de la Succise	Espaces ouverts	87 976,69	$1{,}00 \times 10^{-2}$
Gobemouche gris	Milieux d'interface	56 342,09	$8{,}56 \times 10^{-3}$
Azuré du Serpolet	Espaces ouverts	106 079,07	$5{,}59 \times 10^{-3}$
Pipit farlouse	Prairies humides	5 533,23	$1{,}89 \times 10^{-5}$
Gorgebleue à miroir	Zones humides	1 388,06	$2{,}95 \times 10^{-6}$
Lézard vivipare	Zones humides	8 703,47	$2{,}74 \times 10^{-6}$
Petit rhinolophe	Bâti ancien	394,82	$2{,}48 \times 10^{-7}$
Rainette verte	Zones humides	554,95	$3{,}27 \times 10^{-8}$
Agrion de Mercure	Rivières	657,87	$2{,}18 \times 10^{-8}$
Chouette chevêche	Bâti ancien	394,82	$1{,}58 \times 10^{-8}$
Triton alpestre	Zones humides	163,44	$5{,}00 \times 10^{-10}$

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.2 • Valeurs du PC à l'état initial pour chaque groupe d'espèces, triées par ordre décroissant et surface des taches d'habitat.

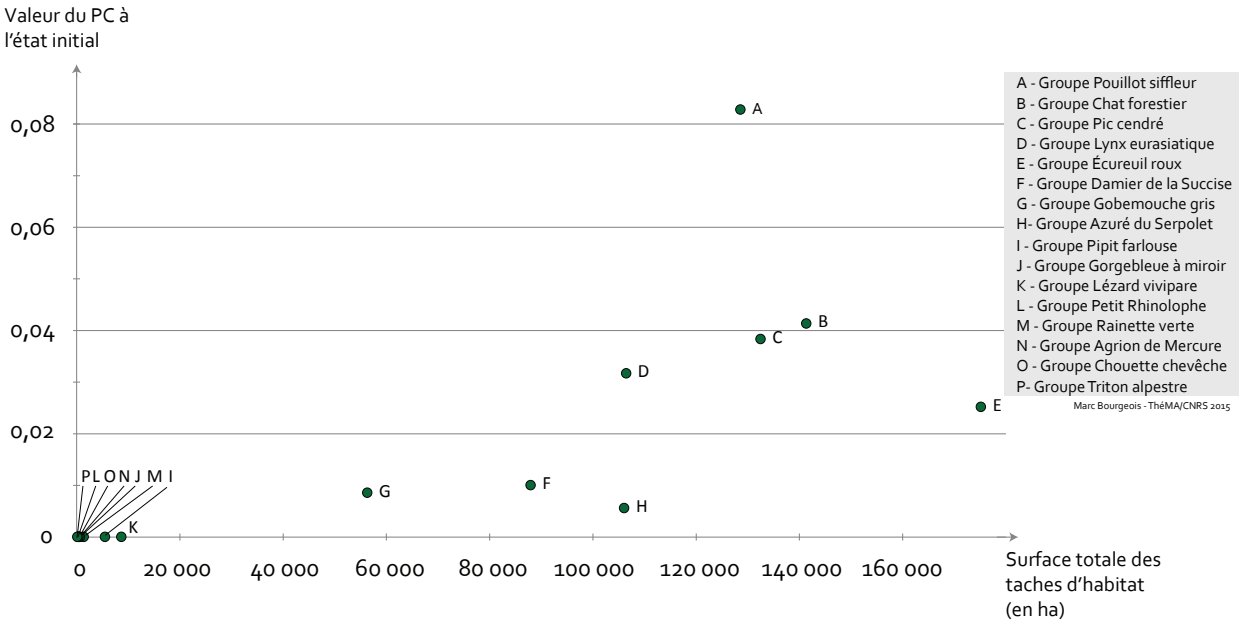


Figure 8.2 • Valeurs du PC en fonction de la surface totale des taches d'habitat de chaque groupe d'espèces.

Grâce aux valeurs absolues du PC, il est possible d'identifier les groupes d'espèces potentiellement les plus menacés par des modifications de leurs réseaux écologiques. Par exemple, d'après le tableau 8.2, il semble souhaitable que le groupe Triton alpestre dont le réseau est plutôt déconnecté, fasse l'objet de priorités de conservation plus importantes que le groupe Pouillot siffleur.

8.1.2 Modifications des cartes d'occupation du sol et de coûts par les scénarios d'évolutions urbaines

Quelle est l'emprise au sol des scénarios d'urbanisation simulés ?

Pour tous les groupes d'espèces, une nouvelle carte d'occupation du sol est créée pour chaque scénario avec l'ajout de nouvelles zones urbanisées selon la méthode décrite dans le chapitre 7 (figures 7.8 et 7.9). Les cartes de coûts sont également modifiées, et prennent en compte à la fois les extensions urbaines et les évolutions de trafic qui y sont associées (figure 7.12). Les cellules nouvellement urbanisées issues de MobiSim sont agrégées dans des taches urbaines distantes de 50 mètres maximum. Le tableau 8.3 présente la surface des cellules urbanisées pour chaque scénario. Bien que le nombre de logements soit le même pour chaque scénario, le nombre de cellules varie en fonction du nombre de logements collectifs ou individuels et en fonction de la densité bâtie. Par exemple, les scénarios S1 et le S2 ont le même nombre de cellules urbanisées, mais les taches urbaines du scénario 2 (moins dense) ont une emprise au sol plus importante que le scénario 1 (154,8 km² contre 153,3 km²). À densité bâtie égale, les scénarios les plus compacts occupent une emprise au sol moindre que les scénarios les plus étalés (153,3 km² pour le S1 contre 155,9 km² pour le S3). On constate donc un gradient d'emprise au sol croissant pour les scénarios S1 à S4. Le scénario S5 est une situation intermédiaire entre le scénario S3 et le scénario S4.

Scénario d'urbanisation	Surface des cellules urbanisées simulées (en km²)	Surface des cellules urbanisées dans la carte d'occupation du sol (en km²)	Taux de variation des zones urbanisées (en %)	Emprise des zones urbanisées dans la zone d'étude (en %)
État initial	0	147,4	-	3,91
S1	5,13	153,3	4,00	4,07
S2	5,13	154,8	5,02	4,11
S3	6,88	155,9	5,77	4,14
S4	6,88	157,2	6,65	4,17
S5	6,88	157,1	6,58	4,17

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.3 • Emprise au sol du développement résidentiel simulé pour les cinq scénarios d'urbanisation.

Les changements de l'occupation du sol imputables au développement résidentiel sont donc bien différenciés pour chaque scénario. Cependant, ces changements sont plutôt ténus sur l'ensemble du terrain d'étude puisque l'emprise des zones urbanisées varie de moins de 1 %. Ces faibles changements globaux s'expliquent par le caractère réaliste des scénarios, qui ne simulent la construction que de 28 000 nouveaux logements d'ici 2030, et par le fait que les scénarios ne sont simulés que dans l'Aire Urbaine de Besançon, qui représente seulement 44 % du terrain d'étude.

Où s'est produite l'urbanisation simulée ?

Les modifications de la carte d'occupation du sol initiale ne concernent pas toutes les classes d'occupation du sol, l'urbanisation étant proscrite sur les espaces artificialisés (voies ferrées et routes), les surfaces en eau et les zones humides. L'urbanisation se produit donc uniquement au détriment des espaces boisés (forêts, haies et lisières confondues) et des espaces ouverts (prairies, cultures et sols nus).

L'analyse des changements dans la carte d'occupation du sol montre que, quels que soient les scénarios, les espaces ouverts (principalement les prairies et sols nus) sont beaucoup plus concernés par l'urbanisation (tableau 8.4). Cependant, la quantité de déboisement varie selon les scénarios. Pour les scénarios compacts (S1 et S2), les cellules nouvellement urbanisées sont plus souvent situées en lieu et place de cellules initialement boisées (respectivement 30,4 et 28,9 % de cellules nouvellement urbanisées) que dans le cas des scénarios S3 et S4 (21,6 % des cellules nouvellement urbanisées remplacent des cellules initialement boisées). Cela est dû au fait que de nombreuses zones arborées intra-urbaines sont remplacées par des bâtiments (urbanisation dans les dents creuses). Ce phénomène est également observable pour le scénario S5, où l'urbanisation est concentrée autour des gares des villes et villages. Les gares étant principalement situées en centre-ville ou centre-bourg, l'urbanisation provoque le déboisement de nombreux espaces intra-urbains.

	S1	S2	S3	S4	S5
Espaces boisés	30,4 %	28,9 %	21,6 %	21,6 %	29,6 %
Espaces ouverts	69,5 %	71,1 %	78,4 %	78,4 %	70,4 %
dont prairies	24,4 %	29,8 %	36,6 %	44,3 %	35,1 %
dont cultures	5,4 %	5,7 %	11,2 %	10,3 %	9,6 %
autres*	39,7 %	35,5 %	30,6 %	23,7 %	25,7 %

*Classes d'occupation du sol n'étant renseignées ni dans la BD Topo, ni dans la BD Zones humides, ni dans le RPG.

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.4 • Part des cellules nouvellement urbanisées localisées sur des espaces initialement boisés ou ouverts.

Quelles sont les pertes d'habitat et de zones favorables aux déplacements pour chaque groupe d'espèces ?

Le tableau 8.4 montre dans quelle mesure les espaces ouverts et les espaces boisés ont été modifiés par les nouvelles zones urbaines. Toutefois, ces classes d'occupation du sol ne correspondent pas forcément aux taches d'habitat de chaque groupe d'espèces. Afin de quantifier la perte d'habitat imputable au développement résidentiel, nous mesurons pour chaque groupe, la surface des taches d'habitat supprimée par chaque scénario. La fragmentation des taches d'habitat réduisant leur surface, il est possible que certaines d'entre elles deviennent trop petites pour correspondre au domaine vital d'un groupe d'espèces. Par exemple, les taches du groupe Écureuil roux dont la surface minimale est de 1 ha ne seront plus identifiées comme telles si leur surface est inférieure à ce seuil après le développement résidentiel simulé. Nous présentons, pour chaque scénario d'urbanisation et groupe d'espèces, le nombre (tableau 8.5) et la surface totale (tableau 8.6) des taches d'habitat supprimées.

Espèces représentatives de chaque groupe	Nombre de taches d'habitat					
	Initial	S1	S2	S3	S4	S5
Agrion de Mercure	719	727	731	728	744	725
Azuré du Serpolet	102386	101748	101579	101687	101590	101621
Chat forestier	137	137	137	137	137	137
Chouette chevêche	1642	1642	1642	1642	1642	1642
Damier de la Succise	15334	15350	15387	15342	15442	15427
Écureuil roux	2853	2833	2834	2843	2831	2832
Gobemouche gris	1795	1784	1795	1789	1791	1795
Gorgebleue à miroir	159	159	159	159	159	159
Lézard vivipare	5657	5656	5656	5657	5659	5656
Lynx eurasiatique	33	33	33	33	33	33
Petit rhinolophe	1642	1642	1642	1642	1642	1642
Pic cendré	119	119	119	119	119	118
Pipit farlouse	934	934	934	934	935	934
Pouillot siffleur	1233	1230	1234	1232	1232	1238
Rainette verte	1773	1773	1773	1773	1773	1773
Triton alpestre	1615	1615	1615	1615	1615	1615

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.5 • Nombre de taches d'habitat de chaque groupe d'espèces à l'état initial et pour chaque scénario.

D'après les résultats, le nombre de taches d'habitat ne semble pas être un indicateur représentatif de l'impact écologique des scénarios d'urbanisation pour deux raisons principales. En premier lieu, certaines taches d'habitat ne sont jamais modifiées par les scénarios, puisqu'elles sont déjà situées dans des zones bâties (cas des groupes Chouette chevêche et Petit Rhinolophe) ou dans des zones non constructibles, comme les zones humides par exemple (cas des groupes Gorgebleue à miroir, Rainette verte ou Triton alpestre notamment). Cet aspect montre qu'il est important de s'intéresser à la connectivité fonctionnelle, qui prend en compte les déplacements possibles entre les taches d'habitat, et non uniquement les taches elles-mêmes. En second lieu, le calcul du seul nombre de taches ne permet pas de mettre en évidence les impacts écologiques. En effet, lorsque des taches d'habitat sont fragmentées par l'urbanisation, leur nombre peut augmenter (cas du groupe Damier de la Succise). Le nombre de taches diminue lorsqu'elles sont remplacées par des zones urbaines, ou qu'elles sont devenues trop petites pour constituer un domaine vital. En calculant simplement la différence du nombre de taches d'habitat entre chaque scénario et l'état initial, il n'est donc pas possible de connaître le nombre de taches fragmentées, ni le nombre de taches supprimées. Il est donc préférable de calculer la surface de taches d'habitat supprimées lors de la construction de nouveaux espaces bâtis.

Espèces représentatives de chaque groupe	Habitat préférentiel	Diminution de la surface des taches d'habitat					
		S1	S2	S3	S4	S5	Moyenne des cinq scénarios
Agrion de Mercure	Rivières	-0,70 %	-0,64 %	-1,04 %	-1,13 %	-0,32 %	-0,77 %
Azuré du Serpolet	Espaces ouverts	-0,48 %	-0,68 %	-0,71 %	-0,95 %	-0,73 %	-0,71 %
Damier de la Succise	Espaces ouverts	-0,16 %	-0,25 %	-0,36 %	-0,50 %	-0,39 %	-0,33 %
Lynx eurasiatique	Espaces boisés	-0,02 %	-0,06 %	-0,04 %	-0,18 %	-0,66 %	-0,19 %
Chat forestier	Espaces boisés	-0,03 %	-0,08 %	-0,06 %	-0,25 %	-0,24 %	-0,13 %
Gobemouche gris	Milieux d'interface	-0,09 %	-0,14 %	-0,08 %	-0,12 %	-0,15 %	-0,12 %
Écureuil roux	Espaces boisés	-0,09 %	-0,12 %	-0,07 %	-0,10 %	-0,15 %	-0,11 %
Pouillot siffleur	Espaces boisés	-0,04 %	-0,07 %	-0,03 %	-0,05 %	-0,13 %	-0,06 %
Pic cendré	Espaces boisés	-0,01 %	-0,02 %	-0,01 %	-0,02 %	-0,18 %	-0,05 %
Pipit farlouse	Prairies humides	-0,01 %	-0,01 %	-0,01 %	-0,03 %	0,00 %	-0,01 %
Lézard vivipare	Zones humides	0,00 %	-0,01 %	-0,01 %	-0,02 %	0,00 %	-0,01 %
Gorgebleue à miroir	Zones humides	0,00 %	0,00 %	0,00 %	-0,01 %	-0,01 %	0,00 %
Chouette chevêche	Bâti ancien	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
Petit rhinolophe	Bâti ancien	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
Rainette verte	Zones humides	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
Triton alpestre	Zones humides	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
Tous groupes d'espèces	-	-0,10 %	-0,13 %	-0,15 %	-0,21%	-0,19 %	-0,16 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.6 • Évolution de la surface des taches d'habitat de chaque groupe d'espèces pour chaque scénario.

Dans le tableau 8.6, les différents groupes d'espèces sont classés selon la diminution moyenne de leurs taches d'habitat pour les cinq scénarios. Le groupe Agrion de Mercure subit la plus grande perte de surface de taches d'habitat pour l'ensemble des scénarios. Ce résultat peut paraître surprenant puisque son habitat, les rivières, est considéré comme non constructible. Néanmoins, seules les rivières situées à proximité de prairies constituent un habitat. Si une prairie est urbanisée, la rivière qui lui est adjacente n'est donc plus considérée comme habitat. Puisque l'urbanisation se produit majoritairement dans les espaces ouverts (tableau 8.4), il semble logique que les groupes d'espèces tributaires de ces milieux subissent la plus grande réduction de leur habitat. Le calcul de la moyenne des impacts de chaque scénario montre que plus les scénarios sont denses et compacts, moins la perte de surface d'habitat est importante. Ces résultats sont corrélés avec ceux du tableau 8.3 : la perte de surface d'habitat est proportionnelle à l'emprise au sol des scénarios. Toutefois, ces résultats ne prennent pas non plus en compte les déplacements potentiels dans la matrice, qui peuvent également être perturbés par certaines formes d'urbanisation. En outre, cette méthode ne permet pas d'évaluer les impacts de chaque scénario d'urbanisation pour les groupes d'espèces dont les taches d'habitat ne sont pas modifiées. Les résultats sont donc affinés en calculant la perte de zones favorables aux déplacements pour chaque groupe d'espèces et pour chaque scénario. Ces zones sont identifiées d'après les cartes de coûts en sélectionnant l'ensemble des cellules dont le coût est égal à 1 ou 10 (tableau 8.7).

Espèces représentatives de chaque groupe	Zones favorables aux déplacements (classes simplifiées)	Taux de variation de la surface des zones favorables aux déplacements entre l'état initial et chaque scénario					
		S1	S2	S3	S4	S5	Moyenne des cinq scénarios
Chouette chevêche	– Prairies bocagères – Milieux d'interface	-0,47 %	-0,66 %	-0,67 %	-0,92 %	-0,70 %	-0,68 %
Pipit farlouse	– Prairies – Zones humides – Milieux d'interface	-0,35 %	-0,49 %	-0,54 %	-0,73 %	-0,55 %	-0,53 %
Triton alpestre	– Surfaces en eau – Forêt – Prairies – Ruisseaux – Zones humides	-0,38 %	-0,48 %	-0,46 %	-0,57 %	-0,52 %	-0,48 %
Lézard vivipare	– Zones humides – Ruisseaux – Milieux d'interface – Prairies	-0,22 %	-0,30 %	-0,36 %	-0,48 %	-0,39 %	-0,35 %
Damier de la Succise	– Espaces ouverts hors cultures – Milieux d'interface	-0,18 %	-0,28 %	-0,36 %	-0,50 %	-0,40 %	-0,34 %
Rainette verte	– Surfaces en eau – Zones humides – Milieux d'interfaces – Prairies	-0,19 %	-0,28 %	-0,34 %	-0,47 %	-0,37 %	-0,33 %
Azuré du Serpolet	– Espaces ouverts hors cultures	-0,22 %	-0,31 %	-0,32 %	-0,43 %	-0,37 %	-0,33 %
Chat forestier	– Forêt – Espaces ouverts hors cultures	-0,19 %	-0,24 %	-0,26 %	-0,30 %	-0,30 %	-0,26 %
Écureuil roux	– Forêt – Espaces ouverts hors cultures	-0,19 %	-0,24 %	-0,26 %	-0,30 %	-0,30 %	-0,26 %
Lynx eurasiatique	– Forêt – Espaces ouverts hors cultures	-0,19 %	-0,24 %	-0,26 %	-0,30 %	-0,30 %	-0,26 %
Gobemouche gris	– Milieux d'interface – Surfaces en eau – Zones humides	-0,14 %	-0,21 %	-0,16 %	-0,23 %	-0,21 %	-0,19 %
Petit rhinolophe	– Forêt – Zones humides	-0,10 %	-0,15 %	-0,12 %	-0,16 %	-0,19 %	-0,14 %
Pic cendré	– Forêt – Vergers – Clairières	-0,09 %	-0,13 %	-0,10 %	-0,14 %	-0,18 %	-0,13 %
Pouillot siffleur	– Forêt	-0,06 %	-0,09 %	-0,05 %	-0,07 %	-0,15 %	-0,08 %
Gorgebleue à miroir	– Surfaces en eau – Zones humides	-0,02 %	-0,03 %	-0,07 %	-0,08 %	-0,07 %	-0,06 %
Agrion de Mercure	– Surfaces en eau – Zones humides	0,00 %	-0,01 %	-0,01 %	-0,01 %	0,00 %	-0,01 %
Tous groupes	-	-0,19 %	-0,26 %	-0,27 %	-0,36 %	-0,31 %	-0,28 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.7 • Évolution de la surface des zones favorables aux déplacements pour chaque scénario et chaque groupe d'espèces, classés en fonction du taux de variation moyen des cinq scénarios.

Ces résultats confirment que les espèces habitant ou se déplaçant dans les espaces ouverts sont les plus sensibles à l'urbanisation, dans la mesure où ces milieux sont plus impactés que les

espaces boisés ou les zones humides. Des groupes d'espèces pour lesquels les taches d'habitat ne sont peu ou pas modifiées (Chouette chevêche et Pipit Farlouse par exemple) peuvent ainsi subir une réduction notable de la surface de leurs zones favorables aux déplacements. Inversement, le groupe Agrion de Mercure, qui subit une importante réduction de ses taches d'habitat (tableau 8.6), ne connaît pas de réduction significative de ses zones favorables aux déplacements. Les surfaces en eau et la plupart des zones humides étant inconstructibles, il est logique de constater une très faible réduction des zones favorables aux déplacements pour ce groupe d'espèces. Comme nous l'avons montré dans le tableau 8.6, les scénarios d'urbanisation ayant la plus forte emprise au sol conduisent en moyenne à une réduction plus importante des zones favorables aux déplacements pour l'ensemble des groupes d'espèces.

Quelles sont les modifications apportées aux cartes de coûts par les scénarios d'évolutions urbaines ?

Chaque carte d'occupation du sol est associée à une carte de coûts, différente pour chaque groupe d'espèces en fonction de ses exigences écologiques (section 7.3, chapitre 7). Ces cartes de coûts varient en fonction du développement résidentiel simulé et des variations de trafic qui y sont associées (tableau 8.8).

	Initial standard	Initial TOD	S1	S2	S3	S4	S5
Coût moyen des cellules de type « route » pour lesquelles le trafic est simulé	304	304	315	317	315	316	314
Évolution du coût moyen des cellules de type route par rapport à l'état initial	-	-	3,52 %	3,95 %	3,48 %	3,66 %	3,38 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.8 • Variations des coûts associées aux valeurs de trafic entre l'état initial et chaque scénario d'urbanisation.

Ces variations globales des coûts entre chaque scénario et l'état initial sont cohérentes avec l'augmentation du trafic simulé pour chaque scénario (tableau 5.20, chapitre 5). Les écarts entre les scénarios ne sont pas strictement similaires en raison de la conversion non linéaire des valeurs de trafic en valeurs de coûts (figure 7.10, chapitre 7). L'état initial comprenant les nouvelles gares du scénario TOD présente une valeur de coûts cumulés plus faible que l'état initial standard, ce qui montre que la localisation de nouvelles gares permet de réduire sensiblement le trafic. Le scénario TOD présente la plus faible augmentation globale des coûts liés au trafic. Cette augmentation reste cependant assez proche des autres scénarios. Le scénario S2 présente globalement les valeurs de coûts les plus fortes, suivi par le scénario S4, S3, S1 puis S5. Les scénarios modérément denses semblent donc générer plus de trafic que les scénarios denses. Toutefois, ces variations sont présentées à une échelle globale, et ne sont pas forcément représentatives des impacts du trafic sur la connectivité écologique. En effet, si le trafic routier augmente considérablement dans des zones déjà fortement urbanisées, comme dans la tache urbaine principale, l'impact sera limité puisque la connectivité écologique initiale dans ces zones était faible. Par contre, pour les scénarios S3 ou S4, il est possible que les valeurs de trafic augmentent moins d'un point de vue global, mais soient concentrées sur quelques axes périurbains traversant des zones naturelles, et

renforçant ainsi l'effet barrière des routes sur une plus large zone. L'étude des variations globales de coûts n'est donc pas suffisante pour estimer l'impact du trafic sur la connectivité écologique des espèces animales : la spatialisation des évolutions de trafic est nécessaire.

Le tableau 8.9 présente les modifications globales apportées à chaque carte de coût, entre l'état initial et pour chaque scénario, incluant à la fois les variations de coûts liées au trafic et au développement résidentiel. Ces variations peuvent être importantes en valeurs absolues, particulièrement dans le cas où les espaces ouverts avec un coût de 1 se transforment en espaces urbanisés avec un coût de 1 000, (cas des groupes Lézard vivipare et Azuré du Serpolet). Ces résultats permettent de montrer l'évolution de la résistance globale de la matrice paysagère pour chaque scénario. D'une manière générale, les scénarios ayant la plus forte emprise au sol sont ceux qui modifient le plus les cartes de coûts d'un point de vue global. Cependant, l'impact de chaque scénario d'urbanisation sur la connectivité ne dépend pas uniquement des valeurs de coûts attribuées à la mosaïque paysagère, mais également des capacités de déplacements de chaque groupe d'espèces et de la taille de leurs taches d'habitat. Comme pour les variations de coûts liées au trafic, ces variations globales de coûts ne sont pas forcément représentatives des variations de connectivité écologique puisque l'on ne sait pas où les augmentations de coûts ont été les plus importantes. Par exemple, pour une somme de coûts égale, la connectivité écologique peut être différente si l'augmentation des valeurs de coûts est concentrée dans une seule grande zone ou si elle est répartie dans plusieurs petites zones.

Espèces représentatives de chaque groupe	Coût moyen des cellules de la carte d'occupation du sol	Évolution du coût moyen des cellules entre l'état initial et chaque scénario d'urbanisation*					
	État initial	S1	S2	S3	S4	S5	Moyenne
Lézard vivipare	103	2,47 %	2,82 %	3,17 %	3,55 %	3,15 %	3,03 %
Azuré du Serpolet	117	1,77 %	2,53 %	2,53 %	3,46 %	2,92 %	2,64 %
Gorgebleue à miroir	133	1,42 %	2,04 %	2,03 %	2,79 %	2,39 %	2,13 %
Chat forestier	55	1,43 %	1,79 %	2,03 %	2,34 %	2,34 %	1,99 %
Écureuil roux	55	1,43 %	1,79 %	2,03 %	2,34 %	2,34 %	1,99 %
Lynx eurasiatique	55	1,43 %	1,79 %	2,03 %	2,34 %	2,34 %	1,99 %
Triton alpestre	208	1,36 %	1,50 %	1,60 %	1,74 %	1,59 %	1,56 %
Pic cendré	240	0,78 %	1,11 %	1,05 %	1,45 %	1,25 %	1,13 %
Petit rhinolophe	251	0,74 %	1,06 %	0,99 %	1,37 %	1,19 %	1,07 %
Chouette chevêche	478	0,39 %	0,55 %	0,58 %	0,79 %	0,61 %	0,58 %
Pipit farlouse	502	0,35 %	0,49 %	0,53 %	0,73 %	0,55 %	0,53 %
Damier de la Succise	507	0,33 %	0,46 %	0,50 %	0,69 %	0,52 %	0,50 %
Rainette verte	676	0,11 %	0,17 %	0,19 %	0,27 %	0,21 %	0,19 %
Pouillot siffleur	523	0,09 %	0,13 %	0,09 %	0,13 %	0,17 %	0,12 %
Agrion de Mercure	778	0,04 %	0,07 %	0,09 %	0,13 %	0,10 %	0,09 %
Gobemouche gris	82	0,05 %	0,07 %	0,06 %	0,07 %	0,07 %	0,07 %
Tous groupes	298	0,89 %	1,15 %	1,22 %	1,51 %	1,36 %	1,23 %

*pour le scénario S5, l'état initial prend en compte le trafic spécifique au scénario TOD

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.9 • Taux de variation de la valeur de coût moyenne des cellules entre l'état initial et chaque scénario d'urbanisation pour chaque groupe d'espèces, classés en fonction de la moyenne des taux de variations.

Quel est l'impact potentiel des formes d'urbanisation simulées sur la connectivité écologique des seize groupes d'espèces ?

Afin d'évaluer la perte de connectivité imputable à chaque forme d'urbanisation, un taux de variation de la métrique globale PC est calculé entre l'état initial et l'état final, après simulation de chaque scénario :

$$Taux\ de\ variation\ de\ l'indice\ PC = \frac{(PC_{scénario} - PC_{initial})}{PC_{initial}} \times 100$$

Pour les douze groupes d'espèces sensibles au trafic, l'état initial correspond à l'état initial TOD pour le scénario S5. Le tableau 8.10 et la figure 8.3 présentent l'impact écologique des formes d'urbanisation sur chaque groupe d'espèces.

Espèces représentatives de chaque groupe	Taux de variation de l'indice PC pour chaque scénario d'urbanisation				
	S1	S2	S3	S4	S5
Agrion de Mercure	-1,04 %	-1,10 %	-2,26 %	-2,55 %	-0,37 %
Azuré du Serpolet	-1,72 %	-2,96 %	-2,92 %	-4,68 %	-3,42 %
Chat forestier	-0,80 %	-0,92 %	-0,82 %	-1,23 %	-1,31 %
Chouette chevêche	-2,89 %	-4,55 %	-9,19 %	-13,71 %	-3,88 %
Damier de la Succise	-0,63 %	-0,93 %	-0,94 %	-2,05 %	-5,90 %
Écureuil roux	-0,77 %	-0,83 %	-0,85 %	-0,96 %	-0,28 %
Gobemouche gris	-0,64 %	-1,83 %	-0,60 %	-0,71 %	-1,32 %
Gorgebleue à miroir	-0,02 %	-0,02 %	-0,03 %	-0,04 %	-0,03 %
Lézard vivipare	-0,03 %	0,00 %	-0,04 %	-0,05 %	-0,01 %
Lynx eurasiatique	-0,33 %	-0,40 %	-0,37 %	-0,70 %	-2,81 %
Petit rhinolophe	-0,59 %	-1,37 %	-3,12 %	-6,63 %	-1,20 %
Pic cendré	-0,56 %	-0,62 %	-0,60 %	-0,69 %	-0,95 %
Pipit farlouse	-0,77 %	-0,91 %	-0,80 %	-1,34 %	-0,99 %
Pouillot siffleur	-0,21 %	-0,33 %	-0,16 %	-0,23 %	-0,31 %
Rainette verte	-0,01 %	-0,02 %	-0,03 %	-0,06 %	-0,02 %
Triton alpestre	-0,19 %	-0,25 %	-0,27 %	-0,42 %	-0,16 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.10 • Impacts écologiques des cinq scénarios d'urbanisation sur les seize groupes d'espèces sélectionnés.

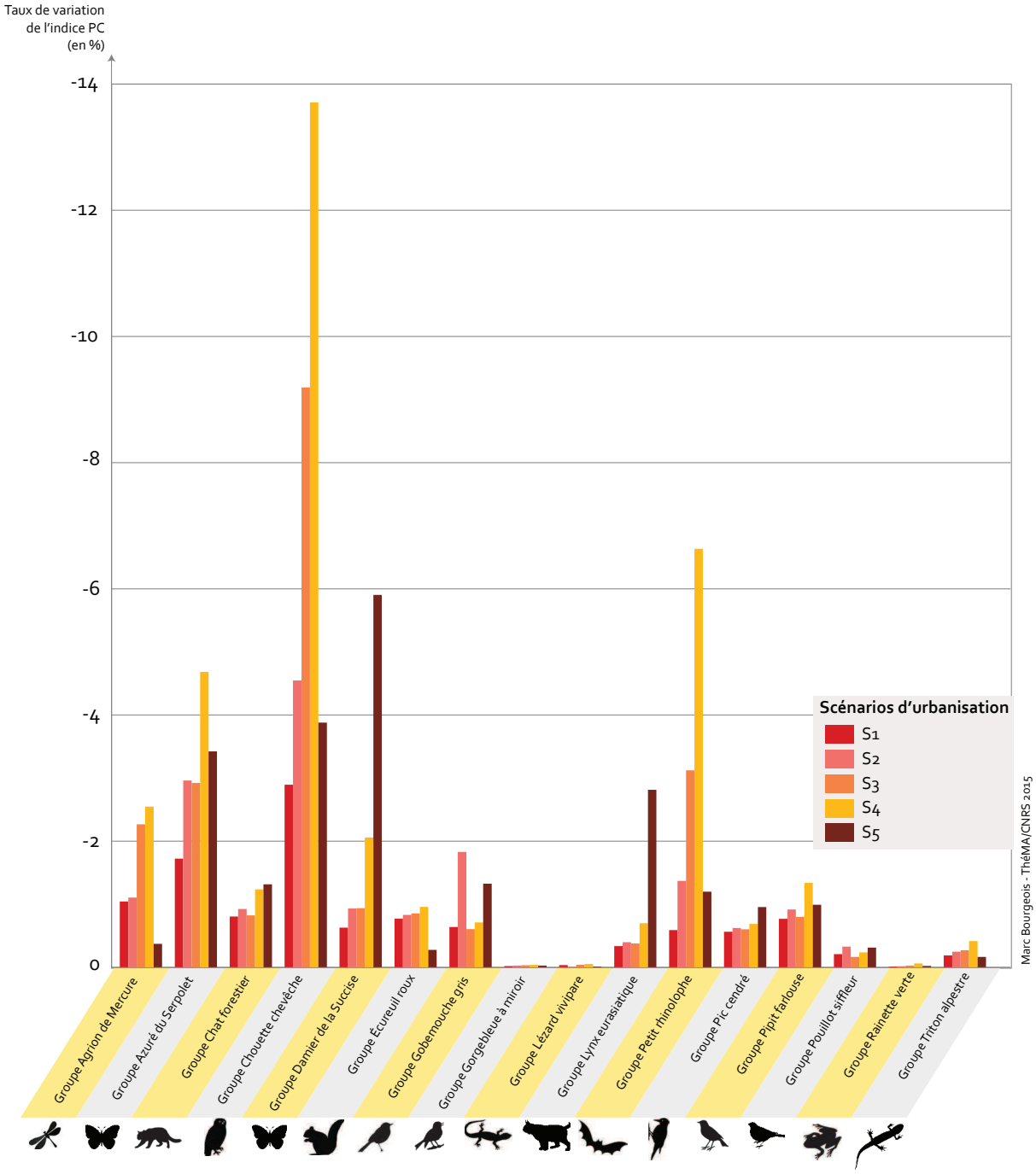


Figure 8.3 • Impacts écologiques des cinq scénarios d'urbanisation sur les seize groupes d'espèces sélectionnés.

Les résultats montrent que l'impact écologique est différencié selon les groupes d'espèces. Par exemple, l'urbanisation n'a quasiment aucun impact pour les groupes Gorgebleue à miroir, Lézard vivipare et Rainette verte. Ceci s'explique en partie par le fait que leurs taches d'habitat, situées en milieu humide, ne sont jamais fragmentées par l'urbanisation, et que celles-ci sont déjà peu connectées à l'état initial (tableau 8.1). En revanche, certains groupes d'espèces, comme celui de la Chouette chevêche apparaissent beaucoup plus impactés. Les taches d'habitat de ce groupe d'espèces (bâti ancien) sont localisées dans les centres des villages, et ne sont jamais modifiées par l'urbanisation. En revanche, leur potentiel démographique est dépendant de la proportion de

vergers et de prairies bocagères autour des taches. Ces zones favorables ne font pas souvent l'objet de protections particulières, et sont souvent celles qui sont urbanisées, puisqu'elles se situent en périphérie directe des zones bâties existantes. Comme nos scénarios favorisent l'urbanisation à proximité du bâti existant, la capacité des taches d'habitat du groupe Chouette chevêche peut ainsi diminuer fortement. Les nouveaux espaces bâtis ajoutent des barrières supplémentaires entre les taches d'habitat et les zones de chasse de l'espèce. Ce cas également observé pour le groupe Petit rhinolophe, vivant dans les mêmes taches d'habitat, met en évidence l'effet barrière de l'urbanisation. Pour ce groupe, l'impact écologique est néanmoins un peu moins important car les zones favorables aux déplacements sont constituées d'espaces boisés, en général un peu moins urbanisés que les espaces ouverts. De manière générale, les groupes d'espèces dont l'habitat est constitué par les espaces ouverts (p. ex. groupe Damier de la Succise et Azuré du Serpolet), ou qui en sont fortement dépendants (p. ex. groupe Agrion de Mercure), connaissent une plus grande réduction de la connectivité de leurs réseaux écologiques. Ces résultats s'expliquent par le fait que ces trois groupes sont ceux qui subissent la plus grande perte d'habitat (tableau 8.6). Pour les autres, notamment ceux liés aux milieux forestiers, les impacts globaux sont moins nets.

Tous scénarios et tous groupes d'espèces confondus, la diminution de l'indice PC moyen, représentant les impacts de l'urbanisation, est peu importante (1,38 %). Cela est principalement dû au fait que les évolutions urbaines simulées en 2030 sont réalistes, et donc peu importantes. De plus, d'après notre modèle, seulement 44 % du terrain d'étude est concerné par le développement résidentiel et les évolutions de trafic. Ainsi, 66 % du terrain d'étude est rural et ne subit aucune modification. L'ampleur des taux de variation n'est donc pas forcément l'indicateur le plus pertinent pour déterminer l'impact écologique des formes d'urbanisation. En revanche, il est intéressant d'analyser la mise en rang des scénarios pour chaque groupe d'espèces. Nous estimons que la comparaison des scénarios entre eux est le meilleur indicateur pour déterminer quelles formes d'urbanisation sont les plus favorables, ou les plus défavorables au maintien de la connectivité écologique des espèces animales. Même si des exceptions existent (groupe Gobemouche gris par exemple), les scénarios les plus compacts sont plus favorables au maintien de la connectivité écologique que les scénarios les plus diffus. Ceci valide une de nos hypothèses principales de travail selon laquelle l'étalement urbain, en fragmentant les réseaux écologiques de manière plus importante qu'un développement résidentiel compact, est responsable d'une réduction importante de la connectivité. Cet impact est encore plus marqué entre le scénario S1 (compact et dense) et le scénario S4 (diffus et moins dense). Le scénario TOD, lui, a des impacts très différenciés selon les groupes d'espèces : il engendre dans certains cas les plus faibles réductions de connectivité (groupe Agrion de Mercure ou Écureuil roux par exemple) et dans d'autres cas les plus grandes réductions de connectivité écologique (groupes Damier de la Succise, Lynx eurasiatique ou Pic cendré par exemple). Lors de la conception de ce scénario, nous avons choisi de concentrer l'urbanisation à proximité des stations de transports en commun afin de limiter l'augmentation du trafic. L'impact écologique de ce scénario dépend ainsi surtout de la nature des sols urbanisés. Dans le cas où les taches d'habitat (ou les zones favorables aux déplacements) sont urbanisées, son impact écologique est plus élevé. Il l'est moins lorsque les taches d'habitat ne sont pas ou peu situées à proximité des stations de transports en commun.

Impacts écologiques moyens des cinq scénarios d'urbanisation

La figure 8.4 qui représente l'impact écologique moyen des cinq scénarios d'urbanisation pour tous les groupes d'espèces confondus, conforte les conclusions énoncées précédemment : l'étalement urbain engendre une fragmentation plus importante des habitats écologiques et est responsable d'impacts plus importants sur la connectivité que les autres modèles de villes simulés ; le scénario S5 (TOD) a des impacts très divers sur la connectivité écologique selon les groupes d'espèces considérés. Nous pouvons tout de même noter que, pour une densité équivalente au scénario S4, les impacts du scénario TOD sont moins importants. En général, il semble donc préférable de concentrer l'urbanisation dans quelques communes plutôt que de la répartir dans un grand nombre de communes périphériques.

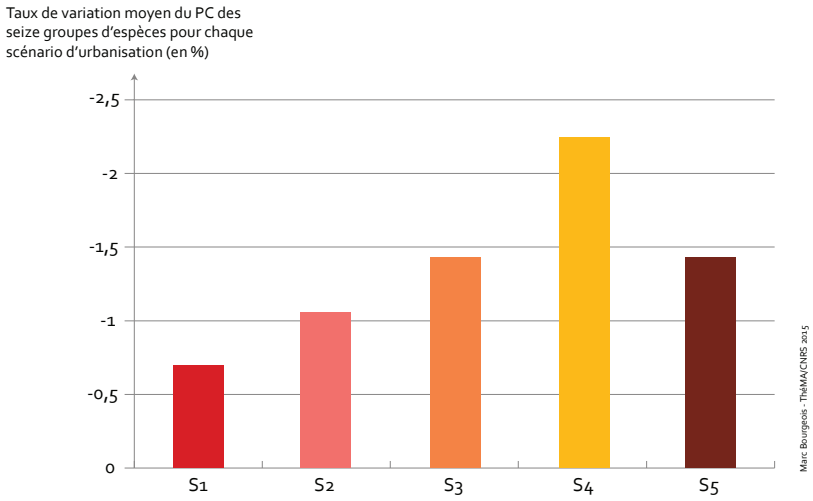


Figure 8.4 • Impact écologique moyen de chaque scénario d'urbanisation sur les seize groupes d'espèces sélectionnés.

Afin de mieux comparer les scénarios d'urbanisation, nous avons normalisé entre 0 et 1 les taux de variation du PC calculés pour chaque groupe d'espèces et chaque scénario. La valeur de 1 correspond dans ce cas au plus fort taux de variation du PC :

$$\Delta PC_{snorm} = \frac{\Delta PC_S}{\Delta PC_{smax}}$$

Où ΔPC_{snorm} est le taux de variation du PC normalisé pour un scénario, ΔPC_S est le taux de variation d'un scénario et ΔPC_{smax} est le taux de variation maximal des cinq scénarios. Nous avons ensuite calculé la moyenne des taux de variations normalisés du PC pour les seize groupes d'espèces (figure 8.5).

Le diagnostic après normalisation des impacts est similaire à celui réalisé à partir de la figure 8.4 : le scénario S4 est celui qui réduit le plus la connectivité écologique des groupes d'espèces, alors que le scénario S1 est le plus vertueux au regard de ce critère. Toutefois, la différenciation entre les scénarios S2 et S3 est atténuée. Cette similarité est intéressante puisqu'elle permet de montrer que pour deux formes globales différentes (compacte et diffuse) et deux formes locales distinctes (dense et modérément dense), les impacts écologiques sont similaires.

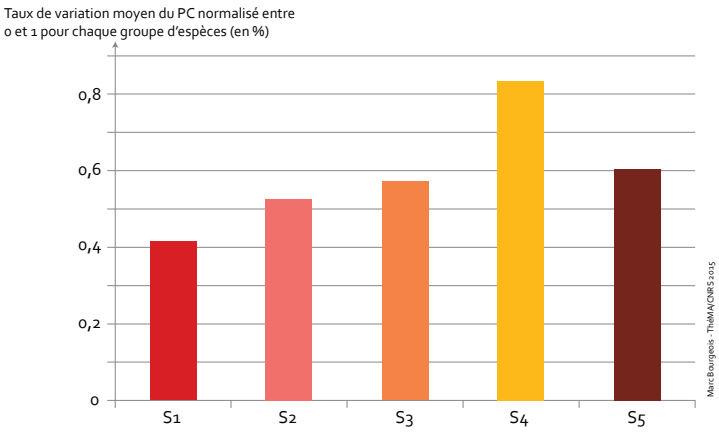


Figure 8.5 • Impact écologique moyen de chaque scénario d'urbanisation normalisé entre 0 et 1 pour les seize groupes d'espèces sélectionnés.

Ensuite, nous sommes partis de l'hypothèse que les espèces dont les réseaux écologiques sont les plus déconnectés (*i.e.* PC global faible) sont celles qui nécessitent le plus d'être protégées. Ce faisant, le groupe Triton alpestre est le plus important. Nous lui affectons une pondération de 1. Pour les autres groupes d'espèces, leur poids s'échelonne entre 0 et 1, selon leur valeur de PC rapportée à celle du groupe Triton alpestre. Nous calculons sur cette base une moyenne pondérée des taux de variation du PC pour les seize groupes d'espèces considérés. Les résultats de cette moyenne pondérée mettent en avant les impacts écologiques des groupes d'espèces les plus menacés, principalement ceux vivant dans les milieux humides. On observe que le calcul de cette moyenne pondérée ne change pas l'ordre des scénarios S1 à S4 (figure 8.6). En revanche, le scénario S5 semble favoriser davantage le maintien de la connectivité que dans les analyses précédentes, puisque les impacts écologiques qui lui sont imputables sont à peine plus élevés que ceux du scénario créant le moins d'impacts (S1).

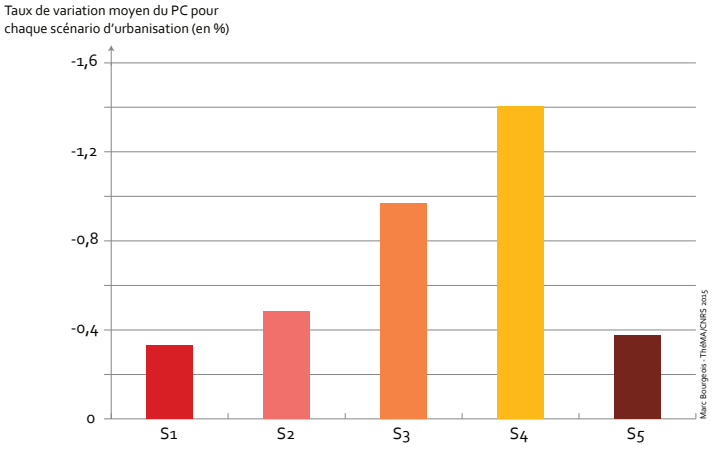


Figure 8.6 • Impact écologique moyen de chaque scénario d'urbanisation calculé à l'aide d'une moyenne pondérée en 0 et 1 à partir de la valeur de PC du groupe Triton alpestre.

Les impacts écologiques présentés dans les figures 8.4 et 8.5 ne prennent pas en compte les spécificités des groupes d'espèces, puisqu'ils sont estimés à partir de la moyenne des impacts écologiques de chaque scénario. Afin de mieux caractériser ce critère, nous montrons sur la figure 8.7 quels sont le meilleur et le pire des scénarios pour le maintien de la connectivité écologique de chaque groupe d'espèces.

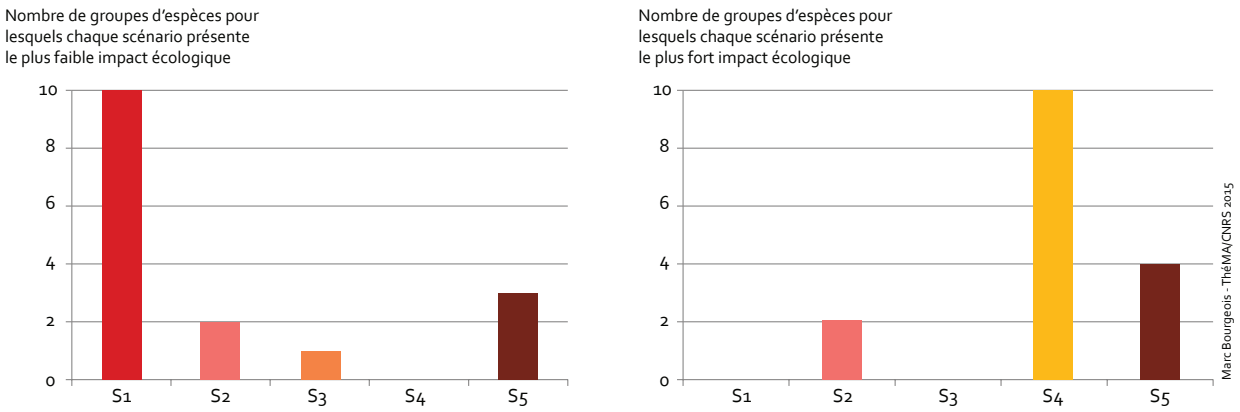


Figure 8.7 • Identification du meilleur et du moins bon des scénarios pour le maintien de la connectivité écologique de chaque groupe d'espèces.

La différenciation est nette entre les scénarios extrêmes, le S1 et le S4. Le S1 est le meilleur scénario pour dix groupes d'espèces alors qu'il n'est jamais le moins bon. Le S4, quant à lui, est le pire scénario pour dix espèces et n'est jamais le meilleur. Bien qu'étant en moyenne le deuxième meilleur scénario, le S2 est le pire pour deux groupes d'espèces : Gobemouche gris et Pouillot siffleur. Ils présentent tous deux la caractéristique de vivre dans les milieux arborés feuillus dont certains sont fortement urbanisés avec le scénario S2, notamment en périphérie proche de Besançon. Le scénario S3 est le meilleur pour le groupe Pouillot siffleur pour lequel les zones favorables à ses déplacements sont peu modifiées à proximité directe des petits et moyens agrégats bâtis. Le scénario S5 a des effets hétérogènes sur les groupes d'espèces, c'est pourquoi la moyenne des impacts de ce scénario n'est pas forcément pertinente. Pour trois des groupes, il est le meilleur scénario (Agrion de Mercure, Écureuil roux et Triton alpestre) alors qu'il est le moins bon pour quatre autres groupes : Damier de la Succise, Chat forestier, Lynx eurasiatique et Pic cendré. Ces différences s'expliquent surtout par les traits fonctionnels des groupes d'espèces et de la présence ou non de taches d'habitat importantes à proximité des gares ferroviaires

Impact des formes d'urbanisation simulées sur les milieux écologiques

Faire cette évaluation consiste à calculer la moyenne du PC pour chaque milieu écologique en tenant compte du fait que les différents groupes d'espèces utilisent et fréquentent chaque milieu plus ou moins intensément. Arbitrairement, nous avons choisi d'affecter à la fréquentation d'un habitat un poids deux fois plus fort qu'à la fréquentation d'une zone favorable aux déplacements. Par exemple, le groupe Chat forestier a pour habitat le milieu forestier et pour zones favorables aux déplacements les milieux ouverts. Dans le calcul de la moyenne du PC par milieu écologique, le PC de ce groupe intervient avec un poids de 1 dans l'évaluation de la perte de connectivité des milieux ouverts et avec un poids de 2 dans l'évaluation de la perte de connectivité des milieux forestiers.

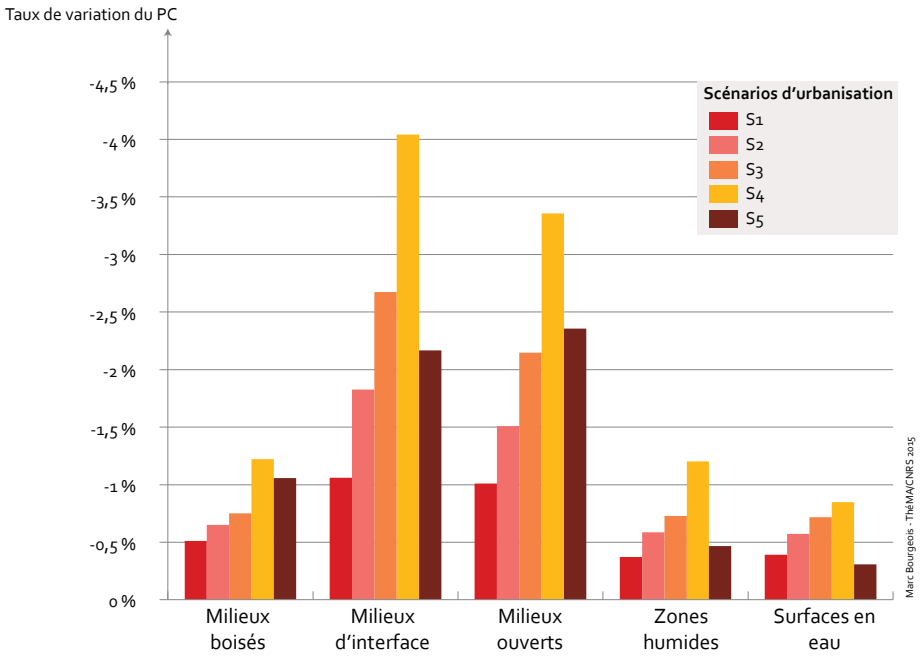


Figure 8.8 • Impacts écologiques des cinq scénarios d'urbanisation sur chaque type de milieu favorable à l'habitat ou aux déplacements des espèces.

La figure 8.8 montre que les milieux d'interface et les milieux ouverts subissent les plus importantes pertes de connectivité écologique. Suivent les milieux forestiers, les zones humides et les surfaces en eau. Ces résultats sont cohérents avec ceux présentés dans le tableau 8.4 qui montre que le développement résidentiel simulé se localise préférentiellement sur les milieux ouverts et secondairement sur les milieux forestiers. Néanmoins, des précisions supplémentaires sont apportées puisque les espèces vivant ou se déplaçant dans des zones non constructibles (zones humides et surfaces en eau) subissent malgré tout une réduction de leur connectivité, leurs déplacements pouvant dépendre d'autres types d'occupation du sol. Concernant la mise en rang des scénarios présentée dans la figure 8.8, l'ordre des scénarios est le même pour chaque type de milieu : l'étalement urbain (S4) est responsable d'une plus grande perte de connectivité écologique que la ville compacte (S1). Au regard de ce critère, le scénario S2 est systématiquement meilleur que le scénario S3. En revanche, le rang du scénario S5 est fluctuant.

Si l'on normalise les taux de variations du PC entre 0 et 1 pour chaque groupe d'espèces (la valeur de 1 correspondant au taux de variation le plus élevé des cinq scénarios) avant de calculer la moyenne du PC par milieu écologique pour les seize groupes (figure 8.9), les résultats obtenus sont similaires à ceux présentés dans la figure 8.8 à une différence près : on observe une inversion d'ordre entre le scénario S2 et le S3 pour le groupe tributaire des milieux forestiers.

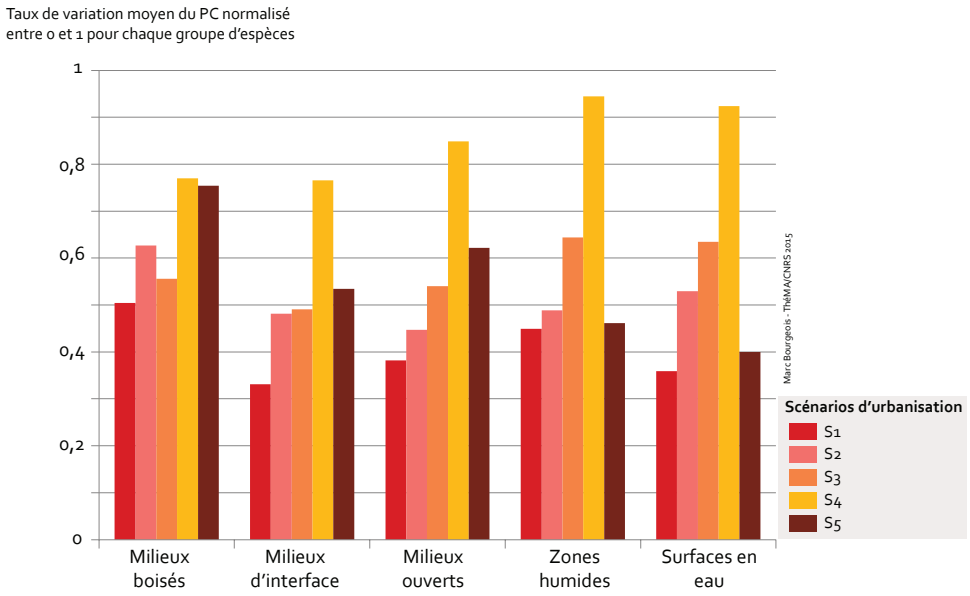


Figure 8.9 • Impacts écologiques des cinq scénarios d'urbanisation sur chaque type de milieu favorable à l'habitat ou aux déplacements des espèces (normalisation des taux de variation du PC entre 0 et 1).

Bilan : des impacts écologiques faibles mais différenciés

Le relativement faible impact écologique des scénarios (entre 0 et -13,7 %) peut s'expliquer par le fait que l'urbanisation simulée dans la zone d'étude est peu importante en termes de surface. Par conséquent, le nombre de taches d'habitats n'est pas un indicateur pertinent pour expliquer la diminution du PC. C'est la réduction des zones favorables aux déplacements des espèces et l'augmentation des valeurs de coûts dans ces zones qui contribuent à diminuer différemment la valeur de l'indice PC selon les scénarios.

Le classement des scénarios en fonction de leur impact moyen pour l'ensemble des espèces considérées montre que la ville compacte réduit le moins la connectivité des réseaux écologiques dans la zone d'étude. Inversement, la ville étalée est globalement moins performante au regard de ce critère. Les résultats obtenus permettent donc de quantifier l'impact écologique de chaque forme d'urbanisation, et surtout de les comparer les unes par rapport aux autres.

Pour un groupe d'espèces donné, la comparaison des taux de variation du PC permet de hiérarchiser les scénarios en fonction de leur caractère plus ou moins défavorable au maintien de la connectivité. La comparaison n'est pas pertinente lorsque les taux de variation des scénarios sont très proches. En effet, de légers changements de paramétrage (surface minimale des taches d'habitat ou variations des coûts) peuvent suffire à inverser l'ordre. En revanche, lorsque les impacts sont plus marqués (plus de 0,05 % d'écart environ), le classement des scénarios en fonction des impacts mesurés est intéressant à étudier. Selon les espèces, les impacts des différents scénarios sur la connectivité de leurs habitats sont très variables.

8.2. Évaluation des impacts respectifs du trafic et du développement résidentiel

Pour la plupart des groupes d'espèces et des scénarios, la somme du PC lié au seul développement résidentiel et du PC lié aux seules évolutions de trafic correspond au PC global d'un scénario (annexe 2). Un écart est toutefois possible car à partir des mêmes données d'entrée les liens du graphe peuvent différer en cas d'*ex-aequo* dans le calcul des chemins de moindre coût. Les graphes réalisés prenant en compte les seules évolutions de trafic ou le seul développement résidentiel ne sont pas forcément strictement comparables. La somme de la part des contributions du trafic et du développement résidentiel à l'impact écologique global n'est donc pas toujours égale à 100 %. Le groupe Lézard vivipare est exclu des analyses car ses variations du PC sont trop faibles pour être significatives.

Pour évaluer l'impact écologique de l'urbanisation imputable aux seules variations de trafic, nous avons choisi de simuler uniquement les évolutions de trafic et non le développement résidentiel. Inversement, pour évaluer l'impact écologique de l'urbanisation imputable au seul développement résidentiel, nous n'avons simulé que le développement résidentiel et conservé les valeurs de trafic comptabilisées à l'état initial. Quelques exemples des résultats obtenus sont présentés dans le tableau 8.11.

Espèce représentative de chaque groupe	Scénario d'urbanisation	Taux de variation global du PC	Taux de variation du PC lié au dév. résidentiel	Taux de variation du PC lié aux variations de trafic	Contribution du dév. résidentiel à l'impact écologique global	Contribution des variations du trafic à l'impact écologique global
Pic cendré	S1	-0,56 %	-0,23 %	-0,33 %	41 %	59 %
	S2	-0,62 %	-0,25 %	-0,37 %	41 %	59 %
	S3	-0,60 %	-0,27 %	-0,33 %	44 %	56 %
	S4	-0,69 %	-0,31 %	-0,38 %	45 %	56 %
	S5	-0,95 %	-0,61 %	-0,34 %	64 %	36 %
Pipit farlouse	S1	-0,77 %	-0,44 %	-0,34 %	58 %	45 %
	S2	-0,91 %	-0,59 %	-0,36 %	64 %	39 %
	S3	-0,80 %	-0,46 %	-0,35 %	58 %	44 %
	S4	-1,34 %	-1,01 %	-0,35 %	75 %	26 %
	S5	-0,99 %	-0,67 %	-0,35 %	68 %	35 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.11 • Exemples de comparaison des taux de variation du PC lié au trafic et au développement résidentiel pour deux groupes d'espèces (extrait de l'annexe 2).

Sur l'annexe 2, on voit que la seule prise en compte du développement résidentiel donne souvent (pour sept des onze groupes d'espèces) le même classement des scénarios que la prise en compte conjointe du trafic et du développement résidentiel. Excepté pour le groupe Pic cendré où l'ordre des scénarios S2 et S3 est inversé, le changement de rang des scénarios quand on prend ou non en compte les évolutions de trafic, concerne uniquement le S5, qui présente des variations de

trafic particulières (groupes Écureuil roux, Chouette chevêche et Petit rhinolophe). De fait, il n'est pas pertinent de s'intéresser au scénario TOD sans prendre en compte les évolutions de trafic, puisque le but recherché de ce scénario est justement de localiser le développement résidentiel proche des stations de transports en commun pour réduire l'utilisation des véhicules individuels.

Il ne semble donc pas très utile de prendre en compte le trafic pour classer les scénarios selon leur capacité à limiter la perte de connectivité écologique, d'autant que la simulation des évolutions de trafic est lourde à mettre en œuvre d'un point de vue technique. Toutefois, disposer du trafic à l'état initial de simulation permet d'évaluer plus précisément la connectivité écologique à l'état initial (tableau 8.12).

Espèces représentatives de chaque groupe	Scénario	Taux de variation du PC sans évolution du trafic pour chaque scénario	Taux de variation du PC sans prise en compte du trafic
Azuré du Serpolet	S1	-1,76 %	-1,34 %
	S2	-3,12 %	-2,58 %
	S3	-2,60 %	-2,49 %
	S4	-4,69 %	-4,26 %
Pic cendré	S1	-0,48 %	-0,23 %
	S2	-0,51 %	-0,25 %
	S3	-0,52 %	-0,27 %
	S4	-0,56 %	-0,31 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.12 • Comparaison des taux de variation du PC pour quatre scénarios d'urbanisation sans évolution du trafic et sans prise en compte du trafic. Exemple pour un groupe d'espèces lié aux milieux boisés (Pic cendré) et un lié aux milieux ouverts (Azuré du Serpolet).

La prise en compte du seul développement résidentiel permet d'ordonner les scénarios entre eux pour chaque groupe d'espèces mais pas de comparer les groupes entre eux (tableau 8.13). Par exemple, en prenant simplement en compte l'impact du développement résidentiel sur la connectivité écologique des habitats du groupe Pic cendré, le taux de variation moyen du PC pour les cinq scénarios est plus faible que pour le groupe Écureuil roux (-0,33 % contre -0,12 %) alors que si les variations du trafic sont incluses dans le calcul de la métrique, les rangs sont inversés (-0,74 % contre -0,68 %).

Impact écologique moyen du trafic et du développement résidentiel		Impact écologique moyen du seul développement résidentiel	
Chouette chevêche	-6,90 %	Chouette chevêche	-5,79 %
Azuré du Serpolet	-3,13 %	Azuré du Serpolet	-2,76 %
Petit Rhinolophe	-2,58 %	Petit Rhinolophe	-2,08 %
Gobemouche gris	-1,02 %	Gobemouche gris	-0,75 %
Chat forestier	-1,02 %	Pipit farlouse	-0,63 %
Pipit farlouse	-0,96 %	Lynx eurasiatique	-0,60 %
Lynx eurasiatique	-0,92 %	Pic cendré	-0,33 %
Écureuil roux	-0,74 %	Chat forestier	-0,32 %
Pic cendré	-0,68 %	Triton alpestre	-0,21 %
Triton alpestre	-0,26 %	Écureuil roux	-0,12 %
Rainette verte	-0,03 %	Rainette verte	-0,01 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.13 • Comparaison du classement des groupes d'espèces en fonction des impacts écologiques moyens des cinq scénarios avec prise en compte du trafic et du développement résidentiel et avec le seul développement résidentiel.

L'ordre des groupes est différent puisque certains sont plus sensibles aux variations de trafic que d'autres. Pour montrer cela, une moyenne de la contribution respective du trafic et du développement résidentiel à l'impact global a été calculée pour chaque scénario et groupe d'espèces (figure 8.10 et annexe 2)

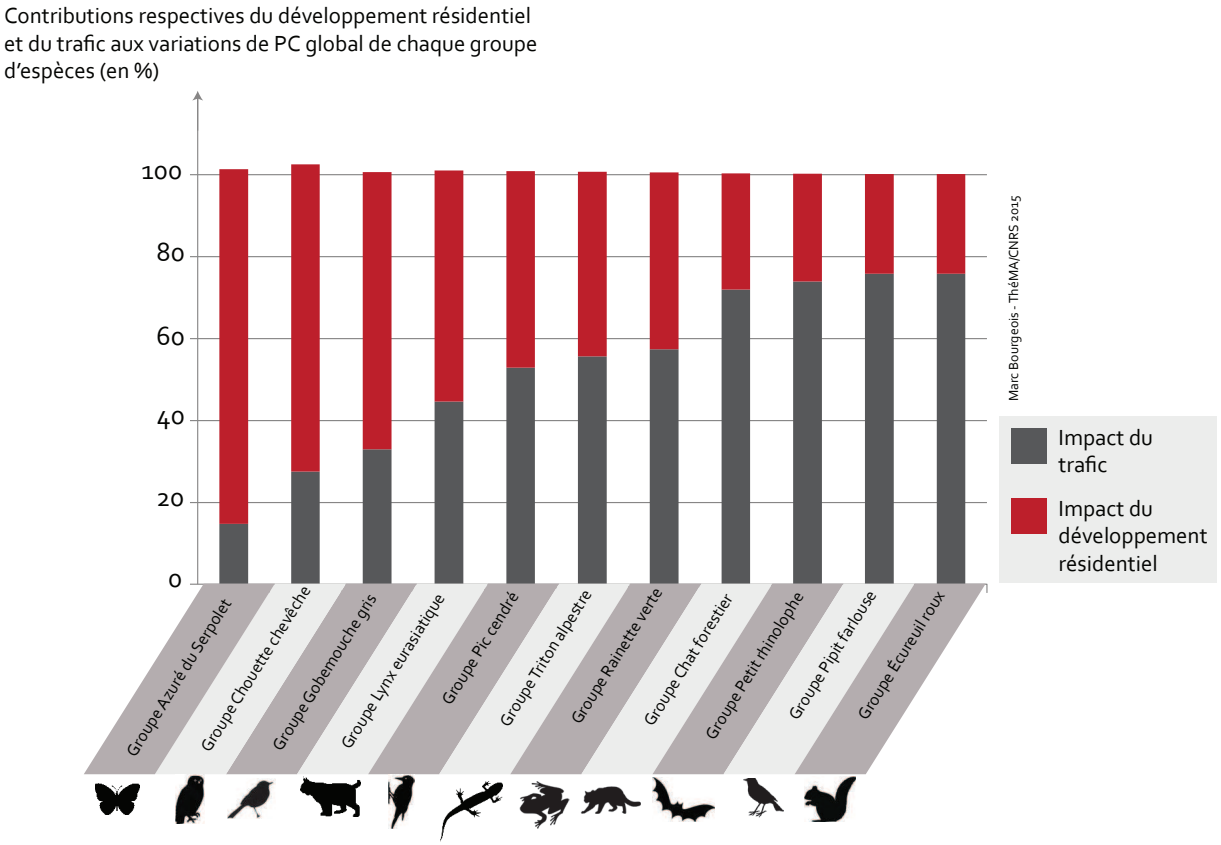


Figure 8.10 • Contributions respectives des variations du développement résidentiel et du trafic à l'impact écologique global (moyenne des taux de variations du PC pour les cinq scénarios pour chacun des onze groupes d'espèces).

Ces résultats montrent que certains groupes d'espèces sont plus sensibles aux variations de trafic que d'autres. C'est par exemple le cas des groupes liés aux milieux forestiers (Chat forestier, Petit Rhinolophe, Écureuil roux), plus sensibles que ceux liés aux milieux ouverts (Azuré du Serpolet, Chouette chevêche). L'urbanisation se produisant davantage dans les milieux ouverts que forestiers, la part des impacts écologiques liés au développement résidentiel est logiquement plus élevée que celle liée au trafic. Cependant, ces résultats ne dépendent pas exclusivement des milieux fréquentés par les groupes d'espèces. Ils sont aussi liés aux traits fonctionnels pris en compte dans la modélisation (domaine vital et distance de dispersion). Le groupe Pipit farlouse, se déplaçant dans les milieux ouverts, est par exemple très impacté par les variations de trafic. Inversement, le Lynx eurasiatique, habitant dans des milieux boisés est peu impacté par les augmentations de trafic. Ceci montre que la prise en compte du trafic est essentielle pour évaluer l'impact écologique des évolutions urbaines sur un groupe d'espèces donné.

L'influence des augmentations de trafic routier sur la connectivité paysagère globale peut varier en proportion des valeurs de coûts associées au trafic. Pour estimer cette influence, nous avons calculé la métrique PC en modifiant les valeurs de coûts liées au trafic. Pour rappel, celles-ci ont initialement été déterminées d'après les travaux de Gurrutxaga *et al.* (2010) (section 7.1.3, chapitre 7). Deux groupes d'espèces aux distances de dispersion similaires mais aux réseaux écologiques différents ont été sélectionnés : le groupe Pipit farlouse et le groupe Pic cendré. Le premier vit dans des petites taches d'habitat en milieu ouvert et le second dans de grandes taches d'habitat boisées. À partir des valeurs de coûts du trafic à l'état initial, trois nouveaux jeux de coûts ont été testés : (1) coûts du trafic initial divisés par quatre, (2) coûts du trafic initial divisés par deux et (3) coûts du trafic initial multipliés par deux (figure 8.11). Ces différents tests doivent permettre de déterminer, pour les scénarios S1 à S4, si la part de l'impact écologique global liée au trafic est dépendante des valeurs de coûts attribuées au trafic.

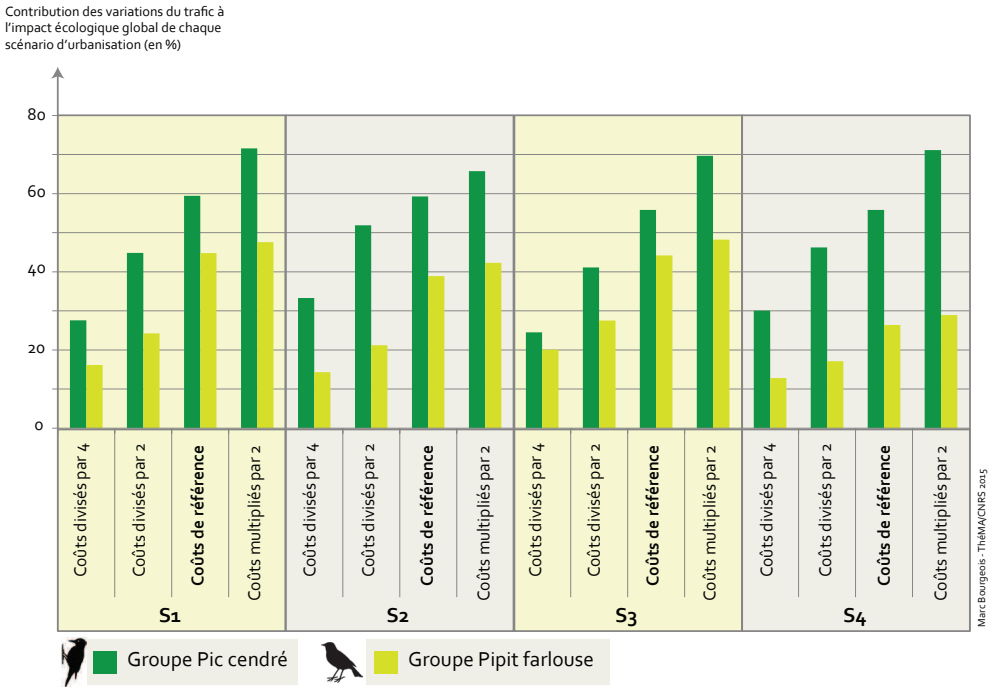


Figure 8.11 • Influence des valeurs de coûts du trafic sur la contribution des variations du trafic à l'impact écologique global de chaque scénario. Exemple pour deux groupes d'espèces et quatre scénarios.

La figure 8.11 montre que pour ces deux groupes d'espèces, la contribution des coûts liés au trafic est proportionnelle aux valeurs de coûts choisies. L'attribution de valeurs de coûts plus faibles au trafic routier a donc tendance à diminuer son importance par rapport au développement résidentiel dont les valeurs de coût restent fixes. L'ordre des scénarios en fonction des impacts du trafic varie généralement peu.

8.3. Quels sont les facteurs influençant l'impact des formes d'urbanisation sur les réseaux écologiques des espèces ?

8.3.1 Influence de la quantité d'urbanisation simulée

L'impact écologique des formes d'urbanisation, mesuré par un taux de variation du PC entre l'état initial et chaque scénario d'urbanisation est en moyenne plutôt faible pour l'ensemble des groupes d'espèces sélectionnés dans ce travail (-1,38 %)(tableau 8.10). Dans une zone d'étude similaire centrée sur Besançon, Tannier *et al.* (2012b), évaluent cette diminution de 40 à 70 % selon les scénarios. Cependant, leurs scénarios sont théoriques et le taux de croissance du bâti est très supérieur (jusqu'à 640 %) à celui simulé dans ce travail de thèse (entre 4 et 6,7 %)(tableau 8.3). Dans une étude rétrospective entre 1991 et 2006 en Chine, Liu *et al.* (2014) relatent une diminution de la connectivité de l'ordre de 90 %. Ici encore, cette valeur s'explique par des modifications d'occupation du sol beaucoup plus importantes, puisque les taches d'habitat forestier et les zones arbustives occupaient respectivement 35,2 % et 36,8 % de la zone en 1991 contre seulement 18,9 % et 18,1 % en 2006. Dans une étude portant sur l'effet de la fragmentation des infrastructures routières, Fu *et al.* (2010) ont observé aussi des diminutions plus importantes de la connectivité paysagère à partir de l'indice PC : de 26,34 %, 27,25 %, 31,62 % et 45,92 % pour des distances de dispersion de respectivement 12 000 m, 8 000 m, 4 000 m et 2 000 m. Dans notre zone d'étude, nous avons testé le même protocole pour les mammifères forestiers, en mesurant la diminution de la connectivité entre l'état initial, sans tenir compte de l'effet barrière des routes, et l'état final, en intégrant les routes mais sans prendre en compte les nouveaux développements résidentiels simulés (tableau 8.14). Avec ce protocole, l'indice PC diminue en moyenne (pour l'ensemble des scénarios) de -60,8 % pour le groupe Lynx eurasiatique, -52,2 % pour le groupe Chat forestier et -62,3 % pour le groupe Écureuil roux, c'est-à-dire davantage que dans Fu *et al.* (2010).

	Groupe Lynx eurasiatique		Groupe Chat forestier		Groupe Écureuil roux	
	PC global	Évolution PC global	PC global	Évolution PC global	PC global	Évolution PC global
Initial	0,06050219		0,08250279		0,06580604	
S1	0,02374973	-60,75 %	0,03939911	-52,25 %	0,02479224	-62,33 %
S2	0,02374775	-60,75 %	0,03939377	-52,25 %	0,02479448	-62,32 %
S3	0,02375012	-60,75 %	0,03941283	-52,23 %	0,02478513	-62,34 %
S4	0,02373701	-60,77 %	0,03938275	-52,26 %	0,02477982	-62,34 %
S5	0,02374389	-60,76 %	0,03940594	-52,24 %	0,02495517	-62,08 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.14 • Évaluation de l'effet barrière des routes, sans prise en compte des routes à l'état initial. Exemple pour les trois groupes de mammifères forestiers.

Ainsi, la diminution des valeurs de connectivité observée dans notre travail, qui semble très faible par rapport aux travaux précédents, est cependant du même ordre quand on la rapporte à la quantité d'urbanisation simulée. Le réalisme des scénarios contribue donc largement à ces faibles réductions de connectivité.

8.3.2 Influence de la création des taches urbaines à partir du nouveau bâti résidentiel

Sur la zone d'étude considérée, la dimension fractale du tissu bâti, mesurée à l'aide du logiciel Fractalyse (www.fractalyse.org) est faible (1,38). Comme l'expliquent Tannier *et al.* (2012a), la densité bâtie décroît en même temps que la résolution spatiale. Elle est donc bien plus faible à une résolution spatiale fine qu'à une résolution spatiale plus grossière. Par conséquent, la finesse de la résolution spatiale adoptée pour la simulation du développement résidentiel (cellules de 20 m de côté) explique en partie que l'impact de l'expansion urbaine soit relativement peu important. Les évolutions de l'occupation du sol et leurs impacts sur la connectivité auraient été quantitativement plus importants si on avait adopté une résolution spatiale plus grossière. À titre de comparaison, d'autres études, par exemple celle de Wei et Zhang (2012) ou de Vimal *et al.* (2012) utilisent une résolution spatiale de 100 mètres.

Dans ce travail, nous avons choisi de créer des taches urbaines à partir des cellules de bâti simulé. Ce mode opératoire contribue à augmenter artificiellement la densité des zones bâties, en supprimant les interstices entre les cellules bâties proches. Fort de ce constat, la création de taches doit normalement contribuer à une augmentation de l'impact écologique lié au nouveau bâti résidentiel. Pour vérifier cela, nous avons choisi de réaliser un test à partir du groupe d'espèces dont la connectivité subit les plus fortes réductions suite à la simulation de nos scénarios d'évolutions urbaines : le groupe Chouette chevêche. Les cinq scénarios d'urbanisation ont été ajoutés dans les cartes d'occupation du sol sans créer de nouvelles taches urbaines, en ajoutant simplement les cellules d'urbanisation simulée. À partir de ces nouvelles cartes, de nouveaux graphes paysagers ont été construits, afin de mesurer la perte de connectivité écologique imputable à ces scénarios d'urbanisation « bruts » (figure 8.12).

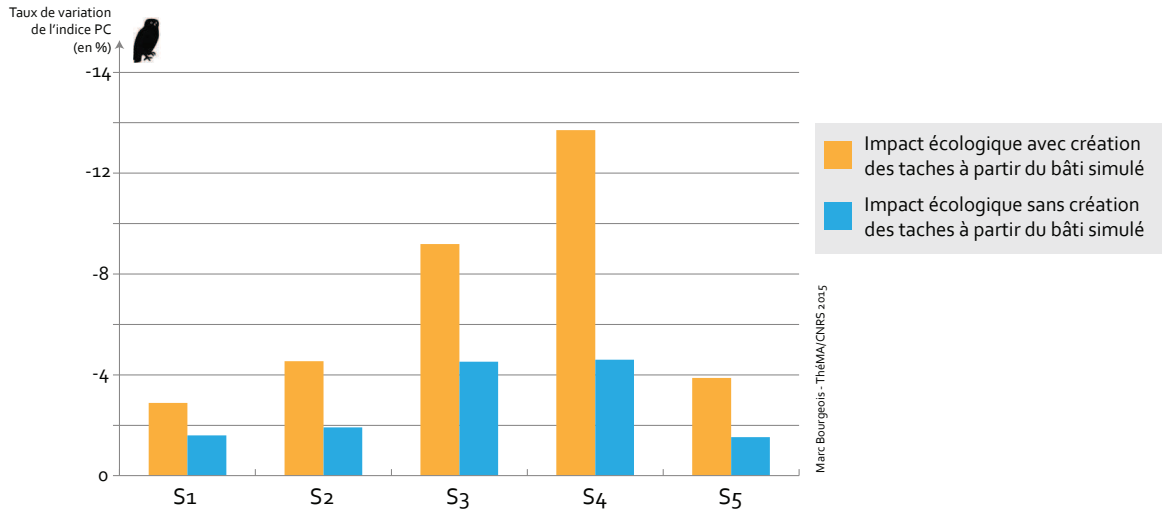


Figure 8.12 • Comparaison de l'impact écologique des scénarios d'urbanisation avec et sans création des taches urbaines autour des cellules bâties simulées. Exemple pour le groupe Chouette chevêche.

Conformément à ce qui pouvait être attendu, la prise en compte des taches urbaines augmente bel et bien l'impact écologique des formes d'urbanisation. Sans elles, les impacts auraient été nettement plus faibles dans les analyses précédentes. La création de taches urbaines ne modifie pas le rang des scénarios, mais permet d'accroître les différences entre les scénarios denses et modérément denses. En effet, elles comprennent beaucoup plus d'espaces non bâtis dans les seconds que dans les premiers. Toutefois, il est important d'avoir recours à cette agrégation des zones bâties puisque cela permet de prendre en compte les sources de perturbations anthropiques liées à la présence d'habitations, ainsi que les zones artificialisées associées aux nouveaux bâtiments tels que les routes, les parkings ou les trottoirs par exemple.

8.3.3 Influence de la délimitation de la zone d'étude

Dans la zone d'étude de 60 km de côté utilisée dans ce travail (zone Aire Urbaine), les scénarios simulés ne concernent que l'Aire Urbaine de Besançon. Dans 56 % de la zone, la carte d'occupation du sol n'est pas modifiée, ni par l'augmentation du trafic, ni par le développement résidentiel. Il est donc possible que l'impact écologique des scénarios d'urbanisation à l'échelle globale soit minimisé par la forte proportion de zones non modifiées. Pour vérifier cela, nous proposons de réduire la taille de la zone d'étude, afin d'augmenter cette proportion. Trois nouveaux zonages sont créés (figure 8.13) :

– un carré de 50 km de côté centré sur le périmètre du SCoT du Grand Besançon (zone SCoT)

– un carré de 30 km de côté centré sur la CAGB (zone CAGB)

– un carré de 15 km de côté comprenant Besançon et sa périphérie Ouest, où l'urbanisation est la plus importante (zone Besançon Ouest).

Au final, 63 % de la zone SCoT est concernée par les évolutions urbaines. Cette proportion s'élève à 92 % dans la zone CAGB et à 100 % dans la zone Besançon Ouest.

Pour mener cette analyse de sensibilité, les groupes d'espèces sélectionnés doivent répondre à trois critères :

– La zone d'étude la plus petite doit comprendre suffisamment de taches d'habitat.

– Les groupes choisis doivent être représentatifs de milieux différents.

– Leur réseau écologique doit pouvoir être représenté de manière satisfaisante dans la zone d'étude la plus petite. Pour cela, leur domaine vital doit être de petite taille et leur distance de dispersion doit être faible.

Suivant ces critères, quatre groupes ont été retenus : le Damier de la Succise pour les espaces ouverts, le Gobemouche gris pour les milieux d'interface, l'Écureuil roux pour les milieux boisés et le groupe Lézard vivipare pour les milieux humides. Ce dernier a été retenu parmi d'autres groupes liés aux milieux humides puisqu'il est déjà très peu sensible aux évolutions urbaines dans la zone Aire Urbaine.

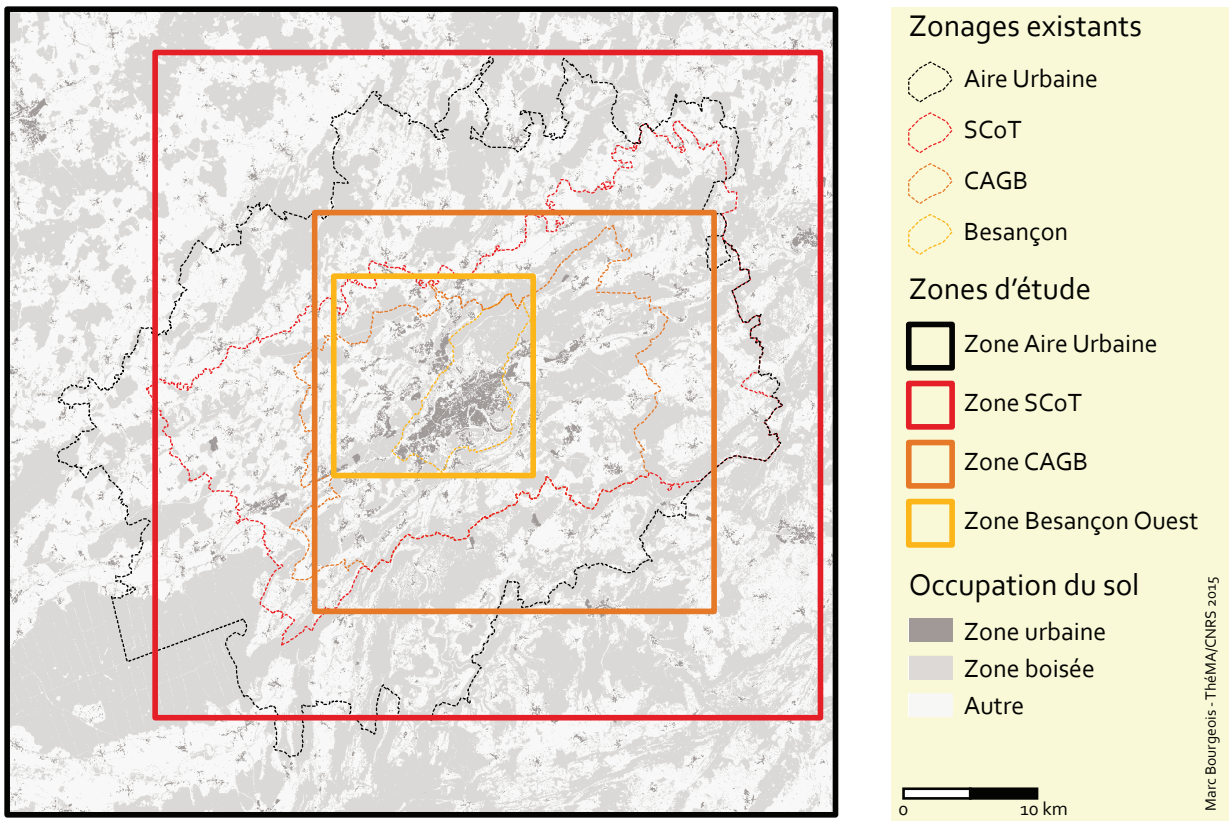


Figure 8.13 • Présentation des trois nouvelles zones d'étude comprises dans la zone d'étude initiale.

Pour chaque groupe, les cartes d'occupation du sol et de coûts sont les mêmes que celles réalisées pour la zone d'étude initiale mais avec une emprise spatiale différente. Au total, 24 nouvelles cartes d'occupation du sol et 27 cartes de coûts sont créées (la carte de coût « initial TOD » n'étant pas créée pour le groupe Damier de la Succise, pour qui le trafic n'est pas pris en compte). Des graphes paysagers sont ensuite construits à partir de ces cartes, pour chaque espèce, chaque scénario et chaque zone d'étude. Comme pour les analyses précédentes, l'impact écologique est mesuré par un taux de variation du PC entre l'état initial et chaque scénario d'urbanisation. Les résultats de ces analyses sont présentés dans la figure 8.14.

Ces résultats montrent en premier lieu que la connectivité des réseaux écologiques du groupe Lézard vivipare reste très peu modifiée par les évolutions urbaines, quelle que soit la taille de la zone d'étude ou le scénario. Deux cas de figure sont possibles pour expliquer ces faibles impacts : soit le groupe Lézard vivipare n'est pas particulièrement menacé par l'urbanisation, soit des données supplémentaires sont nécessaires pour identifier ses taches d'habitat et ses déplacements dans la mosaïque paysagère. On peut supposer que, comme la distance de dispersion est faible, la résolution de la carte à 10 mètres n'est pas suffisante pour établir un diagnostic clair pour ce type d'espèces.

Pour les autres groupes d'espèces, la taille de la zone d'étude est nettement liée à l'ampleur des impacts écologiques. Plus la zone d'étude est réduite, plus la perte de connectivité écologique est importante, et ce pour tous les scénarios. Cela peut s'expliquer par deux facteurs principaux.

Premièrement, dans notre cas de figure, plus la taille de la zone est petite, plus la proportion des zones comprenant des évolutions urbaines est élevée. Deuxièmement, le calcul du PC est basé sur la taille maximale de la zone d'étude. Une même tache d'habitat contribue plus largement au PC global si elle est située dans une petite zone plutôt qu'une grande zone. Si elle est supprimée par de nouveaux bâtiments, elle contribuera donc plus largement à la réduction du PC global.

Il n'est pas possible de comparer les scénarios entre eux puisque la quantité d'urbanisation simulée pour chacun d'entre eux est différente. Il faudrait pour cela simuler de nouveau le trafic et le développement résidentiel dans chaque zone d'étude.

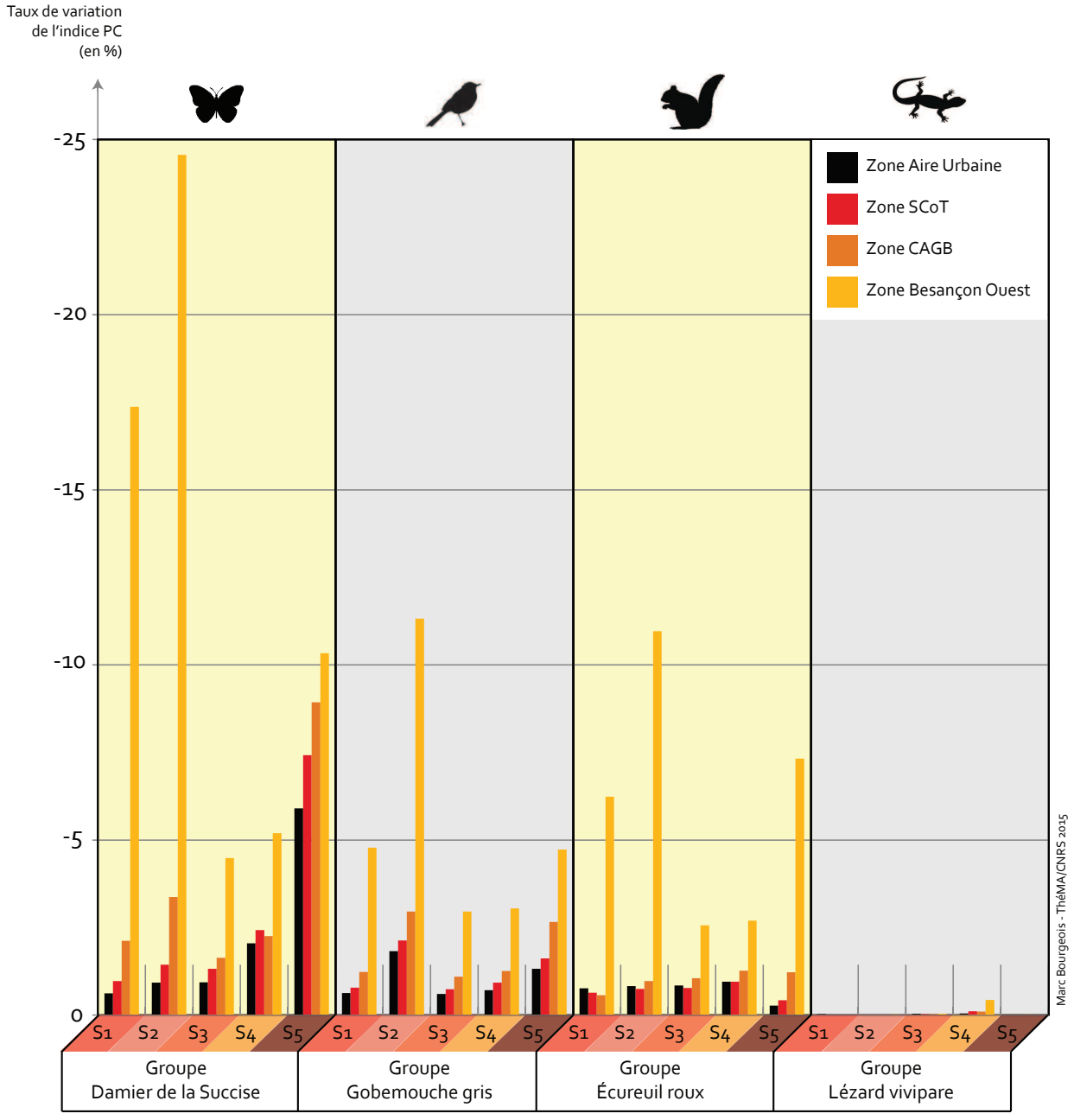


Figure 8.14 • Impacts écologiques des cinq scénarios d'urbanisation dans les quatre zones d'étude pour quatre groupes d'espèces.

8.3.4 Influence de la distance de dispersion

Dans les analyses réalisées au cours de ce travail, les distances de dispersion des groupes d'espèces ont été estimées d'après la littérature. Les sources bibliographiques étant très hétérogènes, nous n'avons pu que déterminer des ordres de grandeur et non des valeurs précises de distances de dispersion. Dans cette section, nous souhaitons vérifier de quelle manière ces choix jouent sur les résultats obtenus. Pour cela, nous nous basons d'abord sur le groupe mammifères forestiers grands disperseurs, représenté par le Chat forestier, pour lequel la distance de dispersion est estimée entre 3 et 55 km (Stahl et Léger, 1992). De manière arbitraire, nous avons choisi une valeur de 30 km, correspondant environ à la valeur moyenne de ces deux distances. Afin de vérifier la sensibilité de nos résultats au choix de cette valeur, nous créons de nouveaux graphes, à partir des mêmes données mais en faisant varier uniquement la distance de dispersion. Onze nouvelles distances entre 3 et 55 km ont été choisies : 3 000 m, 5 000 m, 10 000 m, 15 000 m, 20 000 m, 25 000 m, 35 000 m, 40 000 m, 45 000 m, 50 000 m et 55 000 m. Ces distances sont converties en distance coût à partir de la carte de coûts initiale, et sont utilisées pour le seuillage du graphe et le paramétrage de la métrique PC. À partir de chaque nouveau graphe, l'impact écologique de chaque scénario est estimé à partir des variations de la métrique PC (figure 8.15).

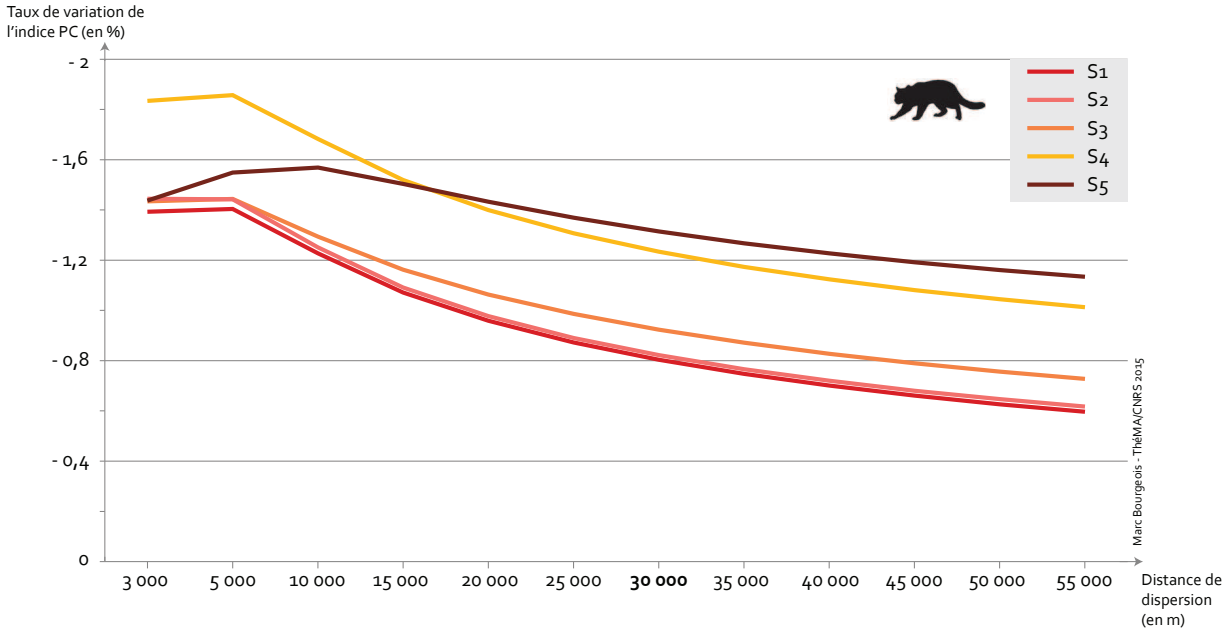


Figure 8.15 • Influence de la variation de la distance de dispersion sur les impacts écologiques des scénarios d'urbanisation pour le groupe Chat forestier.

Ces résultats montrent que, globalement, l'augmentation de la distance de dispersion du groupe Chat forestier réduit l'impact écologique des scénarios d'urbanisation. Ceci contredit les résultats des études de Bierwagen (2007) et de Tannier *et al.* (2012b) où l'intensité de l'urbanisation simulée est beaucoup plus importante. Une légère augmentation de l'impact est toutefois observée entre 3 000 et 5 000 m pour le scénario TOD. Hormis pour ce scénario, qui présente une répartition spatiale très particulière, il est intéressant de noter que le rang des scénarios ne varie pas et que les écarts entre chacun d'entre eux restent du même ordre. Afin de confirmer (ou d'infirmer) cette tendance, nous appliquons la même méthodologie à d'autres groupes d'espèces. Nous choisissons un groupe d'espèces vivant dans les milieux boisés à grande distance de dispersion

(Lynx eurasiatique) et deux groupes liés aux milieux ouverts, un à faible distance de dispersion (Damier de la Succise) et un à grande distance de dispersion (Pipit farlouse). Pour ces groupes d'espèces, nous ne disposons pas de plusieurs distances comme pour le Chat forestier, mais le même principe est appliqué, en faisant varier les distances dans les mêmes ordres de grandeur (figure 8.16).

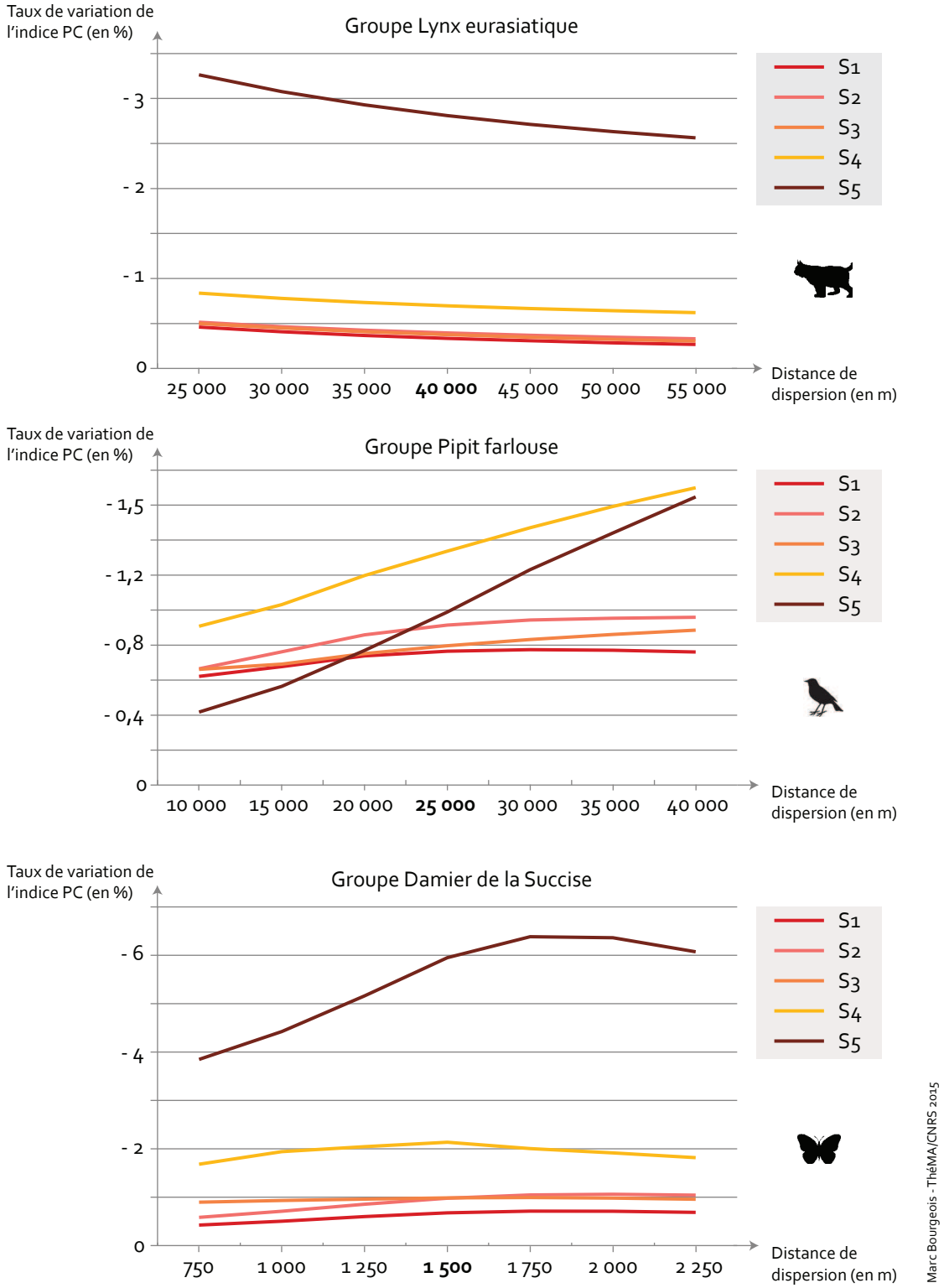


Figure 8.16 • Influence de la distance de dispersion sur les impacts écologiques des scénarios d'urbanisation pour les groupes Lynx eurasiatique, Damier de la Succise et Pipit farlouse.

Les résultats obtenus pour le groupe Lynx eurasiatique sont similaires à ceux observés pour le Chat forestier. L'impact écologique des scénarios diminue au fur et à mesure que la distance de dispersion augmente. La hiérarchie des scénarios n'est pas modifiée. Pour les groupes liés aux espaces ouverts, l'inverse se produit : l'impact écologique augmente avec la distance de dispersion, et plus particulièrement dans le scénario S4 pour le groupe Pipit farlouse. Cette tendance est moins nette pour le groupe Damier de la Succise pour qui nous observons une stagnation, voire une diminution de l'impact à partir de 1 500 m. Si l'on fait abstraction du scénario S5, qui présente des caractéristiques très particulières, la mise en rang des scénarios n'est pas ou peu modifiée.

Ces différents tests n'ont pas de véritable signification écologique, puisque la distance de dispersion d'une espèce n'est pas un paramètre sur lequel des politiques d'aménagement ou de biologie de la conservation peuvent influer. Toutefois, cette analyse de sensibilité permet de montrer que la valeur choisie pour le seuillage du graphe ne modifie pas l'ordre des scénarios. En ce sens, le modèle utilisé dans cette thèse apparaît comme plutôt robuste puisque la valeur choisie de distance de dispersion influe sur l'intensité de l'impact écologique évalué, mais pas sur le rang respectif de chaque scénario d'urbanisation.

8.3.5 Influence de la surface minimale des taches d'habitat

La taille du domaine vital des groupes d'espèces, utilisée pour déterminer la surface minimale de leurs taches d'habitat permet d'identifier les nœuds des graphes paysagers. Comme la distance de dispersion, cette valeur n'est jamais connue précisément et se fonde sur des estimations. Comme nous l'avons fait pour la distance de dispersion, nous souhaitons tester ici l'influence de ce choix de paramétrage sur les résultats obtenus. Pour cela, trois groupes d'espèces représentatifs de milieux différents sont sélectionnés : le Chat forestier (milieux boisés), le Gobemouche gris (milieux d'interface) et le Pipit farlouse (milieux ouverts). Pour cette analyse de sensibilité, nous faisons varier uniquement la surface minimale des taches d'habitat. De nouveaux graphes sont créés pour chaque groupe, à l'état initial et pour chaque scénario afin de tester l'influence du choix de la surface minimale des taches d'habitats sur la diminution de la connectivité des réseaux écologiques (figure 8.17).

Pour ces trois groupes d'espèces, les résultats obtenus sont variés. Pour le groupe Gobemouche gris, la variation de la surface minimale des taches d'habitat ne change pas les impacts écologiques. Pour le groupe Pipit farlouse, cela dépend des scénarios : soit l'augmentation de la surface minimale des taches d'habitat fait nettement diminuer les impacts écologiques (S4), soit elle ne les change pas ou peu (S5), soit elle les fait très peu diminuer (S1, S2, S3). Pour le groupe Chat forestier, les variations sont plus nettes : l'augmentation de la taille des taches d'habitat fait clairement diminuer les impacts écologiques. Si l'on excepte le scénario S5 pour le Chat forestier, le rang des scénarios n'est pas modifié. Comme la distance de dispersion, ce paramétrage modifie donc l'intensité de l'impact de chaque scénario, mais ne change pas leur ordre.

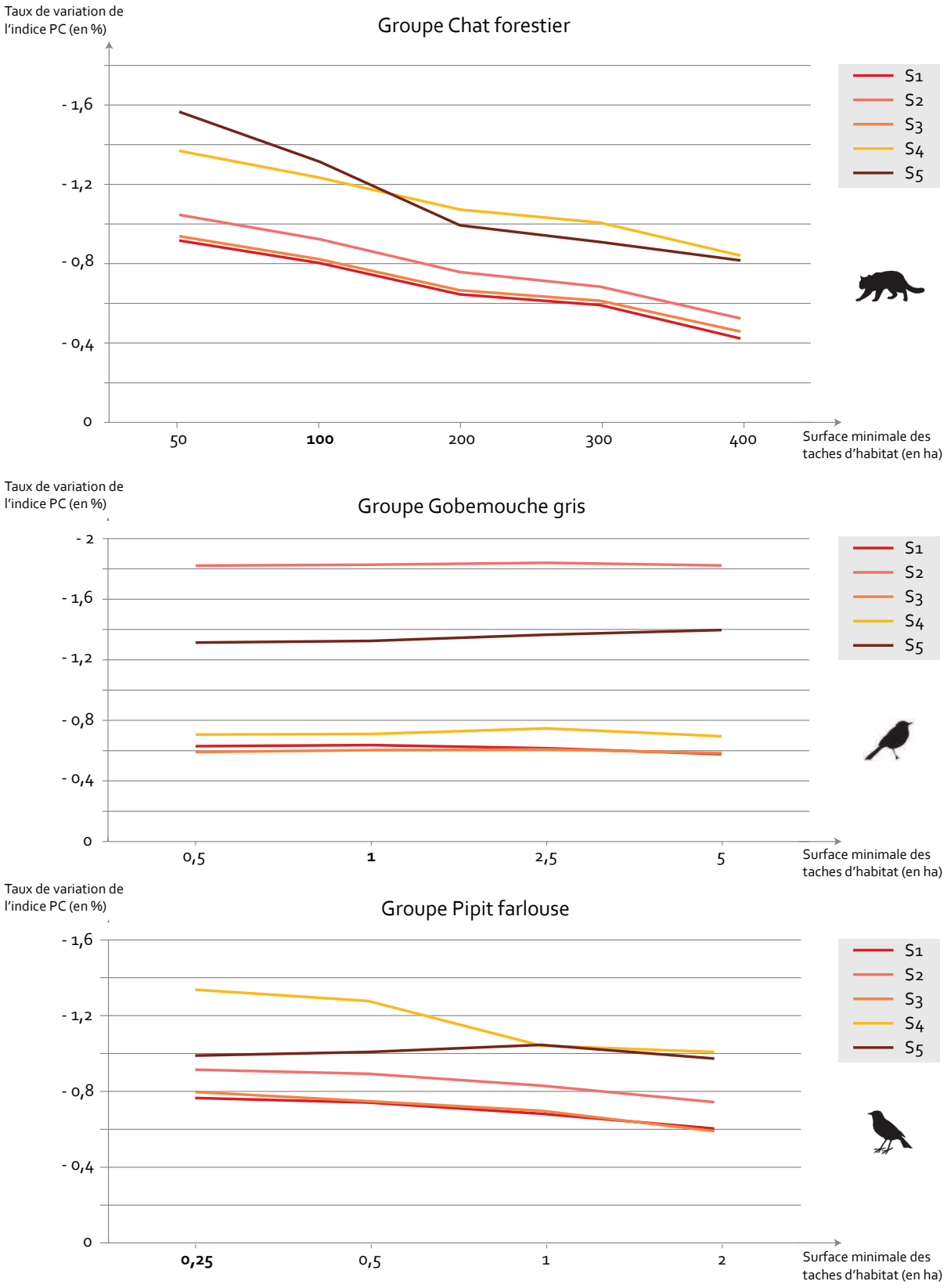


Figure 8.17 • Influence de la surface minimale des taches d'habitat sur les impacts écologiques des scénarios d'urbanisation pour les groupes Chat forestier, Gobemouche gris et Pipit farlouse.

8.3.6 Influence de la taille des zones de perturbations anthropiques pour les groupes Lynx eurasiatique et Chat forestier

Les groupes Chat forestier et Lynx eurasiatique sont sensibles à la proximité de la présence humaine. D'après l'étude de Sunde *et al.* (1998), réalisée plus spécifiquement pour le Lynx eurasiatique, les zones boisées comprises dans une zone tampon de 200 mètres autour des zones bâties et des routes principales ne peuvent pas constituer des taches d'habitat. Toutefois, il n'est pas possible de savoir si ce seuil utilisé dans nos analyses précédentes est réellement adapté à notre terrain d'étude. Pour tester l'influence de ce choix de paramétrage, nous testons plusieurs seuils de distance pour définir ces zones : 50, 100, 150, 250 et 300 m. Plus le seuil est faible, plus les taches d'habitat sont potentiellement grandes. Pour chaque seuil, et chaque scénario, un nouveau graphe est construit pour les deux groupes d'espèces. Les taux de variation de PC calculés à partir de ces graphes permettent d'explorer l'influence de ce choix de paramétrage (figure 8.18)

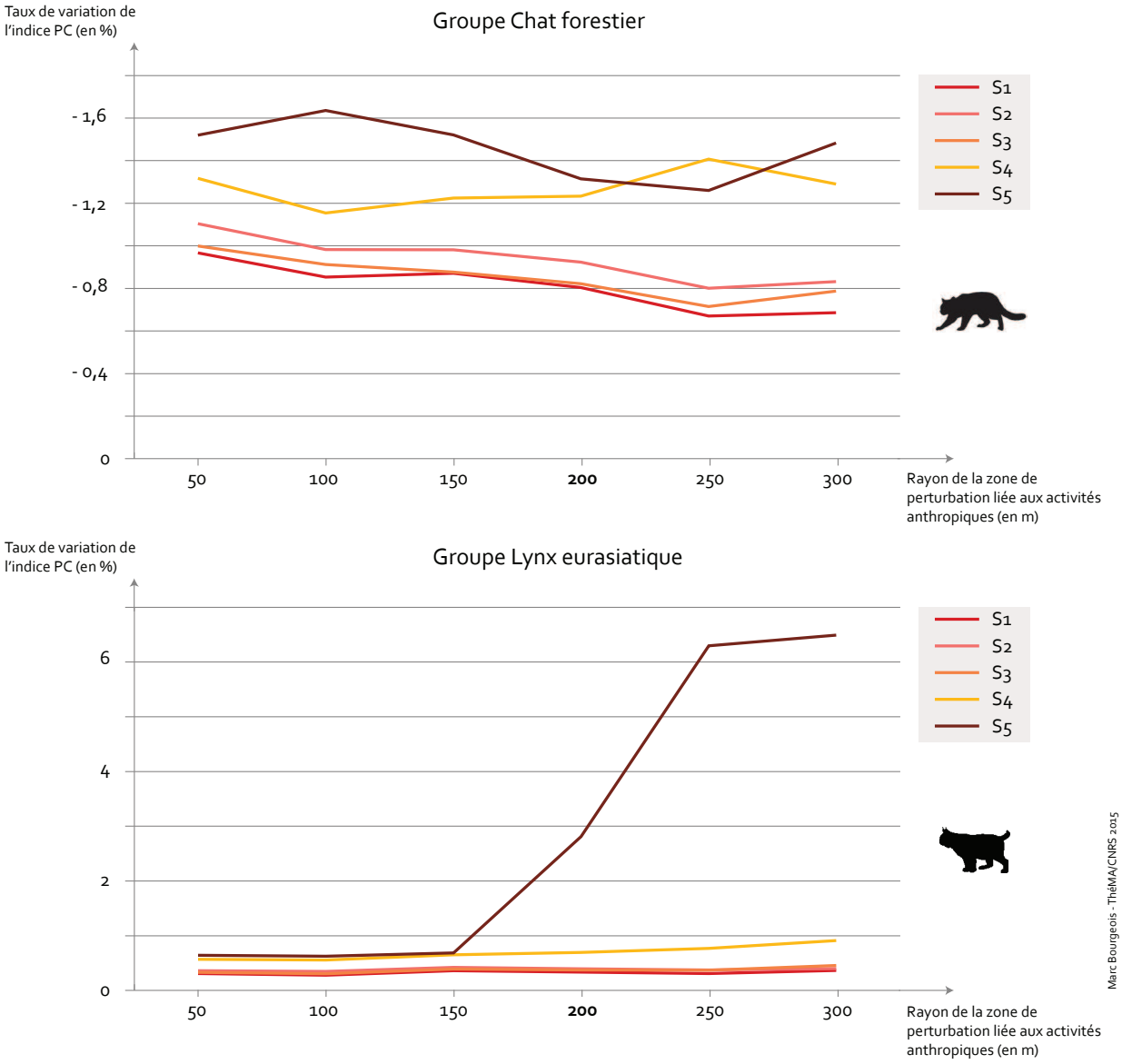


Figure 8.18 • Influence de la variation de la taille des zones de perturbations anthropiques autour des zones bâties et des routes principales pour les groupes Chat forestier et Lynx eurasiatique.

Les résultats obtenus sont assez contrastés. Pour le groupe Chat forestier, pour les scénarios S1, S2 et S3, plus la zone tampon est grande, moins l'impact écologique est important. Cela s'explique par le fait que si les taches sont éloignées des zones bâties, elles ont moins de probabilité d'être urbanisées. Puisque les taches éloignées (buffer de 300 m) sont moins fragmentées par l'urbanisation, la variation globale du PC est ainsi plus faible. Ceci n'est pas le cas pour le scénario S5 pour lequel l'augmentation du rayon de la zone de perturbation soit augmente, soit diminue les impacts, ni pour le scénario S4. Les constats ne sont pas les mêmes pour le groupe Lynx eurasiatique. La variation de la taille des zones de perturbations anthropiques, comme celle de la surface minimale des taches d'habitat et de la distance de dispersion, ne modifie pas l'ordre des scénarios S1, S2, S3 et S4. En effet, les taches d'habitat de ce groupe d'espèces étant de grande taille (1 000 ha), elles sont moins nombreuses que celles du Chat forestier à être impactées par l'urbanisation. Elles sont également moins menacées par l'urbanisation, les grands ensembles forestiers étant souvent plus excentrés des zones urbaines. La forte augmentation de l'impact écologique du scénario S5 au-delà d'un rayon de la zone de perturbation de 150 mètres est due à la fragmentation d'une seule et unique tache d'habitat, à proximité de la gare ferroviaire de l'Hôpital-du-Grosbois (Doubs). Cette tache d'habitat, dont la taille est légèrement supérieure à 1 000 ha, est trop petite pour être identifiée comme telle lorsque nous déterminons une zone de perturbation de 150 mètres minimum autour des zones bâties. La disparition d'une tache d'habitat de cette taille contribue ainsi à une forte réduction de la valeur du PC et explique ce fort impact potentiel.

Au final, les tests effectués pour les groupes Chat forestier et Lynx eurasiatique n'apportent pas d'informations utiles pour le choix du rayon de la zone de perturbation liée aux activités anthropiques.

8.3.7 Influence des valeurs de coûts

Outre le paramétrage de la distance de dispersion et de la surface minimale des taches d'habitat, notre modèle est basé sur des cartes d'occupation du sol auxquelles sont associées des cartes de coûts. Comme nous l'avons montré en détail dans le chapitre 7 (section 7.3), l'attribution de ces valeurs de coûts à chaque classe d'occupation du sol est délicate. Nous les avons choisi à partir des données dont nous disposions pour chaque groupe d'espèces. Toutefois, ces choix peuvent être critiqués puisqu'ils ne représentent pas forcément la réalité écologique. Dans cette section, nous évaluons donc l'influence du choix de ces valeurs sur les résultats obtenus.

Premier test : changement de l'importance respective de certaines classes d'occupation du sol

En gardant les mêmes ordres de grandeur, il est possible de créer des cartes de coûts différentes, en fonction des données connues sur les espèces. Par exemple, pour le groupe Écureuil roux, nous avons choisi d'attribuer des valeurs de coûts plus proches de celles du groupe d'espèces « mammifères forestiers petits disperseurs » que de l'Écureuil roux en particulier. Or, un coût égal à 500 pour les zones bâties peut paraître trop élevé pour cette espèce car elle est présente en milieu urbain (Wauters *et al.*, 1994). Dans une nouvelle carte de coûts réalisée pour cette espèce, nous attribuons donc un coût de 100 aux zones urbaines, et un coût de 50 aux zones intra-urbaines, dans lesquelles les déplacements de l'espèce sont plus faciles (tableau 8.15). Par ailleurs, le coût de 10 attribué aux prairies n'est sans doute pas assez élevé, puisque les écureuils roux y

sont particulièrement menacés par leurs prédateurs (rapaces, carnivores etc.). Dans la nouvelle cartes de coûts, nous attribuons donc un coût de 50 à ce type de milieu.

Ordre	Classe	Coût attribué initialement	Coût attribué dans la nouvelle carte
1	LGV et autoroute	10000	10000
2	Ponts	10	10
3	Routes pour lesquelles une valeur de trafic est renseignée	100-1000	100-1000
4	Surfaces en eau	1000	1000
5	Zones urbaines (hors espaces arborés)	500	100
6	Zones intra-urbaines (hors espaces arborés)	500	50
7	Voies ferrées	10	10
8	Zones humides	100	100
9	Forêts	1	1
10	Cultures	50	50
11	Prairies et sols nus	10	50

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.15 • Valeurs de coûts utilisées pour construire une nouvelle carte de coûts plus spécifique à l'Écureuil roux.

À partir de ces nouvelles cartes de coûts, des graphes paysagers sont construits à l'état initial et pour chaque scénario, afin d'estimer la différence entre les valeurs de PC obtenues pour les anciens et les nouveaux graphes (tableau 8.16).

Scénario d'urbanisation	Taux de variation du PC (carte de coûts de référence)	Taux de variation du PC (nouvelle carte de coûts)
S1	-0,77 %	-1,00 %
S2	-0,83 %	-1,06 %
S3	-0,85 %	-1,08 %
S4	-0,96 %	-1,26 %
S5	-0,28 %	-1,35 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.16 • Comparaison des taux de variation du PC calculés à partir de deux cartes de coûts différentes pour l'Écureuil roux.

En premier lieu, les résultats obtenus montrent que le rang des scénarios S1 à S4 ne change pas. En revanche, le scénario S5, qui est le meilleur scénario dans les analyses initiales devient le moins bon pour le maintien de la connectivité écologique lorsque les cartes de coûts sont modifiées. Ces résultats sont difficiles à interpréter puisqu'ils dépendent majoritairement des classes d'occupation du sol présentes autour des gares ferroviaires. En raison de la diminution des valeurs de coûts attribuées aux zones urbaines et intra-urbaines, (respectivement de 500 à 100 et de 500 à 50), et de la plus faible augmentation du coût des prairies (de 10 à 50), les valeurs absolues du PC sont plus élevées lorsqu'elles sont calculées à partir des nouvelles cartes de coûts. Pour ce qui est de l'intensité de l'impact écologique des formes d'urbanisation, les résultats peuvent paraître surprenants, puisque les taux de variations du PC sont plus importants dans les nouvelles analyses, alors que les zones urbaines présentent pourtant des valeurs de coûts

moins importantes. Ceci est directement lié à la valeur de coût de 50 attribuée aux zones intra-urbaines. En effet, dans la carte initiale, les zones intra-urbaines constituent 47 % de l'ensemble des zones bâties. Lors de la simulation de nos scénarios, les nouvelles constructions se produisent à l'intérieur des taches urbaines, et donc parfois dans ces zones intra-urbaines. Pour le scénario S1 par exemple, la proportion de zones intra-urbaines dans l'ensemble des zones bâties chute à 37 %. Cela signifie qu'une part importante des zones intra-urbaines, plutôt favorables aux déplacements (coût = 50) devient défavorable aux déplacements (coût = 100). Cette variation n'était pas prise en compte dans les analyses précédentes puisque les zones urbaines et intra-urbaines possédaient toutes deux un coût de 500. De plus, l'urbanisation se produisant sur les prairies augmente la valeur de coût de ces cellules, certes de manière moins importante que dans les premières analyses, mais suffisamment pour modifier les chemins de moindre coût traversant les prairies. L'augmentation des valeurs de coûts liées aux prairies, et celle liée à l'urbanisation des espaces intra-urbains explique donc que les impacts écologiques soient potentiellement plus importants pour ces nouvelles analyses.

Au final, cet exemple de modification d'une carte de coûts montre que l'ordre des scénarios S1 à S4 ne change pas mais que l'intensité de l'impact écologique, elle, peut varier notablement.

Deuxième test : attribution de valeurs de coûts aléatoires, en conservant leur rang et leur étendue

Dans ce travail, nous avons choisi d'attribuer des valeurs rondes, s'échelonnant entre 1 et 1 000 ou entre 1 et 10 000. La littérature permet souvent de pouvoir ordonner les classes d'occupation du sol, en déterminant lesquelles sont plus ou moins favorables aux déplacements les unes par rapport aux autres. Toutefois, il est difficile de savoir dans quelle mesure une zone favorable aux déplacements l'est beaucoup plus qu'une autre. Est-elle deux fois plus favorable, dix fois plus favorable ? Plutôt que de chercher à répondre à ces questions, nous proposons de vérifier si cet aspect est réellement important. Pour cela, nous choisissons d'effectuer une analyse de sensibilité des coûts pour le groupe Agrion de Mercure, pour qui les classes d'occupation du sol sont regroupées en quatre valeurs de coût distinctes : 1 (habitat), 10 (favorable), 100 (défavorable) et 1 000 (très défavorable). Puisqu'il n'est pas certain que les classes « très défavorables » gênent dix fois plus les déplacements des individus que les classes « défavorables », nous choisissons d'attribuer une valeur aléatoire à chaque classe de coût. Pour cela, certaines règles sont respectées :

– La valeur de coût attribuée à l'habitat reste fixée à 1.

– Le rang entre les classes n'est pas modifié.

– Les valeurs s'échelonnent toujours entre 1 et 1 000. Sachant que plusieurs classes ne peuvent pas avoir le même coût, la résistance maximale de la matrice possible est la combinaison suivante : 1-998-999-1 000. La résistance minimale est 1-2-3-4.

Trente jeux de coûts aléatoires sont créés suivant cette logique (tableau 8.17).

Coûts de référence	Jeux de coûts aléatoires									
	n°1	n°2	n°6	n°9	n°14	n°15	n°22	n°24	n°26	n°29
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
10	4	87	73	174	821	14	808	997	80	2
100	459	185	105	183	906	393	862	999	348	912
1000	839	445	954	909	912	571	879	1000	501	993

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.17 • Exemples de dix jeux de coûts aléatoires parmi les trente testés pour le groupe Agrion de Mercure.

À partir de ces nouvelles valeurs de coûts, nous créons une nouvelle carte de coûts à l'état initial, et une pour chaque scénario. Pour les trente jeux de coûts, six cartes sont donc réalisées, soit un total de 180 nouvelles cartes de coûts pour ce groupe. Pour chaque ensemble de six cartes, des graphes paysagers sont construits pour estimer les variations de PC de ces nouvelles cartes.

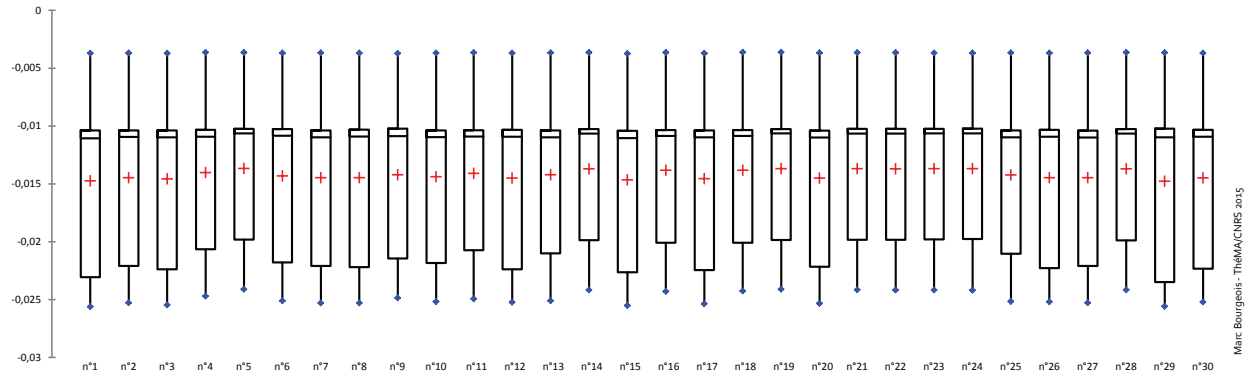


Figure 8.19 • Variabilité de l'impact écologique des cinq scénarios d'urbanisation selon trente jeux de coûts aléatoires. Représentation en boîtes de dispersion des taux de variation du PC pour chaque scénario dans chaque jeu de coûts.

Les boîtes de dispersion présentées sur la figure 8.19 montrent que la moyenne des scénarios, représentée par une croix rouge varie peu sur l'ensemble des jeux de coûts aléatoires testés. La variabilité des scénarios, représentée par les positions des points bleus, est aussi très faible quel que soit le jeu de coûts aléatoire utilisé et par comparaison aux impacts mesurés à partir du jeu de coûts par défaut 1-10-100-1 000. L'ordre des scénarios ne varie jamais ; seule l'intensité des impacts présente quelques faibles variabilités, souvent moins importantes que celles observées lors du premier test sur l'Écureuil roux. Ceci nous amène à poser l'hypothèse que, à partir du moment où la valeur de coût attribuée à l'habitat est fixe, la valeur des autres coûts n'influe pas sur les résultats obtenus, pourvu que l'ordre entre les classes de coûts soit respecté.

Troisième test : estimation des impacts écologiques de trois groupes d'espèces à partir d'échelles de coûts différenciées

Les résultats présentés dans le point précédent peuvent être nuancés, dans la mesure où l'ampleur des valeurs de coûts reste bornée entre 1 et 1 000. L'écart entre les valeurs est ainsi beaucoup moins important que si elles étaient comprises entre 1 et 10 000 par exemple. Pour tester un autre aspect de la sensibilité des résultats au choix des valeurs de coûts, il est possible de différencier les coûts de manière plus nette. Pour cela, nous utilisons trois échelles de coûts similaires à celles proposées par Pereira *et al.* (2011) : une « équidistante », une « comprimée » et une « contrastée ». Ces échelles de coûts sont testées sur les trois groupes de mammifères forestiers (Lynx eurasiatique, Chat forestier et Écureuil roux) qui ont la même carte de coûts (tableau 8.18). Puisque ces espèces sont sensibles au trafic, nous avons regroupé ces valeurs en quatre classes : 101 à 300[1], 301 à 499, 501[2] à 700, et 701 à 999.

Échelle de coûts de référence	Nouvelles échelles de coûts proposées		
	Équidistante	Comprimée	Contrastée
1	1	2500	1
10	1000	3000	100
50	2000	3500	200
100	3000	4000	300
101-300	4000	4500	5000
301-499	5000	5000	5000
500	6000	5500	5000
501-700	7000	6000	5000
701-900	8000	6500	5000
1000	9000	7000	9900
10000	10000	7500	10000

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 8.18 • Nouvelles valeurs de coûts proposées pour tester la sensibilité du modèle au choix de celles-ci.

Les 21 cartes de coûts de référence de ces trois groupes d'espèces sont modifiées en utilisant ces nouvelles échelles. Ainsi, 63 nouveaux graphes paysagers sont construits à partir de ces nouvelles cartes. Suivant ces nouveaux paramètres, l'impact écologique des formes d'urbanisation sur chaque groupe d'espèces est de nouveau estimé par un taux de variation du PC, pour des valeurs de coûts équidistantes, comprimées et contrastées (figure 8.20).

[1]Les valeurs de coûts attribuées aux zones humides étant égales à 100, nous remplaçons toutes les valeurs de coût liées au trafic égales à 100 par une valeur de 101, afin de différencier ces classes d'occupation du sol dans les analyses.
[2]Une classe spécifique à la valeur 500 a été créée afin que les zones urbanisées soient distinguées des valeurs de trafic.

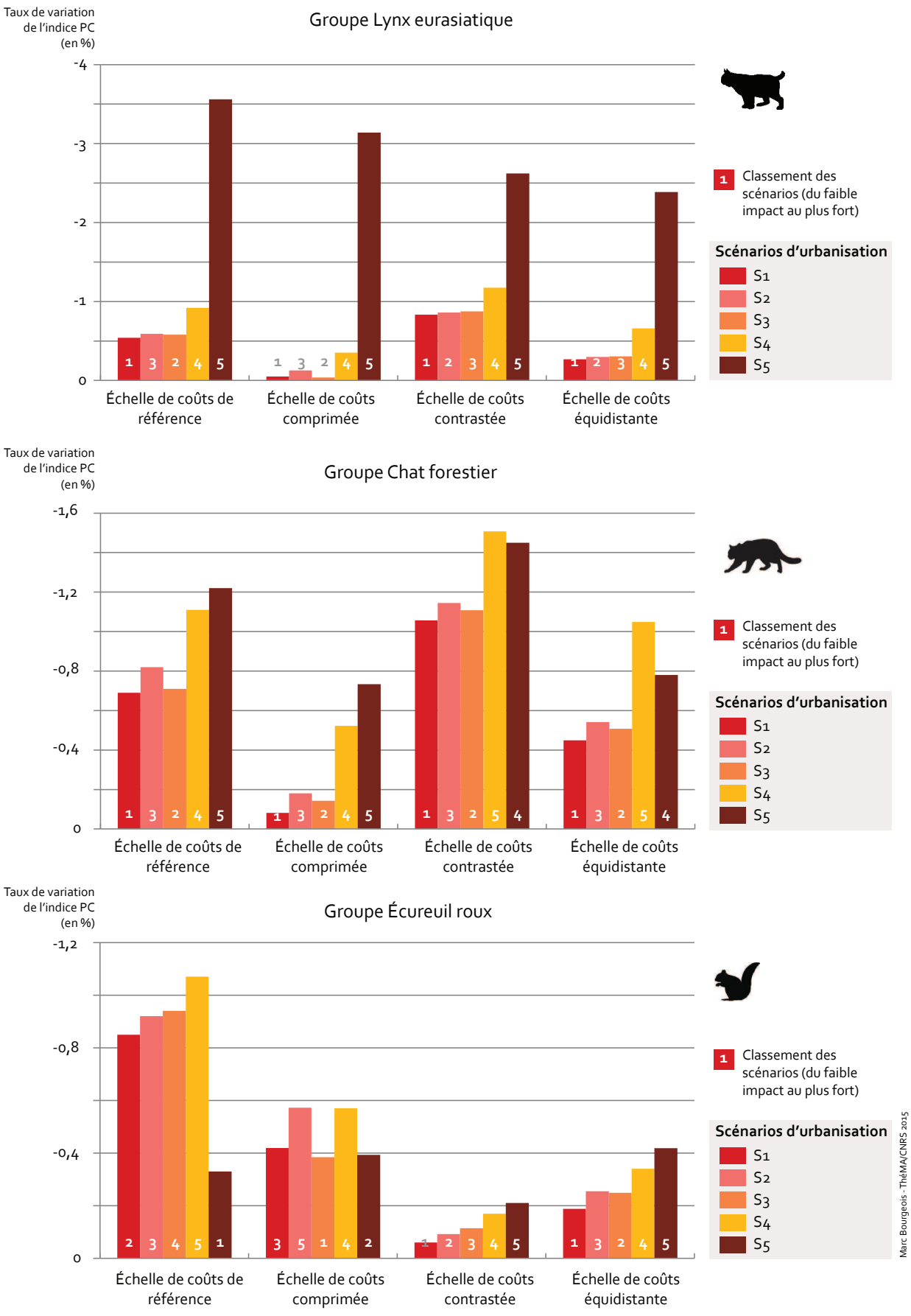


Figure 8.20 • Test de la sensibilité des résultats au paramétrage des valeurs de coûts. Exemple pour trois nouvelles échelles de coûts et les trois groupes de mammifères forestiers.

En premier lieu, nous pouvons remarquer que l'intensité des impacts est belle est bien liée aux valeurs de coûts choisies comme nous l'avons déjà noté lors de la modification de la carte de l'Écureuil roux. Ce constat permet de confirmer les résultats obtenus dans d'autres études (Rayfield *et al.*, 2010; Verbeylen *et al.*, 2003) où les auteurs préconisent d'utiliser des valeurs de coût nettement différenciées lors de la modélisation de chemins de moindre coût. Les tests de coûts aléatoires réalisés précédemment pour le groupe Agrion de Mercure n'ont pas permis de mettre en évidence cet aspect en raison d'une trop faible différenciation entre les valeurs de coûts (999 au maximum).

Pour les groupes Lynx eurasiatique et Chat forestier, l'ordre entre les scénarios n'est généralement pas modifié. Lorsque c'est le cas, comme par exemple pour les scénarios S2 et S3 pour le Lynx eurasiatique, ces inversions ne sont pas significatives (0,01 % en moyenne). Pour le Chat forestier, le scénario S5 change de rang selon les échelles de coût utilisées, mais pas les quatre autres scénarios. Les résultats sont toutefois plus difficiles à interpréter pour l'Écureuil roux. Si l'on excepte le cas particulier du scénario S5, l'ordre des scénarios pour les échelles de coûts contrastées et équidistantes est similaire à celui observé pour l'échelle de coût de référence. Pour l'échelle équidistante, le S2 présente des impacts plus importants que le S3, mais seulement de 0,01 % supplémentaire. Cependant, pour l'échelle de coût comprimée, l'ordre des scénarios est totalement modifié, sans logique apparente par rapport au scénario de référence. Ce résultat peut s'expliquer par le fait que la distance de dispersion de ce groupe étant plutôt faible (1 000 m), les chemins de moindre coût sont moins longs que pour les espèces à grande distance de dispersion. Ceci étant, le nombre de cellules traversées par ces chemins est moins important, ce qui rend l'espèce plus sensible à la modification des valeurs de coûts. Il semble donc que les espèces à faible distance de dispersion soient davantage sensibles aux modifications des valeurs de coûts.

Finalement, les espèces à faible distance de dispersion voient leurs impacts modifiés avec l'adoption d'une échelle de coûts comprimée. Pour les autres espèces, changer d'échelle de coût ne modifie pas fondamentalement le classement des scénarios. Ces résultats nous incitent à différencier nettement les valeurs de coûts choisies.

Conclusion du chapitre 8

La construction de graphes paysagers pour chaque groupe d'espèces et le calcul de l'indice PC associé à chacun d'entre eux a permis d'évaluer l'impact écologique des formes d'urbanisation pour l'ensemble de la zone d'étude. Ces impacts globaux ont été calculés pour chaque scénario et chaque groupe. Deux aspects principaux ressortent de ces résultats : les espèces liées aux milieux ouverts sont plus sensibles à l'urbanisation, principalement car ces espaces sont plus urbanisés que les zones boisées. De plus, pour la majeure partie des espèces étudiées, la ville compacte est le modèle de ville qui limite le plus la perte de connectivité. Inversement, ces résultats valident l'hypothèse selon laquelle l'étalement urbain est la forme de ville responsable des impacts écologiques les plus importants. Par ailleurs, il n'est pas simple de généraliser les impacts causés par le scénario TOD puisque ceux-ci dépendent du type d'occupation du sol existant à l'état initial à proximité des gares ferroviaires. Comme nous l'avions déjà remarqué en analysant les variations de trafic, ce type de scénario ne fournit pas les résultats attendus. Certes, les valeurs de coût associées au trafic sont globalement plus faibles pour ce scénario que pour tous les autres, mais ne suffisent pas à compenser la perte de connectivité induite par l'urbanisation « massive » à proximité des gares. Les scénarios S2 et S3 sont plus intéressants, dans la mesure où ils proposent des formes urbaines alternatives à la ville compacte et à l'étalement urbain. Ces deux modèles de villes ne se différencient pas nettement à partir de nos analyses et présentent généralement des impacts écologiques similaires pour les groupes d'espèces étudiés, bien que le scénario S3 soit en moyenne légèrement moins bon que le S2.

À partir de ces résultats, nous avons également pu montrer que le facteur permettant la différenciation des impacts des scénarios pour un groupe d'espèces donné est le développement résidentiel en lui-même, plus que le trafic simulé. Toutefois, pour comparer les impacts de groupes d'espèces entre eux, la prise en compte du trafic est importante.

Plusieurs facteurs permettent d'expliquer que les variations du PC soient globalement peu importantes : la faible quantité d'urbanisation simulée, le réalisme des scénarios, et la grande taille de la zone d'étude où les évolutions urbaines ne sont simulées que sur 44 % du territoire. Cependant, il faut être conscient que ces valeurs représentent des pertes de connectivité potentielle. Il est possible qu'une diminution du PC, même très faible dans le modèle ait des conséquences écologiques importantes dans la réalité. Les valeurs obtenues servent donc plus à hiérarchiser les scénarios et les espèces entre elles qu'à quantifier un impact écologique « absolu ».

Nous avons également pu montrer que les choix de paramétrages utilisés pour la construction des graphes, comme la taille de la surface minimale des taches d'habitat, la valeur de la distance de dispersion ou les valeurs de coûts (si le rang des classes est conservé) sont peu susceptibles de modifier le classement des scénarios selon leur impact écologique. Mais l'ensemble de ces paramètres conditionne surtout l'intensité des impacts évalués. Néanmoins, le choix des valeurs de coûts reste le paramétrage le plus sensible, et sans doute le plus important, car cette opération permet à la fois d'identifier les zones favorables ou non aux déplacements des espèces et d'intégrer les évolutions urbaines dans la modélisation des réseaux écologiques des espèces. La précision dans le choix des valeurs de coûts dépend de la connaissance des processus écologiques associés. Ainsi, meilleure est la connaissance du fonctionnement écologique des organismes considérés, meilleur est notre modèle d'estimation des pertes de connectivité fonctionnelle de ces organismes.

CHAPITRE 9

IMPACTS ÉCOLOGIQUES LOCAUX DES FORMES D'URBANISATION DANS L'AIRE URBAINE DE BESANÇON

Dans ce chapitre, nous proposons d'évaluer localement les impacts écologiques des formes d'urbanisation. En effet, il est possible qu'un scénario présentant globalement de faibles impacts écologiques soit responsable de la perte de connectivité écologique de certaines taches d'habitats en particulier. Notamment, on peut supposer que la connectivité écologique soit plus fortement réduite pour les taches d'habitat localisées à proximité du développement résidentiel simulé. Cependant, cette proximité ne peut être déterminée *a priori*, puisque la connectivité des taches d'habitat ne dépend pas uniquement de la réduction de leur taille due à l'urbanisation, mais aussi des modifications des zones favorables aux déplacements permettant de les relier. Ces impacts locaux peuvent être évalués pour les taches d'habitat de chaque groupe d'espèces, à l'aide de la métrique PC_{flux}. Cependant, cette méthode ne permet pas de comparer les espèces entre elles puisque leurs taches d'habitat sont différentes. Nous aurons recours à une interpolation spatiale de la métrique PC_{flux}, afin d'attribuer une valeur de connectivité potentielle à chaque cellule de la matrice paysagère. Ces différentes analyses nous permettront d'évaluer l'impact écologique de chaque scénario sur des zones intéressantes à protéger, en l'occurrence les ZNIEFF de type 1.

9.1. Évaluation de la perte de connectivité écologique de chaque tache d'habitat

La métrique PC_{flux} (Foltête *et al.*, 2014), permet de décliner localement les valeurs du PC à chaque tache d'habitat. Cette métrique est la décomposition du PC global en fonction de la contribution des taches d'habitat. Comme nous l'avons fait pour l'indice PC, chaque tache d'habitat peut être caractérisée par un taux de variation du PC_{flux}, calculé entre l'état initial et chaque scénario d'urbanisation. Plus la valeur absolue de ce taux de variation est élevée, plus la connectivité écologique de la tache concernée est réduite. Nous avons appliqué cette méthode aux graphes paysagers du groupe Chat forestier, pour qui les taches d'habitat sont assez peu nombreuses et suffisamment grandes pour être visibles sur une carte. Sur la figure 9.1, les taches d'habitat sont caractérisées par leur capacité (correspondant ici à sa surface) et le taux de variation de la valeur du PC_{flux} calculé pour chaque scénario.

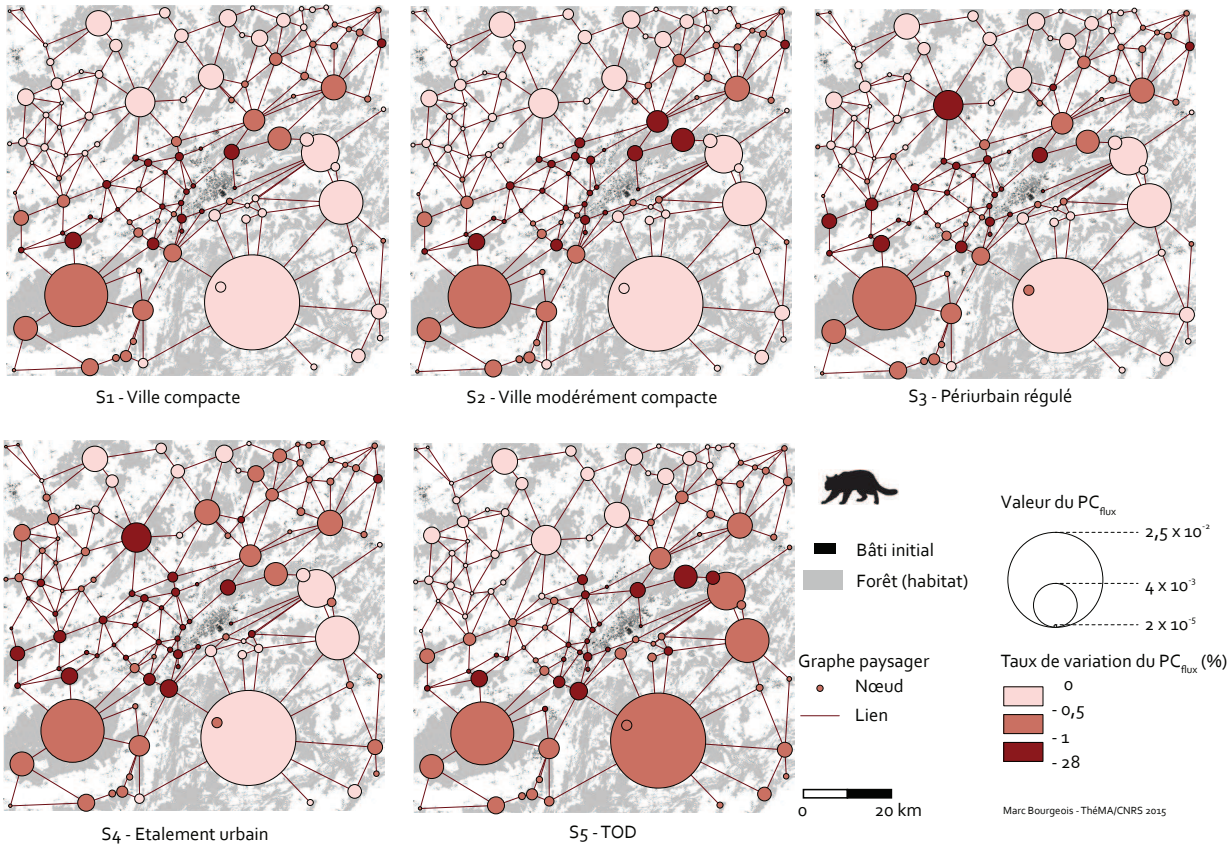


Figure 9.1 • Changements de la connectivité écologique des taches d'habitat du groupe Chat forestier pour les cinq scénarios simulés.

Pour ce groupe d'espèces, les scénarios S4 et S5, qui présentent les plus forts impacts globaux, sont ceux qui entraînent les réductions de connectivité les plus importantes des grandes taches d'habitat (valeurs de PC_{flux} les plus élevées). Les scénarios S1 et S2 réduisent la connectivité des plus petites taches, principalement celles situées à proximité de la ville-centre. Ce type de représentation présente certaines limites, puisque les comparaisons entre les scénarios sont assez difficiles. Elle permet cependant de montrer que les scénarios responsables des impacts globaux les plus importants (S4 et S5) ont des impacts locaux différenciés. Pour montrer cela plus clairement, nous avons représenté les taches par une couleur pour chaque scénario responsable

du taux de variation du PC_{flux} le plus élevé (figure 9.2). Cette représentation met en avant le fait que le scénario S4, bien que présentant des impacts globaux plus faibles que le S5, est celui qui réduit la connectivité du plus grand nombre de taches d'habitat (les impacts globaux sont plus forts pour le S5, puisque celui-ci modifie le plus la connectivité de la tache la plus grande). Cette carte montre également que le scénario S1, présentant pourtant les plus faibles impacts écologiques globaux, est le moins bon scénario pour le maintien de la connectivité écologique de certaines taches d'habitat. Des impacts sur certaines d'entre elles sont plus particulièrement liés au trafic, comme par exemple au Nord-Ouest de la zone pour le scénario S3, ou au Nord-Est pour les scénarios S1 et S2. Toutefois, cette carte ne montre pas, pour chaque tache, dans quelle mesure le scénario représenté est prédominant par rapport aux autres.

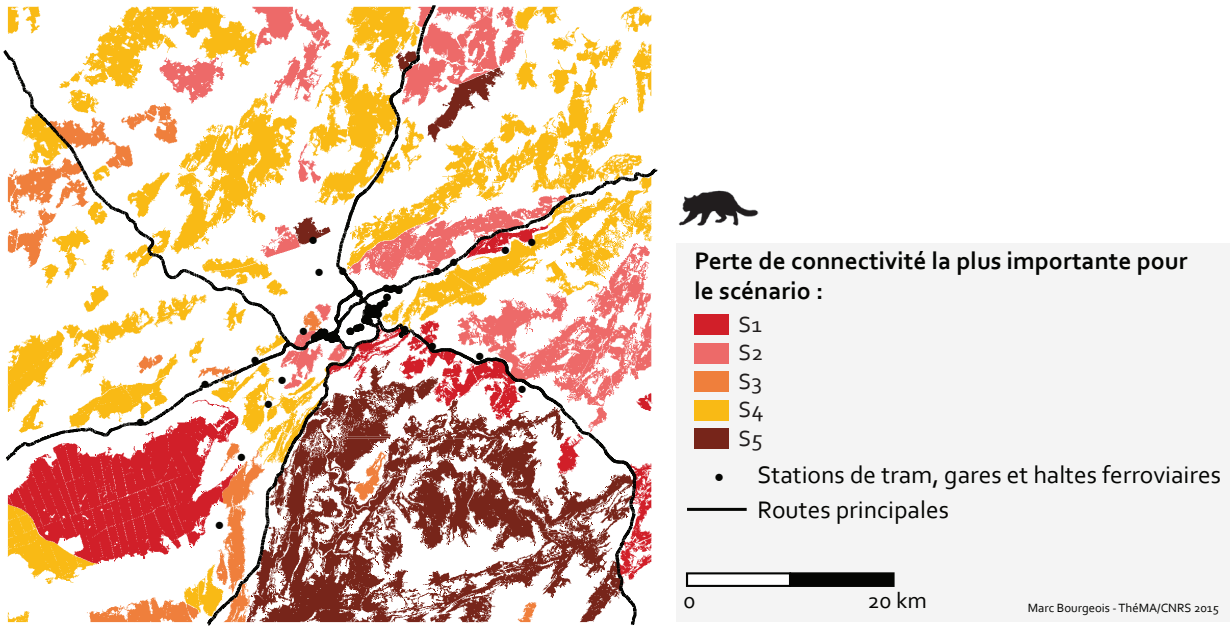


Figure 9.2 • Identification des scénarios présentant les plus fortes variations de connectivité écologique pour les taches d'habitat du groupe Chat forestier.

Spatialiser les impacts pour chaque tache d'habitat est utile si l'on s'intéresse aux impacts écologiques des formes d'urbanisation pour un groupe d'espèces en particulier. En effet, des experts environnementaux peuvent identifier des taches d'habitat plus importantes que d'autres, selon leur intérêt spécifique du point de vue écologique, et la spatialisation des impacts peut servir d'appui pour préconiser certaines formes de développement résidentiel plutôt que d'autres dans certaines communes proches de ces taches. Par exemple, si la forêt de Chailluz est identifiée comme une zone importante pour la conservation des grands mammifères forestiers, il est préférable, selon nos résultats (figure 9.1 et 9.2), d'éviter des formes d'urbanisation telles que simulées dans les scénarios S2 et S4.

9.2. Comment comparer les variations locales de connectivité entre les groupes d'espèces ?

En comparant la réduction de la connectivité écologique de chaque tache d'habitat entre les scénarios, il n'est pas possible d'établir un diagnostic pour l'ensemble des espèces. En effet, pour chaque groupe, les taches d'habitat sont différentes et ne peuvent pas être comparées en fonction de leur PC_{flux} respectif (figure 9.3).

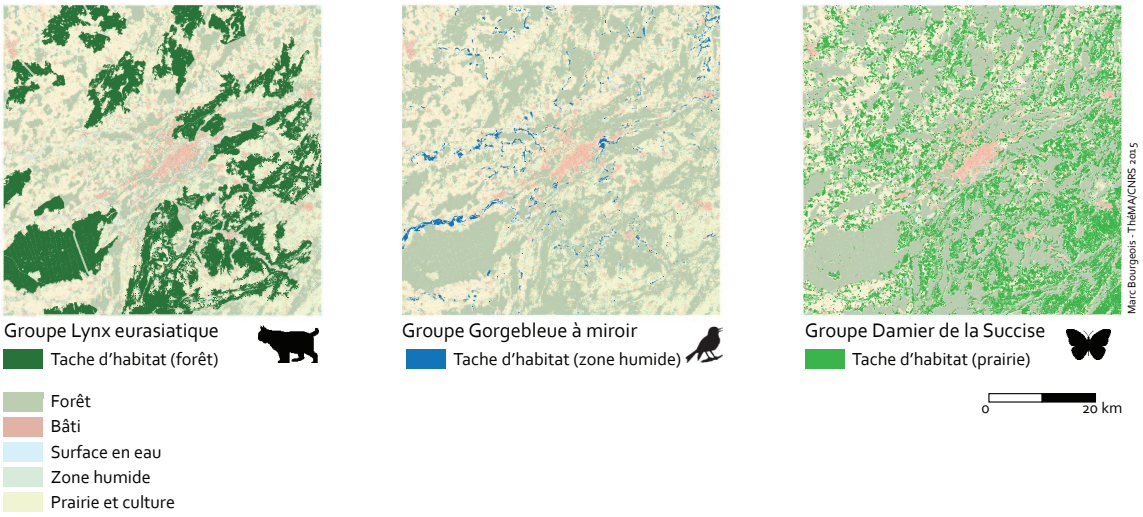


Figure 9.3 • Illustration de la dissemblance entre les taches d'habitat de trois groupes d'espèces.

Pour comparer les variations locales du PC_{flux} entre les groupes d'espèces, il est nécessaire d'avoir recours à une interpolation spatiale telle que nous l'avons présentée dans le chapitre 6 (section 6.3.1). Rappelons que cette interpolation repose sur l'hypothèse d'un lien étroit entre les propriétés de connectivité locale et la distribution spatiale des espèces. De la même façon que la probabilité de dispersion est considérée comme une fonction inverse de la distance à partir du bord des taches, nous supposons ici que le degré de présence potentielle des espèces décroît à mesure que l'on s'éloigne des taches (Foltête *et al.*, 2012b). Suivant ce principe, pour un scénario donné, chaque cellule de la carte d'occupation du sol se voit attribuer une valeur de PC_{flux}. Cette valeur est une somme pondérée des valeurs de PC_{flux} des taches situées dans le voisinage de la cellule (ce voisinage est limité ici à la distance de dispersion), leurs poids respectifs étant définis à partir de la distance coût entre la cellule et ces taches. Les cartes d'interpolations spatiales de l'indice PC_{flux} sont donc différentes pour chaque groupe d'espèces, en fonction de leurs taches d'habitat, de leur distance de dispersion et de leurs cartes de coûts respectives (figure 9.4). Il est difficile de comparer ces cartes en utilisant la même discrétisation puisque les valeurs absolues de la métrique à l'état initial peuvent être plus ou moins élevées selon le degré de connectivité des réseaux écologiques des espèces à l'état initial.

Dans la figure 9.4, les valeurs les plus foncées représentent les zones où le PC_{flux} est le plus élevé. Plus les taches d'habitat sont connectées, plus ces valeurs sont importantes. Nous pouvons considérer que ces cartes représentent une sorte de modèle de distribution des espèces, fondé

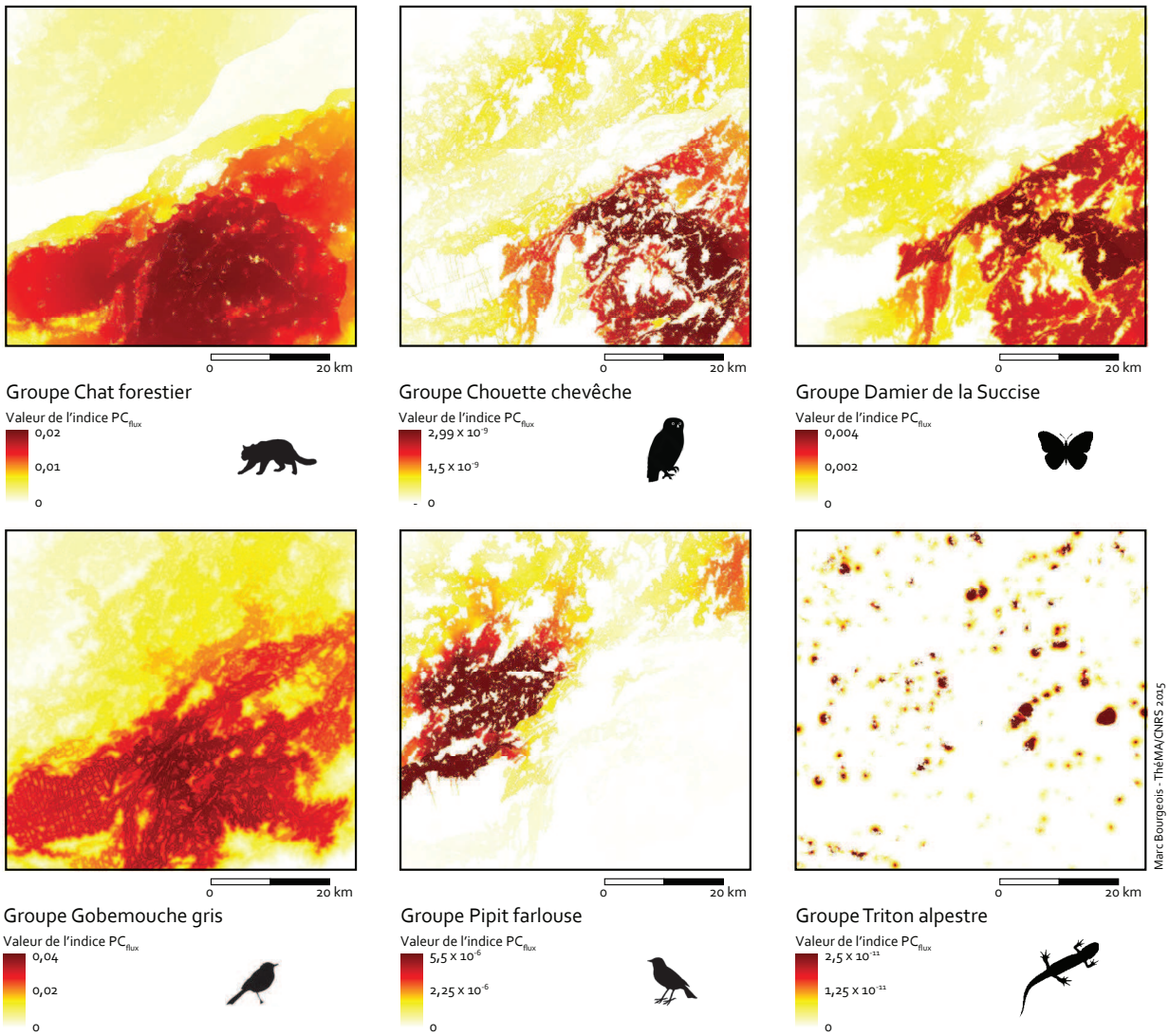


Figure 9.4 • Cartes d'interpolations spatiales de la métrique PC_{flux} pour six groupes d'espèces à l'état initial.

uniquement sur l'habitat et sa connectivité. Nous ne disposons pas de données de présence/absence de ces espèces pour valider ce principe, mais plusieurs études récentes ont déjà réalisé de tels modèles statistiques (Clauzel *et al.*, 2013; Foltête *et al.*, 2012b; Pereira *et al.*, 2011). Ces interpolations spatiales ont été calculées pour chaque groupe d'espèces et pour chaque scénario. Ensuite, nous avons calculé dans chaque cellule le taux de variation de la métrique PC_{flux} entre l'état initial et chaque scénario, afin de spatialiser les zones où la connectivité écologique a été la plus réduite par l'urbanisation simulée. En guise d'exemple, nous présentons sur la figure 9.5, les impacts écologiques locaux de chaque scénario d'urbanisation pour le groupe Chat forestier. Ces cartes permettent d'affiner les résultats présentés dans la figure 9.1, puisque les variations du PC_{flux} ne sont pas calculées uniquement pour chaque tache, mais pour l'ensemble de la mosaïque paysagère.

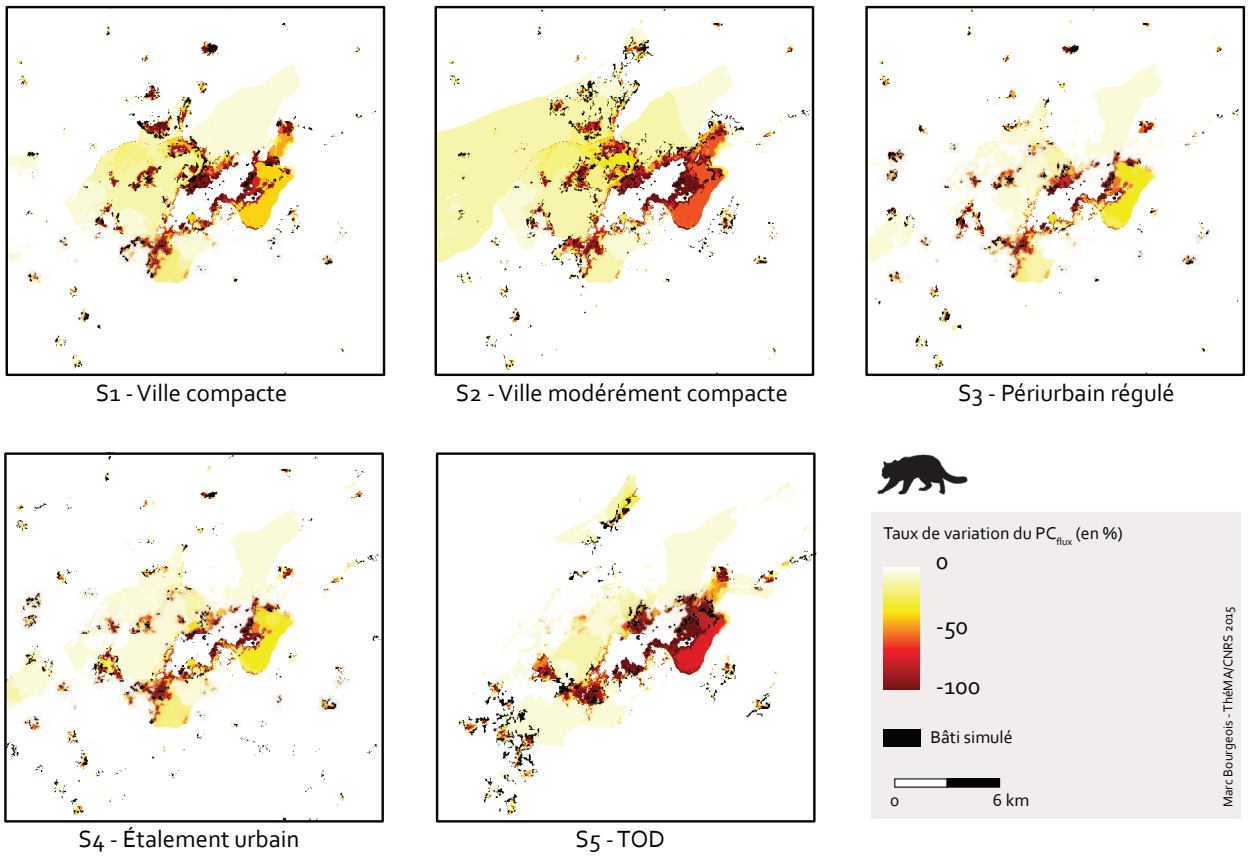


Figure 9.5 • Impacts écologiques locaux des cinq scénarios d'urbanisation, interpolés à l'ensemble de la matrice paysagère. Exemple pour le groupe Chat forestier (zoom centré sur Besançon et sa périphérie).

Ces cartes montrent en toute logique que les éléments de la matrice paysagère subissant les plus importantes baisses de connectivité sont celles où se produit le développement résidentiel. Au-delà de ce constat, il est intéressant de noter que les impacts ne sont pas limités aux seules zones nouvellement bâties mais peuvent être observés dans des zones beaucoup plus éloignées. Par exemple, dans le scénario S2, les impacts locaux sont beaucoup plus diffus que pour le scénario S1, qui présente pourtant la même forme globale de développement résidentiel. L'étendue spatiale des fortes variations locales de PC_{flux} dans le scénario S2 peut permettre d'expliquer pourquoi, à un niveau global, ce scénario est responsable d'une plus grande réduction de la connectivité écologique que le scénario S1. Ces exemples montrent que le développement résidentiel modifie la connectivité des réseaux écologiques dans des zones qui ne sont pas forcément situées à proximité immédiate des nouveaux bâtiments. Cela souligne la pertinence des analyses de connectivité fonctionnelle, prenant en compte l'ensemble des réseaux écologiques, par rapport aux analyses de connectivité structurelle.

Pour un groupe d'espèces donné, ces cartes d'interpolations peuvent servir de guide pour la planification urbaine. Par exemple, si certaines zones présentant de fortes variations locales de connectivité sont identifiées par des groupes d'experts comme étant intéressantes à protéger, il est possible de déterminer quelles formes d'urbanisation sont les plus souhaitables dans chaque commune. Toutefois, la carte résultant de ce mode opératoire ne présenterait pas forcément le

niveau de réduction de connectivité écologique « optimal », puisqu'il n'est pas toujours possible de savoir clairement à quelles cellules de développement résidentiel (ou d'évolutions de trafic) sont directement liées les variations de PC_{flux}.

Outre la spatialisation précise des impacts écologiques des scénarios d'urbanisation, ces cartes d'interpolations présentent l'intérêt de permettre la comparaison entre les groupes d'espèces et de combiner ces cartes en calculant la moyenne des valeurs de PC_{flux} de chaque groupe d'espèces dans chaque cellule. Comme nous l'avons montré dans la figure 9.4, les valeurs maximales sont très hétérogènes suivant les groupes d'espèces. En faisant une simple moyenne, seuls les groupes d'espèces présentant les valeurs de PC_{flux} les plus importantes contribueraient significativement à l'impact écologique total. Il ne nous semble pas pertinent de donner davantage de poids aux espèces présentant les réseaux écologiques les mieux connectés. Pour que tous les groupes d'espèces aient la même importance, les valeurs de PC_{flux} ont été normalisées entre 0 et 1, à l'état initial et pour chaque scénario. Ce faisant, nous calculons, pour les cellules de toutes les cartes, la moyenne des valeurs de PC_{flux} (normalisées) des seize groupes d'espèces. La figure 9.6 présente ces résultats uniquement à l'état initial.

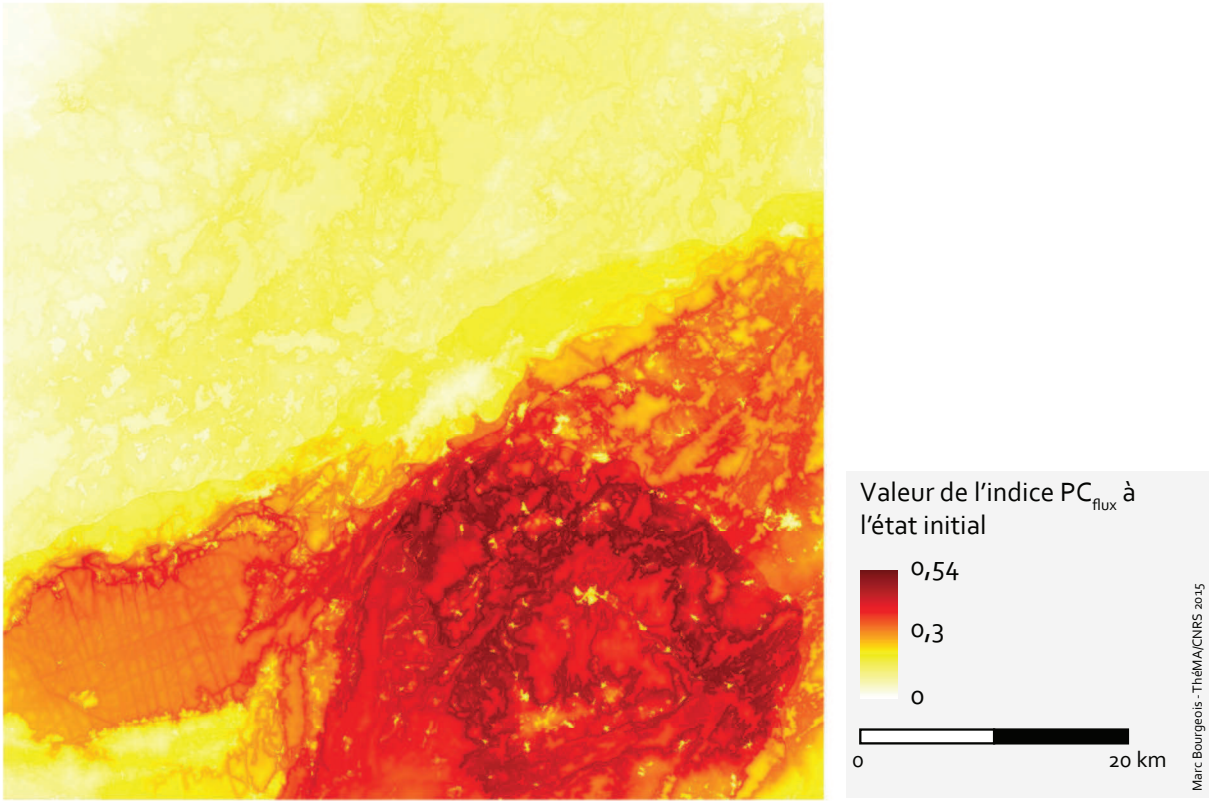


Figure 9.6 • Combinaison des cartes d'interpolations de tous les groupes d'espèces à l'état initial.

Cette carte nous permet de voir quelles sont les zones du terrain d'étude où les valeurs de connectivité sont les plus élevées pour l'ensemble des groupes d'espèces sélectionnés dans ce travail. Les espaces les mieux connectés sont majoritairement situés au Sud de la vallée du Doubs, et plus particulièrement dans les vallées de la Loue et du Lison qui présentent des structures paysagères favorables à la présence de nombreuses espèces (nombreux éléments boisés connectés,

rivières, zones humides et prairies notamment). Cette carte permet également de mettre en évidence l'effet barrière potentiel du Doubs, de l'autoroute A36 et de la LGV Rhin-Rhône puisque les valeurs de connectivité potentielle sont beaucoup plus faibles au Nord de ces éléments linéaires. Toutefois, cette carte ne suggère pas forcément que les milieux les plus intéressants à protéger sont situés au Sud de la zone. Au contraire, il est sans doute plus pertinent d'accroître les mesures de conservation des espèces dans les milieux qui sont les moins bien connectés (*i.e.* au Nord de la zone). Par ailleurs, les valeurs de l'indice PC_{flux} dans les cellules situées à proximité des limites de la zone d'étude ne sont pas significatives, puisqu'elles ne prennent pas en compte les éléments paysagers situés en dehors de l'emprise spatiale représentée ici. Cet effet de bordure n'est cependant pas visible sur les cartes puisque les valeurs ne semblent pas dégradées sur les bords.

Afin de spatialiser la moyenne des impacts écologiques de chaque scénario pour tous les groupes d'espèces, nous calculons un taux de variation de la métrique PC_{flux} entre les états initiaux (standard ou TOD) et chaque scénario. Sur la figure 9.7, nous représentons ainsi les impacts écologiques locaux des formes d'urbanisation pour l'ensemble des groupes d'espèces sélectionnés dans ce travail.

Ces différentes cartes montrent les zones présentant les plus fortes variations de connectivité, pour les seize groupes d'espèces confondus. Ces différents groupes étant censés représenter au mieux l'ensemble des espèces animales de la zone d'étude, nous pouvons affirmer, cependant avec une certaine prudence, que ces cartes permettent d'évaluer localement les impacts écologiques de cinq formes d'urbanisation dans la zone d'étude. Pour un scénario d'urbanisation donné, les réseaux écologiques des espèces situés dans les zones en blanc ne subissent aucune modification notable. En revanche, plus les zones sont foncées, plus la connectivité écologique moyenne de toutes les espèces est réduite. Sans se préoccuper d'une espèce en particulier, ces cartes permettent d'évaluer l'impact écologique des formes d'urbanisation associées à un scénario, et peuvent servir d'outil d'aide à la décision pour des politiques de planification urbaine soucieuses d'une urbanisation durable. Toutefois, cette mise en œuvre n'est pas simple puisque les impacts locaux sont répartis différemment selon les scénarios. Tout dépend donc de l'importance que les décideurs souhaitent accorder à chaque zone du terrain d'étude. Si aucune zone particulière n'est distinguée, il est alors préférable de s'appuyer sur les résultats issus des impacts globaux.

La comparaison des scénarios à partir des cartes présentées dans la figure 9.7 est délicate puisque les différences sont difficiles à percevoir visuellement à l'échelle de la cellule. Pour pouvoir effectuer cette comparaison, nous avons effectué une composition colorée (figure 9.8). Celle-ci permet de distinguer visuellement pour chaque cellule, quel scénario contribue le plus à ses variations de PC_{flux}. Cette représentation permet la comparaison de trois scénarios uniquement, chacun étant associé à une couleur primaire. Par exemple, suivant le principe de synthèse additive des couleurs, lorsque le scénario « bleu » et le scénario « rouge » ont des valeurs bien plus importantes que le scénario « vert », la cellule prendra une couleur magenta. Lorsque les impacts du scénario « rouge » sont plus importants que les deux autres, la cellule prendra une couleur rouge. Si tous les scénarios présentent de fortes variations, la couleur des cellules sera blanche. Si les variations des trois scénarios sont très faibles, la cellule prendra une couleur noire. Nous avons utilisé ce mode de représentation pour comparer les scénarios S1, S3 et S4. Les scénarios

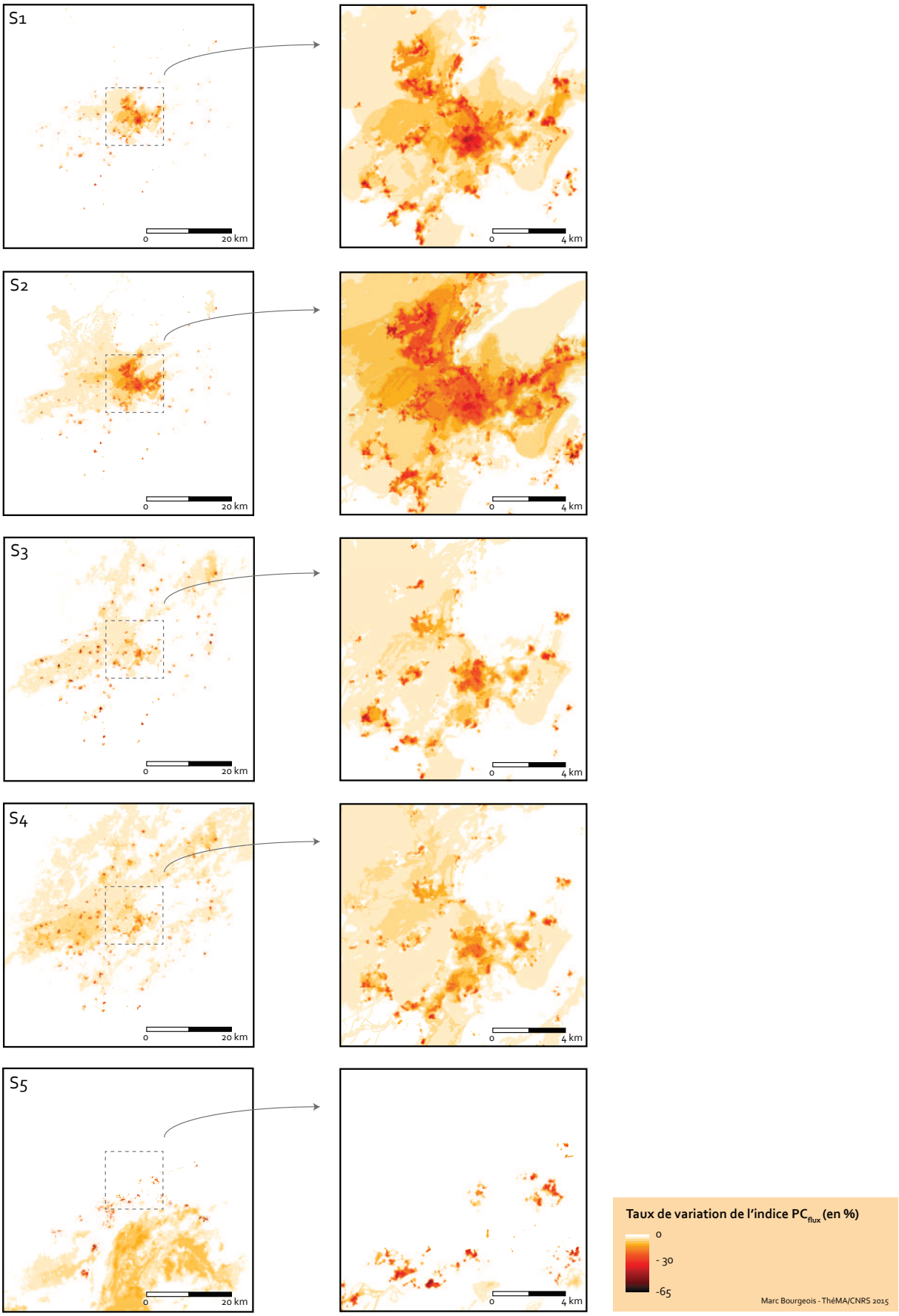


Figure 9.7 • Variations locales de connectivité pour les cinq scénarios d'urbanisation, tous groupes d'espèces confondus.

S1 et S4 ont été retenus car ils sont globalement responsables des plus faibles et des plus forts impacts. Le scénario S5, trop particulier, a été écarté. Afin de choisir entre le scénario S2 et S3, qui présentent des impacts globaux proches, nous avons privilégié le scénario S3 dont les formes d'urbanisation simulées (densité élevée en périurbain) sont plus proches des politiques actuelles de planification urbaine dans la zone d'étude que le scénario S2. Sur la figure 9.8, le scénario S1 est associé au rouge, le scénario S3 au vert et le scénario S4 au bleu.

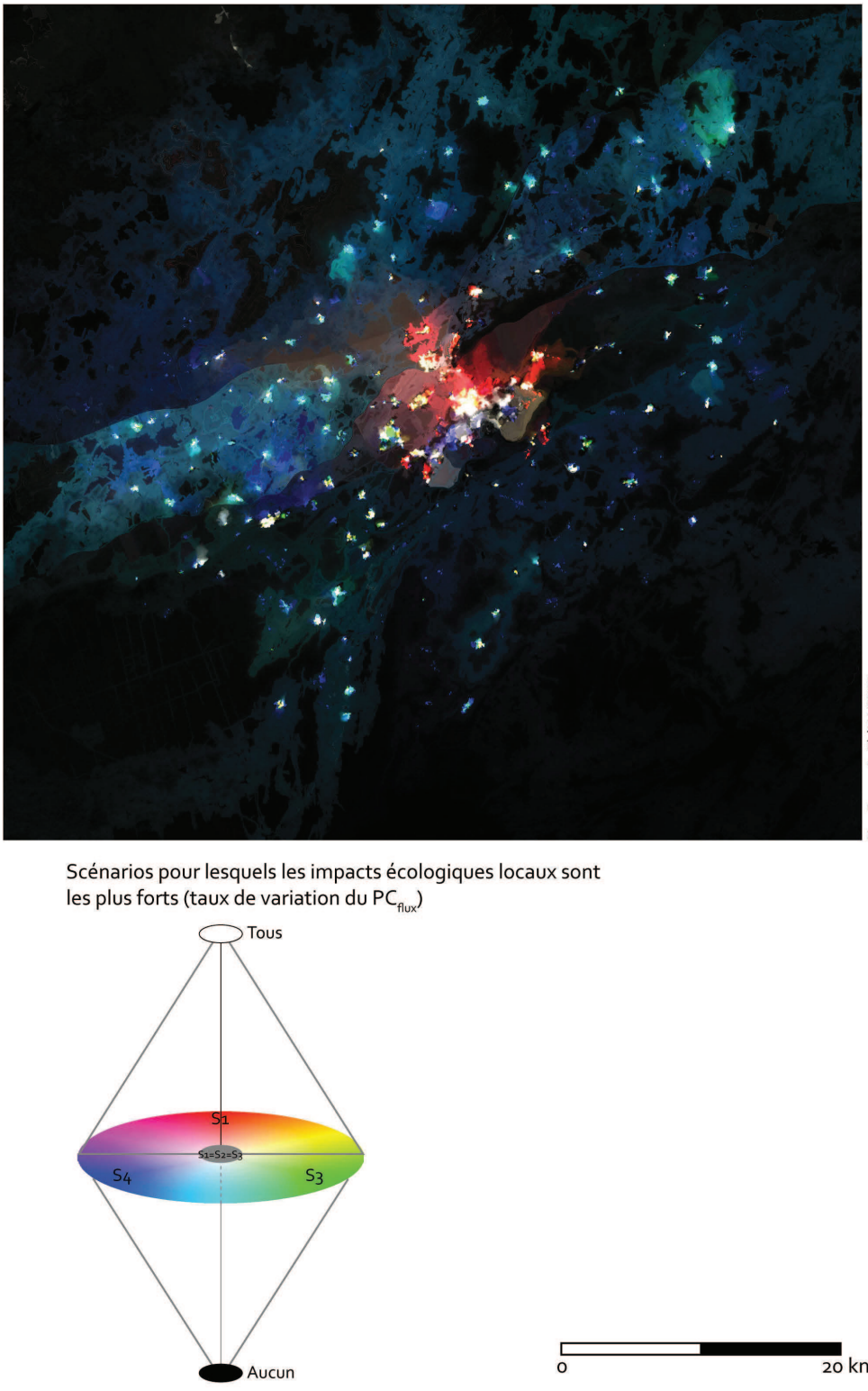


Figure 9.8 • Représentation en composition colorée des impacts écologiques locaux respectifs des scénarios S1 et S3 et S4 pour les seize groupes d'espèces retenus.

Cette composition colorée permet d'identifier quel scénario contribue le plus à l'impact écologique de chaque cellule de la zone d'étude (couleurs rouge, verte et bleue). Les couleurs intermédiaires (magenta, jaune et cyan) nuancent ces impacts en mettant en avant deux des scénarios présentant les plus fortes variations de PC_{flux} par exemple le S3 et le S4 pour la couleur cyan. En premier lieu, cette carte montre la prédominance de la couleur rouge à proximité de la tache urbaine principale, ce qui traduit spatialement la prédominance des impacts du scénario S1 par rapport aux deux autres dans la périphérie proche de Besançon. À l'Ouest de l'Aire Urbaine, la couleur cyan montre la coïncidence spatiale des scénarios S3 et S4. Par contre, les impacts du scénario S4 sont plus fréquemment représentés (couleur bleue) ce qui traduit de forts taux de variations locaux imputables à ce seul scénario. Généralement, lorsque les impacts sont élevés pour le scénario S3, c'est également le cas pour le scénario S4 ce qui explique la faible représentation de la couleur verte. Cela suggère qu'il est préférable de favoriser les formes d'urbanisation locales denses dans les milieux périurbains, afin de limiter leurs impacts sur les réseaux écologiques. Par ailleurs, cette carte met nettement en évidence l'effet barrière des grandes infrastructures de transports terrestres comme la LGV Rhin-Rhône et l'autoroute A36. La localisation périphérique des couleurs les plus foncées est une conséquence logique des simulations limitées par l'Aire Urbaine. Ces couleurs sombres montrent que pour la plupart des espèces, les évolutions urbaines ne modifient pas leurs réseaux écologiques de manière significative s'ils sont éloignés des zones nouvellement bâties.

La composition colorée (figure 9.8) est très précise spatialement puisqu'elle compare l'impact écologique de trois scénarios à l'échelle d'une cellule. Afin de mieux synthétiser ces variations, il peut être intéressant d'agréger ces mêmes résultats à l'échelle communale, pour rendre ces analyses potentiellement plus intéressantes pour des décideurs locaux. Dans la figure 9.9, nous avons réalisé la moyenne des variations de PC_{flux} des cellules par commune de l'Aire Urbaine.

Nous pouvions nous attendre à ce que la ville de Besançon figure dans une teinte rouge vif, puisque le scénario ville compacte (S1) concentre l'urbanisation à proximité de la ville-centre. La teinte grise de cette unité spatiale suggère ainsi que les autres scénarios (S3 et S4) sont également responsables d'impacts écologiques importants dans cette commune. Cela s'explique par le fait que le développement résidentiel simulé des scénarios S3 et S4 ne se produit pas uniquement dans les petites taches urbaines, mais également dans la tache urbaine principale.

Dans la figure 9.10, nous proposons de comparer les scénarios d'urbanisation entre eux d'une manière différente en ne représentant que les scénarios extrêmes présentant soit les plus forts, soit les plus faibles impacts.

Sur la figure 9.10a, la connectivité écologique est réduite de manière plus importante dans les communes périurbaines et au Nord-Ouest de l'Aire Urbaine avec le scénario S2 alors que dans les autres communes, le scénario S4 prédomine. La figure 9.10b montre que les scénarios S3 et S4 ne sont les meilleurs que dans les communes très proches de la ville-centre. Dans le reste de la zone d'étude, le scénario S1 est le meilleur, ce qui est peu surprenant puisque le développement résidentiel des communes périurbaines est très faible dans le cas de la ville compacte. En comparant les scénarios S1 et S4 (figure 9.10c), les différences sont nettement mises en évidence : le S1 provoque les plus forts impacts écologiques dans la tache urbaine principale, alors que le

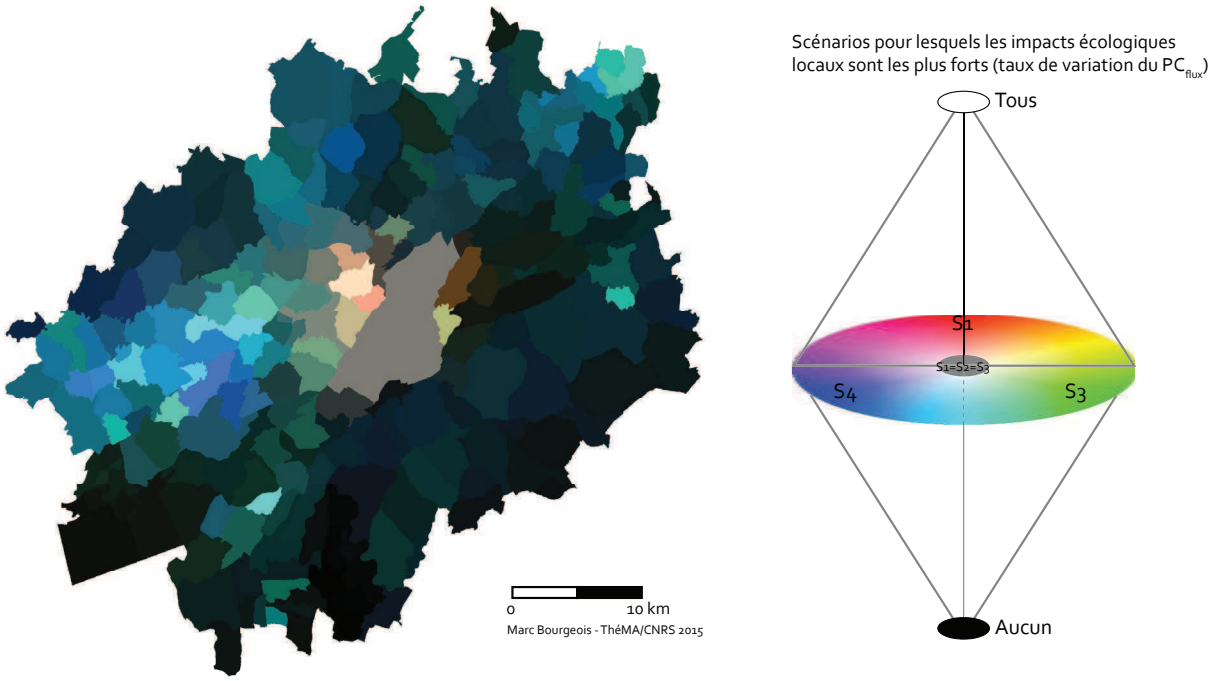


Figure 9.9 • Représentation en composition colorée des impacts écologiques locaux respectifs des scénarios S1 et S3 et S4 pour les seize groupes d'espèces retenus (moyenne par commune de l'Aire Urbaine de Besançon).

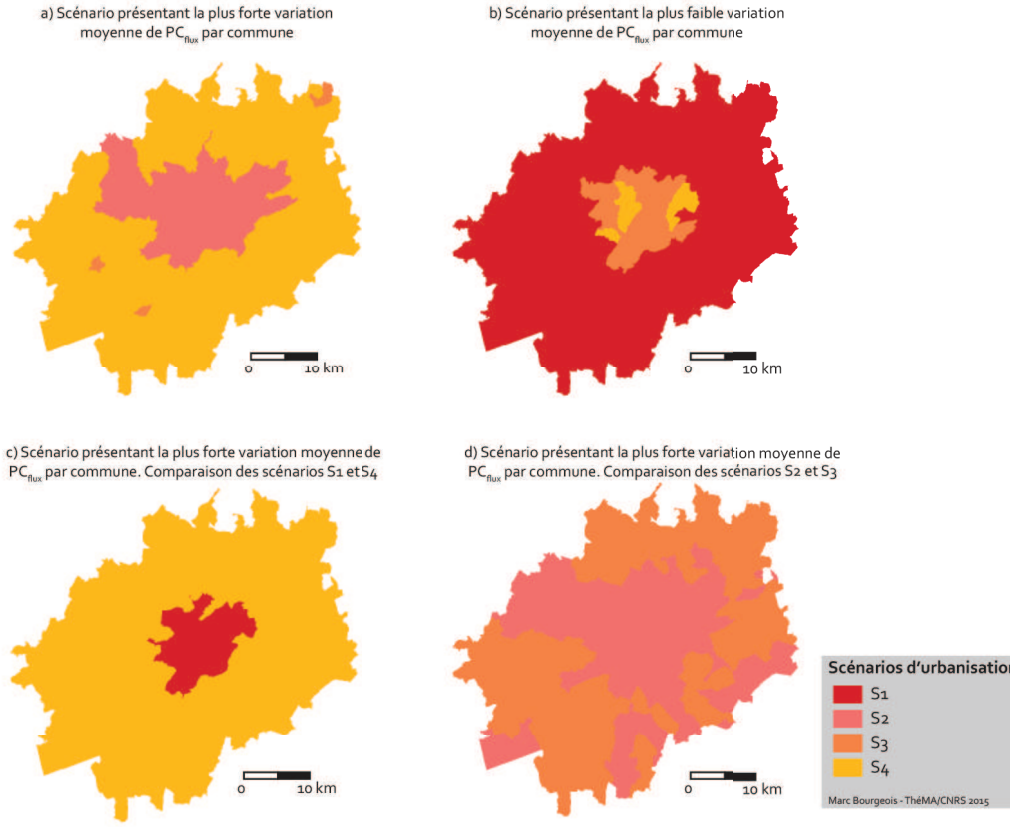


Figure 9.10 • Comparaison des impacts écologiques locaux respectifs des scénarios S1, S2, S3 et S4 pour les seize groupes d'espèces retenus. Moyenne des variations de PC$_{flux}$ par commune de l'Aire Urbaine de Besançon.

S4 prédomine ailleurs. Ce résultat est directement lié à la quantité d'urbanisation simulée dans chaque commune. La comparaison entre les scénarios S2 et S3 est un peu plus intéressante (figure 9.10d) puisqu'elle permet de mieux distinguer ces deux options dont les impacts écologiques globaux sont similaires.

Dans les analyses présentées dans cette section, nous avons considéré que toutes les espèces, et l'ensemble du terrain d'étude nécessitent le même niveau de protection. La section suivante consiste à nuancer ces résultats, en se focalisant sur des zones intéressantes pour la conservation des espèces et en modifiant la pondération attribuée à chaque groupe d'espèces dans l'évaluation finale.

9.3. Évaluation des impacts écologiques des formes d'urbanisation sur les Zones Nationales d'Intérêt Écologique Floristique et Faunistique (ZNIEFF).

Dans les cartes d'occupation du sol conçues pour chaque groupe d'espèces, toutes les cellules d'une même classe ont la même importance (valeur de coût identique). Les impacts écologiques locaux des scénarios sont spatialisés soit par tache, soit dans le continuum spatial par interpolation. Partant du principe que certaines zones sont plus intéressantes pour la conservation des espèces que d'autres, nous choisissons ici d'analyser l'impact des formes d'urbanisation sur ces zones en particulier. Elles peuvent être déterminées de plusieurs manières, à l'aide de données écologiques de terrain, de dires d'experts environnementaux ou de zonages existants. Ne disposant pas des deux premiers types de données, nous choisissons ici de nous appuyer sur les Zones Nationales d'Intérêt Écologique, Floristique et Faunistique (ZNIEFF de type 1). Ces zones sont des inventaires, qui ne constituent pas des périmètres de protection stricte comme peuvent l'être les cœurs de parcs nationaux ou les réserves naturelles. Les ZNIEFF de type 1 sont définies par le Museum National d'Histoire Naturelle comme étant des « secteurs de superficie en général limitée, définis par la présence d'espèces, d'associations d'espèces ou de milieux rares, remarquables ou caractéristiques du patrimoine naturel national ou régional ». Pour nos analyses, les ZNIEFF présentent également l'avantage d'être délimitées par des emprises suffisamment larges, comparativement à de très petites zones que sont les Arrêtés de Protection de Biotope ou les réserves naturelles (figure 7.3, chapitre 7), ce qui permet de mieux les mettre en valeur dans le cadre de nos études d'impacts. Dans notre travail, ces ZNIEFF ont été déterminées comme zones non constructibles (chapitre 4, section 4.2.2). Contrairement à d'autres travaux (p. ex. Mimet, 2012; Mimet *et al.*, 2013; Vimal *et al.*, 2012), il n'est donc pas possible d'analyser ici la modification de ces zones par l'urbanisation. Toutefois, comme nous avons pu le montrer dans ce chapitre, l'urbanisation peut réduire la connectivité des réseaux écologiques dans une zone plus large que sa seule emprise spatiale. Ici, le but est donc d'évaluer plus spécifiquement l'impact écologique des formes d'urbanisation, sur les ZNIEFF de type 1. Ce choix peut être discuté puisque les ZNIEFF n'ont pas forcément été délimitées pour conserver l'ensemble des groupes d'espèces représentées. Par exemple, une ZNIEFF peut être créée car la zone présente un intérêt particulier pour les espèces vivant dans les milieux humides mais pas forcément pour les espèces forestières ou de milieux ouverts. Par simplification, nous considérons que lorsque les taches d'habitat d'un groupe d'espèces sont situées dans une ZNIEFF de type 1, elles présentent un intérêt plus important

pour leur conservation que les taches situées en dehors de ces périmètres. Le tableau 9.1 montre la part de la surface totale des taches d'habitat de chaque groupe d'espèces qui sont comprises dans les ZNIEFF de type 1. Par exemple, 25,8 % des taches d'habitat du groupe Lézard vivipare sont inclues dans ces périmètres. Pour les groupes Chouette chevêche et Petit Rhinolophe, dont les taches sont situées dans les milieux bâtis, cette part est très faible puisque les ZNIEFF sont généralement délimitées dans des espaces naturels mais leurs terrains de chasse, en revanche, peuvent s'y trouver. D'une manière générale, une part importante des taches d'habitat des espèces liées aux milieux humides est localisée dans les ZNIEFF, ce qui montre l'intérêt de ce milieu pour la conservation des espèces.

Espèce représentative de chaque groupe	Habitat préférentiel	Surface totale des taches d'habitat (en ha)	Surface des taches comprises dans les ZNIEFF 1 (en ha)	Part de la surface des taches comprises dans les ZNIEFF 1
Agrion de Mercure	Rivières	658	98,1	14,9 %
Azuré du Serpolet	Espaces ouverts	106079	4065,6	3,8 %
Chat forestier	Espaces ouverts	141337	11779,3	8,3 %
Chouette chevêche	Espaces boisés	395	1,4	0,3 %
Damier de la Succise	Espaces boisés	87977	3813,4	4,3 %
Écureuil roux	Milieux d'interface	175157	14649,7	8,4 %
Gobemouche gris	Espaces boisés	56342	5453,0	9,7 %
Gorgebleue à miroir	Espaces boisés	1388	266,6	19,2 %
Lézard vivipare	Espaces boisés	8703	2245,0	25,8 %
Lynx eurasiatique	Prairies humides	106456	10531,8	9,9 %
Petit rhinolophe	Zones humides	395	1,4	0,3 %
Pic cendré	Zones humides	132497	12080,2	9,1 %
Pipit farlouse	Bâti ancien	5533	940,1	17,0 %
Pouillot siffleur	Bâti ancien	128586	11723,6	9,1 %
Rainette verte	Zones humides	555	48,3	8,7 %
Triton alpestre	Zones humides	163	18,2	11,1 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 9.1 • Part des taches d'habitat de chaque groupe d'espèces comprises dans les ZNIEFF de type 1.

Comme la délimitation des ZNIEFF est indépendante des taches d'habitat identifiées dans notre travail, il est nécessaire de trouver une façon de caractériser le potentiel d'habitat représenté par la métrique PC_{flux} dans chaque ZNIEFF. Pour cela, les valeurs de PC_{flux} calculées au niveau des taches d'habitat présentes dans les ZNIEFF sont agrégées. La valeur de PC_{flux} d'une ZNIEFF donnée est la somme des PC_{flux} des taches, pondérée par leur surface relative au sein de la ZNIEFF. Pour un groupe d'espèces donné, nous calculons le taux de variation de l'indice PC_{flux} de chaque ZNIEFF entre l'état initial et chaque scénario (tableau 9.2 et figure 9.11).

Espèce représentative de chaque groupe	Taux de variation de l'indice PC_{flux} dans l'ensemble des ZNIEFF 1 de la zone d'étude					
	S1	S2	S3	S4	S5	Moyenne
Agrion de Mercure	-0,08 %	-0,14 %	-0,04 %	-0,18 %	-0,01 %	-0,09 %
Azuré du Serpolet	-1,82 %	-2,93 %	-2,77 %	-5,96 %	-4,06 %	-3,51 %
Chat forestier	-0,95 %	-1,14 %	-0,96 %	-1,33 %	-1,07 %	-1,09 %
Chouette chevêche	-1,77 %	-2,58 %	-3,94 %	-6,59 %	-5,59 %	-4,09 %
Damier de la Succise	-0,82 %	-1,43 %	-1,43 %	-0,60 %	-6,64 %	-2,19 %
Écureuil roux	-0,78 %	-0,89 %	-0,91 %	-1,04 %	-0,16 %	-0,76 %
Gobemouche gris	-0,54 %	-1,65 %	-0,52 %	-0,59 %	-1,12 %	-0,89 %
Gorgebleue à miroir	-0,04 %	-0,06 %	-0,01 %	-0,01 %	-0,09 %	-0,04 %
Lézard vivipare	-0,004 %	-0,003 %	-0,004 %	-0,001 %	-0,006 %	0,00 %
Lynx eurasiatique	-0,33 %	-0,38 %	-0,37 %	-0,66 %	-1,88 %	-0,72 %
Petit rhinolophe	-0,67 %	-1,37 %	-4,29 %	-5,84 %	-1,67 %	-2,77 %
Pic cendré	-0,60 %	-0,67 %	-0,65 %	-0,73 %	-1,42 %	-0,82 %
Pipit farlouse	-1,05 %	-1,30 %	-0,56 %	-1,07 %	-0,73 %	-0,94 %
Pouillot siffleur	-0,18 %	-0,28 %	-0,14 %	-0,18 %	-0,16 %	-0,19 %
Rainette verte	-0,00 %	-0,03 %	-0,05 %	-0,01 %	-0,01 %	-0,02 %
Triton alpestre	-0,11 %	-0,11 %	-0,11 %	-0,11 %	-0,13 %	-0,11 %

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 9.2 • Impacts écologiques des cinq scénarios d'urbanisation dans les ZNIEFF de type 1 pour les seize groupes d'espèces.

Ces résultats peuvent être comparés aux résultats globaux, présentés dans la figure 8.3 (chapitre 8). Globalement, l'impact écologique des scénarios d'urbanisation est moins important dans les ZNIEFF de type 1 que dans l'ensemble de la zone, ce qui n'est pas surprenant puisque ces zonages sont souvent situés dans des zones peu menacées par l'urbanisation. Toutefois, les variations observées montrent bien que les taches d'habitat situées dans les ZNIEFF peuvent subir des pertes de connectivité, bien que l'urbanisation y soit proscrite. Par ailleurs, hormis pour le scénario S5, l'impact des scénarios varie peu par rapport aux mesures de connectivité globale. Pour la plupart des espèces, le scénario S1 est celui responsable des plus faibles impacts écologiques des formes d'urbanisation, y compris dans les zones les plus intéressantes pour la conservation des espèces. Inversement, le scénario S4 est généralement responsable des plus fortes diminutions de connectivité sur ces mêmes zones. Cependant, certains résultats obtenus sont originaux. Par exemple pour le groupe Pipit farlouse, les scénarios S1 et S2 présentent des impacts écologiques plus importants que les scénarios S3 et S4, comparativement aux résultats globaux.

Contrairement aux impacts globaux présentés dans le chapitre 8, les impacts écologiques des formes d'urbanisation dans chaque ZNIEFF peuvent être spatialisés. Pour illustrer cela, nous choisissons le groupe Pipit Farlouse, qui possède environ 17 % de ses taches d'habitat (prairies humides) dans les ZNIEFF de type 1. Cet exemple montre que le scénario ville compacte n'est pas forcément optimal pour toutes les espèces. La figure 9.12 montre dans quelle mesure les taches d'habitat du groupe Pipit farlouse situées dans les ZNIEFF de type 1 sont sensibles aux évolutions urbaines de chaque scénario simulé.

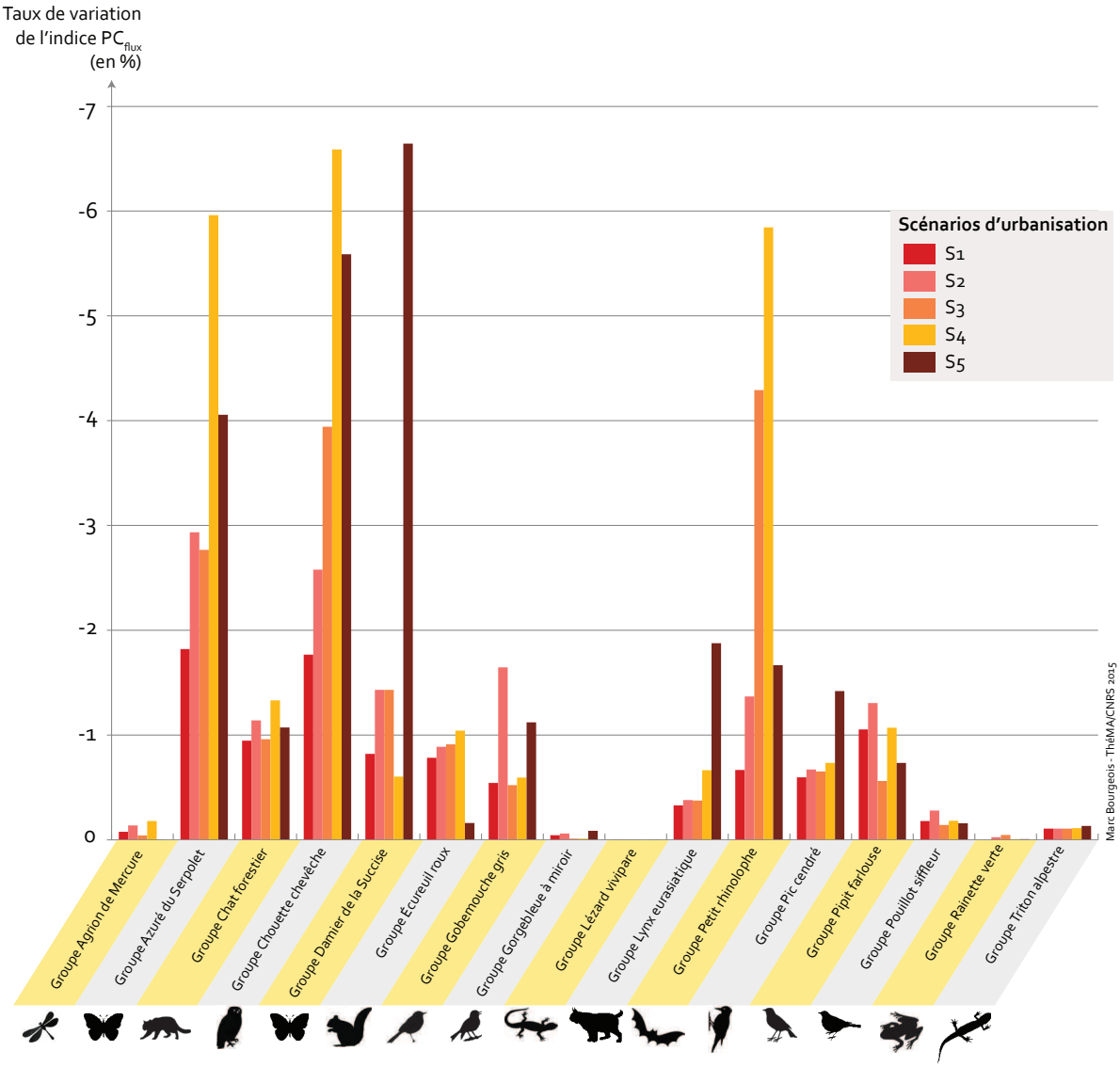


Figure 9.11 • Impacts écologiques des cinq scénarios d'urbanisation dans les ZNIEFF de type 1 pour les seize groupes d'espèces sélectionnées.

Ce type de cartographie (figure 9.12) peut servir de guide pour la protection d'un groupe d'espèces spécifique dans les ZNIEFF de type 1, ici le groupe Pipit Farlouse. Dans ce cas, la ZNIEFF entourée dans la figure 9.12, doit faire l'objet de conservations spécifiques au groupe Pipit farlouse pour le scénario S1. Ces représentations ne permettent toutefois pas de comparer les groupes d'espèces entre eux puisque leurs taches d'habitat sont différentes. Pour y parvenir, les interpolations spatiales des métriques PC_{flux} réalisées dans la section 9.2 peuvent être mobilisées en sélectionnant les cellules comprises dans les ZNIEFF (figure 9.13). Pour un scénario donné, une ZNIEFF peut être représentée par une couleur caractérisant la variation de connectivité locale, entre l'état initial et chaque scénario d'urbanisation.

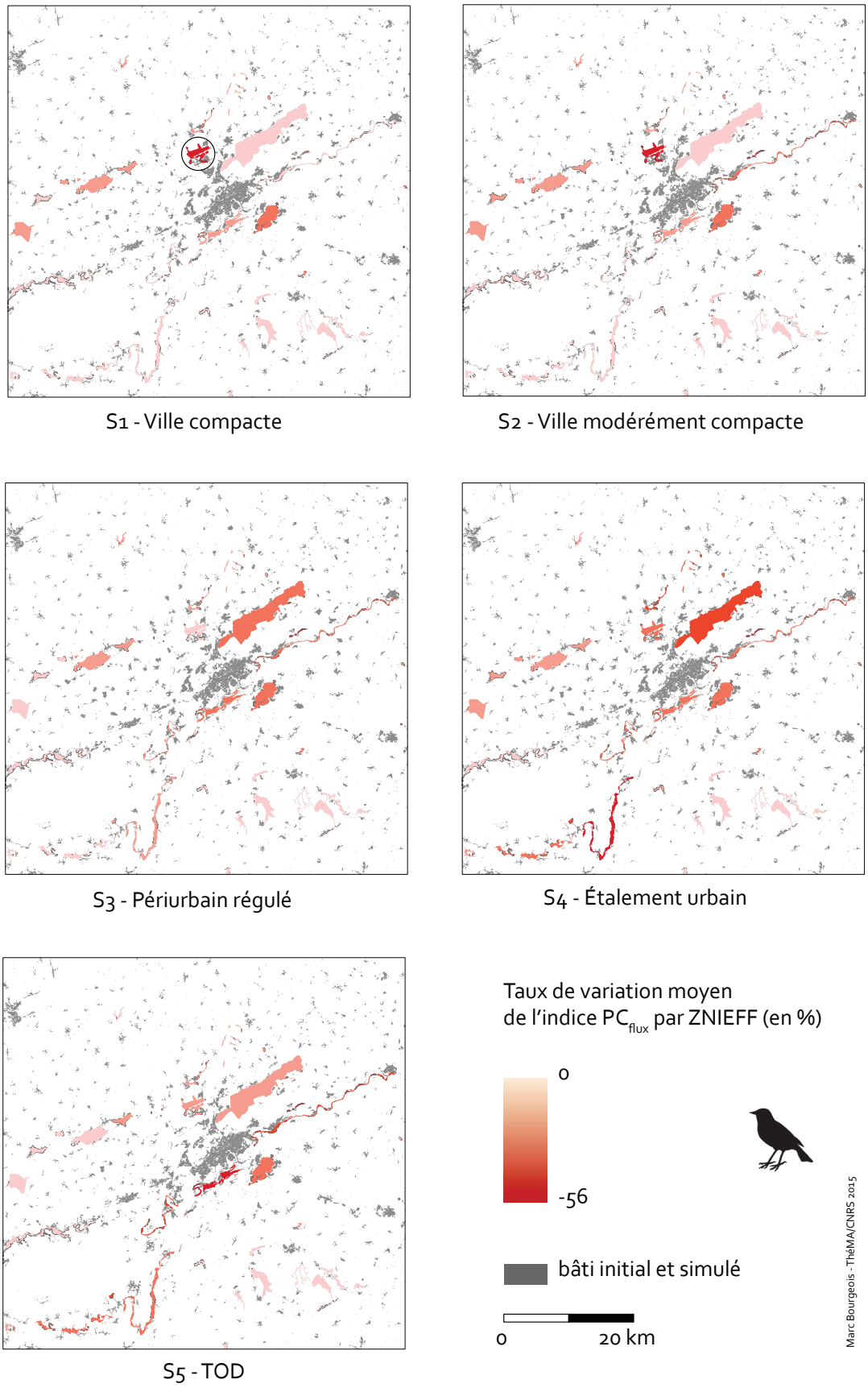


Figure 9.12 • Variations de la connectivité locale des taches d'habitat du groupe Pipit Farlouse dans les ZNIEFF de type 1 pour chaque scénario d'urbanisation.

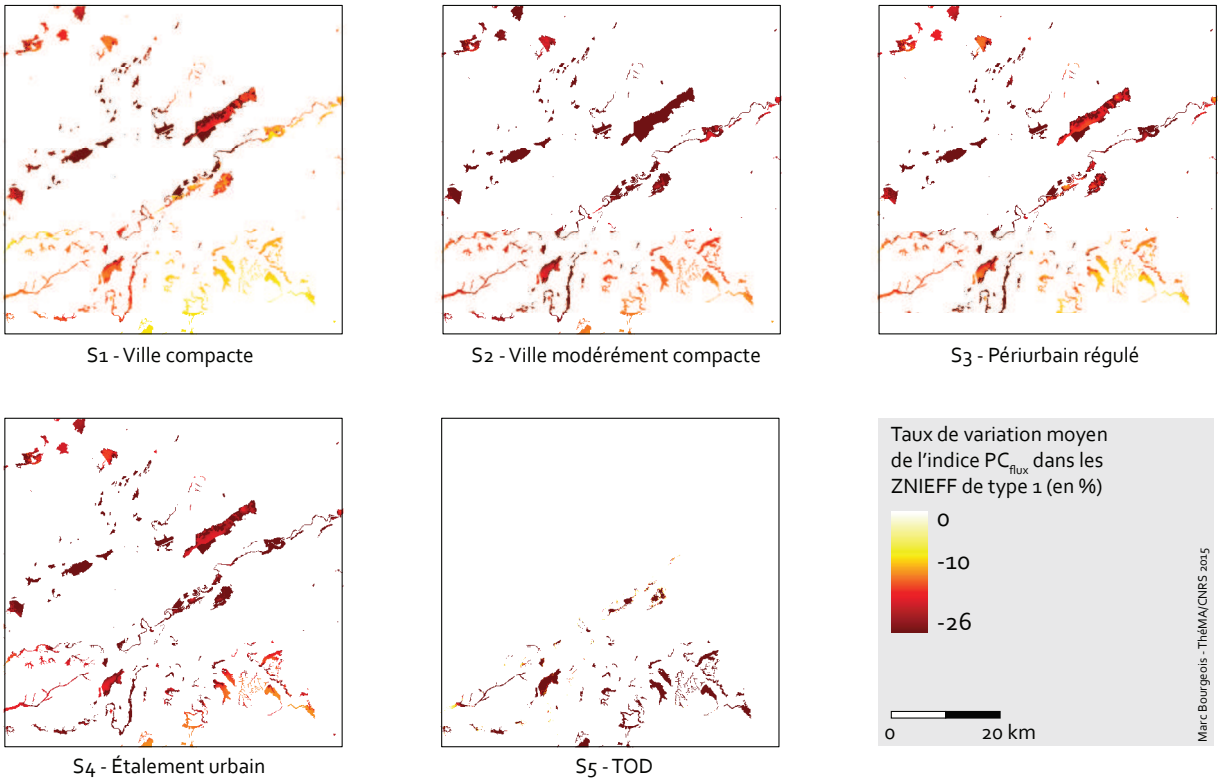


Figure 9.13 • Variations de connectivité locale des ZNIEFF de type 1 pour chaque scénario d'urbanisation, tous groupes d'espèces confondus.

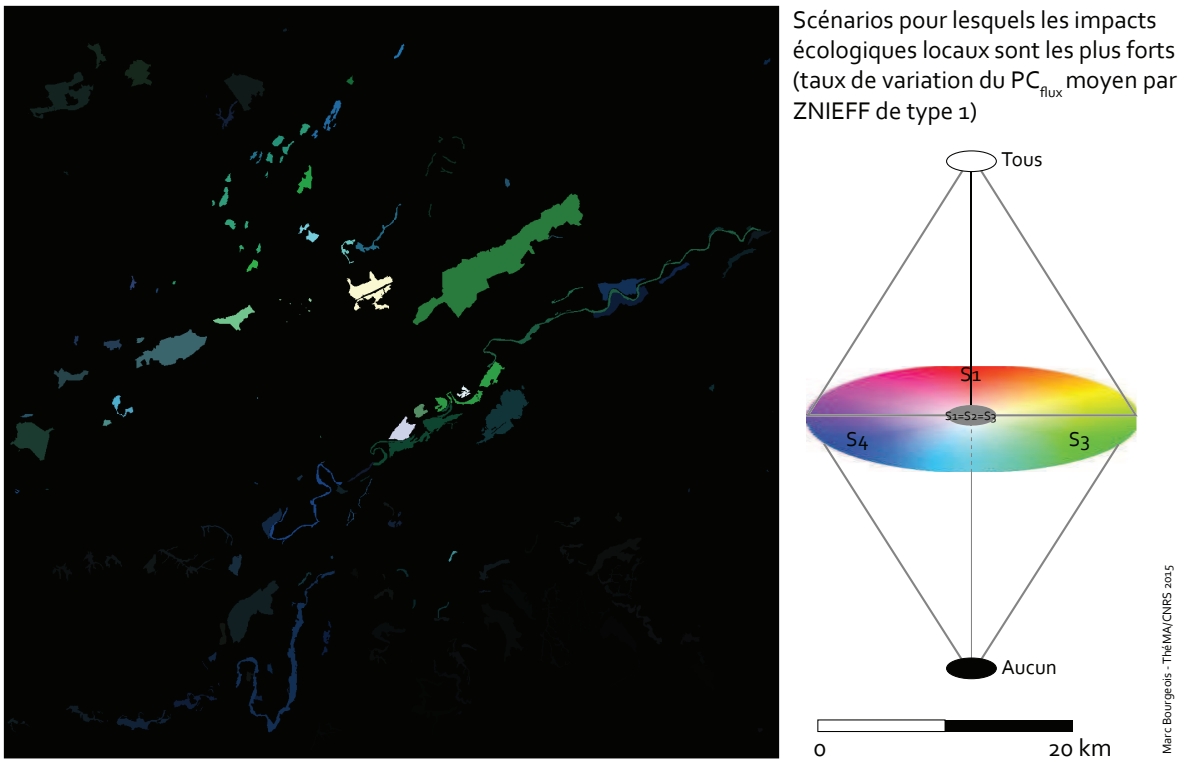


Figure 9.14 • Représentation en composition colorée des impacts écologiques locaux respectifs des scénarios S1 et S3 et S4 pour les seize groupes d'espèces retenus. Moyenne par ZNIEFF de type 1 dans la zone d'étude.

Ces résultats offrent la possibilité de s'intéresser plus particulièrement aux impacts des différentes formes d'urbanisation sur les zones présentant un intérêt pour la conservation des espèces. Ce type de carte permet une meilleure communication auprès d'organismes de protection environnementale par exemple, comparativement à ceux présentés dans la figure 9.7. Pour compléter ces résultats, il est possible de réaliser une carte en composition colorée, comme cela a été fait pour les communes de l'Aire Urbaine (figure 9.9), mais pour les ZNIEFF seulement (figure 9.14).

Ces comparaisons, réalisées à partir des impacts écologiques locaux (normalisés entre 0 et 1) pour chaque groupe d'espèces présuppose que toutes les espèces nécessitent le même niveau de conservation dans la zone d'étude. Or, des experts environnementaux pourraient préconiser d'accentuer les mesures de conservation pour certains groupes d'espèces par rapport aux autres. Par exemple, il est probable que les espèces liées aux milieux humides soient davantage menacées que les espèces forestières, pour qui les taches d'habitat potentielles sont les plus nombreuses. Ne disposant pas d'informations spécifiques sur chaque groupe d'espèces pour mettre en place de telles pondérations, nous proposons d'utiliser les résultats du tableau 9.1 pour les hiérarchiser selon leur importance. Nous considérons donc que plus les espèces comportent de taches d'habitat dans les ZNIEFF de type 1, plus celles-ci sont situées en milieu sensible, et plus elles peuvent être considérées comme importantes à protéger. Suivant ce principe, nous attribuons à chaque groupe d'espèces une pondération entre 0 et 1, 1 étant le groupe d'espèces le plus important à protéger (le groupe Lézard vivipare selon ce critère) (tableau 9.3). Pour une cellule donnée de la carte d'interpolation spatiale d'un groupe d'espèces, nous avons donc :

$$PC_{flux_espèce_pond} = \frac{PC_{flux_espèce}}{PC_{flux_lézard}}$$

Où $PC_{flux_espèce_pond}$ correspond à la nouvelle valeur de PC_{flux} des cellules attribuée selon cette méthode de pondération, $PC_{flux_espèce}$ correspond à la valeur des cellules sans l'application de la pondération, et $PC_{flux_lézard}$ correspond à la valeur de PC_{flux} des cellules du groupe Lézard vivipare.

Les cartes créées à partir de ces pondérations sont construites de la même manière que celles de la figure 9.7, mais elles permettent de prendre en compte l'importance relative des espèces les unes par rapport aux autres (figure 9.15). Notons que cette méthode a tendance à accentuer la protection des espèces liées aux milieux humides. Par contre, les groupes Chouette chevêche et Petit Rhinolophe, dont les taches d'habitat sont situées en milieu bâti (souvent hors des ZNIEFF) se voient au contraire attribuer des pondérations très faibles puisque leur terrain de chasse, déterminant la capacité des taches, n'est pas pris en compte. Comme nous nous basons uniquement sur les taches d'habitat, la méthode d'attribution des pondérations utilisée ici n'est donc absolument pas pertinente d'un point de vue écologique pour ces deux groupes d'espèces.

Espèces représentatives de chaque groupe	Habitat préférentiel	Part de la surface des taches comprises dans les ZNIEFF 1	Pondération attribuée à chaque groupe d'espèces
Agrion de Mercure	Rivières	14,9 %	0,58
Azuré du Serpolet	Espaces ouverts	3,8 %	0,15
Chat forestier	Espaces boisés	8,3 %	0,32
Chouette chevêche	Bâti ancien	0,3 %	0,01
Damier de la Succise	Espaces ouverts	4,3 %	0,17
Écureuil roux	Espaces boisés	8,4 %	0,32
Gobemouche gris	Milieux d'interface	9,7 %	0,38
Gorgebleue à miroir	Zones humides	19,2 %	0,74
Lézard vivipare	Zones humides	25,8 %	1,00
Lynx eurasiatique	Espaces boisés	9,9 %	0,38
Petit rhinolophe	Bâti ancien	0,3 %	0,01
Pic cendré	Espaces boisés	9,1 %	0,35
Pipit farlouse	Prairies humides	17,0 %	0,66
Pouillot siffleur	Espaces boisés	9,1 %	0,35
Rainette verte	Zones humides	8,7 %	0,34
Triton alpestre	Zones humides	11,1 %	0,43

Marc Bourgeois - ThéMA/CNRS 2015

Tableau 9.3 • Pondération attribuée à chaque groupe d'espèces réalisée à partir de la proportion de leurs surfaces de taches d'habitat comprises dans les ZNIEFF de type 1.

Pour l'ensemble de la zone d'étude, les variations observées ne semblent pas très différentes de celles présentées sur la figure 9.7. Pour les scénarios S1 à S4, la somme pondérée des impacts est moins importante selon la pondération attribuée à chaque groupe d'espèces. Ceci s'explique par le fait que les groupes d'espèces mis en avant par ces coefficients présentent en général de faibles impacts écologiques globaux (p. ex. groupe Lézard vivipare ou Rainette verte). En revanche, ces mêmes groupes d'espèces voient la connectivité locale de leurs réseaux écologiques diminuer plus fortement pour le scénario TOD.

Ces cartes sont illustratives et ne peuvent pas être utilisées en tant que telles dans un processus d'aide à la décision, puisque les pondérations ont été déterminées selon le critère « ZNIEFF », qui n'est pas le seul à entrer en compte dans les politiques de conservation de la biodiversité. Néanmoins, elles illustrent tout le potentiel de la démarche et invitent à affiner les résultats obtenus, en pondérant l'importance de certains groupes d'espèces, à partir d'une concertation avec des experts naturalistes.

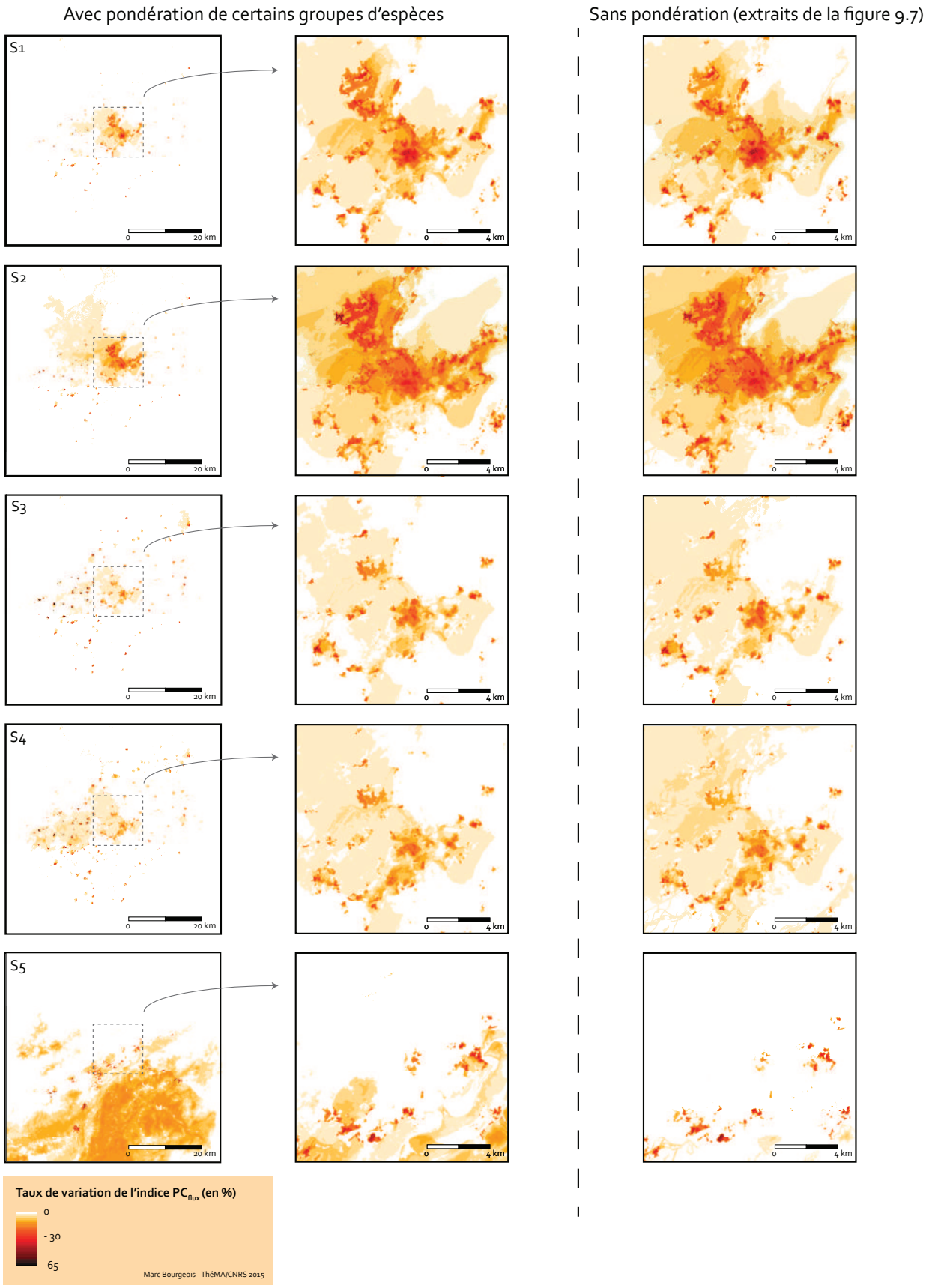


Figure 9.15 • Variations locales de connectivité pour les cinq scénarios d'urbanisation, calculées à partir de la moyenne pondérée des PC_{flux} de tous les groupes d'espèces pour chaque cellule.

Conclusion du chapitre 9

Dans ce chapitre, nous avons vu qu'il était possible de spatialiser les impacts écologiques des scénarios d'urbanisation. Les différentes représentations cartographiques montrent que les scénarios peuvent également être comparés en fonction de leurs impacts locaux respectifs, ce qui permet de mieux comprendre les impacts globaux observés. D'une manière générale, les plus fortes réductions de connectivité écologique sont situées à proximité des zones nouvellement bâties et des axes routiers où le trafic augmente. Cependant, la distribution spatiale des impacts n'est pas aussi simple qu'elle n'y parait puisque les réseaux écologiques de certaines espèces peuvent être modifiés dans des zones qui ne sont pas forcément adjacentes aux nouvelles évolutions urbaines. Pour cette raison, il est difficile de savoir exactement à quelle évolution urbaine est liée la perte de connectivité d'une tache d'habitat donnée. Pour guider la planification urbaine à l'échelle d'une commune, il est possible d'identifier la forme urbaine réduisant le moins la connectivité écologique. Toutefois, l'application de scénarios différenciés pour chaque commune n'est pas possible, puisque la somme de tous les bâtiments simulés serait différente du nombre total de logements souhaités. D'autre part, la diminution de connectivité écologique d'une tache d'habitat située dans une commune donnée n'est pas nécessairement liée aux évolutions urbaines se produisant dans cette même commune. Finalement, nos résultats conduisent à localiser précisément les zones subissant les plus fortes réductions de connectivité, mais ne peuvent pas réellement être utilisés en tant que tels pour guider la planification urbaine à un niveau local. Il est en revanche possible d'identifier les scénarios d'urbanisation permettant de répondre au mieux à certains critères. En ce sens, une forme particulière d'urbanisation peut être préconisée par exemple parce qu'elle limite les impacts écologiques à un certain niveau : de façon globale, sur des taches d'habitat spécifiques, sur certains groupes d'espèces, ou sur des zones spécifiques telles que les ZNIEFF.

Conclusion de la troisième partie

Le calcul de métriques de connectivité à partir des graphes paysagers de chaque groupe d'espèces a permis d'évaluer les impacts écologiques des scénarios d'urbanisation simulés, au niveau global, pour l'ensemble de la zone d'étude et au niveau local, pour les taches d'habitat et, de façon encore plus précise, dans le continuum spatial. Dans l'ensemble, ces résultats montrent que le scénario ville compacte est celui qui limite le mieux la réduction de connectivité des réseaux écologiques, pour la plupart des groupes d'espèces, alors que le scénario étalement urbain est généralement le moins bon selon ce critère. Les variations locales de connectivité associées à chaque scénario peuvent aider à spatialiser ces impacts pour observer plus finement les différences entre les scénarios. Notre modèle semble pertinent pour comparer les différentes formes d'urbanisation selon leurs impacts écologiques respectifs, puisque les analyses de sensibilité réalisées ne remettent pas fondamentalement en question le *rang* des scénarios quels que soient les paramétrages effectués. Par contre, l'*intensité* des impacts est sensible à certains paramètres : les valeurs de coûts, la distance de dispersion ou la taille de la surface minimale des taches d'habitat. La prudence est donc de mise quant à l'interprétation des valeurs absolues de l'indice PC. Celles-ci ne devraient être utilisées que pour ordonner les groupes d'espèces entre eux selon la connectivité de leurs réseaux écologiques et le taux de variation de ces valeurs entre l'état initial et chaque scénario. Ceci permet d'identifier les groupes d'espèces les plus sensibles aux évolutions urbaines. Nous avons ainsi pu montrer que les espèces liées aux milieux ouverts (*i.e.* les plus urbanisés dans nos scénarios) sont ceux pour lesquelles les réseaux écologiques sont les plus déconnectés par les évolutions urbaines. Ces espèces sont en revanche moins sensibles aux évolutions de trafic que les espèces forestières. Finalement, l'ensemble des résultats présentés montre une certaine robustesse de notre modèle qui peut en outre être affiné, par exemple en introduisant des recommandations d'experts en écologie ou en planification urbaine, ou encore appliqué à d'autres terrains d'études.

Conclusion générale

«Après cet air géographe, une petite explication : je ne cherche pas les baffes, je ne cherche pas la baston…»

Les Ogres de Barback - 3-0 (2004)

Le cheminement intellectuel ayant abouti à la réalisation de ce travail de thèse a été initié dans un contexte national favorable à l'évaluation environnementale. L'intérêt croissant porté aux réseaux écologiques des espèces depuis la fin des années 1990 a été à l'origine de dispositifs d'aménagements récents, notamment les Trames Vertes et Bleues, issues du Grenelle de l'Environnement. Les réseaux écologiques, tels que définis par Bennett (1999), doivent permettre de maintenir les processus écologiques dans un espace fragmenté par les activités anthropiques. L'évaluation des impacts pouvant affecter la fonctionnalité des réseaux écologiques fournit en principe des éléments pertinents pour la mise en place de politiques de conservation et d'aménagement du territoire de manière durable (Mougenot et Melin, 2000). Ainsi, les grands projets d'aménagement du territoire comme la construction d'autoroutes ou de Lignes à Grande Vitesse font désormais l'objet d'études d'impacts préalables. Bien qu'il ait été reconnu que ces grandes infrastructures linéaires de transport réduisent la connectivité des réseaux écologiques de manière significative (Shepard *et al.*, 2008), elles ne sont pas les seules responsables de la fragmentation paysagère. Les modifications d'origine anthropique sur les paysages peuvent être de nature diverse : artificialisation des sols, arrachage de haies, homogénéisation des structures paysagères par exemple. Mais parmi toutes ces modifications, la croissance urbaine semble la plus inéluctable. À travers l'histoire, elle a pris différentes formes selon les périodes, les contextes socio-économiques et les contraintes naturelles. Mais que la ville se développe de manière diffuse, compacte ou polycentrique, sa croissance modifie les écosystèmes de manière irréversible, puisqu'elle s'effectue aux dépens des milieux agricoles et « naturels ». Partant du constat que les impacts écologiques respectifs des différentes formes d'urbanisation sont largement méconnus (Alberti, 2005; Bierwagen, 2005), nous avons décidé d'orienter nos recherches pour répondre à une question : quel est l'impact écologique des formes d'urbanisation ? Si cette question, pourtant cruciale pour la mise en œuvre d'une planification urbaine durable (Mörtberg *et al.*, 2013), a été si peu traitée jusqu'alors, c'est en partie dû au fait qu'elle nécessite des transferts de connaissances entre les champs de la géographie, de l'aménagement du territoire et de l'écologie du paysage (Termorshuizen *et al.*, 2007). Par ailleurs, nous avons pu voir que cette question peut être traitée de manière très diverse selon les processus écologiques ciblés et les méthodes d'analyse (observation, modélisation…). Pour rester cohérent avec les politiques de conservation actuelles, nous avons pris le parti d'évaluer l'impact écologique des formes d'urbanisation en nous

intéressant plus particulièrement à la réduction de la connectivité fonctionnelle potentielle des réseaux écologiques des espèces animales.

Quel apport de la modélisation dans le champ de l'évaluation environnementale ?

Dans ce travail de thèse, nous avons choisi de modéliser d'une part les formes d'urbanisation, et d'autre part les réseaux écologiques des espèces animales. Cette approche est originale dans la mesure où la combinaison de ces deux types de modélisations a fait l'objet de peu d'études jusqu'à présent (Tannier *et al.*, 2012b). D'une part, la plupart des autres travaux scientifiques à vocation prospective et ayant recours à la modélisation des réseaux écologiques ne simulent pas la croissance urbaine (p. ex. Girardet *et al.*, 2013; Zetterberg *et al.*, 2010). D'autre part, de nombreuses études simulent la croissance urbaine et en évaluent les impacts écologiques, sans pour autant modéliser les réseaux écologiques des espèces (p. ex. Aguilera *et al.*, 2011; Syphard *et al.*, 2005).

Nous avons simulé les évolutions urbaines de manière prospective, à l'aide de deux outils logiciels : MUP-City et MobiSim. Cinq scénarios prospectifs de développement résidentiel et leurs évolutions de trafic associées ont été simulés : S1 (ville compacte), S2 (ville modérément compacte), S3 (périurbain régulé), S4 (étalement urbain) et S5 (Transit-Oriented Development). La proposition de différents futurs possibles, *via* la modélisation, présente l'avantage de pouvoir être intégrée dans un processus d'aide à la décision.

Des mesures de connectivité diachroniques réalisées à l'aide de graphes paysagers (avant et après modification du paysage) ont déjà été utilisées pour évaluer l'impact écologique d'infrastructures de transports (p. ex. Fu *et al.*, 2010; Girardet, 2013; Gurrutxaga *et al.*, 2011) mais peu d'études se focalisent sur la perte de connectivité imputable aux différentes formes d'urbanisation. Pour répondre à cette question, la démarche méthodologique adoptée dans cette thèse est plutôt simple puisque qu'elle consiste, d'une part à simuler les scénarios d'évolutions urbaines, et d'autre part à modéliser les réseaux écologiques de plusieurs groupes d'espèces. La réduction de la connectivité écologique a été calculée de manière diachronique à partir des graphes construits à l'état initial, et pour chaque scénario d'urbanisation.

Au cours de ce travail, nous avons pu montrer que l'application de ce protocole méthodologique n'est pas aussi simple qu'il n'y paraît. En effet, la simulation de scénarios d'évolutions urbaines réalistes requiert l'utilisation de modèles sophistiqués nécessitant des données spécifiques (zones non constructibles, commerces et services, population synthétique…). De plus, des ajustements ont été nécessaires, par exemple pour extrapoler à l'ensemble de la zone d'étude les valeurs de trafic simulé sur une zone réduite. Par ailleurs, les graphes paysagers nécessitent principalement quatre types de données : une carte d'occupation du sol, une attribution des coûts, la distance de dispersion de l'espèce choisie et la superficie minimale de ses taches d'habitat. Ces données sont toutes propres à chaque espèce sélectionnée et sont estimées à partir d'informations hétérogènes collectées dans la bibliographie dédiée.

La carte d'occupation du sol est le support commun de nos deux modèles (simulation du développement résidentiel et des réseaux écologiques). Les résultats sont donc très dépendants de la manière dont l'occupation du sol est représentée. Dans notre travail, les cartes d'occupation

du sol sont composées d'un nombre limité de classes, rarement supérieur à douze. Bien que la résolution spatiale choisie soit assez fine (10 m), de nombreux éléments du paysage ne sont pas pris en compte, ce qui ne permet pas de caractériser très précisément les taches d'habitat et les zones favorables aux déplacements des groupes d'espèces sélectionnés. Par exemple, les grottes, les falaises ou les types de ripisylves ne sont pas pris en compte dans nos représentations de l'occupation du sol. Pour obtenir des informations supplémentaires, de l'imagerie à très haute résolution spatiale, voire des relevés de terrains pourraient être utilisés, mais ceci demeure très difficile en raison de la grande taille de la zone d'étude choisie.

D'un côté, les approches modélisatrices peuvent être critiquées par leur simplification parfois outrancière de la réalité. Mais d'un autre côté, il faut être conscient que les approches non modélisatrices ne présentent pas non plus des résultats exhaustifs, et sont souvent limitées, dans le cas de suivis de déplacements d'individus, à un nombre très restreint d'individus dans une petite zone d'étude.

Bien que réductrice, l'approche par la modélisation présente de nombreux avantages. D'abord, elle permet de tester l'influence de différents paramètres sur les résultats obtenus. Nous avons en effet pu montrer que ceux-ci ne sont pas forcément sensibles aux valeurs de paramétrages choisies. Ensuite, la modélisation offre la possibilité de tester plusieurs scénarios d'urbanisation différenciés pour identifier le plus favorable au maintien de la connectivité des réseaux écologiques. Enfin, ce type d'approche peut être un support d'aide à la décision pour la planification urbaine et/ou la conservation des espèces en identifiant les meilleures actions possibles en fonction de critères identifiés par les décideurs.

Outre la simplification des réalités urbaines et écologiques, qui peuvent toujours être discutées, le principal inconvénient de l'approche modélisatrice utilisée ici est certainement la multiplicité des modèles. Les outils logiciels, tels que MUP-City, MobiSim ou Graphab, présentent chacun leurs propres spécificités et ont tous trois nécessité des améliorations d'ordre thématique, méthodologique ou technique (réduction des temps de calcul). De plus, certaines des données utilisées ont été traitées uniquement pour notre zone d'étude. C'est le cas par exemple de la population synthétique simulée avec MobiSim, de la géolocalisation, des commerces et services, des zones non constructibles, ou encore la création des cartes d'occupation du sol. L'acquisition et/ou le traitement de données similaires pour un autre terrain d'étude nécessiterait un temps de travail important. Par ailleurs, certains types de données ne sont pas forcément disponibles pour d'autres terrains d'études. C'est le cas par exemple de la BD Sigogne, qui décrit la biodiversité seulement en Franche-Comté.

La plupart des choix méthodologiques faits pour la mise en œuvre des différents modèles peuvent être discutés. Ainsi, bien que réalistes, nos scénarios d'urbanisation ne sont pas réels. Imaginons ces scénarios utilisés concrètement pour la planification urbaine de Besançon. Les cellules bâties simulées ne peuvent pas toujours être construites en réalité pour diverses raisons (contraintes parcellaires ou naturelles, localisation des réseaux, coûts de construction…). Certains artefacts peuvent être observés, par exemple lorsque des cellules sont urbanisées dans les « dents creuses » des zones urbaines. En effet, ces « dents creuses » sont parfois en réalité des zones non constructibles (parcs urbains, places publiques…). La règle d'urbanisation fractale,

qui conditionne fortement la localisation des cellules urbanisées, est un choix méthodologique fort, mais qui permet de favoriser à la fois l'accessibilité aux aménités urbaines et aux aménités vertes (Tannier *et al.*, 2012b). Il est toutefois possible que d'autres formes urbaines, qui ne seraient pas forcément fractales, puissent aussi présenter des caractéristiques favorables à un développement résidentiel durable.

Par ailleurs, nous avons choisi d'évaluer l'impact écologique des formes d'urbanisation sur les réseaux écologiques de seize groupes d'espèces, censés représenter au mieux l'ensemble des espèces animales présentes dans la zone d'étude. Leur sélection a été réalisée en fonction de leur intérêt pour la conservation (espèces TVB), et pour représenter un panel d'espèces aux traits fonctionnels différents. Cependant, certains groupes comportent un grand nombre d'espèces, aux caractéristiques forcément différentes. Le nombre de groupes d'espèces identifiés (seize) est déjà élevé au regard des traitements de données nécessaires pour chacun d'entre eux, mais est certainement encore trop faible pour caractériser au mieux l'ensemble des espèces. L'intégration d'autres groupes d'espèces dans nos analyses n'a pas été possible en raison de difficultés techniques rencontrées (impossibilité de cartographier leur habitat ou manque de données écologiques). Cependant, même si toutes les données nécessaires étaient disponibles pour chaque espèce, il serait techniquement impossible de représenter leurs réseaux écologiques un à un de manière satisfaisante ce qui milite en faveur de l'approche multi-espèces utilisée.

Le choix méthodologique le plus sensible de cette thèse est sans doute celui des valeurs de coûts des cellules de la carte d'occupation du sol. Nous avons pu montrer que le choix de ces valeurs influence certains résultats obtenus. En définitive, nos résultats sont intimement liés au choix de ces valeurs et ainsi aux classes d'occupation du sol identifiées. Bien que certaines études utilisant des chemins de moindre coût soit focalisées sur le choix de ces valeurs (Rayfield *et al.*, 2010; Verbeylen *et al.*, 2003), l'attribution des coûts repose souvent sur des ordres de grandeur (p. ex. Clauzel *et al.*, 2013; Gurrutxaga *et al.*, 2010; Pereira *et al.*, 2011). Au regard de l'importance du choix des valeurs de coûts dans notre modèle, nous pensons que des concertations avec des experts environnementaux permettraient de comparer les données choisies avec des données de terrain. Un calibrage des coûts à partir de données génétiques comme dans Garroway *et al.* (2011) pourrait aussi permettre de proposer des valeurs correspondant au mieux à la réalité écologique. Il n'est toutefois pas certain que des valeurs plus précises changeraient nos résultats obtenus. En effet, comme nous l'avons souligné dans le chapitre 8, les changements de valeurs de coûts influent certes, sur l'intensité des impacts, mais pas sur le classement des scénarios d'urbanisation selon leur capacité à maintenir au mieux la connectivité écologique.

Quel crédit peut-on accorder aux résultats obtenus ?

Les résultats obtenus dans ce travail de thèse, présentés dans les chapitres 8 et 9, sont issus d'un grand nombre d'analyses et de traitements de données. Pour simuler les formes d'urbanisation, il a fallu paramétrer, calibrer et affiner cinq scénarios de développement résidentiel et attribuer des valeurs de comptage et de simulation à chaque tronçon routier. Pour la modélisation des réseaux écologiques, en incluant les analyses de sensibilité, nous avons construit 246 cartes d'occupation du sol, 457 cartes de coûts différentes et pas moins de 1 013 graphes paysagers. Conformément à l'une de nos hypothèses principales, et aux résultats d'autres études (p. ex. Conway, 2009),

nous avons ainsi pu montrer, analyses de sensibilité à l'appui, que la ville compacte est la forme d'urbanisation permettant de maintenir le mieux la connectivité potentielle des réseaux écologiques d'un panel d'espèces représentatif dans notre zone d'étude.

Faut-il pour autant préconiser des formes d'urbanisation compactes pour une croissance urbaine durable ? Bien que l'importance des réseaux écologiques pour la conservation des espèces fasse consensus dans la communauté scientifique (Bennett, 1999; Minor et Urban, 2007), l'urbanisation peut perturber les écosystèmes et les espèces de manière plus large (pollution de l'air et de l'eau, imperméabilisation des sols ou nuisances sonores) (Alberti *et al.*, 2003). Nos analyses permettent d'évaluer les impacts des formes d'urbanisation sur un seul critère : la connectivité des réseaux écologiques. Toutefois, nous ne nous intéressons pas directement aux relations trophiques entre les espèces ni aux relations de compétition interspécifiques pouvant exister entre elles. Il est donc possible que la réduction d'une population d'individus due à une forme d'urbanisation cause indirectement la disparition de leurs prédateurs même si leurs réseaux écologiques ne sont pas directement modifiés par la croissance urbaine.

Si nous montrons bien que la ville dense et compacte est le modèle de ville le plus intéressant pour le maintien de la connectivité écologique, nous ne prenons pas en compte tous ses autres effets négatifs sur les écosystèmes. Par exemple, il a été montré que la densification des villes, en réduisant les espaces verts intra-urbains, était responsable de l'augmentation de l'îlot de chaleur urbain (Ng *et al.*, 2012). Les travaux de Whitford *et al.* (2001) montrent aussi que les villes compactes sont globalement très performantes au regard de certains indicateurs environnementaux, mais le sont en revanche très peu d'un point de vue local. Ces résultats concordent avec les nôtres dans le sens où l'on observe de fortes réductions de connectivité écologique dans la tache urbaine principale pour le scénario S1. Dans notre travail, l'importance des espaces verts intra-urbains a été sous-estimée, puisqu'ils contribuent souvent peu à la connectivité des réseaux écologiques tels qu'ils ont été modélisés car la plupart des groupes d'espèces sélectionnés évitent les zones urbaines. Cela n'est pas anodin puisque certaines études s'inscrivant dans le champ de l'écologie urbaine insistent sur l'importance de ces réservoirs de biodiversité pour le maintien des écosystèmes urbains (Savard *et al.*, 2000). Comme préconisé par Wu (2008) et Mörtberg *et al.* (2013), une forme urbaine durable doit faire le lien entre l'écologie *dans* les villes (comme la biodiversité dans les paysages urbains), et l'écologie *des* villes (comme le maintien des flux des organismes à travers les systèmes urbains). Dans notre cas, l'écologie *des* villes est prise en compte, mais pas forcément l'écologie *dans* les villes. La densification des zones urbaines, induites par le modèle de la ville compacte peut avoir d'importantes conséquences sur les écosystèmes urbains dans la mesure où ce phénomène peut causer le déclin d'espèces non prises en compte dans notre travail, par exemple les arthropodes (Vergnes *et al.*, 2014) ou d'une manière plus générale, l'ensemble des espèces vivant dans les milieux urbains (Clergeau et Machon, 2014). Conformément aux préconisations formulées par Vergnes *et al.* (2014) ou Whitford *et al.* (2001), nous suggérons donc de mitiger la densification urbaine, afin de réduire les impacts écologiques sur certaines espèces non prises en compte dans notre travail. Toutefois, le scénario S1 n'est pas strictement compact et dense, puisque la règle d'urbanisation fractale adoptée permet de maintenir des espaces non bâtis au sein du tissu bâti.

Les scénarios S2 et S3, dont les impacts sur les réseaux écologiques sont un peu plus importants que pour le scénario S1, semblent être un bon compromis entre la ville compacte et l'étalement urbain. S'il fallait choisir un de ces deux scénarios (dont les impacts sont similaires) pour guider une politique de planification, nous préconiserions le scénario périurbain régulé (S3). En effet, d'autres études ont déjà montré que la densification dans les petites taches urbaines permettait d'améliorer la connectivité écologique à une échelle plus large (Bierwagen, 2007). Par ailleurs, le scénario S3, favorisant l'urbanisation en milieu périurbain, est un de ceux présentant la meilleure accessibilité aux aménités vertes et naturelles (Tannier *et al.*, 2012b). Nous avons également montré que les évolutions de trafic liées à ce scénario, certes importantes sur certains axes, ne sont pas forcément plus élevées que pour le scénario S2, où le trafic augmente fortement à proximité des zones urbaines (risque de congestion). Par ailleurs ce scénario est certainement l'un des plus acceptables socialement (avec le S4), puisqu'il évite le développement d'une ville trop compacte, et préconise d'urbaniser principalement dans les zones périurbaines, ce qui est conforme aux attentes d'une part importante de la population. Il faut néanmoins être conscient que ce type de modèle préconise une urbanisation dense en milieu périurbain, ce qui se traduit concrètement par une diminution de la taille des parcelles et des jardins privatifs et une proximité plus forte aux autres bâtiments.

Nos résultats valident l'hypothèse selon laquelle l'étalement urbain est la forme d'urbanisation responsable de la plus grande fragmentation paysagère, induisant une réduction de la connectivité des réseaux écologiques, ce qui a toutefois déjà été montré dans de nombreuses études (p. ex. Alberti, 2005; Luck et Wu, 2002; Theobald *et al.*, 2000). Conformément à ce que nous attendions, nous montrons également que les espèces aux faibles capacités de déplacements sont plus sensibles aux évolutions urbaines que celles à grandes capacités de déplacements, notamment en raison de l'effet barrière de l'urbanisation (Marull et Mallarach, 2005). Cependant, ces résultats contredisent ceux obtenus par Bierwagen (2007) et Tannier *et al.* (2012a) qui montrent l'effet inverse. Ceci peut s'expliquer par le fait que la quantité d'urbanisation simulée dans ces deux études est beaucoup plus importante que la nôtre.

Par ailleurs, nos hypothèses de départ concernant le scénario TOD (S5) sont invalidées. En effet, il était attendu une baisse significative du trafic routier par rapport aux autres scénarios qui n'est pas apparue dans nos résultats. Les plus faibles augmentations de trafic observées par rapport aux autres scénarios ne suffisent pas à compenser l'effet barrière engendré par le développement résidentiel concentré autour de quelques gares ferroviaires et stations de tram. Toutefois, le scénario S5 ne correspond pas entièrement aux caractéristiques du modèle de ville TOD, au sens de Calthorpe (1993) notamment car la fréquence d'utilisation des transports en commun par les usagers, suggérée par les nouvelles localisations résidentielles à proximité des gares, n'est pas augmentée de manière significative. Pour cela, il conviendrait de relocaliser certaines activités économiques à proximité des gares ferroviaires afin de réduire le nombre de trajets domicile-travail. Cependant, même dans ce cas, il n'est pas certain que ce type de scénario réduise davantage les impacts écologiques. En effet, nous avons montré que ces impacts dépendent du nombre de taches d'habitat situées à proximité des gares et haltes ferroviaires.

Une des spécificités de ce travail a été de simuler les évolutions de trafic associées au développement résidentiel, ce qui a apporté une réelle plus-value au degré de réalisme des scénarios. L'urbanisation simulée sur l'ensemble de la zone d'étude étant plutôt d'une faible intensité (1 400 logements/an, conformément aux préconisations du SCoT du Grand Besançon), les variations de trafic observées sont assez peu importantes, même si elles sont différenciées selon les scénarios. Ces augmentations ne changent pas (ou peu) le classement des scénarios par leur niveau d'impact sur la connectivité écologique. Par contre, nous avons démontré que le trafic joue un rôle important sur l'intensité des impacts écologiques de chaque scénario, en particulier pour les espèces forestières. Nous mettons ici en avant uniquement l'effet barrière du trafic comme le font Iuell *et al.* (2003), mais pas l'effet barrière des routes sur la connectivité des groupes d'espèces sélectionnés. Celui-ci n'est pas clairement identifié, puisque ces infrastructures sont déjà présentes à l'état initial, contrairement à d'autres travaux comme Fu *et al.* (2010) par exemple.

Les données de trafic sont plutôt difficiles à acquérir puisqu'elles nécessitent l'utilisation et le calibrage d'un modèle LUTI (ici MobiSim). Toutefois, dans le cadre d'autres études prospectives des impacts écologiques de la croissance urbaine, nous recommandons d'avoir recours à la simulation du trafic routier, qui contribue largement à la réduction de la connectivité paysagère (de 15 à 76 % en moyenne par scénario selon les groupes d'espèces). Le trafic routier n'étant pas visible sur une carte d'occupation du sol, nous suggérons d'utiliser ce type de données également pour les évaluations rétrospectives des impacts écologiques de l'urbanisation. Dans ce cas, des données de comptage routier historiques pourraient être utilisées à la place des données de simulation.

Au final, notre démarche modélisatrice semble plutôt fiable et robuste pour comparer à la fois les impacts respectifs des formes d'urbanisation sur la connectivité potentielle des réseaux écologiques et les groupes d'espèces entre eux selon ce critère. En revanche, l'interprétation de l'intensité des impacts est plus délicate, puisqu'elle est liée aux choix de paramétrages, notamment des valeurs de coûts et de la distance de dispersion. De plus, il n'est pas possible de savoir dans quelle mesure la réduction du PC peut rendre des taches d'habitat défavorables pour certaines espèces ou conduire à un isolement des sous-populations. Il faudrait pour cela relier ces impacts à un suivi démographique ou des données génétiques. Il serait alors possible de déterminer si une faible différence d'impacts entre les scénarios est significative. Dans le cas contraire, les résultats de ce travail montreraient que l'impact des formes d'urbanisation simulées dans notre zone d'étude est négligeable pour le maintien de la connectivité des réseaux écologiques des espèces animales.

L'ensemble de nos analyses a été effectué sur un seul terrain d'étude comprenant l'Aire Urbaine de Besançon. Cette zone d'étude présente la caractéristique d'être composée majoritairement d'espaces ruraux, hormis à proximité de Besançon. Les taches d'habitat des espèces sont donc déjà bien connectées à l'état initial, surtout celles composées de milieux ouverts ou forestiers. La structure paysagère de la zone peut donc en partie expliquer les faibles impacts observés. Considérant cela, il est légitime de se demander si les résultats obtenus seraient similaires dans d'autres terrains d'études, centrés sur des villes plus grandes ou sur des espaces naturels beaucoup

plus fragmentés par l'urbanisation. Malheureusement, l'application de la méthodologie n'a pas été possible sur une autre zone d'étude. Au regard des données dont nous disposions, notamment une carte d'occupation du sol à 10 mètres de résolution en Bourgogne, il a été envisagé de travailler sur l'Aire Urbaine de Dijon, mais les données nécessaires aux simulations de développement résidentiel et de trafic dans MobiSim (population synthétique, mobilités quotidiennes…) n'ont pas été préparées dans le temps imparti de cette thèse. *A priori*, nous pensons que l'ordre des scénarios selon leur impact écologique respectif resterait globalement le même dans une autre zone d'étude. En effet, comme le scénario S1 est le meilleur pour la plupart des groupes d'espèces présentant des taches d'habitat différentes, il est probable qu'un changement de configuration de la mosaïque paysagère n'influera pas particulièrement ces résultats. Par contre l'intensité de ces impacts devrait varier selon la zone d'étude. Nous pensons donc que les actions de conservation impliquant la priorisation des taches d'habitat des espèces ne peuvent être appliquées partout avec succès car chaque zone d'étude comporte ses propres spécificités. Ainsi, les principes clés pour les actions de conservation (Crouzeilles *et al.*, 2013) devraient être testés pour chaque zone d'étude.

Un appui à l'aménagement du territoire et à la biologie de la conservation ?

L'approche par la modélisation que nous revendiquons dans cette thèse nous semble utile pour engager un processus d'aide à la décision dans le champ de la planification urbaine et/ou pour la mise en place de mesures de conservation. En effet, d'après notre modèle, nous sommes en mesure de préconiser le développement de certaines formes d'urbanisation plutôt que d'autres pour favoriser une croissance urbaine durable. Toutefois, ces recommandations ne peuvent être proposées que pour l'ensemble de l'Aire Urbaine de Besançon, qui ne constitue pas un zonage administratif opérationnel. Pour traduire nos scénarios dans des documents de planification urbaine, il pourrait être intéressant d'évaluer pour chaque commune (ou à une échelle supra-communale, type SCoT), quel est le scénario favorisant le mieux la connectivité écologique des espèces animales. Malheureusement, il n'est pas possible de différencier les scénarios d'urbanisation à préconiser selon les communes, puisque le nombre de logements souhaités ne serait pas forcément atteint. En effet, dans une commune périurbaine, le scénario S1 sera probablement le meilleur puisque le nombre de logements simulés y est très faible, voire inexistant. Le phénomène inverse pourrait être identifié dans la commune de Besançon pour le scénario S4. Au final, suivant ce protocole, le nombre de logements à construire serait donc largement inférieur au nombre total souhaité. Nos résultats doivent donc être pensés de manière globale, pour toute l'Aire Urbaine, mais il n'est pas simple de formuler des recommandations au niveau local, à partir des interpolations de métriques de connectivité par exemple.

La démarche méthodologique de cette thèse pourrait également être utilisée pour mener des études d'impacts de certains projets d'urbanisme. À la place de nos scénarios d'urbanisation simulés, il serait par exemple possible d'intégrer un ou plusieurs scénarios d'urbanisation opérationnels, comme différentes propositions de PLU délimitant les zones à urbaniser dans les années futures (Tannier *et al.*, 2015). À partir des graphes paysagers construits à partir de ces nouvelles cartes d'occupation du sol, il serait possible d'évaluer l'impact écologique respectif de ces documents de planification urbaine. Par ailleurs, nous pouvons aussi proposer la démarche

inverse, à savoir suggérer l'ouverture de zones à l'urbanisation dans les zones présentant le plus faible intérêt pour la connectivité des réseaux écologiques à l'état initial, bien que ce type de protocole ne permette pas de répondre à la question initiale de cette thèse.

La spatialisation de la connectivité locale à l'état initial a pu être réalisée à l'aide d'interpolations des métriques locales de connectivité. Cette démarche peut être utile à la mise en place de mesures de conservation des espèces. Par exemple, ces cartes peuvent aider à déterminer des réservoirs de biodiversité dans la zone d'étude qu'il conviendrait de protéger. En calculant d'autres métriques à partir des graphes paysagers, comme un indice de centralité intermédiaire (BC) ou en utilisant la théorie des circuits, il pourrait être intéressant d'identifier quelles sont les zones clés pour le maintien de la connectivité des réseaux écologiques. En définissant ces zones comme non urbanisables dans nos scénarios, il serait possible de vérifier si les formes d'urbanisation se produisant dans le reste de la matrice paysagère présentent toujours des impacts écologiques différenciés. Dans le cas contraire, les recommandations formulées viseraient plutôt à déterminer des zones où l'urbanisation est proscrite, plutôt que d'identifier des zones où l'urbanisation peut se produire, comme nous l'avons fait dans ce travail.

Au final, l'ensemble des résultats obtenus dans cette thèse permettent d'identifier les formes d'urbanisation limitant le plus la réduction de la connectivité des réseaux écologiques des espèces animales dans la région urbaine de Besançon. Ces résultats peuvent servir d'appui aux gestionnaires de la planification urbaine et de la conservation de la nature pour favoriser une croissance urbaine durable.

ANNEXES

Profil écologique	Groupe d'espèces		Espèce TVB FC
	Nom vernaculaire	Nom latin	
Amphibiens préférant les milieux boisés	Grenouille agile	*Rana dalmatina*	
	Grenouille rousse	*Rana temporaria*	
	Sonneur à ventre jaune	*Bombina variegata*	X
	Triton alpestre	*Ichthyosaura alpestris*	X
	Triton crêté	*Triturus cristatus*	X
	Triton ponctué	*Lissotriton vulgaris*	
Amphibiens préférant les milieux ouverts	Crapaud calamite	*Bufo calamita*	
	Rainette verte	*Hyla arborea*	
Chiroptères	Barbastelle d'Europe	*Barbastella barbastellus*	
	Minioptère de Schreibers	*Miniopterus schreibersii*	X
	Murin de Bechstein	*Myotis bechsteinii*	
	Petit Murin	*Myotis blythii*	
	Grand Murin	*Myotis myotis*	
	Rhinolophe euryale	*Rhinolophus euryale*	
	Grand rhinolophe	*Rhinolophus ferrumequinum*	
	Petit Rhinolophe	*Rhinolophus hipposideros*	X

Profil écologique	Groupe d'espèces		Espèce TVB FC
	Nom vernaculaire	Nom latin	
Espèces préférant les milieux aquatiques (hors amphibiens et poissons)	Phragmite des joncs	*Acrocephalus schoenobaenus*	
	Locustelle luscinioïde	*Locustella luscinioides*	
	Gorgebleue à miroir	*Luscinia svecica*	
	Martin-pêcheur d'Europe	*Alcedo atthis*	
	Cincle plongeur	*Cinclus cinclus*	
	Couleuvre à collier	*Natrix natrix*	
	Couleuvre vipérine	*Natrix maura*	
Insectes de milieux humides faibles disperseurs	Agrion de Mercure	*Coenagrion mercuriale*	X
	Azuré des Mouillères	*Maculinea alcon*	X
	Cordulie arctique	*Somatochlora arctica*	X
	Épithèque bimaculée	*Epitheca bimaculata*	X
	Leucorrhine à large queue	*Leucorrhinia caudalis*	X
Insectes de milieux ouverts et arborés faibles disperseurs	Azuré du Serpolet	*Maculinea arion*	X
Insectes de milieux ouverts et arborés moyens disperseurs	Damier de la Succise	*Euphydryas aurinia aurinia*	X
Mammifères forestiers très grands disperseurs	Lynx eurasiatique	*Lynx lynx*	X
Mammifères forestiers grands et moyens disperseurs	Chat forestier	*Felis silvestris*	X
	Cerf élaphe	*Cervus elaphus*	
	Chevreuil	*Capreolus capreolus*	
	Martre des pins	*Martes martes*	
	Sanglier	*Sus scrofa*	
Mammifères forestiers petits disperseurs	Belette	*Mustela nivalis*	
	Écureuil roux	*Sciurus vulgaris*	
	Hermine	*Mustela erminea*	
	Lapin de garenne	*Oryctolagus cuniculus*	
Oiseaux de milieux arborés	Gobemouche noir	*Ficedula hypoleuca*	
	Pipit rousseline	*Anthus campestris*	
	Gobemouche gris	*Muscicapa striata*	
	Alouette lulu	*Lullula arborea*	
	Pie-grièche à tête rousse	*Lanius senator*	
	Grosbec casse-noyaux	*Coccothraustes coccothraustes*	

Profil écologique	Groupe d'espèces		Espèce TVB FC
	Nom vernaculaire	Nom latin	
Oiseaux de milieux ouverts moyens disperseurs	Alouette calandrelle	*Calandrella brachydactyla*	
	Bruant ortolan	*Emberiza hortulana*	
	Cisticole des joncs	*Cisticola juncidis*	
	Linotte mélodieuse	*Carduelis cannabina*	X
	Pie-grièche écorcheur	*Lanius collurio*	
	Pipit farlouse	*Anthus pratensis*	X
	Pouillot de Bonelli	*Phylloscopus bonelli*	
	Rousserolle verderolle	*Acrocephalus palustris*	
	Traquet tarier	*Saxicola rubetra*	X
Oiseaux de milieux ouverts grands disperseurs	Chouette chevêche	*Athene noctua*	
	Pie-grièche grise	*Lanius excubitor*	X
Oiseaux forestiers moyens disperseurs à petit domaine vital	Grimpereau des bois	*Certhia familiaris*	X
	Pouillot siffleur	*Phylloscopus sibilatrix*	X
	Mésange boréale	*Parus montanus*	X
	Fauvette babillarde	*Sylvia curruca*	X
	Bouscarle de Cetti	*Cettia cetti*	
	Hypolaïs ictérine	*Hippolais icterina*	X
	Rougequeue à front blanc	*Phoenicurus phoenicurus*	
	Bouvreuil pivoine	*Pyrrhula pyrrhula*	X
Oiseaux forestiers moyens disperseurs à grand domaine vital	Pic mar	*Dendrocopos medius*	
	Pic cendré	*Picus canus*	X
	Chouette de Tengmalm	*Aegolius funereus*	X
Reptiles de milieux ouverts	Lézard vivipare	*Zootoca vivipara*	
	Lézard vert	*Lacerta bilineata*	
	Coronelle lisse	*Coronella austriaca*	
	Lézard des souches	*Lacerta agilis*	

Annexe 1 • Sélection des espèces représentatives dans les groupes d'espèces identifiés. L'espèce retenue pour chaque groupe figure en vert.

Espèce représentative de chaque groupe	Scénario d'urbanisation	Taux de variation global du PC	Taux de variation du PC lié au dév. résidentiel	Taux de variation du PC lié aux variations de trafic	Contribution du dév. résidentiel à l'impact écologique global	Contribution des variations du trafic à l'impact écologique global
Azuré du Serpolet	S1	-1,72 %	-1,34 %	-0,41 %	78 %	24 %
	S2	-2,96 %	-2,58 %	-0,45 %	87 %	15 %
	S3	-2,92 %	-2,49 %	-0,45 %	85 %	15 %
	S4	-4,68 %	-4,26 %	-0,44 %	91 %	9 %
	S5	-3,39 %	-3,11 %	-0,33 %	92 %	10 %
	Moyenne	-3,13 %	-2,76 %	-0,42 %	87 %	15 %
Chat forestier	S1	-0,80 %	-0,10 %	-0,70 %	13 %	87 %
	S2	-0,92 %	-0,22 %	-0,72 %	24 %	78 %
	S3	-0,82 %	-0,15 %	-0,67 %	18 %	81 %
	S4	-1,23 %	-0,49 %	-0,74 %	40 %	60 %
	S5	-1,31 %	-0,62 %	-0,70 %	47 %	53 %
	Moyenne	-1,02 %	-0,32 %	-0,71 %	28 %	72 %
Chouette chevêche	S1	-3,25 %	-2,31 %	-1,11 %	71 %	34 %
	S2	-4,63 %	-4,00 %	-1,14 %	86 %	25 %
	S3	-9,10 %	-8,65 %	-2,72 %	95 %	30 %
	S4	-13,95 %	-12,96 %	-4,07 %	93 %	29 %
	S5	-3,56 %	-1,05 %	-0,71 %	29 %	20 %
	Moyenne	-6,90 %	-5,79 %	-1,95 %	75 %	28 %
Écureuil roux	S1	-0,77 %	-0,05 %	-0,72 %	7 %	93 %
	S2	-0,83 %	-0,09 %	-0,74 %	11 %	90 %
	S3	-0,85 %	-0,11 %	-0,75 %	12 %	88 %
	S4	-0,96 %	-0,15 %	-0,79 %	16 %	83 %
	S5	-0,28 %	-0,21 %	-0,07 %	76 %	26 %
	Moyenne	-0,74 %	-0,12 %	-0,61 %	24 %	76 %
Gobemouche gris	S1	-0,64 %	-0,38 %	-0,25 %	60 %	39 %
	S2	-1,83 %	-1,59 %	-0,29 %	87 %	16 %
	S3	-0,60 %	-0,33 %	-0,28 %	54 %	46 %
	S4	-0,71 %	-0,42 %	-0,29 %	59 %	41 %
	S5	-1,32 %	-1,03 %	-0,32 %	78 %	24 %
	Moyenne	-1,02 %	-0,75 %	-0,28 %	68 %	33 %
Lynx eurasiatique	S1	-0,33 %	-0,03 %	-0,30 %	9 %	91 %
	S2	-0,40 %	-0,08 %	-0,31 %	21 %	79 %
	S3	-0,37 %	-0,06 %	-0,31 %	16 %	84 %
	S4	-0,70 %	-0,36 %	-0,34 %	51 %	49 %
	S5	-2,81 %	-2,45 %	-0,34 %	87 %	12 %
	Moyenne	-0,92 %	-0,60 %	-0,32 %	37 %	63 %

Espèce représentative de chaque groupe	Scénario d'urbanisation	Taux de variation global du PC	Taux de variation du PC lié au dév. résidentiel	Taux de variation du PC lié aux variations de trafic	Contribution du dév. résidentiel à l'impact écologique global	Contribution des variations du trafic à l'impact écologique global
Petit Rhinolophe	S1	-0,59 %	-0,17 %	-0,48 %	30 %	81 %
	S2	-1,37 %	-0,70 %	-0,85 %	51 %	62 %
	S3	-3,12 %	-2,70 %	-0,54 %	86 %	17 %
	S4	-6,63 %	-6,11 %	-0,77 %	92 %	12 %
	S5	-1,20 %	-0,71 %	-0,67 %	59 %	56 %
	Moyenne	-2,58 %	-2,08 %	-0,66 %	64 %	46 %
Pic cendré	S1	-0,56 %	-0,23 %	-0,33 %	41 %	59 %
	S2	-0,62 %	-0,25 %	-0,37 %	41 %	59 %
	S3	-0,60 %	-0,27 %	-0,33 %	44 %	56 %
	S4	-0,69 %	-0,31 %	-0,38 %	45 %	56 %
	S5	-0,95 %	-0,61 %	-0,34 %	64 %	36 %
	Moyenne	-0,68 %	-0,33 %	-0,35 %	47 %	53 %
Pipit farlouse	S1	-0,77 %	-0,44 %	-0,34 %	58 %	45 %
	S2	-0,91 %	-0,59 %	-0,36 %	64 %	39 %
	S3	-0,80 %	-0,46 %	-0,35 %	58 %	44 %
	S4	-1,34 %	-1,01 %	-0,35 %	75 %	26 %
	S5	-0,99 %	-0,67 %	-0,35 %	68 %	35 %
	Moyenne	-0,96 %	-0,63 %	-0,35 %	65 %	38 %
Rainette verte	S1	-0,01 %	0,00 %	-0,01 %	2 %	99 %
	S2	-0,02 %	0,00 %	-0,01 %	26 %	74 %
	S3	-0,03 %	-0,01 %	-0,01 %	46 %	54 %
	S4	-0,06 %	-0,05 %	-0,01 %	82 %	18 %
	S5	-0,02 %	-0,01 %	-0,01 %	56 %	44 %
	Moyenne	-0,03 %	-0,02 %	-0,01 %	42 %	58 %
Triton alpestre	S1	-0,19 %	-0,16 %	-0,05 %	87 %	26 %
	S2	-0,25 %	-0,22 %	-0,05 %	89 %	21 %
	S3	-0,27 %	-0,24 %	-0,06 %	88 %	21 %
	S4	-0,42 %	-0,39 %	-0,05 %	94 %	12 %
	S5	-0,16 %	-0,04 %	-0,04 %	27 %	27 %
	Moyenne	**-0,26 %**	**-0,21 %**	**-0,05 %**	**77 %**	**22 %**

Annexe 2 • Comparaison des taux de variation du PC liés au trafic et au développement résidentiel pour tous les groupes d'espèces.

BIBLIOGRAPHIE

A

Adriaensen F, Chardon JP, De Blust G, Swinnen E, Villalba S, Gulinck H, Matthysen E (2003) The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64(4) : 233-247.

Aerts J, van Herwijnen M, Janssen R, Stewart TJ (2005) Using genetic algorithms and simulated annealing for solving a multi site land use allocation problem. *Journal for Environmental Management and Planning* 48 : 121-142.

Aguilera A, Mignot D (2004) Urban sprawl, polycentrism and commuting. A comparison of seven French urban areas. *Urban Public Economics Review* 1 : 93-113.

Aguilera F, Valenzuela LM, Botequilha-Leitão A (2011) Landscape metrics in the analysis of urban land use patterns: A case study in a Spanish metropolitan area. *Landscape and Urban Planning* 99(3-4) : 226-238.

Ahern J (1995) Greenways as a planning strategy. *Landscape and Urban Planning* 33(1-3) : 131-155.

Ahern J (2005) Integration of landscape ecology and landscape architecture: an evolutionary and reciprocal process. In: Wiens J, Moss M (éd) Issues and perspectives in landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, p 311-319.

Akyildiz IF, Su W, Sankarasubramaniam Y, Cayirci E (2002) A Survey on Sensor Networks. *IEEE Communications Magazine* 40 : 102-114.

Alberti M (2005) The Effects of Urban Patterns on Ecosystem Function. *International Regional Science Review* 28(2) : 168-192.

Alberti M (2008) Advances in Urban Ecology: Integrating Humans and Ecological Processes in Urban Ecosystems. Springer-Verlag, New-York, 366 p.

Alberti M, Marzluff JM, Shulenberger E, Bradley G, Ryan C, Zumbrunnen C (2003) Integrating humans into ecology: Opportunities and challenges for studying urban ecosystems. *Bioscience* 53(12) : 1169-1179.

Alberti M, Susskind L (1996) Managing urban sustainability: An introduction to the special issue. *Environmental Impact Assessment Review* 16(4-6) : 213-221.

Allen B, Bonetti M, Werlen J (2010) Entre individuel et collectif : l'habitat intermédiaire. Union Sociale pour l'Habitat / Plan Urbanisme Construction Architecture, Paris 89 p.

Andelman SJ, Fagan WF (2000) Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 97(11) : 5954-5959.

Andreassen HP, Ims RA (2001) Dispersal in patchy vole populations: role of patch configuration, density dependence, and demography. *Ecology* 82(10) : 2911-2926.

Angelone S, Kienast F, Holderegger R (2011) Where movement happens: scale-dependant landscape effects on genetic differentiation in the European tree frog. *Ecography* 34(5) : 714-722.

Anthes N, Fartmann T, Hermann G, Kaule G (2003) Combining larval habitat quality and metapopulation structure – the key for successful management of pre-alpine Euphydryas aurinia colonies. *Journal of Insect Conservation* 7 : 175-185.

Antoni JP (2006) Calibrer un modèle d'évolution de l'occupation du sol urbain. L'exemple de Belfort. *Cybergeo: European Journal of Geography* 347 : 19 p.

Antoni JP, Tannier C, Vuidel G, Hirtzel J (2011) Mobisim. Rapport final PREDIT, Groupe Opérationnel n°6, Recherche 09MTCV34. Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie, Besançon.

Antoni JP, Vuidel G (2011) MobiSim : un modèle multi-agents et multi-scalaire pour simuler les mobilités urbaines. In: Antoni JP (éd) Modéliser la ville. Modéliser la ville. Forme urbaine et politiques de transports. Economica, Paris, p 50-77.

Antoni JP, Bonin O, Frankhauser P, Houot H, Nicolas J, Tomasoni L, Toilier F, Vuidel G (2014) VILMODes, Ville et mobilité durables, évaluation par la simulation. Rapport final de contrat. PREDIT GO6, Besançon 132 p.

Apostolopoulou E, Pantis JD (2009) Conceptual gaps in the national strategy for the implementation of the European Natura 2000 conservation policy in Greece. *Biological Conservation* 142(1) : 221-237.

APUR (Atelier Parisien d'Urbanisme) (2003) Quelle forme urbaine pour quelle densité vécue ? Atelier Parisien d'Urbanisme, Paris 4 p.

Arentze T, Borgers A, Timmermans H (2006) A heuristic method for land-use plan generation in planning support systems. In: van Leeuwen J, Timmermans H (éd) Progress in Design & Decision Support Systems in Architecture and Urban Planning, Eindhoven University of Technology, Eindhoven, p 135-151.

Arnold CL, Gibbons CJ (1996) Impervious Surface Coverage: The Emergence of a Key Environmental Indicator. *Journal of the American Planning Association* 62(2) : 243-258.

Arnold N, Ovenden D (2007) Le guide herpéto. Editions Delachaux & Niestlé, Paris, 288 p.

Arthur CP (2011) Le chat forestier. In: Jacquot E (éd) Atlas des mammifères sauvages de Midi-Pyrénées. Livret 3 - Carnivores. Editions Nature Midi-Pyrénées, Toulouse, 96 p.

Arthur L, Lemaire M (2009) Les chauves-souris, maîtresses de la nuit. Editions Delachaux & Niestlé, Paris, 272 p.

AUCAME (Agence d'études d'urbanisme de Caen-Métropole) (2008) La notion de densité. Agence d'études d'Urbanisme de Caen-Métropole, Caen 4 p.

Aulagnier S, Haffner P, Mitchell-Jones AJ, Moutou F, Zima J (2010) Guide des mammifères d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen-Orient. Editions Delachaux & Niestlé, Paris, 271 p.

Awade M, Boscolo D, Metzger JP (2012) Using binary and probabilistic habitat availability indices derived from graph theory to model bird occurrence in fragmented forests. *Landscape Ecology* 27(2) : 185-198.

B

Badariotti D (2005) Des fractales pour l'urbanisme ? Quelques pistes de réflexion à partir de l'exemple de Strasbourg-Kehl. *Cahiers de géographie du Québec* 49(137) : 133-156.

Bairoch P (1985) De Jéricho à Mexico. Villes et économies dans l'histoire. Gallimard, Paris, 708 p.

Baker PE, Baker H (2002) Spotted Flycatcher. In: Wernham C, Toms M, Marchant J, Clark J, Siriwardena G, Baillie S (éd) The Migration Atlas: Movements of the Birds of Britain and Ireland. T & AD Poyser, Londres, 900 p.

Barbet-Massin M, Thuiller W, Jiguet F (2011) The fate of European breeding birds under climate, land-use and dispersal scenarios. *Global Change Biology* 18(3) : 881-890.

Basset Y, Charles EL, Hammond DS, Brown VK (2001) Short-term effects of canopy openness on insect herbivores in a rain forest in Guyana. *Journal of Applied Ecology* 38 : 1045-1058.

Batty M (1994) A Chronicle of Scientific Planning: The Anglo-American Modeling Experience. *Journal of the American Planning Association* 60(1) : 716.

Baudvin H, Génot J, Muller Y (1995) Les rapaces nocturnes. Editions Sang de la Terre, Paris, 301 p.

Bauer DM, Swallow SK (2013) Conserving metapopulations in human-altered landscapes at the urban–rural fringe. *Ecological Economics* 95 : 159-170.

Beardsley K, Thorne JH, Roth NE, Gao S, McCoy MC (2009) Assessing the influence of rapid urban growth and regional policies on biological resources. *Landscape and Urban Planning* 93(3-4) : 172-183.

Beebee TJC (2013) Effects of road mortality and mitigation measures on amphibian populations. *Conservation Biology* 27(4) : 657-668.

Beier P, Noss RF (1998) Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12(6) : 1241-1252.

Ben-Akiva M, Lerman SR (1991) Discrete Choice Analysis: Theory and Application to Travel Demand. The MIT Press, Cambridge, 390 p.

Bender DJ, Tischendorf L, Fahrig L (2003) Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology* 18(1) : 17-39.

Benevolo L (1983) Histoire de la ville. Editions Parenthèses, Marseille, 509 p.

Bennett AF (1999) Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland/Cambridge, 254 p.

Berling-Wolff S, Wu J (2004) Modeling Urban Landscape Dynamics: A Case Study in Phoenix, USA. *Urban Ecosystems* 7 : 215-240.

Bierwagen BG (2005) Predicting ecological connectivity in urbanizing landscapes. *Environment and Planning B: Planning and Design* 32(5) : 763-776.

Bierwagen BG (2007) Connectivity in urbanizing landscapes: The importance of habitat configuration, urban area size, and dispersal. *Urban Ecosystems* 10(1) : 29-42.

Billington G, Rawlinson MD (2006) A review of horseshoe bat flight lines and feeding areas. *Countryside council for Wales* : 25 p.

Biró E, Bouwma I, Grobelnik V (2006) Indicative map of the Pan European Ecological Network in South-eastern Europe. Technical Background document. ECNC - European Centre for Nature Conservation, Tilburg, 56 p.

Biró Z, Szemethy L, Heltail M (2004) Home range sizes of wildcats (*Felis silvestris*) and feral domestic cats (*Felis silvestris f . catus*) in a hilly region of Hungary. *Mammalian Biology* 69(5) : 302-310.

Bischoff N, Jongman RHG (1991) Development of rural areas in Europe: the claim for nature. Netherlands Scientific Council for Government Policy, La Haye, 206 p.

Bohnet IC, Pert PL (2010) Patterns, drivers and impacts of urban growth—A study from Cairns, Queensland, Australia from 1952 to 2031. *Landscape and Urban Planning* 97(4) : 239-248.

Bonaiuto M, Fornara F, Bonnes M (2003) Indexes of perceived residential environment quality and neighbourhood attachment in urban environments: A confirmation study on the city of Rome. *Landscape and Urban Planning* 65(1-2) : 41-52.

Bonnel P (1995) An application of activity-based travel analysis to simulation of change in behaviour. *Transportation* 22(1) : 73-93.

Bontadina F, Schofield H, Naef-Daenzer B (2002) Radio-tracking reveals that lesser horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*) forage in woodland. *Journal of Zoology* 258(3) : 281-290.

Borsu M (2004) Les apports des nouvelles technologies pour le recueil de données trafic (rapport de fin d'études pour le CERTU). ENTPE, Paris, 76 p.

Botequilha Leitão A, Ahern J (2002) Applying landscape ecological concepts and metrics in suistainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 59 : 65-93.

Botham MS, Ash D, Aspey N, Bourn NAD, Bulman CR, Roy DB, Swain J, Zannesse A, Pywelle RF (2011) The effects of habitat fragmentation on niche requirements of the marsh fritillary, *Euphydryas aurinia*, (Rottemburg, 1775) on calcareous grasslands in southern UK. *Journal of Insect Conservation* 15 : 269-277.

Boudaquin A, Loup C (2014) 1 175 684 Francs-Comtois au 1er janvier 2012. *Insee Flash Franche-Comté* 3 : 2 p.

Bourgeois M (2011) Scénarios fractals d'urbanisation résidentielle : Favoriser l'accessibilité aux aménités vertes lors de la conception d'un document d'urbanisme. Mémoire de Master 2, Université de Franche-Comté, 88 p.

Bowman J (2003) Is dispersal distance of birds proportional to territory size? *Canadian Journal of Zoology 81* : 195-202.

Bowman J, Jaeger JAG, Fahrig L (2002) Dispersal Distance of Mammals Is Proportional To Home Range Size. *Ecology* 83(7) : 2049-2055.

Bramley G, Power S (2009) Urban form and social sustainability: The role of density and housing type. *Environment and Planning B: Planning and Design* 36(1) : 30-48.

Breheny M (1996) Centrists, decentrists and compromisers: views on the future of urban form. In: Jenks M, Burton E, Williams K (éd) The compact city: A sustainable urban form? E & FN Spon, Londres, p 13-36.

Breheny M (1997) Urban compaction: feasible and acceptable? *Cities* 14(4) : 209-217.

Breitenmoser U, Breitenmoser-Wursten C, Capt S (1998) Re-Introduction and Present Status of the Lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. *Hystrix* 10(1) : 17-30.

Breitenmoser-Würsten C, Vandel JM, Zimmermann F, Breitenmoser U (2007) Demography of lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains. *Wildlife Biology* 13(4) : 381-392.

Brown MA, Southworth F, Sarzynski A (2009) The geography of metropolitan carbon footprints. *Policy and Society* 27(4) : 285-304.

Brueckner JK, Thisse JF, Zenou Y (1999) Why is central Paris rich and downtown Detroit poor? An amenity-based theory. *European Economic Review* 43(1) : 91-107.

Bruntland G (1987) Notre Avenir à Tous, rapport de la commission mondiale sur l'Environnement et le Développement. Nations Unies, Genève, 458 p.

Buhler T (2015) Déplacements urbains : sortir de l'orthodoxie. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, 124 p.

Buisson C, Lesort JB (2010) Comprendre le trafic routier. Méthodes et calculs. CERTU, Lyon, 113 p.

Bunn AG, Urban DL, Keitt TH (2000) Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59(4) : 265-278.

Burchell RW, Shad NA, Listokin D, Phillips H, Downs A, Seskin S, Davis JS, Moore T, Helton D, Gall M (1998) The costs of sprawl - revisited. National Academy Press, Washington, 276 p.

Burel F, Baudry J (1999) Ecologie du paysage : concepts, méthodes et applications. Tec & Doc, Paris, 359 p.

Burt WH (1943) Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. *Journal of Mammalogy* 24(3) : 346-352.

Burton E (2000) The Compact City: Just or Just Compact? A Preliminary Analysis. *Urban Studies* 37(11) : 1969-2001.

C

Calabrese JM, Fagan WF (2004) A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(10) : 529-536.

Calthorpe P (1993) The next american metropolis: ecology, community, and the american dream. Princeton Architectural Press, New York, 175 p.

Camagni R, Gibelli MC, Rigamonti P (2002) Urban mobility and urban form: the social and environmental costs of different patterns of urban expansion. *Ecological Economics* 40(2) : 199-216.

Cantillo V, Heydecker B, de Dios Ortúzar J (2006) A discrete choice model incorporating thresholds forperception in attribute values. *Transportation Research B* 40(9) : 807-825.

Cao X (Jason), Mokhtarian PL, Handy SL (2009) The relationship between the built environment and nonwork travel: A case study of Northern California. *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 43(5) : 548-559.

Caro TM, Engilis A, Fitzherbert E, Gardner T (2004) Preliminary assessment of the flagship species concept at a small scale. *Animal Conservation* 7 : 63-70.

Caro TM, O'Doherty G (1999) On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* 13(4) : 805-814.

Carrara F, Altermatt F, Rodriguez-Iturbe I, Rinaldo A (2012) Dendritic connectivity controls biodiversity patterns in experimental metacommunities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109(15) : 5761-5766.

Carroll C, Noss RF, Paquet PC (2001) Carnivores As Focal Species For Conservation Planning In The Rocky Mountain Region. *Ecological Applications* 11(4) : 961-980.

Carruthers JI, Ulfarsson GF (2003) Urban sprawl and the cost of public services. *Environment and Planning B: Planning and Design* 30(4) : 503-522.

Casacci L Pietro, Witek M, Barbero F, Patricelli D, Solazzo G, Balletto E, Bonelli S (2010) Habitat preferences of Maculinea arion and its Myrmica host ants: implications for habitat management in Italian Alps. *Journal of Insect Conservation* 15(1) : 103-110.

Castanet J, Guyétant R (1989) Atlas de répartition des amphibiens et reptiles de France. Société herpétologique de France, Paris, 191 p.

Castel JC (2006) Les coûts de la ville dense ou étalée. *Etudes foncières* 119 : 18-21.

Castéran B, Ricroch L (2008) Les logements en 2006. Le confort s'améliore, mais pas pour tous. *INSEE Première* 1202 : 39-42.

Cavailhès J, Frankhauser P, Peeters D, Thomas I (2004) Where Alonso meets Sierpinski: an urban economic model of a fractal metropolitan area. *Environment and Planning A* 36(8) : 1471-1498.

Cervero R, Ferrell C, Murphy S (2002) Transit-Oriented Development and Joint Development in the United States: A Literature Review. *Research Results Digest* (52) : 11-44.

Cervero R, Murakami J (2010) Effects of built environments on vehicle miles traveled: Evidence from 370 US urbanized areas. *Environment and Planning A* 42(2) : 400-418.

CGDD (Commissariat Général au Développement Durable) (2012) La circulation routière augmente à un rythme ralenti depuis 2003. Service de l'observation et des statistiques, Ministère de l'économie du Développement Durable, des Transports et du Logement, Paris 4 p.

Chiesura A (2004) The role of urban parks for the sustainable city. *Landscape and Urban Planning* 68 : 129-138.

Choay F (1965) L'urbanisme, utopies et réalités : une anthologie. Seuil, Paris, 446 p.

Choay F (1994) Le règne de l'urbain et la mort de la ville. In: Dethier J, Guiheux A (éd) La ville. Art et architecture en Europe : 1870-1993. Editions du Centre Pompidou, Paris, p 26-35.

Christaller W (1933) Die Zentralen Orte in Süddeutschland. Fischer, Iéna, 331 p.

Clauzel C, Girardet X, Foltête JC (2013) Impact assessment of a high-speed railway line on species distribution: application to the European tree frog (*Hyla arborea*) in Franche-Comté. *Journal of environmental management* 127 : 125-134.

Clergeau P, Chefson P (1988) Les pics. Editions Payot, Lausanne, 64 p.

Clergeau P, Machon N (2014) Où se cache la biodiversité en ville ? 90 clés pour comprendre la nature en ville. Quae, Versailles, 168 p.

Colding J (2007) « Ecological land-use complementation » for building resilience in urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 81 : 46-55.

Comolet-Tirman J (2000) Note sur le déclin alarmant du Pic cendré *Picus canus* dans le massif de Fontainebleau. *Bulletin de l'Association des naturalistes de la Vallée du Loing et du massif de Fontainebleau* 74(4) : 169-173.

Conway T (2009) Local environmental impacts of alternative forms of residential development. *Environment and Planning B: Planning and Design* 36(5) : 927–943.

Cormier L, Lajartre A, Carcaud N (2010) La planification des trames vertes, du global au local: réalités et limites. In: Cybergeo : European Journal of Geography [En ligne], Aménagement, Urbanisme, document 504, mis en ligne le 06 juillet 2010, consulté le 30 août 2015. Disponible sur : http://cybergeo.revues.org/23187

Corry RC, Nassauer JI (2005) Limitations of using landscape pattern indices to evaluate the ecological consequences of alternative plans and designs. *Landscape and Urban Planning* 72(4) : 265-280.

Cosson E, Albalat F, Stoecklé T, Coiffard P (2003) Rôle des cabanons comme gîtes du Petit Rhinolophe. *Courrier scientifique du Parc naturel régional du Lubéron* 7 : 100-113.

Cote D, Kehler DG, Bourne C, Wiersma YF (2009) A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecology* 24(1) : 101-113.

Coudroy de Lille L (1998) Histoire des formes urbaines ou formes d'une histoire urbaine ? *Techniques, Territoires et Sociétés* 35 : 19-26.

Coulon A, Morellet N, Goulard M, Cargnelutti B, Angibault JM, Hewison AJM (2008) Inferring the effects of landscape structure on roe deer (Capreolus capreolus) movements using a step selection function. *Landscape Ecology* 23(5) : 603-614.

Cromley R, Hanink D (1999) Coupling land use allocation models with raster GIS. *Journal of Geographical Systems* 1 : 137-153.

Crouzeilles R, Lorini ML, Grelle CEV (2013) The importance of using sustainable use protected areas for functional connectivity. *Biological Conservation* 159 : 450-457.

Czamanski D, Benenson I, Malkinson D, Marinov M, Roth R, Wittenberg L (2008) Urban Sprawl and Ecosystems — Can Nature Survive? *International Review of Environmental and Resource Economics* 2(4) : 321-366.

D

Dajoz R (2003) Précis d'écologie. Dunod, Paris, 615 p.

Dale MRT, Fortin MJ (2010) From Graphs to Spatial Graphs. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41(1) : 21-38.

David O (2013) Les équations temporelles et spatiales des familles périurbaines. In: Espacestemps.net [En ligne], mis en ligne le 22 mai 2013, consulté le 23 septembre 2015. Disponible sur : http://www.espacestemps.net/articles/les-equations-temporelles-et-spatiales-des-familles-periurbaines/

Davoudi S (2003) Polycentricity in European Spatial Planning: From an Analytical Tool to a Normative Agenda. *European Planning Studies* 11(8) : 979-999.

De Cáceres M, Legendre P, Wiser SK, Brotons L (2012) Using species combinations in indicator value analyses. *Methods in Ecology and Evolution* 3(6) : 973-982.

De Cornulier T, Bernard R, Pinaud D, Arroyo B, Bretagnolle V (1997) Extension géographique et écologie de la Gorgebleue à miroir *Luscinia svecica* dans le centre-ouest de la France. *Alauda* 65 : 116.

De Fraipont M, Clobert J, John-Alder H, Meylan S (2000) Increased pre-natal maternal corticosterone promotes philopatry of offspring in common lizards *Lacerta vivipara*. *Journal of Animal Ecology* 69(3) : 404-413.

Debrot S, Mermod C (1983) The spatial and temporal distribution pattern of the stoat (*Mustela erminea L.*). *Oecologia* 59(1) : 69-73.

Deelstra T (1998) Towards ecological sustainable cities: strategies, models and tools. In: Breuste J, Feldmann H, Uhlmann O (éd) Urban Ecology. Springer, Berlin, p 17-22

Delahaye L, Vandevyvre X (2008) Le Pouillot siffleur (*Phylloscopus sibilatrix*) est-il une espèce indicatrice de la qualité des forêts feuillues ardennaises ? *Aves* 45(1) : 314.

Delcourt HR, Delcourt PA, Webb T (1983) Dynamic plant ecology: the spectrum of vegetational change in space and time. *Quaternary Science Reviews* 1 : 153-175.

Delin AE, Andrén H (1999) Effects of habitat fragmentation on Eurasian red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in a forest landscape. *Landscape Ecology* 14 : 67-72.

Denoël M (2001) Avantages sélectifs d'un phénotype hétérochroniques. Eco-éthologie des populations pédomorphiques du Tritons alpestre, *Triturus alpestris* (Amphibia, Caudata). *Cahiers d'Ethologie fondamentale et appliquée, animale et humaine* 21(1-2-3-4) : 13-38.

Denoël M, Ficetola GF (2007) Landscape-level thresholds and newt conservation. *Ecological Applications* 17(1) : 302-309.

Depraz S (2008) Géographie des espaces naturels protégés. Genèse, principes et enjeux territoriaux. Armand-Colin, Paris, 320 p.

Devillard S, Aubineau J, Berger F, Léonard Y, Roobrouck A, Marchandeau S (2008) Home range of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in three contrasting French populations. *Mammalian Biology* 73(2) : 128-137.

Dijst M (1997) Spatial policy and passenger transportation. *Netherlands Journal of Housing and the Built Environment* 12(1) : 91-111.

Dimitrakopoulos PG, Memtsas D, Troumbis AY (2004) Questioning the effectiveness of the Natura 2000 Special Areas of Conservation strategy: the case of Crete. *Global Ecology and Biogeography* 13(3) : 199-207.

Ding C, Knaap GJ, Hopkins LD (1999) Managing Urban Growth with Urban Growth Boundaries: A Theoretical Analysis. *Journal of Urban Economics* 46 : 53-68.

Dmowski K, Kozakiewicz M (1990) Influence of a shrub corridor on movements of passerine birds to a lake littoral zone. *Landscape Ecology* 4 : 99-108.

Dubos-Paillard E, Guermond Y, Langlois P (2003) Analyse de l'évolution urbaine par automate cellulaire. Le modèle SpaCelle. *L'Espace géographique* 32(4) : 3573-3578.

Ducarme F, Luque GM, Courchamp F (2013) What are « charismatic species » for conservation biologists ? *BioSciences Master Reviews* 10 : 18.

Dujardin C, Thomas I, Tulkens H (2007) Quelles frontières pour Bruxelles ? Une mise à jour. *Reflets et perspectives de la vie économique* 46(2-3) : 155 p.

Dunning J, Danielson B, Pulliam H (1992) Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65(1) : 169-175.

Dupuy G (1999) From the « magic circle » to « automobile dependence »: Measurements and political implications. *Transport Policy* 6(1) : 117.

E

Ellerkamp P (2000) Étude de l'extension urbaine autour d'Avignon et de Montpellier par la simulation de dynamiques spatiales à l'aide de modèles cellulaires d'interaction locale. Thèse de doctorat, Université d'Avignon, 300 p.

Ellis C (2002) The New Urbanism: Critiques and Rebuttals. *Journal of Urban Design* 7(3) : 261-291.

Elson MJ (1986) Green Belts: Conflict Mediation in the Urban Fringe. Butterworth-Heinemann, London, 304 p.

Emery J (2016) L'apport de la microsimulation pour la qualité de l'air (AMIMQA) : Méthodologie d'estimation des oxydes d'azotes à l'échelle urbaine. Thèse de doctorat, Université de Bourgogne (en cours).

Erös T, Olden JD, Schick RS, Schmera D, Fortin MJ (2012) Characterizing connectivity relationships in freshwaters using patch-based graphs. *Landscape Ecology* 27(2) : 303-317.

Erritzoe J (2002) Bird traffic casualties and road quality for breeding birds a summary of existing papers with a bibliography [en ligne]. Consulté le 6 octobre 2015. Disponible sur : http://www.birdresearch.dk/unilang/traffic/trafik.htm.

Etherington TR, Holland EP (2013) Least-cost path length versus accumulated-cost as connectivity measures. *Landscape Ecology* 28(7) : 1223-1229.

Ewing R, Bartholomew K, Winkelman S, Walters J, Anderson G (2008) Urban development and climate change. *Journal of Urbanism: International Research on Placemaking and Urban Sustainability* 1(3) : 201-216.

Ewing R, Rong F (2008) The impact of urban form on US residential energy use. *Housing Policy Debate* 19(1) : 1–30.

F

Fahrig L (1997) Relative Effects Of Habitat Loss And Fragmentation On Population Extinction. *Journal of Wildlife Management* 61(3) : 603-610.

Fall A, Fortin MJ, Manseau M, O'Brien D (2007) Spatial Graphs: Principles and Applications for Habitat Connectivity. *Ecosystems* 10(3) : 448-461.

Fanouillet JC, Madinier C (1996) L'extension des villes de 1936 à 1990. *Insee Première* 451 : 4 p.

Farina A (2006) Principles and Methods in Landscape Ecology : Towards a Science of the Landscape. Springer Landscape Series, New York, 412 p.

Fath BD, Scharler UM, Ulanowicz RE, Hannon B (2007) Ecological network analysis: network construction. *Ecological Modelling* 208(1) : 49-55.

Fischler R (2002) Forme urbaine, développement métropolitain et mobilité des personnes. Commission de consultation sur l'amélioration de la mobilité entre Montréal et la Rive-Sud, Montréal, 149 p.

Fleishman E, Murphy DD, Brussard PF (2000) A new method for selection of umbrella species for conservation planning. *Ecological Applications* 10(2) : 569-579.

Fog K (1993) Migration in the tree frog *Hyla arborea*. In: Stumpel A, Tester U (éd) Ecology and conservation of the European tree frog. 1st international workshop on Hyla arborea, Potsdam, February 1992. Schweizerischer Bund für Naturschutz, Bâle, p 55-63

Foltête JC, Clauzel C, Vuidel G (2012a) A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software* 38 : 316-327.

Foltête JC, Clauzel C, Vuidel G, Tournant P (2012b) Integrating graph-based connectivity metrics into species distribution models. *Landscape Ecology* 27(4) : 557-569.

Foltête JC, Girardet X, Clauzel C (2014) A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning. *Landscape and Urban Planning* 124 : 140-150.

Forman RTT, Godron M (1986) Landscape ecology. J. Wiley & sons, New York, 619 p.

Forman RTT (1995) Land mosaics, the ecology of landscapes and region. Cambridge University Press, Cambridge, 632 p.

Forman RTT, Alexander LE (1998) Roads And Their Major Ecological Effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29 : 207-231.

Forsyth A, Oakes JM, Schmitz KH, Hearst M (2007) Does Residential Density Increase Walking and Other Physical Activity? *Urban Studies* 44(4) : 679-697.

Fortuna MA, Albaladejo RG, Fernández L, Aparicio A, Bascompte J (2009) Networks of spatial genetic variation across species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106(45) : 19044-19049.

Fouchier V (2001) Les coûts des densités, problèmes de méthodes. *Etudes foncières* 92 : 26-28.

Frankhauser P (1994) La fractalité des structures urbaines. Economica, Paris, 291 p.

Frankhauser P (2004) Comparing the morphology of urban patterns in Europe–a fractal approach. In: Borsdorf A, Zembri P (éd) European Cities, Insights on outskirts. Bruxelles, p 79-105

Frankhauser P (2005) La morphologie des tissus urbains et périurbains à travers une lecture fractale. *Revue Géographique de l'Est* 45(3-4) : 145-160.

Frankhauser P, Houot H, Tannier C, Vuidel G (2007) Vers des déplacements périurbains plus durables : propositions de modèles fractals opérationnels d'urbanisation. Colloque du PREDIT Mobilité des personnes : Comportements et Services, les comportements de mobilité, 26 avril 2007, Lyon.

Frankhauser P, Tannier C, Vuidel G, Houot H (2010) Une approche multi-échelle pour le développement résidentiel de nouveaux espaces urbains. In: Antoni JP (éd) Modéliser la ville. Forme urbaine et politiques de transports, Economica, p 306-332.

Frankhauser P (2015) From fractal urban pattern analysis to fractal urban planning concepts. In: Helbich M, Arsanjani JJ, Leitner M (éd) Computational approaches for urban environments, geotechnologies and the environment. Springer, New York, p 13-48.

Frémond M (2015) Une approche normative de l'aménagement au Luxembourg. Évaluation par la simulation. Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, 461 p.

Fu W, Liu S, Degloria SD, Dong S, Beazley R (2010) Characterizing the « fragmentation–barrier » effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape and Urban Planning* 95(3) : 122-129.

G

Galpern P, Manseau M, Fall A (2011) Patch-based graphs of landscape connectivity: A guide to construction, analysis and application for conservation. *Biological Conservation* 144(1) : 44-55.

Galpern P, Manseau M (2013) Modelling the influence of landscape connectivity on animal distribution: a functional grain approach. *Ecography* 36(9) : 1004-1016.

Galster G, Cutsinger J (2007) Racial Settlement and Metropolitan Land-Use Patterns: Does Sprawl Abet Black-White segregation? *Urban Geography* 28 : 516-553.

García-Feced C, Saura S, Elena-Rosselló R (2011) Improving landscape connectivity in forest districts: A two-stage process for prioritizing agricultural patches for reforestation. *Forest Ecology and Management* 261(1) : 154-161.

Garroway CJ, Bowman J, Wilson PJ (2011) Using a genetic network to parameterize a landscape resistance surface for fishers, *Martes pennanti*. *Molecular Ecology* 20(19) : 3978-3988.

Gaudry M (2007) Structure de la modélisation du trafic et théorie économique. In: Maurice J, Crozet Y (éd) Le calcul économique dans le processus de choix collectif des investissements de transport, Economica, Paris, p 6-97.

Génot J, Lapios J, Lecomte P (2001) Plan national de restauration de la Chouette chevêche en France *Athene noctua* (Scopoli, 1769). Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement - Direction de la nature et des paysages, Paris, 65 p.

Génot J, Lecomte P (2002) La chevêche d'Athéna - biologie, moeurs, mythologie, protection. Editions Delachaux & Niestlé, Paris, 143 p.

Géroudet P (1980) Les passereaux 3 : des pouillots aux moineaux. Editions Delachaux & Niestlé, Yverdon-les-Bains, 275 p.

Géroudet P (2010a) Les passereaux d'Europe. Tome 1 - Des Coucous aux Merles. Editions Delachaux & Niestlé, Paris, 405 p.

Géroudet P (2010b) Les passereaux d'Europe. Tome 2 - De la Bouscrale aux Bruants. Editions Delachaux & Niestlé, Paris, 512 p.

Geslin T, Lefeuvre JC, Le Pajolec Y, Questiau S, Eybert MC (2002) Salt exploitation and landscape structure in a breeding population of the threatened bluethroat (*Luscinia svecica*) in salt-pans in western France. *Biological Conservation* 107(3) : 283-289.

Geurs K, van Wee B (2006) Ex-post evaluation of thirty years of compact urban development in the Netherlands. *Urban Studies* 43(1) : 139-160.

Gilbert O (1989) The Ecology of Urban Habitats. Chapman & Hall, London, 369 p.

Giles-Corti B, Broomhall MH, Knuiman M, Collins C, Douglas K, Ng K, Lange A, Donovan RJ (2005) Increasing walking: How important is distance to, attractiveness, and size of public open space? *American Journal of Preventive Medicine* 28(2) : 169-176.

Gillis EA, Krebs CJ (1999) Natal dispersal of snowshoe hares during a cyclic population increase. *Journal of Mammalogy* 80(3) : 933-939.

Gilpin M, Hanski I (1991) Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations. Academic Press, London, 340 p.

Girard O (2011) La mortalité aviaire due à la circulation routière en France (première partie). *Alauda* 80(1) : 249-257.

Girardet X (2013) Paysage et infrastructures de transport. Modélisation des impacts des infrastructures sur les réseaux écologiques. Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, 261 p.

Girardet X, Foltête JC, Clauzel C (2013) Designing a graph-based approach to landscape ecological assessment of linear infrastructures. *Environmental Impact Assessment Review* 42 : 10-17.

Girling C, Kellett R (2005) Skinny streets and green neighborhoods: design for environment and community. Island Press, Washington, 192 p.

Girvan M, Newman MEJ (2002) Community structure in social and biological networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99(12) : 7821-7826.

Glue D (1971) Ringind recovery circumstances of small birds of prey. *Bird study* 18(3) : 137-146.

Gonzalez-Abraham CE, Radeloff VC, Hammer RB, Hawbaker TJ, Stewart SI, Clayton MK (2007) Building patterns and landscape fragmentation in northern Wisconsin, USA. *Landscape Ecology* 22 : 217-230.

Grimm NB, Grove JM, Pickett STA, Redman CL (2000) Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience* 50(7) : 571-584.

Grimm V, Railsback SF (2005) Individual-based Modeling and Ecology. Princeton University Press, Princeton, 428 p.

Grosse WR, Nöllert AK (1993) Migration in the tree frog *Hyla arborea*. In: Stumpel AHP, Tester U (éd) Ecology and Conservation of the European Tree Frog. Proceedings of the 1st International Workshop on Hyla arborea, Wageningen, p 37-45

Guengant A (1992) Les coûts de la croissance périurbaine. L'exemple de l'agglomération rennaise. ADEF, Paris, 155 p.

Guérois M (2003) Les formes des villes européennes vues du ciel. Une contribution de l'image CORINE Land cover à la comparaison morphologique des grandes villes d'Europe occidentale. Thèse de doctorat, Université Panthéon-Sorbonne - Paris I, 306 p.

Gurrutxaga M, Lozano PJ, Del Barrio G (2010) Assessing Highway Permeability for the Restoration of Landscape Connectivity between Protected Areas in the Basque Country, Northern Spain. *Landscape Research* 35(5) : 529-550.

Gurrutxaga M, Rubio L, Saura S (2011) Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and Urban Planning* 101(4) : 310-320.

Gustafson E, Gardner RH (1996) The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* 77(1) : 94-107.

H

Haines-Young R, Chopping M (1996) Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes. *Progress in Physical Geography* 20(4) : 418-445.

Hanski I (1994) A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63(1) : 151–162.

Hanski I (2011) Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. *Ambio* 40(3) : 248-255.

Hanski I, Gilpin M (1991) Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* 42(1) : 316.

Harms W, Knaapen J (1988) Landscape planning and ecological infrastructure: the Randstad study. Munstersche Geographische Arbeiten, Münster, 163-167 p.

Harms W, Opdam P (1990) Woods as habitat patches for birds: application in landscape planning in the Netherlands. In: Zonneveld I, Forman R (éd) Changing Landscapes: An Ecological Perspective. Springer-Verlag, New York, p 73-97.

Hart T (1992) Transport, the Urban Pattern and Regional Change, 1960–2010. *Urban Studies* 29(3/4) : 483-503.

Hawley AH (1944) Ecology and Human Ecology. *Social Forces* 22(4) : 398-405.

Helldin JO, Seiler A (2003) Effects of roads on the abundance of birds in Swedish forest and farmland. *Habitat fragmentation due to transportation infrastructure - IENE* : 1-9.

Helminen V, Rita H, Ristimäki M, Kontio P (2012) Commuting to the centre in different urban structures. *Environment and Planning B: Planning and Design* 39(2) : 247-261.

Hendriks AJ, Willers BJC, Lenders HJR, Leuven RSEW (2009) Towards a coherent allometric framework for individual home ranges, key population patches and geographic ranges. *Ecography* 32(6) : 929-942.

Hernández PA, Graham CH, Master LL, Albert DL (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29 : 773-785.

Hess GR, Fischer RA (2001) Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning* 55(3) : 195-208.

Hess GR, King TJ (2002) Planning open spaces for wildlife. I. Selecting focal species using a Delphi survey approach. *Landscape and Urban Planning* 58(1) : 25-40.

Heulin B (1984) Contribution à l'étude de la biologie des populations de Lacerta vivipara : stratégie démographique et utilisation de l'espace dans une population du massif forestier de Paimpont. Thèse de doctorat, Université de Rennes, 251 p.

Heywood V (1995) Global biodiversity assessment. United Nation Environment Program. Cambridge University Press, Cambridge, 1152 p.

Hirtzel J, Joannès P (2010) L'étalement urbain, contexte et impacts. Mémoire de Master I, Université de Franche-Comté, 58 p.

Hirtzel J (2015) Exploration prospective des mobilités résidentielles dans une agglomération urbaine au moyen d'un modèle simulation multi-agents (MobiSim). Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, 515 p.

Hirzel AH, Guisan A (2002) Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological Modelling* 157(2-3) : 331-341.

Hirzel AH, Helfer V, Metral F (2001) Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling* 145(2-3) : 111-121.

Holden E, Norland I (2005) Three challenges for the compact city as a sustainable urban form: Household consumption of energy and transport in eight residential areas in the greater Oslo Region. *Urban Studies* 42(12) : 2145-2166.

Hortas-Rico M, Solé-Ollé A (2010) Does Urban Sprawl Increase the Costs of Providing Local Public Services? Evidence from Spanish Municipalities. *Urban Studies* 47(7) : 1513-1540.

Houard X (2008) Inventaire et diagnostic Habitat de Coenagrion mercuriale et recherche de Oxygastra curtisii – Site Natura 2000 « Risle, Guiel, Charentonne » (27). Conservatoire des Sites Naturels de Haute Normandie, Direction Régionale de l'Ecologie et du Développement Durable, St-Etienne-du-Rouvray 40 p.

Hovestadt T (2005) A review of the role of dispersal for population persistence in Maculinea. In: Settele J, Kühn E, Thomas JA (éd) Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradiant: Maculinea Butterflies as a Model. Pensoft Publishers, Sofia, Moscou, p 120.

Howard E (1902) Garden Cities of To-Morrow. S. Sonnenschein & Co, London, 168 p.

Huff DL (1964) Defining and Estimating a Trading Area. *Journal of Marketing* 28(3) : 34-38.

I-J

Ims R, Yoccoz N (1997) Studying transfer processes in metapopulation: emigration, migration, and colonization. In: Hanski I, Gilpin M (éd) Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution, San Diego, p 247-265.

Ishii S, Tabushi S, Aramaki T, Hanaki K (2010) Impact of future urban form on the potential to reduce greenhouse gas emissions from residential, commercial and public buildings in Utsunomiya, Japan. *Energy Policy* 38(9) : 4888-4896.

Iuell B, Bekker G, Cuperus R (2003) Wildlife and traffic: an European handbook for identifying conflicts and designing solutions. KNNV, Bruxelles, 172 p.

Jabareen YR (2006) Sustainable Urban Forms: Their Typologies, Models, and Concepts. *Journal of Planning Education and Research* 26(3) : 38-52.

Jankowski P (1995) Integrating geographical information systems and multiple criteria decision-making methods. *International Journal of Geographical Information Systems* 9 : 251-273.

Janssen R, van Herwijnen M, Stewart TJ, Aerts JCJH (2008) Multiobjective decision support for land-use planning. *Environment and Planning B: Planning and Design* 35(4) : 740-756.

Jenks M, Burgess R (2000) Compact Cities. Sustainable Urban Forms for Developing Countries. Routledge, Londres, 368 p.

Jepsen JU, Topping CJ (2004) Modelling roe deer (Capreolus capreolus) in a Gradient of Forest Fragmentation: Behavioural Plasticity and Choice of Cover. *Canadian Journal of Zoology* 82(9) : 1528-1541.

Jiguet F (2010) Suivi Temporel des Oiseaux Communs. Bilan du programme STOC pour la France en 2007. Centre de Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux - Museum National d'Histoire Naturelle, Paris 12 p.

Johnson M, Gaines M (1985) Selective basis for emigration of the prairie vole, *Microtus ochrogaster*: open field experiment. *Journal of Animal Ecology* 54 : 399-410.

Jokimäki J (1999) Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems* 3 : 21-34.

Jongman RHG (1995) Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Land Use Policy* 32 : 169-183.

Jongman RHG, Pungetti G (2004) Ecological Networks and Greenways: Concept, Design, Implementation. Cambridge University Press, Cambridge, 345 p.

Jongman RHG, Külvik M, Kristiansen I (2004) European ecological networks and greenways. *Landscape and Urban Planning* 68(2-3) : 305-319.

Jongman RHG, Bouwma I, Van Doorn A (2006) Indicative map of the pan-European ecological network in Western Europe. Technical Background Document. Alterra, Wageningen, 103 p.

Jongman RHG, Bouwma IM, Griffioen A, Jones-Walters L, Van Doorn AM (2011) The pan European ecological network: PEEN. *Landscape Ecology* 26(3) : 311-326.

Joveniaux A (1993) Atlas des oiseaux nicheurs du Jura, département français du Jura. Groupe ornithologique du Jura, Lons le Saunier, 430 p.

K

Kamps S (2013) Dual-agent simulation model of the residential development process. An institutional approach to explaining the spatial patterns of residential developments in France, England and the Netherlands. Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, 204 p.

Keitt TH, Urban DL, Milne BT (1997) Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Ecology And Society* 1(1) : 4-17.

Kenworthy JR, Laube FB (1999) Patterns of automobile dependence in cities: An international overview of key physical and economic dimensions with some implications for urban policy. *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 33 : 691-723.

King CM (1975) The home range of the weasel (*Mustela nivalis*) in an English woodland. *Journal of Animal Ecology* 44(2) : 639-668.

Klosterman RE (1999) The What if? Collaborative planning support system. *Environment and Planning B: Planning and Design* 26(3) : 393-408.

Kockelman KM (1997) Travel Behavior as Function of Accessibility, Land Use Mixing, and Land Use Balance: Evidence from San Francisco Bay Area. *Transportation Research Record* 1607 : 116-125.

Koomen E, Dekkers J, van Dijk T (2008) Open-space preservation in the Netherlands: Planning, practice and prospects. *Land Use Policy* 25(3) : 361-377.

Kovar R, Brabec M, Vita R, Bocek R (2009) Spring migration distances of some Central European amphibian species. *Amphibia-Reptilia* 30(3) : 3673-3678.

Kraft S (2008) Relevé de la présence du *Felis s. silvestris* (Schreber, 1777) dans le Kaiserstuhl et les forêts rhénanes limitrophes. A l'aide de la méthode des pièges à poils. Mémoire de fin d'études d'ingénieur forestier de l'ENGREF AgroParisTech, 142 p.

Kramer-Schadt S, Revilla E, Wiegand T, Breitenmoser U (2004) Fragmented landscapes , road mortality and patch connectivity : modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 41 : 711-723.

Kühn M (2003) Greenbelt and Green Heart: Separating and integrating landscapes in European city regions. *Landscape and Urban Planning* 64(1-2) : 19-27.

Künkele J, Von Holst D (1996) Natal dispersal in the European wild rabbit. *Animal Behaviour* 51(5) : 1047-1059.

Kweon BS, Ellis CD, Leiva PI, Rogers GO (2010) Landscape components, land use, and neighborhood satisfaction. *Environment and Planning B: Planning and Design* 37(3) : 500-517.

L

Lafranchis T (2000) Les Papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles. Biotope, Mèze, 448 p.

Lajoie G (1989) Analyse de l'environnement urbain : exploitation du carroyage pour la statistique spatiale. Thèse de doctorat, Université de Rouen, 360 p.

Laloi D, Richard M, Fédérici P, Clobert J, Teillac-Deschamps P, Massot M (2009) Relationship between female mating strategy, litter success and offspring dispersal. *Ecology Letters* 12(8) : 823-829.

Lambeck RJ (1997) Focal species: A multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11(4) : 849-856.

Lammers G, Van Zadeldhoff F (1996) The dutch ecological network. In: Nowicki P, Bennett AF, Middleton D (éd) Perspectives on ecological networks. ECNC publications, Arnhem, p 101-113.

Landres PB, Verner J, Thomas JW (1988) Ecological Uses of Vertebrate Indicator Species : A Critique. *Conservation Biology* 2(4) : 316-328.

Le Gléau JP, Pumain D, Saint-Julien T (1997) Towns of Europe : to each country its definition. *INSEE Studies* 6 : 115.

Le Nir M (1991) Les modèles de prévision de déplacements urbains. Thèse de doctorat, Université Lyon II, 313 p.

Lefeuvre J, Barnaud G (1988) Ecologie du paysage, mythe ou réalité. *Bulletin d'écologie* 19(4) : 493-522.

Léger F, Stahl P, Ruette S, Wilhelm JM (2008) La répartition du chat forestier en France : évolutions récentes. *Faune sauvage* 280 : 24-39.

Leopold LB (1968) Hydrology for Urban Planning - A Guidebook on the Hydrologic Effects of Urban Land Use. US Geological Survey, Washington, 18 p.

Levins R (1969) Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the ESA* 15(3) : 237-240.

Levinson DM, Kumar A (1997) Density and the journey to work. *Growth and change* 28(2) : 147-172.

Li F, Wang R, Paulussen J, Liu X (2005) Comprehensive concept planning of urban greening based on ecological principles: A case study in Beijing, China. *Landscape and Urban Planning* 72(4) : 325-336.

Li X, Liu X (2008) Embedding sustainable development strategies in agent-based models for use as a planning tool. *International Journal of Geographical Information Science* 22(1-2) : 21-45.

Li Y, Zhu X, Sun X, Wang F (2010) Landscape effects of environmental impact on bay-area wetlands under rapid urban expansion and development policy: A case study of Lianyungang, China. *Landscape and Urban Planning* 94(3-4) : 218-227.

Ligmann-Zielinska A, Church R, Jankowski P (2008) Spatial optimization as a generative technique for sustainable multiobjective land-use allocation. *International Journal of Geographical Information Science* 22(6) : 601-622.

Lindenmayer DB, Margules CR, Botkin DB (2000) Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology* 14(4) : 941-950.

Lindenmayer DB, Manning AD, Smith PL, Possingham HP, Fischer J, Oliver I, McCarthy MA (2002) The Focal-Species Approach and Landscape Restoration: a Critique. *Conservation Biology* 16(2) : 338-345.

Liu S, Dong Y, Deng L, Liu Q, Zhao H, Dong S (2014) Forest fragmentation and landscape connectivity change associated with road network extension and city expansion: A case study in the Lancang River Valley. *Ecological Indicators* 36 : 160-168.

Lodé T (2000) Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. *Ambio* 161(29) : 163-166.

Loe LE, Mysterud A, Veiberg V, Langvatn R (2009) Negative density-dependent emigration of males in an increasing red deer population. *Proceedings of the Royal Society B* 276 : 2581-2587.

Longley PA, Batty M, Shepherd J, Sadler G (1992) Do green belts change the shape of urban areas? A preliminary analysis of the settlement geography of South East England. *Regional Studies* 26(5) : 437-452.

Lookingbill TR, Gardner RH, Ferrari JR, Keller CE (2010a) Combining a dispersal model with network theory to assess habitat connectivity. *Ecological Applications* 20(2) : 427-441.

Lookingbill TR, Elmore AJ, Engelhardt KAM, Churchill JB, Edward Gates J, Johnson JB (2010b) Influence of wetland networks on bat activity in mixed-use landscapes. *Biological Conservation* 143(4) : 974-983.

Lovaty F (2003) Le statut du Pouillot siffleur (Phylloscopus sibilatrix) durant la période 1980-1989 dans la région de Mende (Lozère). *Le Grand Duc* 62 : 45-46.

LPO-Alsace (Ligue de Protection des Oiseaux) (2009) Expertise et synthèse en vue de l'élaboration du document d'objectifs de la zone de protection spéciale « Crête du Donon au Schneeberge ». LPO Alsace, Strasbourg 92 p.

LSPN (Ligue suisse de protection des oiseaux) (1987) Les papillons de jour et leurs biotopes. Pro Natura, Bâle, 512 p.

Luck M, Wu JG (2002) A gradient analysis of urban landscape pattern: a case study from the Phoenix metropolitan region, Arizona, USA. *Landscape Ecology* 17 : 327-339.

M

MacArthur R, Wilson E (1967) The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, 203 p.

Magle SB, Theobald DM, Crooks KR (2009) A comparison of metrics predicting landscape connectivity for a highly interactive species along an urban gradient in Colorado, USA. *Landscape Ecology* 24(2) : 267-280.

Maiorano L, Falcucci A, Garton EO, Boitani L (2007) Contribution of the Natura 2000 network to biodiversity conservation in Italy. *Conservation Biology* 21(6) : 1433-1444.

Malczewski J (1999) GIS and Multicriteria Decision Analysis. John Wiley and Sons, New York, 382 p.

Malczewski J (2004) GIS-based land-use suitability analysis: a critical overview. *Progress in Planning* 62(1) : 3-65.

Mandelbrot BB (1982) The Fractal Geometry of Nature. Freeman and Co, New York, 460 p.

Maruani T, Amit-Cohen I (2007) Open space planning models: A review of approaches and methods. *Landscape and Urban Planning* 81(1-2) : 1-13.

Marull J, Mallarach JM (2005) A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area. *Landscape and Urban Planning* 71(2-4) : 243-262.

Marzluff JM, Shulenberger E, Endlicher W, Alberti M, Bradley G, Ryan C, Simon U, ZumBrunnen C (2008) Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature. Springer-Verlag, New York, 807 p.

Massot M, Clobert J (2000) Processes at the origin of similarities in dispersal behaviour among siblings. *Journal of Evolutionary Biology* 13(4) : 707-719.

Matteucci SD, Morello J (2009) Environmental consequences of exurban expansion in an agricultural area: The case of the Argentinian pampas ecoregion. *Urban Ecosystems* 12 : 287-310.

McAney CM, Fairley JS (1988) Activity patterns of the lesser horseshoe bat *Rhinolophus hipposideros* at summer roosts. *Journal of Zoology* 216(2) : 325-338.

McCollin D (1993) Avian distribution patterns in a fragmented wooded landscape (North Humberside, UK). The role of between-patch and within-patch structure. *Global Ecology and Biogeography letters* 3 : 48-62.

McDonnell MJ (2011) The History of Urban Ecology - An Ecologist's Perspective. In: Niemelä J, Breuste J, Elmqvist T, Guntenspergen G, James P, McIntyre N (éd) Urban Ecology. Patterns, Processes and Applications. Oxford University Press, New York, p 512.

McGarigal K, Cushman S, Nell M, Ene E (2002) FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps [en ligne]. Date de consultation : 14 juillet 2015. Disponible sur : http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.

McKinney ML (2002) Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience* 52(10) : 883-890.

McRae BH, Dickson BG, Keitt TH, Shah VB (2008) Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology* 89(10) : 2712-2724.

McRae BH, Hall SA, Beier P, Theobald DM (2012) Where to Restore Ecological Connectivity? Detecting Barriers and Quantifying Restoration Benefits. *PLoS ONE* 7(12) : e52604.

Mebs T, Scherzinger W (2006) Rapaces nocturnes de France et d'Europe. Editions Delachaux & Niestlé, Paris, 298 p.

Mergey M (2007) Réponses des populations de martres d'Europe (*Martes martes*) à la fragmentation de l'habitat : mécanismes comportementaux et conséquences. Thèse de doctorat, Université de Reims Champagne-Ardenne, 211 p.

Merlet F, Houard X (2012a) Synthèse bibliographique sur les traits de vie de l'Agrion de Mercure (*Coenagrion mercuriale* (Charpentier, 1840)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris 5 p.

Merlet F, Houard X (2012b) Synthèse bibliographique sur les traits de vie de l'Azuré du Serpolet (*Maculinea arion* (Linnaeus, 1758)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris 7 p.

Merlet F, Houard X, Dupont P (2012) Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Damier de la Succise (*Euphydryas aurinia aurinia* (Rottemburg, 1775)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Office pour les insectes et leur environnement & Service du patrimoine naturel du Museum national d'Histoire naturelle, Paris 7 p.

Merlin P, Choay F (1988) Dictionnaire de l'urbanisme et de l'aménagement. Presses Universitaires de France, Paris, 880 p.

Merriam G (1984) Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: Brandt J, Agger P (éd) Methodology in landscape ecological research and planning: proceedings, 1st seminar, International Association of Landscape Ecology, Roskilde University Centre, Roskilde, p 5-15.

Michelat D, Duquet M, Tissot B, Lambert JL, Beschet L, Pepin D (2003) Les oiseaux de la montagne jurassienne. Editions Néo, Besançon, 367 p.

Millward H (2006) Urban containment strategies: A case-study appraisal of plans and policies in Japanese, British, and Canadian cities. *Land Use Policy* 23(4) : 473-485.

Mimet A (2012) Analyser la réponse de la biodiversité à l'anthropisation : Vers une approche paysage-centrée. Cas de la Seine-et-Marne. Thèse de doctorat, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, 390 p.

Mimet A, Raymond R, Simon L, Julliard R (2013) Can designation without regulation preserve land in the face of urbanization? A case study of ZNIEFFs in the Paris region. *Applied Geography* 45 : 342-352.

Minor ES, Lookingbill TR (2010) A multiscale network analysis of protected-area connectivity for mammals in the United States. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology* 24(6) : 1549-1558.

Minor ES, Urban DL (2007) Graph theory as a proxy for spatially explicit population models in conservation planning. *Ecological Applications* 17(6) : 1771-1782.

Mitsova D, Shuster W, Wang X (2011) A cellular automata model of land cover change to integrate urban growth with open space conservation. *Landscape and Urban Planning* 99(2) : 141-153.

Moilanen A, Nieminen M (2002) Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology* 83(4) : 1131-1145.

Mörtberg UM, Balfors B, Knol WC (2007) Landscape ecological assessment: a tool for integrating biodiversity issues in strategic environmental assessment and planning. *Journal of environmental management* 82(4) : 457-470.

Mörtberg UM, Haas J, Zetterberg A, Franklin JP, Jonsson D, Deal B (2013) Urban ecosystems and sustainable urban development—analysing and assessing interacting systems in the Stockholm region. *Urban Ecosystems* 16(4) : 763-782.

Mougenot C, Melin E (2000) Entre science et action : le concept de réseau éologique. *Natures Sciences Sociales* 8(3) : 20-30.

N

Næss P, Røe P, Larsen S (1995) Travelling distances, modal split and transportation in thirty residential areas in Oslo. *Journal of Environmental Planning and Management* 38 : 349-370.

Neuman M (2005) The Compact City Fallacy. *Journal of Planning Education and Research* 25(1) : 11-26.

Newman P, Kenworthy JR (1989) Cities and Auto Dependency: A Sourcebook. Gower Publishing Co., Aldershot, 388 p.

Ng E, Chen L, Wang Y, Yuan C (2012) A study on the cooling effects of greening in a high-density city: An experience from Hong Kong. *Building and Environment* 47 : 256-271.

Nicolas J, Bonnel P, Cabrera J, Godinot C, Homocianu M, Routhier J, Toilier F, Zucarello P (2009) SImuler les MoBilités pour une Agglomération Durable. Rapport final du projet Simbad. Laboratoire d'Economie des Transports, Lyon, 211 p.

Noss RF, Harris LD (1986) Nodes, networks, and MUMs: Preserving diversity at all scales. *Environmental Management* 10(3) : 299-309.

Noss RF, O'Connell M, Murphy DD (1997) The science of conservation planning: habitat conservation under the Endangered Species Act. Island Press, Washington DC, 263 p.

Nowicki P, Settele J, Thomas JA, Woychiechowski M (2005) A review of population structure of Maculinea butterflies. In: Settele J, Kühn E, Thomas JA (éd) Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradiant: Maculinea Butterflies as a Model. Pensoft Publishers, Sofia, Moscou, p 133.

O

O'Neill RV (1986) A Hierarchical Concept of Ecosystems. Princeton University Press, Princeton, 262 p.

Oke TR (1987) Boundary Layer Climates. Methuen, Londres, 372 p.

Opdam P, Foppen R, Reijnen R, Schotman A (1995) The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning. *Ibis* 137 : 139-146.

Opdam P, Foppen R, Vos CC (2002) Bridging the gap between empirical knowledge and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology* 16 : 767-779.

Opdam P, Pouwels R, van Rooij S, Steingröver E, Vos CC (2008) Setting biodiversity targets in participatory regional planning: Introducing ecoprofiles. *Ecology and Society* 13(1) : 20 p.

Owens SE (1990) Land use planning for energy efficiency. In: Cullingworth JB (éd) Energy, land and public policy, Transaction Publishers, New Brunswick, New Jersey, p 53-98.

P-Q

Pacione M (2004) Where will the people go? - Assessing the new settlement option for the United Kingdom. *Progress in Planning* 62(2) : 73-129.

Park R, Burgess EW, McKenzie RD (1925) The City. University of Chicago Press, Chicago, 239 p.

Pascual-Hortal L, Saura S (2006) Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the priorization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21(7) : 959-967.

Passerault M (2010) La trame verte et bleue: Analyse du concept et réflexions méthodologiques pour sa traduction dans le Schéma Régional de Cohérence Ecologique. Mémoire de Master 2, Université de Poitiers / DREAL Franche-Comté, 143 p.

Paul J (2011) Pipit farlouse *Anthus pratensis*. Liste rouge des vertébrés terrestres de Franche-Comté. LPO Franche-Comté, Besançon 2 p.

Paul J, Weidmann J (2008) Avifaune et projets de parcs éoliens en Franche-Comté : définition des enjeux et cahier des charges à destination des porteurs de projets. LPO Franche-Comté/DIREN Franche-Comté, Besançon 31 p.

Pauleit S, Ennos R, Golding Y (2005) Modeling the environmental impacts of urban land use and land cover change? A study in Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning* 71(2-4) : 295-310.

Pellet J, Hoehn S, Perrin N (2004) Multiscale determinants of tree frog (*Hyla arborea L.*) calling ponds in western Switzerland. *Biodiversity and Conservation* 13 : 2227-2235.

Pendall R (2000) Local land use regulation and the chain of exclusion. *Journal of the American Planning Association* 66(2) : 541-589.

Penteado HM (2013) Assessing the effects of applying landscape ecological spatial concepts on future habitat quantity and quality in an urbanizing landscape. *Landscape Ecology* 28(10) : 1909-1921.

Pereira M, Segurado P, Neves N (2011) Using spatial network structure in landscape management and planning: A case study with pond turtles. *Landscape and Urban Planning* 100(1-2) : 67-76.

Perkins A, Hamnett S, Pullen S, Zito R, Trebilcock D (2009) Transport, housing and urban form : The life cycle transport and housing impact of city centre apartments compared with suburban dwellings. *Urban Policy and Research* 27(4) : 377-396.

Pickett STA, Cadenasso ML (2008) Linking ecological and built components of urban mosaics: An open cycle of ecological design. *Journal of Ecology* 96(1) : 812.

Pickett STA, White P (1985) The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando, 472 p.

Pickett STA, William RB, Dalton SE, Foresman TW, Grove JM, Rowntree R (1997) A conceptual framework for the study of human ecosystems in urban areas. *Urban Ecosystems* 1 : 185-199.

Pierpaoli M, Birò ZS, Herrmann M, Hupe K, Fernandes M, Ragni B, Szemethy L, Randi E (2003) Genetic distinction of wildcat (*Felis silvestris*) populations in Europe, and hybridization with domestic cats in Hungary. *Molecular Ecology* 12(10) : 2585-2598.

Portugali J, Benenson I, Omer I (1994) Sociospatial Residential Dynamics: Stability and Instability within a Self-Organizing City. *Geographical Analysis* 26(4) : 321-340.

Prévost O (2004) Le guide des chauves-souris en Poitou-Charentes. Editions Greste, Paris, 197 p.

Pulliam H (1988) Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist* 132(5) : 652-661.

Purse B V, Hopkins GW, Kieron JD, Thompson DJ (2003) Dispersal characteristics and management of a rare damsefly. *Journal of Applied Ecology* 40 : 716 -728.

Qin B, Han SS (2013) Planning parameters and household carbon emission: Evidence from high-and low-carbon neighborhoods in Beijing. *Habitat International* 37 : 52-60.

R

Ramalho CE, Hobbs RJ (2012) Time for a change: dynamic urban ecology. *Trends in ecology & evolution* 27(3) : 179-188.

Ray N, Lehmann A, Joly P (2002) Modelling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on matrix permability. *Biodiversity and Conservation* 11 : 2143-2165.

Rayfield B, Fortin MJ, Fall A (2010) The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. *Landscape Ecology* 25(4) : 519-532.

Rayfield B, Fortin MJ, Fall A (2011) Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. *Ecology* 92(4) : 847-858.

Redford KH, Sanderson EW, Robinson JG, Vedder A (2000) Landscape Species and Their Conservation: Report From a WCS Meeting. Wildlife Conservation Society, New York.

Reed SE, Boggs JL, Mann JP (2012) A GIS tool for modeling anthropogenic noise propagation in natural ecosystems. *Environmental Modelling & Software* 37 : 1-5.

Ribeiro R, Carretero MA, Sillero N, Alarcos G, Ortiz-Santaliestra M, Lizana M, Llorente GA (2011) The pond network: Can structural connectivity reflect on (amphibian) biodiversity patterns? *Landscape Ecology* 26(5) : 673-682.

Rickwood P, Glazebrook G, Searle G (2008) Urban structure and energy - a review. *Urban Policy and Research* 26(1) : 57-81.

Riitters K, Vogt P, Soille P, Estreguil C (2009) Landscape patterns from mathematical morphology on maps with contagion. *Landscape Ecology* 24(5) : 699-709.

Risser PG, Karr JR, Forman RTT (1984) Landscape Ecology: Directions and Approaches. Illinois Natural History Survey, Champaign, 18 p.

Roberge JM, Angelstam PER (2004) Usefulness of the Umbrella Species Concept. *Conservation Biology* 18(1) : 76-85.

Rogeon G, Sordello R (2012a) Synthèse bibliographique sur les traits de vie de la Gorgebleue à miroir (*Luscinia svecica* (Linnaeus, 1758)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris 10 p.

Rogeon G, Sordello R (2012b) Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Gobemouche gris (*Muscicapa striata* (Pallas, 1764) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Service du patrimoine naturel du Museum national d'Histoire naturelle, Paris 10 p.

Rothley K (2005) Finding and Filling the « Cracks » In Resistance Surfaces for Least-cost Modeling. Ecology And Society 10(1) : 10 p.

Rouquette JR (2005) The ecology and conservation requirements of the Southern Damselfly (*Coenagrion mercuriale*) in chalkstrean and fen habitats. Thèse de doctorat, Université de Liverpool, 159 p.

Ryckman MJ, Rosatte RC, McIntosh T, Hamr J, Jenkins D (2010) Postrelease Dispersal of Reintroduced Elk (*Cervus elaphus*) in Ontario, Canada. *Restoration Ecology* 18(2) : 173-180.

S

Saaty TL (1977) A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology* 15(3) : 234-281.

Saelens BE, Sallis JF, Frank LD (2003) Environmental correlates of walking and cycling: findings from the transportation, urban design, and planning literatures. *Annals of behavioral medicine* 25 : 80-91.

Sanderson EW, Redford KH, Vedder A, Coppolillo PB, Ward SE (2002) A conceptuals model for concervation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning* 58 : 41-56.

Sanford E (1999) Regulation of keystone predation by small changes in ocean temperature. *Science* 283(5410) : 2095-2097.

Saura S, Pascual-Hortal L (2007) A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83(2-3) : 91-103.

Saura S, Rubio L (2010) A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* (July 2009) : 523-537.

Saurola P, Francis CM (2004) Estimating population dynamics and dispersal distances of owls from nationally coordinated ringing data in Finland. *Animal Biodiversity and Conservation* 27 : 403-415.

Sauvez M (2002) Les coûts cachés de l'étalement urbain. *Etudes foncières* 95 : 30-35.

Savard JPL, Clergeau P, Mennechez G (2000) Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48(3-4) : 131-142.

Schmidt K (1998) Maternal behaviour and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. *Acta Theriologica* : 391-408.

Schumaker NH (1996) Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77(4) : 1210-1225.

Schwanen T, Dieleman FM, Dijst M (2001) Travel behaviour in Dutch monocentric and polycentric urban systems. *Journal of Transport Geography* 9(3) : 173-186.

Schwanen T, Dijst M, Dieleman F (2004) Policies for urban form and their impact on travel: the Netherlands experience. *Urban Studies* 41(3) : 579-603.

Scolozzi R, Geneletti D (2012) A multi-scale qualitative approach to assess the impact of urbanization on natural habitats and their connectivity. *Environmental Impact Assessment Review* 36 : 922.

Shepard DB, Kuhns AR, Dreslik MJ, Phillips CA (2008) Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation* 11(4) : 288-296.

Sielezniew M, Buszko J, Stankiewicz AM (2005) *Maculinea arion* in Poland: distribution, ecology and conservation prospects. In: Settele J, Kühn E, Thomas JA (éd) Studies on Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradiant: Maculinea Butterflies as a Model. Pensoft Publishers, Sofia, Moscou, p 231-233.

Simberloff D (1998) Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passe in the landscape era? *Biological Conservation* 83(3) : 247-257.

Simon A (2007) Suivi des populations d'*Euphydryas aurinia* sur pelouses calcicoles. Rapport de stage de Master 2, Université de Rouen, 73 p.

Singer FJ, Otto DK, Tipton AR, Hable CP (1981) Home ranges, movements, and habitat use of European wild boar in Tennessee. *The Journal of Wildlife Management* 45 : 343-353.

Sodeikat G, Pohlmeyer K (2003) Escape movements of family groups of wild boar *Sus scrofa* influenced by drive hunts in Lower Saxony , Germany. *Wildlife Biology* 9(1) : 43-49.

Soille P, Vogt P (2009) Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters* 30(4) : 456-459.

Soissons A, Itrac-Bruneau R, Schirmer B (2011) Etude des populations de *Maculinea arion* (Lepidoptera, Lycaenidae) au niveau de deux réseaux de coteaux calcaires bourbonnais (03). Conservatoire d'espaces naturels de l'Allier, Châtel-de-Neuvre, 53 p.

Sordello R (2012a) Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Service du patrimoine naturel du Museum national d'Histoire naturelle, Paris 17 p.

Sordello R (2012b) Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Chat forestier (*Felis silvestris* Schreber, 1775) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris 8 p.

Sordello R (2012c) Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Pipit farlouse (*Anthus pratensis* (Linnaeus, 1758)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Service du patrimoine naturel du Museum national d'Histoire naturelle, Paris 9 p.

Sordello R (2012d) Synthèse bibliographique sur les traits de vie de la Chouette chevêche (*Athene noctua* (Scopoli, 1769)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Service du patrimoine naturel du Museum national d'Histoire naturelle, Paris 18 p.

Sordello R (2012e) Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Pouillot siffleur (*Phylloscopus sibilatrix* (Bechstein, 1793)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Service du patrimoine naturel du Museum national d'Histoire naturelle, Paris 10 p.

Sordello R (2012f) Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Pic cendré (*Picus canus* Gmelin, 1788) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Service du patrimoine naturel du Museum national d'Histoire naturelle, Paris 12 p.

Sordello R (2012g) Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Lézard vivipare (*Zootoca vivipara* (Jacquin, 1787)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Service du patrimoine naturel du Museum national d'Histoire naturelle, Paris 10 p.

Sordello R, Comolet-Tirman J, De Massary J, Dupont P, Haffner P, Rogeon G, Siblet JP, Touroult J, Trouvilliez J (2011) Trame verte et bleue - Critères nationaux de cohérence - Contribution à la définition du critère sur les espèces. MNHN-SPN, Paris 57 p.

Sovacool BK, Brown MA (2010) Twelve metropolitan carbon footprints: A preliminary comparative global assessment. *Energy Policy* 38(9) : 4856-4869.

Stahl P (1986) Le chat forestier d'Europe (*Felis silvestris*, Schreber 1777). Exploitation des ressources et organisation spatiale. Thèse de doctorat, Université de Nancy 1, 357 p.

Stahl P, Artois M, Aubert MFA (1988) Organisation spatiale et déplacements des chats forestiers adultes (*Felis silvestris*, Schreber, 1777) en Lorraine. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 43 : 113-132.

Stahl P, Léger F (1992) Le Chat sauvage d'Europe (*Felis silvestris* Schreber, 1777). Encyclopédie des carnivores de France. Société Française d'étude et de protection des Mammifères (SFEPM), Nort-sur-Erdre, 50 p.

Stahl P, Vandel JM (1998) Le lynx boréal *Lynx lynx* (Linné, 1758). Société française pour l'étude et la protection des mammifères, Paris, 65 p.

Stahl P, Vandel JM, Ruette S, Coat L, Coat Y, Balestra L (2002) Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura. *Journal of Applied Ecology* 39(2) : 204-216.

Steemers K (2003) Energy and the city: Density, buildings and transport. *Energy and Buildings* 35(1) : 3-14.

Stevens DK (2007) The breeding ecology of the Spotted Flycatcher *Muscicapa striata* in lowland England. Thèse de doctorat, Université de Reading, 217 p.

Stewart TJ, Janssen R, Van Herwijnen M (2004) A genetic algorithm approach to multiobjective land use planning. *Computers and Operations Research* 31(14) : 2293-2313.

Stock M (2004) L'habiter comme pratique des lieux géographiques. In: Espacestemps.net [En ligne], mis en ligne le 18 décembre 2004, consulté le 23 septembre 2015. Disponible sur : http://www.espacestemps.net/articles/habiter-comme-pratique-des-lieux-geographiques/

Storms D, Hamann JL (2009) L'occupation de l'espace par le Cerf élaphe. In: Klein G, Bedarida G, Guibert B (éd) Symposium Cerf, Dijon 18 - 19 avril 2008. Actes du colloque. ANCGG - FNC - ONCFS, Paris, p 45-50.

Stumpel AHP (1993) The terrestrial habitat of *Hyla arborea*. In: Stumpel AHP, Tester U (éd) Ecology and conservation of the European tree frog. 1st international workshop on *Hyla arborea*. Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, p 47-54.

Su S, Xiao R, Jiang Z, Zhang Y (2012) Characterizing landscape pattern and ecosystem service value changes for urbanization impacts at an eco-regional scale. *Applied Geography* 34 : 295-305.

Sunde P, Stener SØ, Kvam T (1998) Tolerance to humans of resting lynxes *Lynx lynx* in a hunted population. *Wildlife Biology* 4(3) : 177-183.

Sutherland GD, Harestad AS, Price K, Lertzman KP (2000) Scaling of Natal Dispersal Distances in Terrestrial Birds and Mammals. *Conservation Ecology* 4(1) : 16 p.

Sutherland W (1996) Predicting the consequences of habitat loss for migratory populations. *Proceedings: Biological Sciences* 263 : 1325-1327.

Svensson L, Grant P (2008) Le guide ornitho. Editions Delachaux & Niestlé, Paris, 398 p.

Syphard AD, Clarke KC, Franklin J (2005) Using a cellular automaton model to forecast the effects of urban growth on habitat pattern in southern California. *Ecological Complexity* 2(2) : 185-203.

SYSTRA (2009) Etude de connectivité du projet de Transport en Commun en Site Propre de Besançon à l'étoile ferroviaire. Etude pour le compte de la Communauté d'Agglomération du Grand Besançon. SYSTRA, Paris 125 p.

T

Tannier C, Vuidel G, Frankhauser P, Houot H (2010) Simulation fractale d'urbanisation. MUP-City, un modèle multi-échelle pour localiser de nouvelles implantations résidentielles. *Revue internationale de géomatique* 20(3) : 303-329.

Tannier C, Thomas I, Vuidel G, Frankhauser P (2011) A Fractal Approach to Identifying Urban Boundaries. *Geographical Analysis* 43(2) : 211-227.

Tannier C, Vuidel G, Houot H, Frankhauser P (2012a) Spatial accessibility to amenities in fractal and nonfractal urban patterns. *Environment and Planning B: Planning and Design* 39(5) : 801-819.

Tannier C, Foltête JC, Girardet X (2012b) Assessing the capacity of different urban forms to preserve the connectivity of ecological habitats. *Landscape and Urban Planning* 105(1-2) : 128-139.

Tannier C, Thomas I (2013) Defining and characterizing urban boundaries: A fractal analysis of theoretical cities and Belgian cities. *Computers, Environment and Urban Systems* 41 : 234-248.

Tannier C, Hirtzel J, Stephenson R, Couillet A, Vuidel G, Youssoufi S (2015) Conception and use of an individual-based model of residential choice in a planning decision process. Feedback from an experimental trial in the city of Besançon, France. *Progress in Planning* : 38 p.

Tannier C (2016) Concentration et dispersion des implantations humaines de l'échelle micro-locale à l'échelle régionale. Différents modèles, différents points de vue. Mémoire d'Habilitation à Diriger les Recherches, en préparation, Université de Franche-Comté (en cours).

Tansley AG (1935) The use and abuse of vegetational concepts. *Ecology* 16(3) : 284-307.

Taylor PD, Fahrig L, Henein K, Merriam G (1993) Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos* 68(3) : 571-573.

Taylor PD, Fahrig L, With K. (2006) Landscape connectivity: A return to basics. In: Crooks KR, Sanjayan M (éd) Connect. Conserv. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p 29-43.

Termorshuizen JW, Opdam P, van den Brink A (2007) Incorporating ecological sustainability into landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 79(3-4) : 374-384.

Theobald DM, Hobbs NT, Bearly T, Zack J a, Shenk T, Riebsame WE (2000) Incorporating biological information in local land-use decision making: designing a system for conservation planning. *Landscape Ecology* 15 : 35-45.

Theobald DM (2006) Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. In: Crooks K, Sanjayan M (éd) Connectivity conservation. Cambridge University Press, Cambridge, p 416-443.

Thompson DJ, Rouquette JR, Purse BV (2003) Ecology of the Southern Damselfly - *Coenagrion mercuriale*. *English Nature* 8 : 26 p.

Tischendorf L, Fahrig L (2000) How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15 : 633-641.

Tischendorf L (2001) Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16 : 235-254.

Tournant P (2013) Impact du paysage sur la distribution spatiale et génétique des colonies de petits rhinolophes. Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, 214 p.

Tratalos J, Fuller RA, Warren PH, Davies RG, Gaston KJ (2007) Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning* 83 : 308-317.

Troll C (1939) Luftbildplan und ökologische Bodenforschung: Ihr zweckmäßiger Einsatz für die wissenschaftliche Erforschung und praktische Erschließung wenig. *Zeitschraft der Gesellschaft fur Erdkunde Zu Berlin* 1(1) : 241-298.

Trombulak SC, Frissell CA (2001) Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14(1) : 18-30.

Truvé J, Lemel J (2003) Timing and distance of natal dispersal for wild boar Sus scrofa in Sweden. *Wildlife Biology* 9 : 51-57.

Turner BI, Clark W, Kates R, Richards J, Mathews J, Meyer W (1991) The Earth as Transformed by Human Action: Global and Regional Changes in the Biosphere over the Past 300 Years. Cambridge University Press, Cambridge, 732 p.

Turner M, Gardner RH, O'Neill RV (2001) Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process. Springer, New York, 401 p.

Turner MG, O'Neill RV, Gardner RH, Milne BT (1989) Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3(3/4) : 153-162.

Tzoulas K, Korpela K, Venn S, Yli-Pelkonen V, Kaźmierczak A, Niemela J, James P (2007) Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning* 81 : 167-178.

U-V

Urban DL, O'Neill RV, Shugart HH (1987) A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience* 37 : 119-127.

Urban DL, Keitt T (2001) Landscape Connectivity : A Graph-Theoretic Perspective. *Ecology* 82(5) : 1205-1218.

Urban DL, Minor ES, Treml EA, Schick RS (2009) Graph models of habitat mosaics. *Ecology letters* 12(3) : 260-273.

Van Huland G, Strijbosch H (1981) Annual rythmics of *Lacerta vivipara* and *Lacerta agilis agilis* in tha Netherlands. *Amphibia-Reptilia* 2 : 83-95.

Van Nieuwenhuyse D, Leysen M, Steenhoudt K (2001) Analysis and spatial prediction of Little Owl *Athene noctua* distribution in relation to its living environment in Flanders (northern Belgium). *Oriolus* 67(2-3) : 32-51.

Van Rij EHE, Korthals Altes WK (2008) The Merits of Outmoded Planning Instruments for Improving Metropolitan Green Areas: The Midden-Delfland Approach. *Planning Theory & Practice* 9(3) : 345-362.

Vanhinsberg DP, Chamberlain DE (2001) Habitat associations of breeding Meadow Pipits *Anthus pratensis* in the British uplands. *Bird Study* 48(2) : 159-172.

Verbeylen G, De Bruyn L, Adriaensen F, Matthysen E (2003) Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landsape Ecology* 18 : 791-805.

Vercken E (2007) Polymorphisme de couleur et stratégies alternatives chez les femelles du lézard vivipare. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 347 p.

Vergnes A, Pellissier V, Lemperiere G, Rollard C, Clergeau P (2014) Urban densification causes the decline of ground-dwelling arthropods. *Biodiversity and Conservation* 23(8) : 1859-1877.

Vimal R, Geniaux G, Pluvinet P, Napoleone C, Lepart J (2012) Detecting threatened biodiversity by urbanization at regional and local scales using an urban sprawl simulation approach: Application on the French Mediterranean region. *Landscape and Urban Planning* 104(3-4) : 343-355.

Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM (1997) Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277 : 494-499.

Vogt P, Riitters KH, Estreguil C, Kozak J, Wade TG, Wickham JD (2007) Mapping spatial patterns with morphological image processing. *Landscape Ecology* 22(2) : 171-177.

Vos CC (1999) A frog's-eye view of the landscape. Quantifying connectivity for fragmented amphibian populations. Thèse de doctorat, Université de Wageningen, 143 p.

Vos CC, Verboom J, Opdam P, Ter Braak C (2001) Toward ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist* 157(1) : 24-41.

W

Walpole MJ, Leader-Williams N (2002) Tourism and flagship species in conservation. *Biodiversity and Conservation* 11 : 543–547.

Walters C (1986) Adaptive management of renewable resources. MacMillan, New York, 388 p.

Watts PC, Rouquette JR, Saccheri IJ, Kemp SJ, Thompson DJ (2004) Molecular and ecological evidence for small-scale isolation by distance in an endangered damselfly, *Coenagrion mercuriale*. *Molecular Ecology* 13(10) : 2931-2945.

Wauters LA, Casale P, Dhondt AA (1994) Space use and dispersal of red squirrels in fragmented habitats. *Oikos* 69(1) : 140-146.

Wauters LA, Verbeylen G, Preatoni D, Martinoli A, Matthysen E (2010) Dispersal and habitat cuing of Eurasian red squirrels in fragmented habitats. *Population Ecology* 52(4) : 527-536.

Weber TC, Allen WL (2010) Beyond on-site mitigation: An integrated, multi-scale approach to environmental mitigation and stewardship for transportation projects. *Landscape and Urban Planning* 96(4) : 240-256.

Wegener M (2004) Overview of land-use transport models. In: Hensher DA, Button K (éd) Handbook of transport geography and spatial systems. Pergamon-Elsevier, Kidlington, p 1241-1246

Wegener M (2014) Land-Use Transport Interaction models. In: Fischer MM, Nijkamp P (éd) Handbook of Regional Science. Springer, Heidelberg, p 742-758.

Wei Y, Zhang Z (2012) Assessing the fragmentation of construction land in urban areas: An index method and case study in Shunde, China. *Land Use Policy* 29(2) : 417-428.

Wey T, Blumstein DT, Shen W, Jordán F (2008) Social network analysis of animal behaviour: a promising tool for the study of sociality. *Animal Behaviour* 75(2) : 333-344.

White R, Engelen G (1993) Cellular automata and fractal urban form : a cellular modelling approach to the evolution of urban land-use patterns. *Environment and Planning A* 25(8) : 1175-1199.

White R, Engelen G, Uljee I (1997) The use of constrained cellular automata for high-resolution modelling of urban land-use dynamics. *Environment and Planning B: Planning and Design* 24(3) : 323-343.

Whitford V, Ennos A, Handley J (2001) « City form and natural process » - indicators for the ecological performance of urban areas and their application to Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning* 57(2) : 91-103.

Wiens JA (1989) Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology* 3(4) : 385-397.

Wiens JA (1993) Ecological Mechanisms and Landscape Ecology. *Oikos* 66(3) : 371-383.

Wiens JA, Schooley RL, Weeks RD (1997) Patchy Landscapes and Animal Movements: Do Beetles Percolate? *Oikos* 78(2) : 257-264.

Willens H (1970) The regulation of motor vehicle emissions. *Natural Resources Lawyer* 3 : 120-130.

Williams K (1999) Urban intensification policies in England: Problems and contradictions. *Land Use Policy* 16(3) : 167-178.

Williams K, Burton E, Jenks M (2000) Achieving Sustainable Urban Form. E&FN Spon, Londres, 408 p.

Wilson B, Chakraborty A (2013) The environmental impacts of sprawl: Emergent themes from the past decade of planning research. *Sustainability* 5(8) : 3302-3327.

Winandy L, Denoël M (2011) The use of visual and automatized behavioral markers to assess methodologies: a study case on PIT-tagging in the Alpine newt. *Behavior research methods* 43(2) : 568-576.

Wu J, Shen W, Sun W, Tueller PT (2002) Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. *Landscape Ecology* 17 : 761-782.

Wu J (2004) Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology* 19 : 125-138.

Wu J (2008) Making the Case for Landscape Ecology: An Effective Approach to Urban Sustainability. *Landscape Journal* 27 : 41-50.

Y-Z

Yang Y (2008) A Tale of Two Cities: Physical Form and Neighborhood Satisfaction in Metropolitan Portland and Charlotte. *Journal of the American Planning Association* 74(3) : 307-323.

Yeatman-Berthelot D, Jarry G (1991) Atlas des oiseaux de France en hiver 1977-1981. Société ornithologique de France, Paris, 575 p.

Yeatman-Berthelot D, Jarry G (1994) Atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989. Société ornithologique de France, Paris, 775 p.

Youssoufi S (2011) Satisfaction résidentielle et configurations spatiales en milieu périurbain. Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, 363 p.

Zabala J, Zuberogoitia I, Martínez-Climent JA, Martínez JE, Azkona A, Hidalgo S, Iraeta A (2006) Occupancy and abundance of Little Owl Athene noctua in an intensively managed forest area in Biscay. *Ornis Fennica* 83(3) : 97-107.

Zetterberg A, Mörtberg UM, Balfors B (2010) Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. *Landscape and Urban Planning* 95(4) : 181-191.

Zimmermann F, Breitenmoser U (2007) Potential distribution and population size of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in the jura Mountains and possible corridors to adjacent ranges. *Wildlife Biology* 13(4) : 406-416.

Zimmermann F, Breitenmoser-Würsten C, Breitenmoser U (2005) Natal dispersal of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. *Journal of Zoology* 267(04) : 381 p.

Zipperer WC, Wu J, Pouyat R V, Pickett STA (2000) The Application of Ecological Principles to Urban and Urbanizing Landsapes. *Ecological Applications* 10(3) : 685-688.

Table des figures

Figure 1.1 • Quatre modèles théoriques des formes urbaines globales 15
Figure 1.2 • Différents modèles de croissance urbaine (forme urbaine globale).. 16
Figure 1.3 • Exemple d'une agglomération urbaine polycentrique, la Randstad aux Pays-Bas composée de quatrepôles urbains principaux. 17
Figure 1.4 • Illustration des principes de ceinture verte, pénétrante verte et corridor vert.. 19
Figure 1.5 • La cité-jardin d'Ebenezer Howard (1902).. 19
Figure 1.6 • Exemples de ceintures vertes : les greenbelts anglaises et la ceinture verte d'Ottawa (Canada) 20
Figure 1.7 • Exemples de pénétrantes vertes à Copenhague (Danemark) et à Bristol (Royaume-Uni) 21
Figure 1.8 • Illustration originale du TOD selon Peter Calthorpe (1993) 22
Figure 1.9 • Illustration des formes d'habitat individuel et intermédiaire. D'après Allen *et al.* (2010). 24
Figure 1.10 • Exemples de formes d'habitat intermédiaire à Grenoble (38), Mandeure (25) et Toulouse (31). Source : Allen *et al.* (2010). 24
Figure 1.11 • Représentation de la théorie des lieux centraux et de son adaptation au modèle fractal d'urbanisation. D'après Christaller (1933) et Frankhauser *et al.* (2007). 25
Figure 1.12 • Trois manières d'envisager la bordure urbaine : du carré (a) au téragone (c). D'après Mandelbrot (1982). 25
Figure 1.13 • Types de bâtiments et densité de logements. Source : AUCAME (2008) 27
Figure 2.1 • Illustration de la théorie biogéographique des îles. D'après MacArthur et Wilson (1967). 36
Figure 2.2 • Modèles des métapopulations. 37
Figure 2.3 • Modèle de la mosaïque paysagère. Commune de Foncine-le-Bas (Jura). D'après Forman et Godron (1986). 38
Figure 2.4 • Les fonctions des corridors. D'après Hess et Fischer (2001). 38
Figure 2.5 • Exemple d'évolution des processus écologiques selon les échelles spatiales et temporelles. D'après Forman (1995). 40
Figure 2.6 • Illustration schématique de l'influence du grain et de l'étendue pour la représentation graphique d'une mosaïque paysagère. D'après Turner *et al.* (1989). 41
Figure 2.7 • Processus à l'origine de la fragmentation paysagère. Exemple des impacts possibles de la croissance urbaine sur les taches d'habitat. D'après Forman (1995).. 43
Figure 2.8 • Illustration de l'évolution des perspectives en écologie urbaine. D'après Wu (2008). 44
Figure 2.9 • Forêt de Fontainebleau. Narcisse Díaz de la Peña (1867). 46
Figure 2.10 • Réserves *Man and Biosphere* en France en 2015 47
Figure 2.11 • Trois perceptions des réseaux écologiques. Exemple du réseau écologique de la cigogne noire. D'après Mougenot et Melin (2000). 49
Figure 2.12 • Illustration de deux types de déplacements des espèces : déplacements quotidiens et dispersion. . 50
Figure 2.13 • Distance de dispersion et de déplacements quotidiens pour trois types d'espèces. D'après Stahl et Léger (1992), Fog (1993), McCollin (1993), Vos (1999) et Baker et Baker (2002). 51
Figure 2.14 • Illustration de deux types de domaines vitaux de deux espèces forestières 52
Figure 2.15 • Illustration des déplacements d'une espèce virtuelle dans la matrice paysagère. D'après Bennett (1999). 53
Figure 2.16 • Exemple de deux réseaux écologiques différents pour une même mosaïque paysagère. 54
Figure 2.17 • Éléments constitutifs pour l'aménagement d'un réseau écologique. D'après Bennett (1999). 55

Figure 3.1 • Exemples d'impacts de la croissance urbaine et des infrastructures de transport sur la connectivité écologique des paysages 60
Figure 3.2 • Représentation schématique de trois types de connectivité. D'après Calabrese et Fagan (2004). . . . 61
Figure 3.3 • Exemple de modélisation d'un graphe paysager pour une espèce forestière. 65
Figure 3.4 • Exemple d'un document de planification urbaine : représentation de l'empreinte urbaine de Cairns (Australie) en 2031 (Bohnet et Pert, 2010) 67
Figure 3.5 • Exemples de trois scénarios d'aménagement prospectifs dans le Grand Stockholm (Suède). Scénarios réalisés pour 2030 par l'Office de Planification Régionale et de Transport Urbain (Mörtberg *et al.*, 2007) 68
Figure 3.6 • Exemples de scénarios théoriques et réalistes issus de différents modèles de simulation de croissance urbaine 70
Figure 3.7 • Schéma méthodologique du travail de thèse. 80
Figure 4.1 • Les différentes étapes de l'urbanisation à Besançon. D'après Youssoufi (2011). 87
Figure 4.2 • La boucle du Doubs à Besançon. En arrière-plan, le Mont-Saint-Étienne, surplombé par la Citadelle. Source : www.inrap.fr. 87
Figure 4.3 • Évolution de la croissance urbaine à Besançon. D'après Hirtzel et Joannès (2010). 88
Figure 4.4 • Aire Urbaine de Besançon et situation générale. 90
Figure 4.5 • Évolution de la population dans l'Aire Urbaine de Besançon entre 1968 et 2012.. 91
Figure 4.6 • Population en 2012 et évolution de la population entre 1968 et 2012 dans les communes de l'Aire Urbaine de Besançon.. 92
Figure 4.7 • Évolution du nombre de logements dans l'Aire Urbaine de Besançon entre 1968 et 2012.. 92
Figure 4.8 • Évolution du nombre de logements dans l'Aire Urbaine de Besançon entre 1968 et 2012. 93
Figure 4.9 • Évolution du nombre d'appartements et de maisons dans l'Aire Urbaine de Besançon entre 1999 et 2012. 94
Figure 4.10 • Exemples de taches urbaines réalisées selon les méthodes INSEE et CERTU pour trois communes de l'Aire Urbaine de Besançon 96
Figure 4.11 • Exemple de tache urbaine réalisée avec Morpholim (zone tampon non érodée). Commune de Saint-Vit (Doubs). 98
Figure 4.12 • Taches urbaines de l'Aire Urbaine de Besançon identifiées avec l'outil Morpholim pour un seuil de distance inter-bâtiments de 272 mètres (zone tampon érodée). 99
Figure 4.13 • Exemple de modification de zonage d'une ZNIEFF de type 1 suite à la construction d'une infrastructure de transport. Commune des Auxons (25). 103
Figure 4.14 • Zones non constructibles de l'Aire Urbaine de Besançon 105
Figure 4.15 • Les niveaux de résolution spatiale dans MUP-City. Exemple pour un facteur de réduction égal à 3. 108
Figure 4.16 • Illustration de la règle d'urbanisation fractale avec Nmax = 5 et r=3. D'après Tannier *et al.* (2012a) et Frémond (2015). 110
Figure 4.17 • Le tapis de Sierpinski 111
Figure 4.18 • Méthode de calcul de la règle de proximité aux espaces non-bâtis. D'après Tannier *et al.* (2012a). .112
Figure 4.19 • Fonction d'évaluation de la règle de proximité aux espaces non-bâtis. D'après Tannier *et al.*(2012a). 112
Figure 4.20 • Fonction d'évaluation de la règle de proximité au réseau routier existant. D'après Tannier *et al.* (2012a).. 113
Figure 4.21 • Principe d'identification des agrégats de commerces et services de fréquentation quotidienne. D'après Frémond (2015). 113
Figure 4.22 • Fonction d'évaluation du nombre n de commerces et services de fréquentation quotidienne. 114
Figure 4.23 • Fonction d'évaluation de la distance d aux commerces et services de fréquentation quotidienne. D'après Frémond (2015). 114
Figure 4.24 • Fonction d'évaluation de la diversité des commerces et services de fréquentation quotidienne à moins de 1000 m de la cellule évaluée. 115
Figure 4.25 • Principe d'identification des agrégats de commerces et services de fréquentation hebdomadaire. D'après Frémond (2015). 116
Figure 4.26 • Fonction d'évaluation du nombre n de commerces et services de fréquentation hebdomadaire. . . 117
Figure 4.27 • Fonction d'évaluation de la distance d aux commerces et services de fréquentation hebdomadaire. D'après Frémond (2015). 117
Figure 4.28 • Fonction d'évaluation de la diversité des commerces et services de fréquentation hebdomadaire. 118

Figure 4.29 • Fonction d'évaluation de la distance *d* aux stations de transports en commun (tram et train). . . . 119
Figure 4.30 • Illustration du principe d'agrégation des différentes valeurs d'évaluation d'une cellule en une valeur synthétique d'évaluation.. . . . 119
Figure 4.31 • Illustration des données nécessaires à l'utilisation de MUP-City. Commune de Roche-lez-Beaupré (Doubs). . . . 122
Figure 4.32 • Exemple de résultats de simulation issus de MUP-City. . . . 123
Figure 4.33 • Architecture de la plateforme MobiSim. D'après Hirtzel (2015). . . . 125
Figure 4.34 • Structure de la population synthétique de MobiSim. D'après Antoni *et al.* (2011). . . . 126
Figure 4.35 • Exemples d'attributs pour chacune des composantes de la population synthétique de MobiSim. D'après Hirtzel (2015).. . . . 126
Figure 4.36 • Comparaison des sorties de simulation de MUP-City et de MobiSim. Exemple pour les communes de Serre-les-Sapins et Franois (Doubs). . . . 129
Figure 4.37 • Exemples de sorties de simulations issues de MobiSim-DR. Communes de Serre-les-Sapins et Franois (Doubs). . . . 131
Figure 4.38 • Fonctionnement du modèle de simulation des mobilités quotidiennes de MobiSim. D'après Antoni (2010). . . . 132
Figure 5.1 • Exemples de sorties de simulations de MUP-City à 20 mètres de résolution en fonction du paramétrage du Nmax pour r=3 sans activation des règles d'accessibilité. Commune de Voray-sur-l'Ognon (Haute-Saône). . . . 141
Figure 5.2 • Résultats issus des quatre formes fractales de développement résidentiel simulés dans MUP-City. Exemple du secteur Nord-Ouest de Besançon.. . . . 145
Figure 5.3 • Détermination de la proportion globale de maisons individuelles à construire dans l'ensemble de la zone d'étude.. . . . 149
Figure 5.4 • Urbanisation simulée avec le scénario S1 (Ville compacte). . . . 151
Figure 5.5 • Urbanisation simulée avec le scénario S2 (Ville modérément compacte). . . . 152
Figure 5.6 • Urbanisation simulée avec le scénario S3 (Périurbain régulé). . . . 153
Figure 5.7 • Urbanisation simulée avec le scénario S4 (Étalement urbain). . . . 154
Figure 5.8 • Urbanisation simulée avec le scénario S5 (Transit Oriented Development).. . . . 155
Figure 5.9 • Haltes et gares ferroviaires existantes et simulées dans l'Aire Urbaine de Besançon.. . . . 157
Figure 5.10 • Comparaison des sorties de simulation du scénario S3 avec le développement résidentiel réel entre 2010 et 2012. Quartier des Hauts du Chazal, Besançon (Doubs). . . . 158
Figure 5.11 • Exemple de traduction d'un scénario fractal de développement résidentiel simulé avec MUP-City dans un PLU. Commune des Auxons, anciennement Auxon-Dessus (Doubs). . . . 159
Figure 5.12 • Comparaison des simulations de développement résidentiel pour l'Aire Urbaine et la seule CAGB. Exemple pour le scénario S1 au Nord-Ouest de Besançon. . . . 164
Figure 5.13 • Représentation schématique des sorties de simulation de trafic de MobiSim. . . . 165
Figure 5.14 • Illustration des différences entre trafic réel et trafic simulé. Exemple de la côte de Morre en direction de Pontarlier (N57). . . . 165
Figure 5.15 • Exemple de données de comptages fournies par les services du Département du Doubs.. . . . 166
Figure 5.16 • Boucle électromagnétique située sur le Boulevard Doumer à Dijon (Côte d'Or). Source : Emery (2015) . . . 167
Figure 5.17 • Fonctionnement technique d'une boucle électromagnétique pour le comptage du trafic routier. D'après Emery (2015) et Borsu (2004) . . . 167
Figure 5.18 • Exemple de cas pour lesquels il est possible ou non de prolonger la valeur de trafic simulée. . . . 168
Figure 5.19 • Axes routiers de l'Aire Urbaine pour lesquels le trafic simulé dans la CAGB a été prolongé. . . . 169
Figure 5.20 • Axes routiers intra-urbains et périurbains dans l'Aire Urbaine de Besançon. . . . 171
Figure 6.1 • Exemple d'un graphe à trois composantes. . . . 176
Figure 6.2 • Construction d'un graphe planaire.. . . . 177
Figure 6.3 • Exemple d'un graphe complet. . . . 177
Figure 6.4 • Influence de la taille du grain sur la représentation cartographique des éléments linéaires du paysage. . . . 178
Figure 6.5 • Transformation d'une carte d'occupation du sol en carte de coûts (cas fictif). Commune de Marnay (Haute-Saône). . . . 179
Figure 6.6 • Identification des taches d'habitat pour une espèce forestière dont la surface minimale des taches est de 1 ha. Commune de Marnay (Haute-Saône). . . . 181

Figure 6.7 • Représentation schématique des chemins de moindre coût entre les taches d'habitat d'une mosaïque paysagère virtuelle. 183
Figure 6.8 • Représentation réaliste et topologique d'un même graphe paysager. Commune de Marnay (Haute-Saône). 184
Figure 6.9 • Généralisation des métriques de connectivité à un point de la matrice paysagère. D'après Foltête *et al.* (2012b). 289
Figure 7.1 • Carte d'occupation du sol du terrain d'étude pour la construction des graphes paysagers 194
Figure 7.2 • Relief et hydrographie du terrain d'étude. 195
Figure 7.3 • Espaces protégés dans la zone d'étude.. 196
Figure 7.4 • Illustration des artefacts de discontinuités le long d'une infrastructure linéaire de transport dans une représentation matricielle. D'après Rothley (2005). 198
Figure 7.5 • Principe d'identification des ponts lors de la conversion des éléments vectoriels en format matriciel. Commune de Besançon (Doubs). 200
Figure 7.6 • Exemple d'identification des haies et lisières forestières à l'aide de Guidos MSPA. Communes de Champvans-les-Moulins et Pouilley-les-Vignes (Doubs).. 201
Figure 7.7 • Tache urbaine de la commune de Pouilley-les-Vignes (Doubs) créée à l'aide d'un seuil de distance de 50 m et de 20 m. 202
Figure 7.8 • Tache urbaine de la commune d'Audeux (Doubs) à 20 m et à 50 m, pour le scénario S4 (étalement urbain).. 203
Figure 7.9 • Exemples de modifications des classes d'occupation du sol après ajout du bâti simulé (tache urbaine à 50 m). Commune d'Abbans-Dessous (Doubs). 204
Figure 7.10 • Valeurs de coûts attribuées à chaque tronçon routier en fonction du trafic simulé et mesuré. D'après Gurrutxaga *et al.* (2010). 206
Figure 7.11 • Exemples de trois ordres d'assemblage possibles des classes d'occupation du sol pour la construction de la carte d'occupation du sol d'une espèce donnée. Commune de Beure (Doubs). 207
Figure 7.12 • Exemple virtuel des changements de valeurs de coûts imputables à la construction de nouveaux espaces bâtis et à l'augmentation du trafic entre l'état initial et l'état final. 207
Figure 7.13 • Matrice de profils écologiques. D'après Opdam *et al.* (2008). 210
Figure 7.14 • Relation entre la taille du domaine vital et la distance de dispersion. Échantillon de mammifères terrestres forestiers, Aire Urbaine de Besançon.. 213
Figure 7.15 • Sélection des espèces représentatives de chaque groupe à l'aide d'une Classification Ascendante Hiérarchique. 213
Figure 7.16 • Principe de détermination des espèces TVB régionales. D'après Sordello *et al.* (2011) 215
Figure 7.17 • Méthodologie utilisée pour la mise en place de l'approche multi-espèces générale. 218
Figure 7.18 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les amphibiens préférant les milieux boisés, représentés par le Triton alpestre. Commune d'Orchamps (Jura). 222
Figure 7.19 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les amphibiens préférant les milieux ouverts, représentés par la Rainette Verte. Commune de Tarcenay (Doubs). 223
Figure 7.20 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les chiroptères, représentés par le Petit rhinolophe. Commune de Ougney (Jura). 224
Figure 7.21 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les espèces préférant les milieux aquatiques (hors amphibiens et poissons), représentés par la Gorgebleue à miroir. Commune d'Orchamps et de La Barre (Jura).. 226
Figure 7.22 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les insectes de milieux humides faibles disperseurs, représentés par l'Agrion de Mercure. Communes d'Étuz et de Boulot (Haute-Saône). 227
Figure 7.23 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les insectes de milieux ouverts et arborés faibles disperseurs, représentés par l'Azuré du Serpolet. Commune de Marnay (Haute-Saône). . 228
Figure 7.24 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les insectes de milieux ouverts et arborés moyens disperseurs, représentés par le Damier de la Succise. Communes de Larians-et-Munans et d'Ollans (Haute-Saône). 230
Figure 7.25 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les mammifères forestiers très grands disperseurs, représentés par le Lynx eurasiatique. Vallée de la Loue aux environs d'Ornans (Doubs).. 232
Figure 7.26 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les mammifères forestiers grands et moyens disperseurs, représentés par le Chat forestier. Commune de Montbozon (Haute-Saône). 233

Figure 7.27 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les mammifères forestiers petits disperseurs, représentés par l'Écureuil roux. Communes de Miserey-Salines, Châtillon-le-Duc et École-Valentin (Doubs). 235
Figure 7.28 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les oiseaux de milieux arborés, représentés par le Gobemouche gris. Commune de Besançon (Doubs).. 237
Figure 7.29 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les oiseaux de milieux ouverts moyens disperseurs, représentés par le Pipit farlouse. Commune d'Émagny (Doubs). 239
Figure 7.30 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les oiseaux de milieux ouverts grands disperseurs, représentés par la Chouette chevêche. Communes de Chaudefontaine et de Châtillon-Guyotte (Doubs). 240
Figure 7.31 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les oiseaux forestiers moyens disperseurs à petit domaine vital, représentés par le Pouillot siffleur. Commune de Thise (Doubs). 242
Figure 7.32 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les oiseaux forestiers moyens disperseurs à grand domaine vital, représentés par le Pic cendré. Commune de Rioz (Haute-Saône). 243
Figure 7.33 • Carte d'occupation du sol et carte de coûts réalisées pour les reptiles de milieux ouverts, représentés par le Lézard vivipare. Commune de Montferrand-le-Château (Doubs). 245
Figure 8.1 • Exemples de graphes paysagers construits à l'état initial pour huit profils d'espèces. 254
Figure 8.2 • Valeurs du PC en fonction de la surface totale des taches d'habitat de chaque groupe d'espèces. . . .255
Figure 8.3 • Impacts écologiques des cinq scénarios d'urbanisation sur les seize groupes d'espèces sélectionnés 264
Figure 8.4 • Impact écologique moyen de chaque scénario d'urbanisation sur les seize groupes d'espèces sélectionnés. 266
Figure 8.5 • Impact écologique moyen de chaque scénario d'urbanisation normalisé entre 0 et 1 pour les seize groupes d'espèces sélectionnés. 267
Figure 8.6 • Impact écologique moyen de chaque scénario d'urbanisation calculé à l'aide d'une moyenne pondérée en 0 et 1 à partir de la valeur de PC du groupe Triton alpestre. 267
Figure 8.7 • Identification du meilleur et du moins bon des scénarios pour le maintien de la connectivité écologique de chaque groupe d'espèces. 268
Figure 8.8 • Impacts écologiques des cinq scénarios d'urbanisation sur chaque type de milieu favorable à l'habitat ou aux déplacements des espèces. 269
Figure 8.9 • Impacts écologiques des cinq scénarios d'urbanisation sur chaque type de milieu favorable à l'habitat ou aux déplacements des espèces (normalisation des taux de variation du PC entre 0 et 1).. 270
Figure 8.10 • Contributions respectives des variations du développement résidentiel et du trafic à l'impact écologique global (moyenne des taux de variations du PC pour les cinq scénarios pour chacun des onze groupes d'espèces). 273
Figure 8.11 • Influence des valeurs de coûts du trafic sur la contribution des variations du trafic à l'impact écologique global de chaque scénario. Exemple pour deux groupes d'espèces et quatre scénarios.. 274
Figure 8.12 • Comparaison de l'impact écologique des scénarios d'urbanisation avec et sans création des taches urbaines autour des cellules bâties simulées. Exemple pour le groupe Chouette chevêche. 276
Figure 8.13 • Présentation des trois nouvelles zones d'étude comprises dans la zone d'étude initiale. 278
Figure 8.14 • Impacts écologiques des cinq scénarios d'urbanisation dans les quatre zones d'étude pour quatre groupes d'espèces.. 279
Figure 8.15 • Influence de la variation de la distance de dispersion sur les impacts écologiques des scénarios d'urbanisation pour le groupe Chat forestier. 280
Figure 8.16 • Influence de la distance de dispersion sur les impacts écologiques des scénarios d'urbanisation pour les groupes Lynx eurasiatique, Damier de la Succise et Pipit farlouse. 281
Figure 8.17 • Influence de la surface minimale des taches d'habitat sur les impacts écologiques des scénarios d'urbanisation pour les groupes Chat forestier, Gobemouche gris et Pipit farlouse.. 283
Figure 8.18 • Influence de la variation de la taille des zones de perturbations anthropiques autour des zones bâties et des routes principales pour les groupes Chat forestier et Lynx eurasiatique.. 284
Figure 8.19 • Variabilité de l'impact écologique des cinq scénarios d'urbanisation selon trente jeux de coûts aléatoires. Représentation en boîtes de dispersion des taux de variation du PC pour chaque scénario dans chaque jeu de coûts. 288
Figure 8.20 • Test de la sensibilité des résultats au paramétrage des valeurs de coûts. Exemple pour trois nouvelles échelles de coûts et les trois groupes de mammifères forestiers.. 288

Figure 9.1 • Changements de la connectivité écologique des taches d'habitat du groupe Chat forestier pour les cinq scénarios simulés. 294
Figure 9.2 • Identification des scénarios présentant les plus fortes variations de connectivité écologique pour les taches d'habitat du groupe Chat forestier. 295
Figure 9.3 • Illustration de la dissemblance entre les taches d'habitat de trois groupes d'espèces. 296
Figure 9.4 • Cartes d'interpolations spatiales de la métrique PC_{flux} pour six groupes d'espèces à l'état initial. . . 297
Figure 9.5 • Impacts écologiques locaux des cinq scénarios d'urbanisation, interpolés à l'ensemble de la matrice paysagère. Exemple pour le groupe Chat forestier (zoom centré sur Besançon et sa périphérie). . 298
Figure 9.6 • Combinaison des cartes d'interpolations de tous les groupes d'espèces à l'état initial. 299
Figure 9.7 • Variations locales de connectivité pour les cinq scénarios d'urbanisation, tous groupes d'espèces confondus. 301
Figure 9.8 • Représentation en composition colorée des impacts écologiques locaux respectifs des scénarios S1 et S3 et S4 pour les seize groupes d'espèces retenus. 302
Figure 9.9 • Représentation en composition colorée des impacts écologiques locaux respectifs des scénarios S1 et S3 et S4 pour les seize groupes d'espèces retenus (moyenne par commune de l'Aire Urbaine de Besançon). 304
Figure 9.10 • Comparaison des impacts écologiques locaux respectifs des scénarios S1, S2, S3 et S4 pour les seize groupes d'espèces retenus. Moyenne des variations de PC_{flux} par commune de l'Aire Urbaine de Besançon. 304
Figure 9.11 • Impacts écologiques des cinq scénarios d'urbanisation dans les ZNIEFF de type 1 pour les seize groupes d'espèces sélectionnées. 308
Figure 9.12 • Variations de la connectivité locale des taches d'habitat du groupe Pipit Farlouse dans les ZNIEFF de type 1 pour chaque scénario d'urbanisation. 309
Figure 9.13 • Variations de connectivité locale des ZNIEFF de type 1 pour chaque scénario d'urbanisation, tous groupes d'espèces confondus. 310
Figure 9.14 • Représentation en composition colorée des impacts écologiques locaux respectifs des scénarios S1 et S3 et S4 pour les seize groupes d'espèces retenus. Moyenne par ZNIEFF de type 1 dans la zone d'étude. 310
Figure 9.15 • Variations locales de connectivité pour les cinq scénarios d'urbanisation, calculées à partir de la moyenne pondérée des PC_{flux} de tous les groupes d'espèces pour chaque cellule. 313

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4.1 • Valeurs retenues pour spatialiser l'emprise des routes 101
Tableau 4.2 • Le caractère multi-échelles des règles de MUP-City. Source : Frémond (2015) 109
Tableau 4.3 • Valeurs d'importance accordées à une règle par rapport à une autre. D'après Frémond (2015). . .120
Tableau 4.4 • Ensemble des commerces et services pris en compte les simulations, classés par niveau de recours.121
Tableau 5.1 • Matrice de comparaison par paires des règles d'aménagement de MUP-City pour les scénarios S1 à S4. 143
Tableau 5.2 • Matrice de comparaison par paires des règles d'aménagement de MUP-City pour le scénario S5 (TOD). 143
Tableau 5.3 • Valeurs d'importance des règles d'aménagement issues des matrices de comparaison par paires. .143
Tableau 5.4 • Nombre de cellules potentiellement urbanisables en sortie de chaque scénario de MUP-City pour l'Aire Urbaine de Besançon 144
Tableau 5.5 • Répartition des logements dans la zone d'étude pour chaque classe de taille de tache urbaine. Comparaison entre la situation actuelle et les tendances d'évolution récentes. 146
Tableau 5.6 • Proportion de logements collectifs et individuels par classe de taille de tache urbaine. Comparaison entre la situation actuelle et les tendances d'évolution récentes.. 147
Tableau 5.7 • Répartition des logements collectifs et individuels par classe de taille de tache urbaine. Comparaison entre la situation actuelle et les tendances d'évolution récentes.. 148
Tableau 5.8 • Paramètres choisis pour le scénario S1 (Ville compacte).. 151
Tableau 5.9 • Paramètres choisis pour le scénario S2 (Ville modérément compacte).. 152
Tableau 5.10 • Paramètres choisis pour le scénario S3 (Périurbain régulé). 153
Tableau 5.11 • Paramètres choisis pour le scénario S4 (Étalement urbain). 154
Tableau 5.12 • Paramètres choisis pour le scénario S5 (TOD).. 155
Tableau 5.13 • Illustration de la variabilité des résultats dans MobiSim pour cinq simulations du scénario S1 dans la seule CAGB. 161
Tableau 5.14 • Test de l'influence de l'augmentation du nombre de logements annuels sur le nombre de logements simulés. Exemple pour le scénario S1. 161
Tableau 5.15 • Test de l'influence de la diminution du nombre de logements annuels sur le nombre de logements simulés. Exemple pour le scénario S1. 162
Tableau 5.16 • Nombre de logements simulés et nombre de logements souhaités pour chaque scénario d'urbanisation 162
Tableau 5.17 • Détermination de la version « optimale » (en orange) de chaque réplication de scénario simulé. .163
Tableau 5.18 • Trafic sur les axes principaux de la zone d'étude pour chaque scénario en nombre de véhicules/jour (trafic simulé + trafic de fond). 172
Tableau 5.19 • Taux d'évolution du trafic entre 2010 et 2030 par axe principal de l'Aire Urbaine de Besançon et pour chaque scénario d'urbanisation.. 172

Tableau 5.20 • Taux de variation du trafic agrégé pour les axes principaux de l'Aire Urbaine entre 2010 et 2030, pour les cinq scénarios d'urbanisation. 173
Tableau 7.1 • Valeurs de coûts attribuées à chaque fonction de classe d'occupation du sol 205
Tableau 7.2 • Valeurs retenues pour le domaine vital et la distance de dispersion des dix mammifères forestiers du terrain d'étude menacés par l'urbanisation. 212
Tableau 7.3 • Exemple de sélection d'une espèce dans le groupe d'espèces « oiseaux de milieux ouverts faibles disperseurs ». 218
Tableau 7.4 • Groupes d'espèces retenus et espèces représentatives sélectionnées à partir des deux approches multi-espèces mises en place. 219
Tableau 7.5 • Synthèse des fiches espèces TVB utilisées pour la collecte de données écologiques des espèces représentatives de chaque groupe. 220
Tableau 7.6 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les amphibiens préférant les milieux boisés, représentés par le Triton alpestre. 221
Tableau 7.7 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les amphibiens préférant les milieux ouverts, représentés par la Rainette Verte. 223
Tableau 7.8 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les chiroptères, représentés par le Petit rhinolophe.. 224
Tableau 7.9 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les espèces préférant les milieux aquatiques (hors amphibiens et poissons), représentés par la Gorgebleue à miroir. 225
Tableau 7.10 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les insectes de milieux humides faibles disperseurs, représentés par l'Agrion de Mercure. 227
Tableau 7.11 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les insectes de milieux ouverts et arborés faibles disperseurs, représentés par l'Azuré du Serpolet. 228
Tableau 7.12 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les insectes de milieux ouverts et arborés moyens disperseurs, représentés par le Damier de la Succise. 229
Tableau 7.13 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les mammifères forestiers très grands disperseurs, représentés par le Lynx eurasiatique. 231
Tableau 7.14 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les mammifères forestiers grands et moyens disperseurs, représentés par le Chat forestier. 233
Tableau 7.15 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les mammifères forestiers petits disperseurs, représentés par l'Écureuil roux.. 235
Tableau 7.16 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les oiseaux de milieux arborés, représentés par le Gobemouche gris. 237
Tableau 7.17 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les oiseaux de milieux ouverts moyens disperseurs, représentés par le Pipit farlouse. 238
Tableau 7.18 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les oiseaux de milieux ouverts grands disperseurs, représentés par la Chouette chevêche. 240
Tableau 7.19 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les oiseaux forestiers moyens disperseurs à petit domaine vital, représentés par le Pouillot siffleur. 241
Tableau 7.20 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les oiseaux forestiers moyens disperseurs à grand domaine vital, représentés par le Pic cendré. 243
Tableau 7.21 • Classes d'occupation du sol et valeurs de coûts retenues pour les reptiles de milieux ouverts, représentés par le Lézard vivipare. 245
Tableau 8.1 • Synthèse des paramètres utilisés pour la construction des graphes paysagers de chaque profil d'espèces (surface minimale des taches d'habitat et distance de dispersion). 252
Tableau 8.2 • Valeurs du PC à l'état initial pour chaque groupe d'espèces, triées par ordre décroissant et surface des taches d'habitat. 255
Tableau 8.3 • Emprise au sol du développement résidentiel simulé pour les cinq scénarios d'urbanisation.. . . 256
Tableau 8.4 • Part des cellules nouvellement urbanisées localisées sur des espaces initialement boisés ou ouverts. 257
Tableau 8.5 • Nombre de taches d'habitat de chaque groupe d'espèces à l'état initial et pour chaque scénario. . 258
Tableau 8.6 • Évolution de la surface des taches d'habitat de chaque groupe d'espèces pour chaque scénario. . 259

Tableau 8.7 • Évolution de la surface des zones favorables aux déplacements pour chaque scénario et chaque groupe d'espèces, classés en fonction du taux de variation moyen des cinq scénarios.. 260
Tableau 8.8 • Variations des coûts associées aux valeurs de trafic entre l'état initial et chaque scénario d'urbanisation. 261
Tableau 8.9 • Taux de variation de la valeur de coût moyenne des cellules entre l'état initial et chaque scénario d'urbanisation pour chaque groupe d'espèces, classés en fonction de la moyenne des taux de variations. 262
Tableau 8.10 • Impacts écologiques des cinq scénarios d'urbanisation sur les seize groupes d'espèces sélectionnés 263
Tableau 8.11 • Exemples de comparaison des taux de variation du PC lié au trafic et au développement résidentiel pour deux groupes d'espèces (extrait de l'annexe 2). 271
Tableau 8.12 • Comparaison des taux de variation du PC pour quatre scénarios d'urbanisation sans évolution du trafic et sans prise en compte du trafic. Exemple pour un groupe d'espèces lié aux milieux boisés (Pic cendré) et un lié aux milieux ouverts (Azuré du Serpolet). 272
Tableau 8.13 • Comparaison du classement des groupes d'espèces en fonction des impacts écologiques moyens des cinq scénarios avec prise en compte du trafic et du développement résidentiel et avec le seul développement résidentiel. 273
Tableau 8.14 • Évaluation de l'effet barrière des routes, sans prise en compte des routes à l'état initial. Exemple pour les trois groupes de mammifères forestiers. 275
Tableau 8.15 • Valeurs de coûts utilisées pour construire une nouvelle carte de coûts plus spécifique à l'Écureuil roux. 286
Tableau 8.16 • Comparaison des taux de variation du PC calculés à partir de deux cartes de coûts différentes pour l'Écureuil roux. 286
Tableau 8.17 • Exemples de dix jeux de coûts aléatoires parmi les trente testés pour le groupe Agrion de Mercure. 288
Tableau 8.18 • Nouvelles valeurs de coûts proposées pour tester la sensibilité du modèle au choix de celles-ci.. 289
Tableau 9.1 • Part des taches d'habitat de chaque groupe d'espèces comprises dans les ZNIEFF de type 1. . . . 306
Tableau 9.2 • Impacts écologiques des cinq scénarios d'urbanisation dans les ZNIEFF de type 1 pour les seize groupes d'espèces.. 307
Tableau 9.3 • Pondération attribuée à chaque groupe d'espèces réalisée à partir de la proportion de leurs surfaces de taches d'habitat comprises dans les ZNIEFF de type 1. 312

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION GÉNÉRALE 1

PREMIÈRE PARTIE. IMPACTS ÉCOLOGIQUES DES FORMES D'URBANISATION : POSITIONNEMENT CONCEPTUEL ET MÉTHODOLOGIQUE

CHAPITRE 1. DIVERSITÉ DES FORMES URBAINES 7

1.1. BREF HISTORIQUE DE LA CROISSANCE URBAINE : L'EUROPE EN GÉNÉRAL ET LA FRANCE EN PARTICULIER. 8
1.1.1 De la ville néolithique à la ville contemporaine 8
1.1.2 L'étalement urbain 11
1.1.3 Penser la forme urbaine 12

1.2. LA FORME URBAINE, UN OBJET MULTI-ÉCHELLE 13
1.2.1 Qu'est-ce-que la forme urbaine ? 13
1.2.2 Forme urbaine globale 15
1.2.3 Forme urbaine locale 23
1.2.4 Forme urbaine fractale. 23
1.2.5 Conclusion 26

1.3. PRINCIPAUX ASPECTS FONCTIONNELS DES FORMES URBAINES 26
1.3.1 Formes urbaines et qualité de vie 26
1.3.2 Formes urbaines et coût des services publics 29
1.3.3 Formes urbaines et consommation d'énergie 29
1.3.4 Autres impacts environnementaux des formes urbaines. 31

CHAPITRE 2. L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE : UN CADRE CONCEPTUEL POUR L'ÉVALUATION DES IMPACTS ÉCOLOGIQUES 36

2.1. LES FONDEMENTS DE L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE 36
2.1.1 Quelques concepts théoriques fondateurs 36
2.1.2 Les piliers fondamentaux de l'écologie du paysage 39

2.2. L'ÉCOLOGIE URBAINE 43

2.3. D'UNE APPROCHE STRUCTURELLE À UNE APPROCHE RÉTICULAIRE DES PAYSAGES DANS L'AMÉNAGEMENT 45

2.3.1 Les prémices de la protection de la nature 45
2.3.2 Une vision stationnaire de la protection de la nature 46
2.3.3 Vers une vision réticulaire de la protection de la nature 48

2.4. Le concept de réseau écologique 48
2.4.1 Différentes définitions des réseaux écologiques 49
2.4.2 Le réseau écologique lié à l'espèce 50
2.4.3 Le réseau écologique lié au paysage 52
2.4.4 Le réseau écologique sous l'angle de l'aménagement du territoire 54

Chapitre 3. Évaluation de l'impact des formes d'urbanisation sur le fonctionnement écologique des paysages 59

3.1. La connectivité paysagère : une notion clé pour la spatialisation des processus écologiques 60
3.1.1 Évaluer la connectivité structurelle des paysages 61
3.1.2 Évaluer la connectivité fonctionnelle des paysages 63

3.2. Représenter, mesurer et caractériser les aspects spatiaux du processus d'urbanisation 66
3.2.1 Approches rétrospectives pour estimer et caractériser l'ampleur de l'urbanisation 66
3.2.2 Approches prospectives pour représenter l'urbanisation future 66

3.3. Quelles méthodes pour évaluer l'impact de l'urbanisation sur la connectivité des paysages ? 70
3.3.1 Choix de la fenêtre temporelle d'analyse 71
3.3.2 Introduction de variables écologiques pour la conception de scénarios d'urbanisation 71
3.3.3 Une connaissance incomplète de l'impact écologique des formes d'urbanisation 72

3.4. Proposition d'une démarche méthodologique pour l'évaluation de l'impact des formes d'urbanisation sur la connectivité écologique des paysages 74
3.4.1 Comparer plusieurs formes urbaines à l'aide de scénarios réalistes 74
3.4.2 La prise en compte des évolutions du trafic 75
3.4.3 Des scénarios très contrastés 76
3.4.4 Hypothèses relatives à l'impact écologique potentiel des formes d'urbanisation simulées 77
3.4.5 Mesurer l'impact écologique des scénarios de développement résidentiel à l'aide de graphes paysagers 78

Deuxième partie : Simulation des évolutions urbaines et modélisation des réseaux écologiques

Chapitre 4. Simulation prospective des évolutions urbaines pour la région de Besançon 85

4.1. Urbanisation passée et présente dans l'agglomération bisontine 86
4.1.1 La zone d'étude : l'Aire Urbaine de Besançon 86

4.1.2 Repères sur l'évolution de l'urbanisation à Besançon, de l'Antiquité à nos jours 86
4.1.3 Population et logements dans l'Aire Urbaine de Besançon 91
4.1.4 Conclusion 95

4.2. Paramètres préalables à la conception de scénarios d'urbanisation 95
4.2.1 Identification des taches urbaines actuelles 96
4.2.2 Identification des zones non constructibles 99
4.2.3 Déterminer la durée et l'intensité de l'urbanisation simulée 105
4.2.4 Conclusion 106

4.3. MUP-City : un modèle multi-échelle pour localiser de nouvelles implantations résidentielles. 106
4.3.1 Le choix de MUP-City 106
4.3.2 Caractéristiques générales de MUP-City 107
4.3.3 Règle d'urbanisation fractale 109
4.3.4 Règle de proximité aux espaces non-bâtis 111
4.3.5 Règle de proximité au réseau routier existant 112
4.3.6 Règle d'accessibilité aux commerces et services de fréquentation quotidienne, N1 113
4.3.7 Règle d'accessibilité aux commerces et services de fréquentation hebdomadaire, N2 116
4.3.8 Règle d'accessibilité aux transports en commun 118
4.3.9 Agrégation des valeurs d'évaluation de chaque règle en une valeur synthétique d'évaluation 119
4.3.10 Données nécessaires à la simulation de scénarios de développement résidentiel dans MUP-City 120
4.3.11 Les simulations avec MUP-City 122
4.3.12 Conclusion 123

4.4. MobiSim : un modèle LUTI pour simuler le développement résidentiel et les évolutions de trafic associées. 124
4.4.1 Qu'est-ce que MobiSim ? 124
4.4.2 Le module de développement résidentiel de MobiSim (MobiSim-DR) 127
4.4.3 Le module de simulation des mobilités quotidiennes de MobiSim (MobiSim-MQ) 131
4.4.4 Conclusion 136

Chapitre 5. Cinq scénarios de développement résidentiel et leurs simulations de trafic associées 139

5.1. Paramétrage des simulations MUP-City. 140
5.1.1 Règle d'urbanisation fractale 140
5.1.2 Pondération des règles d'aménagement les unes par rapport aux autres 142
5.1.3 Résultats issus de MUP-City 144

5.2. Paramétrage des scénarios dans MobiSim. 144
5.2.1 Forme globale du développement résidentiel 144
5.2.2 Forme locale du développement résidentiel 147
5.2.3 Les cinq scénarios prospectifs de développement résidentiel. 150
5.2.4 Des scénarios réalistes ? 158

5.3. Simulations de trafic associées aux cinq scénarios de développement résidentiel. 159
5.3.1 Préalable nécessaire : simulation des scénarios de développement résidentiel dans la Communauté d'Agglomération du Grand Besançon, zone d'étude nettement plus petite que l'Aire Urbaine. 159
5.3.2 Trafic simulé et trafic observé. 164

Chapitre 6. Modéliser les réseaux écologiques des espèces animales à l'aide des graphes paysagers 175

6.1. La théorie des graphes. 176
6.1.1 Le graphe, un objet mathématique. 176
6.1.2 Les domaines d'application de la théorie des graphes. 176
6.1.3 Graphes complets et graphes planaires. 177

6.2. Construction d'un graphe paysager. 177
6.2.1 Les supports cartographiques d'un graphe paysager. 178
6.2.2 Détermination des nœuds du graphe 180
6.2.3 Détermination de la topologie et des liens du graphe. 182
6.2.4 Le seuillage du graphe. 183

6.3. Évaluer la connectivité écologique à partir des graphes paysagers. 185
6.3.1 Les métriques de connectivité. 185
6.3.2 Utilisation des métriques de connectivité pour estimer l'impact écologique des scénarios d'urbanisation 190

Chapitre 7. Mise en place d'une approche multi-espèces et construction des graphes paysagers 193

7.1. Cartographie de l'occupation du sol. 194
7.1.1 Présentation de la zone d'étude. 194
7.1.2 Détermination des différentes classes d'occupation du sol. 197
7.1.3 Attribution de valeurs de coûts à chaque classe d'occupation du sol. 204
7.1.4 Assemblage cartographique des différentes classes d'occupation du sol. 206

7.2. Mise en œuvre d'une approche multi-espèces. 208
7.2.1 Sélection des espèces cibles. 219
7.2.2 Sélection des mammifères forestiers. 211
7.2.3 Sélection des espèces représentatives d'autres milieux et d'autres classes. 214

7.3. Construction des graphes paysagers de chaque espèce représentative. . . . 220
7.3.1 Amphibiens préférant les milieux boisés : groupe Triton alpestre. 220
7.3.2 Amphibiens préférant les milieux ouverts : groupe Rainette verte 222
7.3.3 Chiroptères : groupe Petit rhinolophe. 223
7.3.4 Espèces préférant les milieux aquatiques (hors amphibiens et poissons) : groupe Gorgebleue à miroir 225
7.3.5 Insectes de milieux humides faibles disperseurs : groupe Agrion de Mercure. 226
7.3.6 Insectes de milieux ouverts et arborés faibles disperseurs : groupe Azuré du Serpolet. 227
7.3.7 Insectes de milieux ouverts et arborés moyens disperseurs : groupe Damier de la Succise . 229
7.3.8 Mammifères forestiers très grands disperseurs : groupe Lynx eurasiatique 230
7.3.9 Mammifères forestiers grands et moyens disperseurs : groupe Chat forestier. 232

7.3.10 Mammifères forestiers petits disperseurs : groupe Écureuil roux 234
7.3.11 Oiseaux de milieux arborés : groupe Gobemouche gris 235
7.3.12 Oiseaux de milieux ouverts moyens disperseurs : groupe Pipit farlouse 237
7.3.13 Oiseaux de milieux ouverts grands disperseurs : groupe Chouette chevêche 239
7.3.14 Oiseaux forestiers moyens disperseurs à petit domaine vital : groupe Pouillot siffleur 241
7.3.15 Oiseaux forestiers moyens disperseurs à grand domaine vital : groupe Pic cendré 242
7.3.16 Reptiles de milieux ouverts : groupe Lézard vivipare. 244

TROISIÈME PARTIE : ÉVALUATION DE L'IMPACT ÉCOLOGIQUE DES FORMES D'URBANISATION PAR LES GRAPHES PAYSAGERS

CHAPITRE 8. IMPACTS ÉCOLOGIQUES GLOBAUX DES FORMES D'URBANISATION DANS L'AIRE URBAINE DE BESANÇON 251

8.1. ÉVALUATION DE L'IMPACT ÉCOLOGIQUE DES FORMES D'URBANISATION POUR CHAQUE GROUPE D'ESPÈCES. 252
8.1.1 Réseaux écologiques à l'état initial 252
8.1.2 Modifications des cartes d'occupation du sol et de coûts par les scénarios d'évolutions urbaines. 256

8.2. ÉVALUATION DES IMPACTS RESPECTIFS DU TRAFIC ET DU DÉVELOPPEMENT RÉSIDENTIEL. 271

8.3. QUELS SONT LES FACTEURS INFLUENÇANT L'IMPACT DES FORMES D'URBANISATION SUR LES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES DES ESPÈCES ? 275
8.3.1 Influence de la quantité d'urbanisation simulée. 275
8.3.2 Influence de la création des taches urbaines à partir du nouveau bâti résidentiel. 276
8.3.3 Influence de la délimitation de la zone d'étude 277
8.3.4 Influence de la distance de dispersion. 280
8.3.5 Influence de la surface minimale des taches d'habitat 282
8.3.6 Influence de la taille des zones de perturbations anthropiques pour les groupes Lynx eurasiatique et Chat forestier 284
8.3.7 Influence des valeurs de coûts 285

CHAPITRE 9. IMPACTS ÉCOLOGIQUES LOCAUX DES FORMES D'URBANISATION DANS L'AIRE URBAINE DE BESANÇON 293

9.1. ÉVALUATION DE LA PERTE DE CONNECTIVITÉ ÉCOLOGIQUE DE CHAQUE TACHE D'HABITAT. 294

9.2. COMMENT COMPARER LES VARIATIONS LOCALES DE CONNECTIVITÉ ENTRE LES GROUPES D'ESPÈCES ?. 296

9.3. ÉVALUATION DES IMPACTS ÉCOLOGIQUES DES FORMES D'URBANISATION SUR LES ZONES NATIONALES D'INTÉRÊT ÉCOLOGIQUE FLORISTIQUE ET FAUNISTIQUE (ZNIEFF). 305

CONCLUSION GÉNÉRALE 317