



HAL
open science

Territorialiser les réseaux écologiques

Marc Bourgeois

► **To cite this version:**

Marc Bourgeois. Territorialiser les réseaux écologiques : Coupler approches théoriques et participatives dans une perspective de recherche appliquée. Géographie. Université Lyon 3 Jean Moulin, 2024. tel-04515749

HAL Id: tel-04515749

<https://shs.hal.science/tel-04515749>

Submitted on 21 Mar 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Habilitation à diriger les recherches

Volume 1

Essai scientifique inédit

Territorialiser les réseaux écologiques
Coupler approches théoriques et participatives
dans une perspective de recherche appliquée

Marc Bourgeois





Faculté des Lettres et Civilisations

UMR 5600 CNRS Environnement Ville Société

Discipline : géographie (section CNU 23)

Habilitation à diriger les recherches (HDR)

Soutenue publiquement le 26 janvier 2024

par

Marc Bourgeois

Territorialiser les réseaux écologiques

Coupler approches théoriques et participatives dans une perspective de recherche appliquée

Volume 1 : Essai scientifique inédit

Membres du jury :

BECU Nicolas, Directeur de recherche, CNRS

rapporteur

CLAUZEL Céline, Professeure des universités, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne

rapporteuse

COSSART Étienne, Professeur des universités, Université Lyon 3 Jean Moulin

garant

HONEGGER Anne, Directrice de recherche, CNRS

examinatrice

MACHON Nathalie, Professeure des universités, Muséum National d'Histoire Naturelle

rapporteuse

MATHEVET Raphaël, Directeur de recherche, CNRS

examineur

YENGUÉ Jean-Louis, Professeur des universités, Université de Poitiers

président du jury

Je dédie ce travail à Anne, et mes 3 «ie», Virginie, Léonie et Zélie

*Veillez accepter mesdames cette réelle admiration
De votre force, votre courage et votre détermination
Veillez accepter mesdames mon aimable faiblesse
Face à votre fragilité, votre empathie, votre tendresse
Veillez accepter mesdames cette petite intro
Car l'avenir appartient à celles qu'on aime trop
Et pour ne pas être taxé de premier degré d'anthologie
Veillez acceptez mesdames cette délicate démagogie*

Grand Corps Malade - Mesdames (2020)

*Couverture : réalisation par Marc
Bourgeois inspiré par les bonnes idées
d'Olivier Gobber*

Source image vectorielle : Freepik.com

REMERCIEMENTS

« *Alors c'est pour quand l'HDR ?* »

Après quelques années de titularisation, cette petite question, pourtant bien innocente à la base commença petit à petit à faire son chemin dans ma tête. Un peu comme le fameux « *alors c'est pour quand les enfants ?* » qui arrive de plus en plus fréquemment lorsque la trentaine approche. Une fois la dernière question devenue caduque, il me fallait encore traiter la première, sachant pertinemment que cette fois-ci que je ne pouvais compter que sur moi pour la gestation. « *Non, non, je n'ai pas assez d'expérience* », « *on verra dans quelques années* », « *il me faut encore du recul* ». Et voilà l'HDR remis sous le tapis, mais ce n'était que provisoire. Et en novembre 2022 ce fut le déclic : « *et finalement pourquoi pas moi ?* ». Un repas avec Étienne à la Manu entre deux TDs de SIG, et me voilà lancé dans cette aventure. Je pourrais même dire « nous », tant ton soutien, Étienne fut important pour moi dans ce travail. D'ailleurs, puisque je suis sûr que tu liras ces lignes, permets-moi aussi de préciser que depuis mon arrivée à Lyon 3 tu as énormément compté pour mon parcours professionnel. Tu fus président de mon comité de sélection, et le courant est tout de suite passé entre nous dès l'annonce mon recrutement en tant que MCF ce 18 mai 2016, où nous avons d'ailleurs déjà parlé de ski de fond parmi d'autres choses. Le temps a fait son chemin, les sorties en trail et en ski devinrent concrètes, les travaux communs également, au département comme à EVS et tes conseils furent toujours pertinents et précieux pour moi. Ce fut encore le cas lors de la rédaction de cet HDR, merci pour avoir cru en moi dès le début (un peu comme en 2016 !) en étant persuadé que j'y arriverais dans le délai que je m'étais fixé : « *finir avant la naissance de bébé 2 en août 2023* ». Il m'aura au final fallu 6 mois pour réaliser ce travail de bout en bout, tout en gérant les tâches quotidiennes, professionnelles comme personnelles ce qui fut un véritable défi. Pas le temps de se poser trop de questions, il fallait écrire, et vite. Je recommande d'ailleurs cela à tous les collègues qui hésiteraient à se lancer dans cette aventure : lancez-vous, cela peut se faire assez rapidement si l'on est motivé.e ! Les premières lignes furent écrites symboliquement après la Transju en février, et les dernières (celles-ci), quelques jours (heures ?) avant l'heureux évènement. Ce travail réalisé sur un délai plutôt court n'aurait pas été possible sans le soutien de plusieurs personnes que je vais essayer de mentionner dans ces quelques lignes, en m'excusant d'avance pour les éventuelles omissions.

D'abord, merci donc à Étienne Cossart, mon garant, qui a accepté de relever ce défi avec moi et qui a toujours été de bon conseil, depuis ma proposition de plan jusqu'à ma relecture finale. Merci d'avoir pris ce temps pour moi pour les relectures et les réunions jusqu'au cœur de l'été 2023 au milieu de tes activités scientifiques, tes suivis de doctorant.e.s et surtout de toutes les tâches liées à la direction d'EVS. J'en profite pour m'adresser à vous, lectrice, lecteur : si mes deux volumes d'HDR sont trop longs, ce n'est pas de sa faute, il aura tout tenté pour me faire raccourcir. Je l'ai heureusement fait, mais sans doute pas suffisamment, désolé d'avance ! Merci aussi à tous les membres du jury qui ont accepté spontanément de faire partie de mon jury et de prendre le temps de relire et d'évaluer ce travail : Céline Clauzel, Anne Honegger, Nathalie Machon, Nicolas Becu, Raphaël Mathevet et Jean-Louis Yengué. Grâce à vous, j'ai la chance d'avoir un jury de très grande qualité et je vous remercie d'avance pour nos échanges.

Je souhaite remercier ensuite celles et ceux qui, en dehors de mon garant, ont contribué

directement à la rédaction de ce mémoire, qui m'ont fait parvenir plusieurs ouvrages, documents (ou techniques pour les obtenir) afin de me lancer dans le grand bain (Anne, Mathilde, Hélène, Paul, Aurélien), qui m'ont relu et suggéré des améliorations à différents niveaux, pour des chapitres complets (Yohan, Paul, POM), des vérifications bien ciblées (Thomas, Simon, Caroline, Pierre, JC) ou une relecture complète pour traquer les dernières coquilles (Virginie).

Il y a celles et ceux qui m'ont aidé directement pour ce travail, et d'autres plus indirectement en m'aidant et en me soutenant sur les autres tâches. Je pense bien sûr à mes collègues du département « Géographie & Territoires » : Aurélien et Florence dont l'aide fut précieuse pour la direction de département et la licence, Leca, toujours de bonne compagnie au bureau (promis, j'aurai plus de temps pour le colloque !), Judicaelle, qui m'a bien aidé à injecter de la géographie sociale dans mes approches depuis nos travaux sur l'A45, Karine et Virginie, pour leur soutien moral à la rédaction et pour la gestion passée et présente du CRGA (oui, Virginie, tu es toujours considérée comme « collègue du département » !) et puis tous les autres collègues, toujours prêts à prendre un cours que je n'arrive pas à pourvoir, à me dépanner pour une soutenance ou tant d'autres choses dans la vie quotidienne du département : Clément, Mathilde, Christophe, Bernard, Hervé, Bruno et Dominique. Je n'oublie pas non plus tous les ATER, doctorants et vacataires passés ces dernières années dans notre département, je ne peux pas tous les citer, ils se reconnaîtront et j'espère avoir l'occasion de travailler ou de passer des moments plus informels avec vous prochainement.

Merci aussi à tous les membres de notre groupe Graphab, qui permettent de renouer régulièrement avec mon passé bisontin pour continuer à tisser des liens scientifiques forts autour des questions de graphes et de connectivité : JC, Gilles, Céline, Paul, Yohan, Xavier, Stéphane, Lise, Alexandrine, Anissa et François-Marie. Merci pour toutes ces journées et soirées très stimulantes lors de nos séminaires annuels, à réfléchir à de nouveaux projets, articles, des améliorations du logiciel, et bien évidemment à passer des moments conviviaux autour d'une bière (artisanale si possible), d'un verre de vin ou d'un *pastis* Pont, en écoutant une bonne (?) playlist musicale. Un deuxième merci à Gilles pour son aide précieuse et régulière sur toutes les questions informatiques liées à Graphab.

Merci également à tous les membres du projet COLLECTIFS qui fut vraiment le projet marquant pour moi durant ces dernières années. Grâce à vous, j'ai noué des liens scientifiques et humains forts autour des questions d'écologie urbaine et de sciences participatives : Bernard, Thomas, Caroline², Marylise, Eloïse, Hugues, Bleuenn, Camille, ces quelques lignes sont pour vous et je n'oublie pas toutes les associations, collectivités, bailleurs sociaux et d'une manière générale toutes les personnes, notamment les étudiants et les stagiaires, qui ont contribué à ce projet à un moment ou à un autre.

Merci aux différents membres d'EVS, que je ne peux pas tous citer ici, mais j'ai une pensée particulière pour celles et ceux avec qui j'ai plaisir à travailler, notamment dans le cadre de l'atelier Spatialités Numériques et Géomatiques et du master GéoNum (Hélène, Thierry, POM, Claire...) et pour notre super gestionnaire Carla.

Merci aussi à Philippe, pour m'avoir invité à faire partie du Groupe sur l'Urbanisme Écologique et m'avoir ainsi permis d'effectuer de nouvelles rencontres et de renforcer mon réseau

scientifique national.

Merci à toutes les étudiantes, tous les étudiants, tous les stagiaires que j'ai pu côtoyer pendant ces dernières années et que j'ai martyrisés en écologie du paysage et surtout en SIG. Si j'aime autant enseigner et encadrer, c'est aussi grâce à vous. Et un merci particulier à toutes celles et ceux qui ont participé aux désormais célèbres « soirées Vins-Fromages de Lyon 3 ».

Merci à Thomas, « mon » doctorant de choc, qui m'a beaucoup apporté ces dernières années, par la qualité de nos échanges, en écologie, en géographie et même en musique ! J'espère que ce fut réciproque. Nous soutiendrons sans doute à la même période et c'est un beau symbole ! J'espère vivement pouvoir nouer de tels liens avec mes doctorant.e.s futur.e.s.

Merci aussi à toutes celles et ceux qui m'ont fait confiance et m'ont sollicité pour divers projets de recherche, passés, en cours et à venir, notamment les collègues du LAET, les membres de CORESTART et du CVB Saint-Étienne Métropole.

Enfin, je souhaitais consacrer ces dernières lignes à mes proches, et plus particulièrement ma famille, côté Bourgeois et côté Vauthrot, toujours prêts à me soutenir dans tout ce que j'entreprends, que ce soit pour des travaux scientifiques ou plus manuels ou pour tous les autres aspects de ma vie personnelle. Merci à toi, Virginie, pour ton accompagnement au quotidien et pour la gestion admirable de toute la logistique familiale, à laquelle j'espère pouvoir consacrer plus de temps que je ne l'ai fait ces derniers mois. Merci à toi pour tous les moments passés à tes côtés, et ils sont nombreux depuis plus de 14 ans ! Merci aussi pour la relecture intégrale de mes écrits, pour avoir traqué les dernières coquilles avec un œil avisé, exigeant et pertinent. Désolé, tu ne pourras pas co-signer ce volume scientifique mais j'espère que ces quelques mots pourront compenser. Merci aussi à Léonie, notre rayon de soleil quotidien qui a embelli ces quatre dernières années. Tu es encore trop petite pour comprendre pourquoi je passais autant de temps à travailler avec mon « ronateur » mais sache que tu m'as permis tous les jours de décrocher et de m'aérer l'esprit, et ce fut précieux. Enfin, merci à Zélie, qui eu la gentillesse d'attendre que j'aie totalement terminé ce travail pour pointer le bout de son nez. Tu sauras plus tard que ton prénom aura été écrit ici, en secret, pour la première fois.

Salut à toi le chercheur, salut à toi l'enseignant
Salut à toi l'ingénieur, salut à toi le chargé de mission
Salut à toi le titulaire, salut à toi le précaire
Salut à toi le vacataire, salut à toi le gestionnaire
Salut à toi l'étudiant, salut à toi le stagiaire
Salut à toi le doctorant, salut à toi le masterant
Salut à toi le directeur, salut à toi le responsable
Salut à toi le doyen, salut à toi l'assesseur
Salut à toi le président, salut à toi le vice-président

Salut à toi le reviewer, salut à toi l'évaluateur
Salut à toi l'éditeur, salut à toi le co-auteur
Salut à toi le membre du jury, salut à toi le bibliothécaire
Salut à toi le technicien, salut à toi l'informaticien
Salut à toi le comptable, salut à toi le chargé de mission
Salut à toi de la logistique, salut au technicien de surface
Salut à tous les autres services, salut à tous les fonctionnaires

Inspiration : Bérurier Noir – Salut À Toi (1985) adapté en guise de remerciements à toutes celles et ceux qui font vivre nos universités dans un ordre aléatoire. Je tiens à préciser ici à mon lectorat que l'ensemble de ce texte et du mémoire qui suivra n'ont pas été écrits de manière inclusive uniquement dans le souci d'améliorer la lisibilité rédactionnelle.

SOMMAIRE

Introduction	7
PARTIE 1 · DE L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE À LA MODÉLISATION SPATIALE DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES	15
Chapitre 1 · L'écologie du paysage, une discipline à l'interface entre géographie et écologie.....	17
Chapitre 2 · Des zones protégées à la modélisation des réseaux écologiques.....	43
PARTIE 2 · DONNÉES CARTOGRAPHIQUES ET ÉCOLOGIQUES : QUELS CHOIX MÉTHODOLOGIQUES POUR MODÉLISER LES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES AVEC LES SPHÈRES SCIENTIFIQUES ET OPÉRATIONNELLES ?	79
Chapitre 3 · Prendre de bonnes résolutions. Quelles données spatiales et thématiques pour modéliser les réseaux écologiques ?.....	81
Chapitre 4 · Approches participatives pour modéliser les réseaux écologiques.....	125
PARTIE 3 · POUR QUI MODÉLISER LES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES ? EXEMPLES DE COMMUNICATION ET DE DIFFUSION DES RÉSULTATS AUPRÈS DES NON-SCIENTIFIQUES	152
Chapitre 5 · Mobiliser les résultats de modélisation des réseaux écologiques pour guider la planification urbaine dans une optique de gestion de la biodiversité	153
Chapitre 6 · Interpoler pour interpeller. La cartographie des réseaux écologiques comme support de communication dans les sphères politiques et citoyennes.....	191
Conclusion · Perspectives et synthèse	223
Bibliographie	235
Table des figures	259
Table des encadrés	263
Table des tableaux	264
Table des matières	265

Introduction

“ Don't stop me now
I'm having such a good time [...]
Don't stop me now
If you wanna have a good time ”

Queen - *Don't Stop Me Now* (1979)

*Page de garde «Introduction» : Exemple d'un
espace vert intra-urbain à Lyon, l'ancienne
piste de ski de la Sarra.*

Photographie : M. Bourgeois

Conformément aux recommandations de la section 23 du CNU, ce dossier scientifique d’Habilitation à Diriger les Recherches (HDR) est composé de deux volumes. Dans cette première partie « *Volume 1 – essai scientifique inédit* », je mets en perspective les principaux faits saillants de mes travaux de recherche en leur donnant un ancrage conceptuel et théorique. Je détaille également ma position scientifique et propose des perspectives de recherche pour les années à venir. Le volume 2 est composé d’un CV détaillé, précisant mes activités d’enseignement et de recherche, mes responsabilités administratives ainsi que l’ensemble de mes productions scientifiques de manière exhaustive.

PARCOURS DE RECHERCHE

Depuis le début de ma formation de géographe, à l’Université de Franche-Comté de Besançon et au laboratoire Théoriser et Modéliser pour Aménager (ThéMA), mes recherches ont toujours été ancrées dans une géographie théorique et quantitative soucieuse des problématiques environnementales. Dans le cadre de ma thèse de doctorat, soutenue en 2015, j’ai travaillé sur les impacts écologiques des formes d’urbanisation (Bourgeois 2015). Dans ce travail de recherche, j’ai combiné les modélisations urbaines (simulation de scénarios de croissance urbaine et d’évolution de trafic) et les modélisations des réseaux écologiques (simulation des déplacements potentiels de plusieurs espèces animales). Les résultats de simulations obtenus m’ont permis de démontrer quelles étaient les formes de villes (compacte, étalée...) qui étaient plus ou moins favorables aux déplacements des espèces animales, en mobilisant plus particulièrement le concept de connectivité écologique (chapitre 1).

J’ai ensuite été recruté en tant que maître de conférences à l’Université Lyon 3 Jean Moulin, au sein du laboratoire de recherche Environnement, Ville, Société (EVS). Si j’avais déjà largement abordé les thèmes « Environnement » et « Ville » lors de mes recherches antérieures, j’avais finalement assez peu exploré le thème « Société », cher à de nombreux collègues au sein de mon laboratoire. En effet, mes travaux de doctorat ont été réalisés principalement derrière un ordinateur et des modèles de simulation, sans collecte de données sur le terrain et assez peu de rencontres avec les praticiens et les citoyens, en dehors bien sûr des événements scientifiques et de la vie quotidienne de laboratoire. Lors de mon recrutement, j’ai donc souhaité développer plus spécifiquement l’intégration des acteurs, leurs rapports, et donc une dimension sociale dans mes recherches sans pour autant délaisser les aspects quantitatifs et la modélisation spatiale qui me tiennent particulièrement à cœur, ayant été sans aucun doute influencé, convaincu (peut-être même endoctriné !), par mes collègues de ThéMA.

Après le temps nécessaire à ma prise de poste, à la préparation de mes enseignements et à la valorisation des travaux antérieurs, j’ai obtenu un financement pour diriger mon premier programme de recherche en 2018 : Évaluation de la COConnectivité écologique dans les MOnts du Lyonnais (ECOMOLY). Le dépôt de ce programme de recherche s’est fait par opportunité au regard de l’actualité régionale du moment : le projet de construction de l’autoroute A45 entre Lyon et Saint-Étienne. Ce projet, pourtant ancien, a encore plus fortement cristallisé les tensions et les oppositions à la fin des années 2010. J’ai choisi d’aborder cette thématique en modélisant les impacts potentiels de la future autoroute sur la connectivité de quelques espèces animales. Pour compléter mes travaux précédents, j’ai utilisé les résultats de ces modélisations pour engager le débat avec des

citoyens opposés au projet d'autoroute, en collaboration avec des collègues de géographie sociale (chapitre 6). Ces échanges ont été très stimulants et j'ai pu mesurer à quel point mes approches théoriques et quantitatives, appliquées aux réseaux écologiques pouvaient être un terreau fertile pour les mobilisations citoyennes ou l'action publique. J'ai pris également conscience du pouvoir de la carte pour faciliter le dialogue avec les non-scientifiques.

Sans en faire une liste exhaustive ici, plusieurs programmes de recherche auxquels j'ai participé depuis le début de ma carrière de chercheur titulaire font directement le lien entre la modélisation des réseaux écologiques et l'appropriation de ces résultats par les praticiens de l'aménagement du territoire ou les citoyens. Par exemple, j'ai intégré le Contrat Vert et Bleu de Saint-Étienne Métropole, où à l'aide de collègues stéphanois, nous avons mis en place une approche participative pour accompagner les praticiens locaux et les associations naturalistes lors de la modélisation, puis de la mise en place de leur Trame Verte et Bleue (chapitre 4). Depuis 2020, je dirige le programme de recherche COLLECTIFS dont l'objectif principal (parmi d'autres) est de caractériser la biodiversité en pied d'immeuble en mobilisant les habitants de certains collectifs et d'autres acteurs institutionnels, associations naturalistes et bailleurs sociaux en utilisant une fois encore les sciences participatives. Ces relations entre modélisation spatiale, aménagement et sciences participatives constituent le fil conducteur de ce volume d'HDR.

POSITIONNEMENT SCIENTIFIQUE ET ÉPISTÉMOLOGIQUE

Mes travaux de recherche peuvent se positionner dans une certaine mesure dans le champ disciplinaire de la biologie de la conservation (Soulé 1985) (chapitre 1). En effet, les processus biologiques étudiés (par exemple la dispersion intergénérationnelle) et leur traduction dans l'espace sous forme de réseaux écologiques (chapitre 2) peuvent répondre partiellement aux objectifs de la discipline même si mes recherches restent somme toute assez éloignées de certains travaux évoqués par Soulé (1985) comme par exemple le succès de reproduction d'espèces menacées dans les zoos. Si l'on considère uniquement cet article fondateur de Michael Soulé, le terme « spatial » n'est cité qu'une fois et le terme « *geography* » n'apparaît pas, sauf si l'on considère les deux occurrences du terme « *biogeography* ». Bien que l'on puisse a posteriori considérer que la géographie pourrait s'intégrer au sein des *social sciences* évoquées par Soulé, la question spatiale et géographique est pour ainsi dire quasiment absente de la biologie de la conservation telle que formulée initialement.

Au sens disciplinaire du terme, mes recherches s'inscrivent donc plus particulièrement dans une géographie de l'environnement tournée vers les interactions entre les sociétés humaines et les milieux biophysiques dans une approche multiscalaire, à l'interface entre sciences sociales et sciences naturelles (Arnould et Simon 2007 ; Dufour et Lespez 2020). Ce positionnement scientifique est le même que celui proposé par Céline Clauzel dans son mémoire d'HDR (Clauzel 2021), nos recherches étant très fortement liées par nos méthodes de travail et nos objets d'étude communs. La prise en compte plus marquée des approches participatives en lien avec les acteurs des territoires et les citoyens dans mes recherches récentes pourrait sans doute permettre de m'intégrer dans une géographie environnementale (Chartier et Rodary 2016) afin de sortir d'une posture objectivante et de pratiquer une géographie prenant acte de l'importance des questions environnementales, dialoguant avec les sciences sociales et les sociétés tout en étant réflexive sur l'entrée des sciences en politiques (Dufour et Lespez 2020). Je pense toutefois que mes travaux sont insuffisamment

inscrits dans les sciences politiques, bien qu'abordés dans le cadre du projet ECOMOLY sur l'A45 (Bourgeois *et al.* 2022), pour pouvoir prétendre me positionner entièrement dans ce champ disciplinaire. En revanche, pour être plus précis dans ce champ thématique vaste qu'est la géographie de l'environnement, je pourrais revendiquer mes travaux comme partie prenante de la géographie de la conservation telle que promue par Raphaël Mathevet et Laurent Godet dans leur ouvrage *Pour une géographie de la conservation* (2015). Selon eux, la géographie de la conservation doit permettre de renouveler la biologie de la conservation en dépassant l'approche pluridisciplinaire interne à la biologie pour construire une approche intégrant la géographie afin de faciliter à la fois la prospective et la gestion des problèmes de conservation. Cela passe nécessairement par le décloisonnement de toutes les anciennes dichotomies (par exemple géographie physique vs géographie humaine, nature vs culture, biodiversité remarquable vs biodiversité ordinaire).

Si d'un point de vue disciplinaire, c'est donc plutôt en géographie de la conservation que s'intègrent mes travaux de recherche, c'est au sein de l'écologie du paysage que je mobilise de nombreux concepts et méthodes utiles à mes recherches (chapitre 1). Son nom peut être trompeur puisqu'elle n'est pas une sous-discipline de l'écologie. L'écologie du paysage est par essence interdisciplinaire. Elle croise l'approche fonctionnelle de l'écologie avec l'approche spatiale de la géographie. L'écologie du paysage permet d'étudier les interactions entre les processus écologiques et la configuration et composition des structures paysagères. Trois aspects principaux singularisent l'écologie du paysage (Turner *et al.* 2001) : la prise en compte de l'hétérogénéité spatiale, l'échelle d'analyse (dans l'espace et dans le temps) et la prise en compte de l'homme et de la société dans les analyses. Les objectifs scientifiques de l'écologie du paysage sont donc très stimulants pour les géographes puisqu'ils peuvent s'intéresser à la fois à la compréhension de la structuration d'un espace infra-régional (quelques dizaines à quelques centaines de km²), les processus humains et naturels qui gouvernent ses dynamiques et transformations, la manière dont les propriétés et les changements de ce paysage affectent ses habitants humains et non humains et les réponses que ces habitants mettent en œuvre pour continuer à y vivre (Mathevet et Marty 2015). Le cadre conceptuel de l'écologie du paysage m'a permis de m'intéresser plus spécifiquement aux réseaux écologiques (chapitres 1 et 2). Ce concept pensé pour la conservation de la biodiversité à l'échelle des territoires est constitué de zones cœurs (réserves naturelles, réservoirs de biodiversité) reliés par des corridors permettant aux espèces de se déplacer dans des paysages fragmentés (Mougenot et Melin 2000 ; Opdam *et al.* 2006).

La caractérisation, et *a fortiori*, la modélisation des réseaux écologiques dans des paysages divers (ruraux, urbains, périurbains) constitue le cœur de mes activités de recherche. Pour identifier les réseaux écologiques dans le paysage, le recours à l'analyse spatiale et la géographie quantitative est nécessaire. En effet, il s'agit de mobiliser un certain nombre de données quantitatives telles que des informations sur les traits fonctionnels des espèces et leurs préférences paysagères (surface et composition du domaine vital, distances de déplacements liés à la dispersion, données d'abondance ou de présence d'individus...). Il est nécessaire également de spatialiser ces informations, par exemple en cartographiant les habitats potentiels, ou les corridors de déplacements à partir de cartes d'occupation du sol en mobilisant les Systèmes d'Information Géographique (SIG). La prise en compte de ces informations dans des modèles spatiaux peut également aboutir à la production de nouvelles données quantitatives : surfaces d'habitat, longueur des chemins entre les taches

d'habitat, degré de connectivité, probabilité de présence...

L'écologie du paysage commence à se développer au laboratoire ThéMA de Besançon dans les années 2000 par des collaborations avec Patrick Giraudoux (Chrono-Environnement) autour des problématiques liées aux pullulations de campagnols terrestres en Franche-Comté. C'est en 2008, alors que je n'étais encore qu'étudiant en licence, que l'écologie du paysage commence à être plus formellement conceptualisée par l'équipe de Jean-Christophe Foltête en mobilisant des approches de géographie théorique et quantitative. L'année 2009 marque l'obtention d'un projet de recherche ITTECOP¹ nommé « Graphab » dont l'objectif est de proposer et tester un ensemble de méthodes permettant d'estimer l'impact des grandes infrastructures de transport sur la distribution des espèces, dans le cadre de la construction de la branche est de la ligne à grande vitesse (LGV) Rhin-Rhône. Cette démarche partait du constat initial que les études d'impact classiques étaient limitées à une zone proche du tracé des infrastructures alors qu'un effet de barrière peut se produire à plus longue portée, si les espèces sont fortement dépendantes de leur réseau écologique. Au-delà du nom du projet, Graphab² est le nom du logiciel pensé par les chercheurs de ThéMA et développé informatiquement par Gilles Vuidel. Cet outil se base sur l'application de la théorie des graphes en écologie (les graphes paysagers) et permet de modéliser les réseaux écologiques en proposant, entre autres, des sorties cartographiques des réseaux écologiques et des calculs de métriques de connectivité écologique (Foltête *et al.* 2012a). Les travaux autour de ce projet de recherche, renouvelé en 2012 (Graphab 2), se sont structurés autour d'un collectif pluridisciplinaire composé d'écologues, d'informaticiens et bien sûr de géographes.

Plusieurs thèses mobilisant Graphab avec des cas d'application différents ont été soutenues à ThéMA durant les dernières années : Xavier Girardet (2013), Pierline Tournant (2013), Marc Bourgeois (2015), Yohan Sahraoui (2016), Paul Savary (2021). D'autres sont encore en cours à l'instar de celles d'Anissa Bellil et Alexandrine Daniel. Mentionnons également ici les travaux de Céline Clauzel, MCF à ThéMA entre 2009 et 2015, qui a soutenu son HDR « Réseaux écologiques et connectivité du paysage » en 2021 et les post-docs passés et présents (Anne Mimet, Lise Ropars, François-Marie Martin). D'autres doctorants extérieurs au laboratoire ont également mobilisé Graphab dans leurs travaux comme Hortense Serret (2014), Manon Kohler (2015), Laura Clevenot (2020), Simon Tarabon (2021), Élie Morin (2022), Chloé Thierry (2022) ou Tanguy Louis-Lucas (2022). De nombreuses publications, francophones, mais surtout internationales mentionnent également l'utilisation du logiciel dans leurs travaux³. L'article que nous avons co-écrit avec les membres du collectif Graphab dans la revue *Software Impacts* en 2021 permet de faire un bilan de l'utilisation et des pratiques de ce logiciel dans la communauté scientifique internationale (Foltête *et al.* 2021). Si à l'origine, le collectif Graphab était strictement bisontin, quelques-uns de ses membres sont partis vers d'autres horizons (Pierline Tournant à Rennes, Céline Clauzel à Paris, Paul Savary à Montréal et moi-même à Lyon). Cela n'empêche pas de maintenir la dynamique collective de recherche autour de nos thématiques respectives, en se réunissant régulièrement autour de

¹ Infrastructures de transports, territoires, écosystèmes et paysages

² <https://sourcesup.renater.fr/www/graphab/fr/home.html>

³ Depuis 2012, le logiciel a été téléchargé plus de 11 000 fois, avec un rythme annuel actuel d'environ 2000/an. Les pays les plus représentés sont la France (40 %), les États-Unis (6%), la Chine (5%) puis la Colombie, l'Italie, le Mexique, le Brésil, le Canada, L'Allemagne, la Malaisie et la Grande-Bretagne (2 à 3% chacun). Plus d'une centaine d'articles utilisant Graphab ont été publiés dans des revues internationales à comité de lecture depuis 2012 (source : G. Vuidel).

projets de recherches communs et de séminaires annuels décentralisés lors desquels nous faisons le point sur nos travaux respectifs, nos réflexions scientifiques et nos perspectives de recherches (voir détails dans [Clauzel 2021](#)). Ces séminaires sont également l'occasion d'écrire des travaux de synthèse à l'instar d'un article dans *Landscape Ecology* sur le couplage entre la modélisation des graphes paysagers et l'intégration de données biologiques ([Foltête et al. 2020](#)). Dans d'autres cas, des projets de recherche communs à tout ou partie du groupe ont pu voir le jour (ORIOBUS, REFUGE, REAUMUR) sans compter toutes les différentes avancées du logiciel dont nous discutons régulièrement ensemble. Ces quelques paragraphes, qui pourront sans doute être considérés comme une digression dans une introduction générale, sont néanmoins importants pour bien comprendre mon positionnement scientifique, tant l'utilisation de ce logiciel est, et a toujours été au cœur de mes travaux de recherche. L'objectif de ce volume d'HDR n'est absolument de tenter de nier ou de camoufler cette « dépendance » à ce logiciel, mais plutôt de montrer comment positionner mes travaux de recherche dans une perspective beaucoup plus générale et appliquée. En d'autres termes, prendre du recul et de la hauteur par rapport à l'outil en lui-même. Pour synthétiser, comme l'indiquent très justement Mathevet et Marty ([2015](#)) en parlant des recherches des années 2010 au laboratoire ThéMA, l'écologie du paysage joue ainsi le rôle d'interface entre écologie, géographie de l'environnement et géographie théorique et quantitative.

La dimension quantitative de la géographie a toujours occupé une place prépondérante dans mes travaux de recherche en particulier lors de mon doctorat. Il est vrai que la combinaison entre des modèles de simulation, à la fois urbaines (MUP-City, MobiSim) et paysagères (Graphab), le tout articulé dans des SIG a finalement laissé peu de place à l'exploration des composantes sociétales revendiquées dans la géographie de la conservation et l'écologie du paysage. Sans en être totalement absente, j'ai remarqué au fil des années que la dimension qualitative de toutes ces approches modélisatrices étaient finalement assez peu explorée. On peut tout de même mentionner les approches combinées modélisation / dires d'experts développées par Céline Clauzel avec la Ligue de Protection des Oiseaux (LPO) ([Clauzel et al. 2015](#)) et par Simon Tarabon avec la Société des Autoroutes du Nord et de l'Est de la France (SANEF) ([Tarabon et al. 2022](#)) ou encore la modélisation participative de scénarios d'urbanisation et des réseaux écologiques associés par Yohan Sahraoui avec Bordeaux Métropole ([Sahraoui et al. 2021](#)). Mais finalement, à part ces quelques exemples, peu d'études combinent la modélisation des réseaux écologiques avec des approches participatives. L'importance de ce dialogue entre la communauté scientifique et les acteurs des territoires est pourtant mise en avant dans la littérature scientifique ([Chassé et al. 2020](#)) malgré les nombreux freins et limites à cette participation ([Barnaud et Mathevet 2015](#)) ([voir chapitres 4 et 5](#)).

Il est vrai qu'il est difficile pour un chercheur d'être à la fois investi dans la conceptualisation et la formalisation d'un modèle, son calibrage et paramétrage, l'analyse des résultats, et à la fois de dialoguer avec ses pairs, les politiques, les praticiens des territoires ou encore les citoyens. En réalité, tout cela n'est possible que quand les modèles sont suffisamment bien établis et que les divers retours d'expériences montrent leur robustesse et leur pertinence au regard des phénomènes et des processus modélisés. Il semblerait, sans prétention aucune, que les dix dernières années ont démontré que l'outil Graphab pouvait se placer dans cette catégorie. Je pense ainsi qu'il est temps de démontrer comment il est possible d'utiliser des outils de modélisation scientifique (ici Graphab) pour dialoguer avec la sphère opérationnelle de l'aménagement du territoire, le milieu politique

local ainsi que les citoyennes et citoyens de ces mêmes territoires. Il s'agit alors de montrer comment territorialiser les réseaux écologiques en articulant les enjeux sociétaux, environnementaux et d'aménagement qui sont liés à ce concept pour peut-être permettre d'honorer enfin le rendez-vous manqué entre la géographie de l'environnement et les territoires (Pech 2015).

PLAN ET PROBLÉMATIQUE DU VOLUME D'HDR

Dans ce volume d'HDR, mon propos sera souvent illustratif et ne sera sans doute jamais exhaustif. À travers des exemples issus de mes travaux de recherches, j'essaierai de répondre à la problématique suivante : **dans quelle mesure la spatialisation des réseaux écologiques peut permettre d'évaluer les perturbations des activités anthropiques sur les écosystèmes ? J'é mets l'hypothèse que la spatialisation cartographique et explicite des réseaux écologiques permet de les ancrer dans les territoires et de diffuser et valoriser les connaissances scientifiques vers les sphères non scientifiques, qu'elles soient politiques, opérationnelles ou citoyennes.**

Il ne s'agit donc pas ici de faire une monographie chronologique de mes recherches, mais plutôt de thématiser mes différents travaux en les articulant autour de trois parties principales. Ce mémoire d'HDR est structuré selon un plan classique (état de l'art, méthodes et résultats/discussions) avec toutefois des digressions que ne permettent pas les articles scientifiques.

La **première partie** est théorique et conceptuelle et présente les grands principes fondateurs de l'écologie du paysage (**chapitre 1**) en se focalisant ensuite sur la modélisation des réseaux écologiques (**chapitre 2**). Cette partie constitue le socle commun de mes recherches avec les membres du collectif Graphab. Elle me permet de synthétiser et d'actualiser les propos écrits précédemment par moi-même ou par d'autres collègues et ensuite de poser le cadre conceptuel et théorique de mes recherches, nécessaire pour comprendre mes propos de ce volume d'HDR de manière indépendante.

Dans la **deuxième partie**, je présente les choix méthodologiques à réaliser pour une modélisation concertée des réseaux écologiques entre chercheurs, praticiens et citoyens. Le **chapitre 3** traite plus particulièrement des données mobilisées, des difficultés à les collecter et à les analyser ainsi qu'à la question cruciale de la résolution, qu'elle soit spatiale, thématique ou temporelle. Je tente de montrer en quoi ces choix sont non neutres et peuvent avoir des influences significatives sur l'interprétation des modèles. À l'aide d'un cas d'étude, je montre dans le **chapitre 4** comment mettre en place une modélisation d'accompagnement pour la réalisation d'une Trame Verte et Bleue.

La **troisième partie** est centrée sur la communication des résultats issus des modèles, et sur les prises de décisions qui peuvent être effectuées à l'aide de ceux-ci. Dans le **chapitre 5**, je montre comment mobiliser les résultats de modélisation des réseaux écologiques pour guider la planification urbaine dans une optique de gestion de la biodiversité. Dans le **chapitre 6**, je discute des choix cartographiques pouvant faciliter, ou orienter la communication et la vulgarisation des résultats scientifiques issus de modèles spatiaux. Enfin, en **conclusion**, j'ouvre des perspectives de recherche dans le champ de l'urbanisme écologique et de la planification en proposant quelques pistes de recherches pour les années futures.

Partie 1

De l'écologie du paysage à la modélisation spatiale des réseaux écologiques

“ Laissons la vie s'effondrer sur nous-mêmes
Continuons à dézinguer l'écosystème
Laissons la vie s'effondrer sur elle-même
Et l'on se gave et l'on se fout des anathèmes
Il n'y a ni argument ni excuse qui tiennent ”

Matmatah - *Obscène Anthropocène* (2023)

INTRODUCTION DE LA PARTIE 1

Cette **première partie** est constituée de deux chapitres qui visent à présenter les concepts théoriques mobilisés dans l'ensemble de mes travaux. Le **chapitre 1** revient sur l'historique de l'écologie du paysage et présente les concepts fondateurs de la discipline. Dans le **chapitre 2**, je montre comment ces concepts peuvent être utilisés dans des perspectives plus concrètes de conservation de la biodiversité. Je dresse là aussi un historique des politiques de gestion de la biodiversité en montrant comment elles se sont focalisées de manière croissante sur la biodiversité ordinaire et les approches réticulaires. Je présente enfin les méthodes et outils permettant d'évaluer et de spatialiser la connectivité écologique dans le cadre de recherches fondamentales ou plus opérationnelles.

Page de garde Partie 1 : Paysage rural agricole dans l'est lyonnais. Commune de Roche (38).

Photographie : M. Bourgeois

Chapitre 1

L'écologie du paysage, une discipline à l'interface entre géographie et écologie

“Landscape ecology is not a distinct discipline or simply a branch of ecology, but rather is the synthetic intersection of many related disciplines [...], viewing landscape ecology as a branch of ecology, would [...] tend to exclude the formal analysis of human cultural processes that form landscapes... Understanding landscapes requires that we deal with human impacts contributing to the landscape phenomenon, without attempting to draw the traditional distinction between basic and applied ecological science or ignoring the social sciences”

Risser et al. (1984)

*Page de garde Chapitre 1 : Lac de
Bellefontaine depuis la Roche Bernard.
Commune de Bellefontaine (39, PNR du
Haut-Jura).*

Photographie : Jura Tourisme

INTRODUCTION

Alors qu'elle est souvent présentée comme étant « une sous-discipline de l'écologie », la nature même de l'écologie du paysage la positionne comme une science à part entière, à l'interface entre géographie et écologie. Dans ces conditions, on peut légitimement se demander pourquoi ne pas la considérer également comme une sous-discipline de la géographie. Contrairement à l'écologie, le terme géographie ne figure certes pas dans son appellation. Pourtant, le concept de paysage est ici entendu comme étant le support des processus écologiques, avec bien entendu la question sous-jacente de leur spatialisation. À travers ce chapitre, je propose de retracer l'historique de l'écologie du paysage, de ses racines jusqu'à aujourd'hui. Au-delà cet historique synthétique, l'objectif est surtout de présenter un aperçu général des concepts et méthodes qui sont mobilisés dans l'ensemble de mes travaux de recherche. Pour faciliter la lecture des sections suivantes, je propose une frise chronologique en [figure 1.1](#).

1.1. · GENÈSE ET DÉVELOPPEMENT DE L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE

1.1.1. · LES ORIGINES SCIENTIFIQUES DE L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE

L'histoire naturelle et l'écologie ont traditionnellement toujours eu un fort intérêt pour la distribution et la configuration géographique des organismes vivants ([Turner 1989](#)). En effet, la géographie contribue depuis longtemps aux débats sur les transformations anthropogéniques de la Terre ([Kull et Batterbury 2017](#)).

Les travaux du géographe et naturaliste Alexander Von Humboldt ont été les premiers à croiser écologie et géographie avec une description spatialisée des distributions altitudinales et latitudinales des zones de végétation dans les pays tropicaux ([Von Humboldt 1807](#)). Dans les décennies qui ont suivi ces travaux fondateurs, plusieurs scientifiques ont continué d'explorer les interactions entre les êtres vivants et leur environnement selon différentes sensibilités, avec une dichotomie caricaturale « écologie *versus* géographie ».

Le biologiste allemand Ernst Haeckel propose en 1866 le terme « écologie », contraction entre les termes grecs *oikos* (maison, habitat) et *logos* (science, connaissance). L'écologie propose ainsi d'établir les lois qui régissent les relations entre les êtres vivants et leur environnement, mais aussi les relations entre ces organismes. D'autres travaux fondateurs jalonnent cette période comme par exemple ceux de August Grisebach sur les typologies de formes végétales (1838), Karl Möbius sur la biocénose (1877), Eugène Warming sur l'écologie des plantes (1895), Andreas Schimper sur la physiologie des plantes (1903), Frederic Clements sur les méthodes de recherche en écologie ou encore Arthur Tansley sur les écosystèmes (1935) ([Matagne 2012](#) ; [Schreiber 1990](#)). En écologie, le terme d'écosystème¹ tel que formulé par Arthur George Tansley (1935) se caractérise par une certaine homogénéité structurelle et fonctionnelle et par une territorialité incertaine ([Matagne 2016](#)). La prédominance de l'écologie fonctionnelle dans la lignée des travaux d'Eugène Odum (1971) a ainsi eu pour conséquence de faire passer les thèmes spatiaux au second plan ([Alexandre et Génin 2016](#)).

¹A.G Tansley définit l'écosystème selon les termes suivants : “*the whole system (in the sense of physics) including not only the organism-complex, but also the whole complex of physical factors forming what we call the environment of the biome-the habitat factors in the widest sense. Though the organisms may claim our primary interest, when we are trying to think fundamentally we cannot separate them from their special environment, with which they form one physical system. It is the systems so formed which, from the point of view of the ecologist, are the basic units of nature on the face of the Earth*”

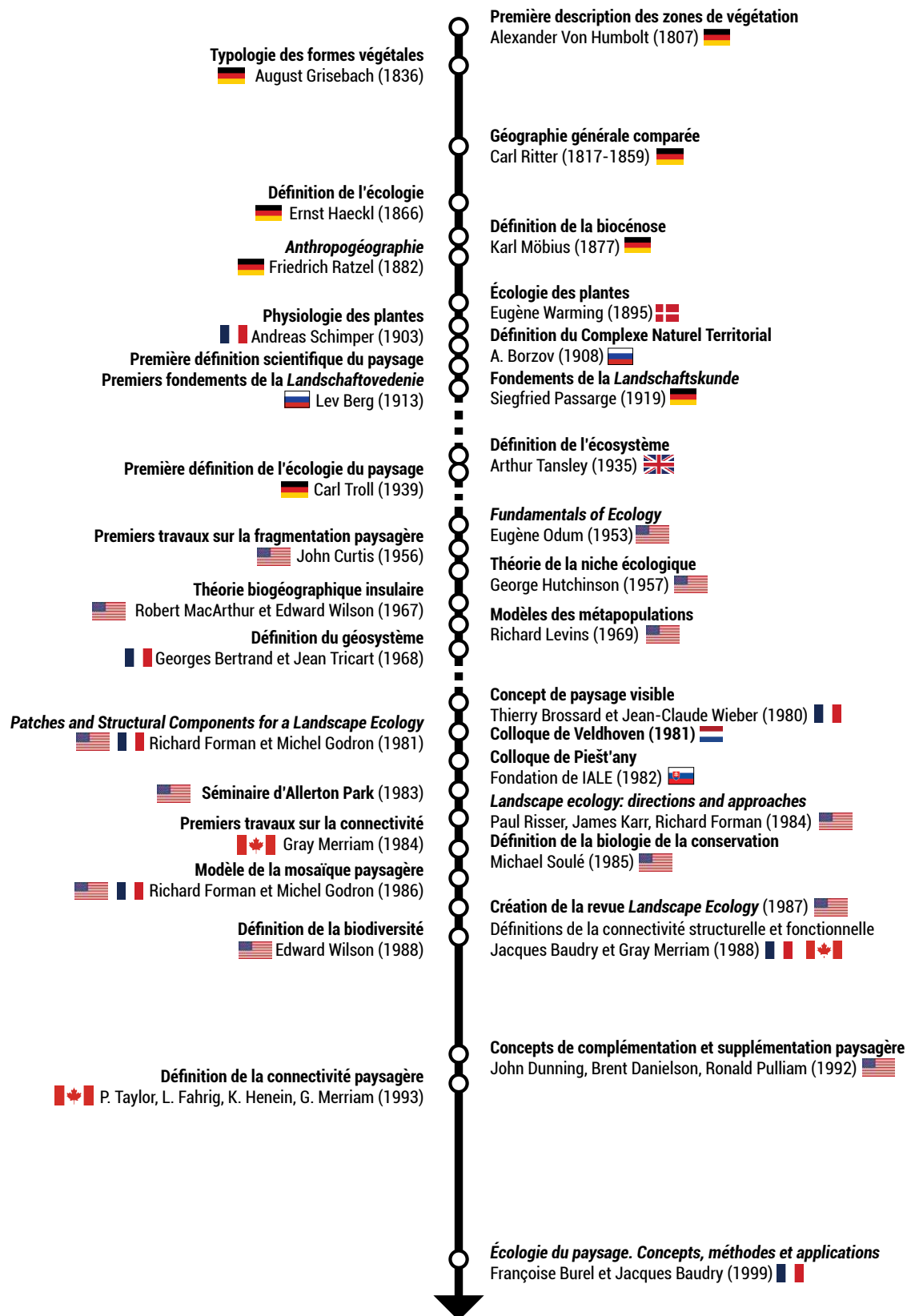


Figure 1.1. - Frise chronologique de l'histoire de l'écologie du paysage, ainsi que de ses concepts et ouvrages fondateurs. Cette frise est non exhaustive mais a pour vocation de situer dans le temps les concepts évoqués dans ce chapitre. Elle ne vise pas à définir des ordres de priorité selon l'importance des concepts et des écrits scientifiques. Pour plus de simplicité, les drapeaux sont ceux des nations actuelles.

Ces travaux relèvent alors plus de l'écologie que de la géographie, la dimension spatiale et englobante des paysages ainsi que les interactions des humains avec les milieux n'étant pas ou peu prises en compte.

Dans la lignée des travaux de Humboldt, le géographe allemand Carl Ritter chercha notamment à mettre en évidence l'influence des conditions naturelles sur le développement des sociétés dans son ouvrage *Géographie générale comparée*, écrit entre 1817 et 1859. Dans cette mouvance, Friedrich Ratzel crée l'anthropogéographie, une géographie culturelle d'essence biogéographique (Ratzel 1891 cité par Matagne 2012). Ces courants de pensée allemands ont abouti à la *Landschaftskunde*, une science des paysages suivant une optique territoriale. À la même époque, les géographes russes réfléchissent également sur le paysage en posant les bases de la *Landschaftovedenie* (science du paysage) (Frolova 2000). Vassili Dokoutchaïev définit le Complexe Naturel Territorial comme une autre façon d'exprimer les faits de structure dans la nature (Rougerie et Beroutchachvili 1991). Dans son article *Essai de la division de la Sibérie et du Turkestan en régions paysagères et morphologiques*, Lev Berg choisit le terme allemand *Landschaft* pour proposer la première définition scientifique du paysage (Berg 1913). Il propose comme objets d'études géographiques des unités spatiales d'échelles différentes et définit le paysage comme une région dans laquelle les particularités du relief, du climat, des eaux, du sol, de la végétation et de l'activité de l'homme sont organisées en un ensemble géographique harmonieux, selon un mode qui peut se répéter à l'intérieur d'une même zone géographique (Frolova 2000). Selon Berg, le paysage intègre à la fois les éléments naturels des écosystèmes et les activités humaines. À la différence du paysage considéré par les géographes allemands, le *Landschaft* des géographes russes devient plus un modèle scientifique abstrait qui s'éloigne d'une représentation sensible du paysage. Les approches héritées de cette manière de considérer le paysage en Allemagne et en Russie continuent à se développer durant le début du XIX^{ème} siècle avec plusieurs nuances (Rougerie et Beroutchachvili 1991). Parmi celles-ci, la sensibilité plus particulière à l'égard de la végétation donne naissance à l'écologie du paysage.

1.1.2. · LA NAISSANCE DE L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE ET UNE LENTE MONTÉE DU CONCEPT

La première mention du terme « écologie du paysage » (*landschaftsökologie*) est attribuée à l'allemand Carl Troll en 1939 (Troll 1939). De formation géographe, et avec un fort intérêt pour la botanique, il utilisait déjà des photographies aériennes pour étudier les paysages. Dans les années qui suivirent, Troll affine sa vision de l'écologie du paysage qu'il définit comme étant « l'étude des principales relations causales complexes entre les communautés vivantes et leur environnement ». Ces relations s'expriment à l'échelle régionale dans un schéma de distribution défini (mosaïque paysagère, *pattern* paysager). Troll est alors considéré comme l'un des premiers écologues du paysage, en mélangeant l'approche spatiale du géographe avec l'approche fonctionnelle des écologues, cette approche holistique et interdisciplinaire étant encore aujourd'hui au cœur des fondements de la discipline (Turner *et al.* 2001).

Après la seconde guerre mondiale, les géographes, russes essentiellement, continuent à traiter le paysage selon des approches systématiques avec les concepts de « complexe naturel territorial », « géocomplexe » puis « géosystème » (Rougerie et Beroutchachvili 1991). Ce concept de géosystème est introduit en France par Nicolas Beroutchachvili et redéfini par

George Bertrand et Jean Tricart (Bertrand et Tricart 1968). Ils envisagent les géosystèmes comme des systèmes dans lesquels interagissent des phénomènes ou des objets d'origine anthropique et biophysique. À la différence de l'écosystème de Tansley (1935), qui s'intéresse aux interrelations entre les organismes vivants avec une spatialisation floue (Matagne 2016), Bertrand et Tricart intègrent dès l'origine la société au cœur du système producteur de l'environnement en ne lui réservant pas uniquement le rôle d'un perturbateur extérieur (Dufour et Lespez 2020) (encadré 1.1). Cette approche systémique du paysage développée par les travaux de recherche russes, allemands se retrouvent autour de deux objectifs complémentaires (Clauzel 2021) :

- L'approche des géographes qui permet d'étudier la distribution spatiale des structures paysagères à partir de photographies aériennes. Cette approche vise à identifier des unités homogènes à une échelle donnée (écorégions de Troll, géosystèmes de Bertrand)
- L'approche des écologues et des biologistes qui permet d'étudier les interrelations fonctionnelles entre les composantes d'un site donné étudié comme un système écologique.

Dans sa conception de l'écologie du paysage, Carl Troll milite pour une approche intégrée qui combine l'approche des géographes et celle des écologues. Pourtant, entre 1939, date de la première utilisation du terme « écologie du paysage » et les années 80, l'approche intégrée telle que prônée par Troll est quelque peu délaissée par les scientifiques pour continuer la spécialisation dans chaque science, en écologie comme en géographie (Antrop *et al.* 2009). Il serait faux de dire que l'écologie du paysage a totalement disparu des champs de recherche scientifique lors de ces années puisque les travaux sur les géosystèmes par exemple, mobilisent les principes de l'écologie du paysage sans la nommer explicitement, mais sont essentiellement le fait de chercheurs du continent européen. Des revues scientifiques tels que *Landscape Planning* ou *Urban Ecology*² ont vu leurs premières publications au milieu des années 1970 (With 2019). Dans la littérature nord-américaine le terme « *landscape ecology* » reste pourtant largement absent des publications scientifiques jusque dans les années 1980 (Turner 2005).

1.1.3. L'ÉMERGENCE DE L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE EN TANT QUE DISCIPLINE SCIENTIFIQUE DANS LES ANNÉES 1980

Malgré le délaissement de l'écologie du paysage en tant que discipline par la communauté scientifique depuis la fin de la seconde guerre mondiale, il apparaît au fil des années que les changements environnementaux globaux³ et les demandes sociétales concernant les paysages au sens large sont trop complexes pour être solutionnés par des disciplines individuelles (Antrop *et al.* 2009). Dans ce contexte, le début des années 1980 marque l'émergence de l'écologie du paysage en tant que discipline scientifique à travers un premier article fondateur *Patches and Structural Components for a Landscape Ecology* co-écrit par l'américain Richard Forman et le français Michel Godron (Forman et Godron 1981) et plusieurs colloques européens comme ceux de Veldhoven au Pays-Bas (1981) et de Piešťany en Slovaquie (1982). Lors de cette rencontre naît l'association internationale d'écologie du paysage (IALE) qui aujourd'hui s'est déclinée en divisions

² Ces deux revues ont depuis été fusionnées pour former l'actuelle revue *Landscape and Urban Planning*

³ La Conférence des Nations-Unies de Stockholm en 1972 est la première conférence mondiale qui place au centre de ses débats la question de l'environnement. Elle a permis de placer les questions écologiques au rang des préoccupations internationales et a marqué le début d'un dialogue entre pays industrialisés et pays en développement concernant le lien qui existe entre croissance économique, pollutions (air, eau, sols...) et le bien-être des peuples dans le monde entier.

Encadré 1.1. - Le territoire en géographie et en écologie

Certains géographes du XIX^{ème} siècle comme Alexander Von Humboldt (1807), Elisée Reclus (1869) ou George Perkins Marsh (1864) ont posé les premières bases d'une analyse visant à comprendre les dynamiques de dégradation des espaces naturels par les sociétés humaines. En ce sens, les géographes furent pionniers pour travailler sur les articulations humains/milieux. Pourtant, par la suite, et plus particulièrement dans la deuxième moitié du XX^{ème} siècle, la géographie française est restée relativement indifférente aux relations entre les humains et leur environnement, se concentrant davantage sur les nouveaux aspects quantitatifs de la discipline (Kull et Batterbury 2017). Pourtant des exceptions existent, avec notamment les travaux de Georges Bertrand, Jean Tricard et Nicolas Beroutchachvili dans les années 1960/1970. Pour appliquer le concept d'écosystème aux sciences géographiques, ils proposent le concept de géosystème qui est un « concept territorial, une unité spatiale bien délimitée et analysée à une échelle donnée » (Bertrand et Tricart 1968 ; Beroutchachvili et Bertrand 1978).

Mais comme le souligne Pierre Pech (2015), cette question du territoire n'est pas traitée de la même manière en écologie et en géographie. Si l'on se positionne du point de vue de l'animal, le territoire est la part du domaine vital qui est défendue (Rachlow 2008). Pour les géographes (Di Méo 1998 ; Debarbieux et Vanier 2002 ; Elden 2010), le territoire est un espace sur lequel s'élaborent des activités propres à un individu ou un groupe d'individus, plus ou moins socialement structuré et plus ou moins institutionnellement contrôlé. Le territoire fonctionnel concerne les formes d'appropriation de l'espace et le territoire institutionnel s'intéresse aux modes de découpage de l'espace par les instances de pouvoir. Mais au final, la géographie s'est assez peu intéressée aux relations entre environnement et territoire (Giblin 2001 ; Pech 2015) sauf sur des formes particulières telles que les aires protégées (Depraz 2008 ; Therville 2013). Pourtant, si l'on souhaite maintenir des systèmes capables de conserver et de créer de la biodiversité, c'est sur le territoire et ses processus sociaux qu'il faudrait s'appuyer (Simon 2006). Raphaël Mathevet (2012) abonde dans ce sens en précisant que les territoires, urbains comme ruraux ne pourront être gérés pour le mieux qu'à travers la réintégration de la nature au sein de ceux-ci. Dès lors, la géographie peut être utile pour contribuer à la production de connaissances utiles à la conservation à condition de supprimer les oppositions historiques de la géographie entre géographie humaine et géographie physique (Bertrand 1978 ; Mathevet 2012). Dans leur *Manifeste pour une géographie environnementale*, Denis Chartier et Estienne Rodary (2016) plaident également dans le même sens et souhaitent que la géographie aille plus loin pour traiter les questions environnementales en intégrant des questionnements d'ordre plus directement politique (*political ecology*). Depuis quelques années, dans un registre parfois moins soucieux (initialement en tout cas) des questions socio-politiques, certains géographes dont je fais partie, s'inscrivant explicitement dans le champ de la géographie environnementale, cherchent à renouveler la discipline en intégrant des approches spatiales quantitativistes plus marquées (Cossart 2018) et en créant des supports spatialisés facilitant les interactions avec le monde non-scientifique (Bourgeois et al. 2022).

régionales (nommées chapitres) dans le monde entier, représentant soit des pays individuels (*IALE chapter Brasil, IALE chapter Italy...*) soit des ensembles de nations (*Africa IALE, IALE Europe...*) (With 2019). L'évènement scientifique considéré comme un tournant dans l'émergence de la discipline est la rencontre en 1983 entre 25 écologues et géographes à Allerton Park dans l'État d'Illinois aux États-Unis (Wu 2013). Cette rencontre « *Landscape Ecology: directions and approaches* » a donné lieu à un rapport publié en 1984 co-écrit par Paul Risser, James Karr et Richard Forman (Risser et al. 1984). Ce rapport reconnaît à la fois les racines européennes de l'écologie du paysage (notamment les travaux pionniers de Carl Troll) et l'importance des récents

développement théoriques et technologiques en écologie (théorie biogéographique des îles, analyse spatiale, modélisation et simulations spatiales). Ce *workshop* est aujourd'hui largement reconnu comme fondateur d'un nouveau paradigme pour l'écologie du paysage en se concentrant sur les effets réciproques des structures paysagères et des processus écologiques (Wiens 2008 ; Wu 2013). Il est aussi marqueur du développement de l'écologie du paysage sur le continent nord-américain, marquée par quelques différences culturelles avec le continent européen (encadré 1.2). D'autres ouvrages et articles de référence sont aussi écrits pendant cette période par exemple Naveh et Lieberman (1984), Forman et Godron (1986), Turner (1989). Symboliquement, c'est aussi durant cette période que naît la revue *Landscape Ecology*, qui vise à se focaliser explicitement sur la compréhension écologique de l'hétérogénéité spatiale. Elle est aujourd'hui encore considérée comme une revue de premier rang pour les géographes et les écologues (Wu 2007). En France, le développement de l'écologie du paysage s'est d'abord fait par les sciences naturelles plutôt que par les sciences sociales. Le Montpelliérain Michel Godron a été co-auteur de plusieurs ouvrages

Encadré 1.2. - L'écologie du paysage en Europe et en Amérique du Nord

Les racines de l'écologie du paysage en Europe ont été reconnues par les Américains eux-mêmes lors du *workshop* d'Allerton Park en 1983 (Risser *et al.* 1984). Malgré le mélange culturel et scientifique favorisé par les différents colloques des années 1980, les approches européennes et nord-américaines ont suivi historiquement des trajectoires différentes (Wu et Hobbs 2007).

L'approche européenne est caractérisée par une vision holistique et centrée sur une vision sociétale des paysages, marqués par une anthropisation plus ancienne que sur le continent nord-américain. L'écologie du paysage européenne s'est traditionnellement plus focalisée sur le dialogue entre différentes disciplines et professions liées au paysage et sur la gestion de différents types de paysages, en particulier les paysages culturels (Antrop *et al.* 2009). Cette approche plus tournée vers l'aménagement du territoire et les sciences sociales serait plutôt le pendant « géographe » de l'écologie du paysage.

L'approche nord-américaine est dominée quant à elle par une vision plus écologique-centrée des paysages en développant la discipline autour de modélisations spatiales théoriques à plusieurs échelles avec des méthodes plus quantitatives que celles développées en Europe (With 2019). Les études nord-américaines sont alors centrées sur la gestion des paysages naturels en raison de la présence d'étendues plus vastes et moins anthropisées que sur le continent européen. De ce point de vue, l'approche nord-américaine serait le pendant « écologie » de l'écologie du paysage.

Wu et Hobbs (2007) reconnaissent toutefois eux-mêmes que cette vision dichotomique est réductrice et simplificatrice puisque de nombreux Nord-Américains eux-mêmes se sentent concernés par l'aménagement du territoire et les relations entre les activités humaines et les paysages. Les deux approches régionales ne sont en aucun cas totalement homogènes mais doivent plutôt être considérées comme complémentaires. La mondialisation scientifique et les échanges internationaux entre les chercheurs des différentes disciplines étant aujourd'hui bien développés, ces approches sont aujourd'hui largement confondues et l'écologie du paysage est désormais considérée comme une science globale, dynamique et intégrative autour de la compréhension des interactions entre les structures paysagères (*pattern*) et les processus écologiques (*process*) à différentes échelles (Wu 2013).

et publications fondateurs notamment avec Richard Forman (p. ex. [Forman et Godron 1981](#), [Forman et Godron 1986](#)). D'autres scientifiques français se sont également intéressés très tôt à cette discipline à l'instar des Rennais Françoise Burel et Jacques Baudry qui ont développé l'écologie du paysage en France à la suite d'une rencontre avec les américains Forman, Phipps et Merriam. Ces échanges ont notamment abouti à l'intégration explicite de l'écologie dans l'analyse des paysages en France, à l'organisation du colloque *IALE* à Rennes en 1993 et au premier ouvrage français d'écologie du paysage (*Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*) édité en français en 1999 et traduit par la suite en anglais et en espagnol ([Burel et Baudry 1999](#)).

1.1.4. · LES CAUSES DE L'ESSOR TARDIF DE L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE EN TANT QUE DISCIPLINE SCIENTIFIQUE

La décennie 1980 a ainsi marqué l'essor de nouvelles disciplines centrées sur les interactions organismes-milieus comme l'écologie du paysage et la biologie de la conservation ([encadré 1.3](#)). La question de la temporalité précise de l'émergence de l'écologie du paysage mérite toutefois d'être posée puisqu'entre les années 1980 et la première définition de Carl Troll, se sont écoulés plus de 40 ans avant que l'écologie du paysage ne devienne une discipline scientifique. Pour Kimberly With ([2019](#)), ce développement tardif est causé par plusieurs facteurs :

- La formalisation des modèles de théorie biogéographique insulaire (1967) et des métapopulations (1969) qui ont fourni un nouveau cadre théorique pour étudier les effets des mosaïques d'habitats sur les systèmes écologiques ([1.2.2](#)).
- Un changement de paradigme qui a permis de passer d'une conception des systèmes écologiques comme des systèmes fermés (isolés) et orientés vers un état d'équilibre à une conception de systèmes ouverts (connectés) et dynamiques ([2.1.3](#)).
- La reconnaissance croissante par la communauté scientifique de l'importance des échelles spatiales dans la conception et l'interprétation des recherches en écologie ([3.3.1](#)).

Outre ces questionnements théoriques, l'écologie du paysage s'est sans doute également développée tardivement pour des raisons technologiques. Dans les années 1980, les ordinateurs et les Systèmes d'Informations Géographiques (SIG) n'en étaient qu'à leurs balbutiements mais le développement des techniques de télédétection et la facilité croissante d'acquisition d'images aériennes et satellites ont augmenté le champ des possibles dans l'analyse des structures paysagères ([Turner 2005](#) ; [Antrop et al. 2009](#)). La structure paysagère est définie par Forman et Godron ([1981](#)) comme étant une série de taches d'habitat entourées par une matrice. En ce sens, le paysage est alors considéré comme une unité mesurable avec plusieurs caractéristiques écologiques dépendant notamment de la géométrie des taches d'habitat, par exemple leur taille, leur nombre ou leur degré d'isolement. L'étude des structures paysagères à large échelle, et selon une vision zénithale du paysage, suivant le modèle matrice/tache/corridor de Forman et Godron ([1986](#)) n'était alors pas possible avant la possibilité technique d'acquisition d'images aériennes et satellites. Si la possibilité d'obtenir ce type d'images « vues du ciel » existait certes bien avant les années 1980, les possibilités de traitements de celles-ci étaient en revanche fortement limitées. Le calcul des métriques paysagères, un des fers de lance de l'écologie du paysage, n'a pu se développer qu'avec l'amélioration des performances informatiques et a permis de commencer à analyser les structures paysagères de

manière quantitative (Forman et Godron 1986 ; O'Neill *et al.* 1988). En 1995, le développement du logiciel Fragstats (McGarigal et Marks 1995) a permis d'appréhender différemment l'analyse des formes paysagères en offrant la possibilité pour les chercheurs du monde entier de calculer de nombreuses métriques paysagères de manière rapide et automatisée (Kupfer 2012) (2.3). La poursuite des avancées scientifiques en informatique et en écologie du paysage ont permis le développement de modèles spatiaux informatiques, souvent couplés avec des SIG offrant des possibilités de cartographie et d'analyse accrues (Iverson 2007). La démocratisation d'Internet, en permettant l'accès aisé à de nombreuses bases de données géographiques, les appareils mobiles et les logiciels toujours plus performants ont permis le développement d'analyses à des échelles de plus en plus larges, et des résolutions de plus en plus fines (Steiniger et Hay 2009). Mes travaux de recherche bénéficient largement de ces avancées technologiques, qui autorisent le recours massif à l'utilisation de logiciels de modélisation spatiale et les analyses qui en sont directement issues (2.3).

Encadré 1.3. - La biologie de la conservation

La biologie de la conservation est une discipline à l'interface entre l'écologie scientifique et les politiques de conservation (Soulé et Wilcox 1980 ; Soulé 1985 ; Soulé 1986). Michael Soulé (1985) décrit la biologie de la conservation comme une discipline de crise devant fournir des principes et des méthodes pour préserver la biodiversité¹. Il précise que le chercheur en biologie de la conservation doit accepter le fait que les recommandations qu'il propose s'appuient sur des connaissances encore incomplètes. Si certaines études (Mora *et al.* 2011 ; Costello *et al.* 2013) ont depuis critiqué le fait que l'on ne peut pas conserver quelque chose que l'on ne connaît encore que très partiellement (ici l'identification des espèces et leur nombre sur l'ensemble de la planète), d'autres insistent sur le fait que des mesures de conservation peuvent être prises même si les connaissances sont toujours incomplètes (et le seront sans doute toujours) (Soulé et Wilcox 1980 ; Barbault 1997). En effet, il est difficile d'imaginer aujourd'hui quel champ disciplinaire pourrait prétendre avoir acquis toutes les connaissances propres à son domaine (Mathevet et Godet 2015). Plutôt que de s'interroger sur la pertinence pour une discipline d'étudier des objets partiellement méconnus, il est sans doute plus intéressant de s'interroger plus spécifiquement sur le terme « biologie de la conservation » jugé comme étant « mal nommée » par Robert Barbault (1997) puisqu'elle ne relève pas de la seule biologie. Michael Soulé précise d'ailleurs lui-même dans son article « *What Is Conservation Biology* » (Soulé 1985) que la biologie de la conservation est multi-disciplinaire et qu'elle intègre des questions, techniques et méthodes issues de plusieurs disciplines, pas toutes « biologiques » à l'instar des sciences sociales par exemple. Mais derrière ce terme trompeur, Michael Soulé précise également que l'évolution est une bonne chose (*evolution is good*) et que la vie elle-même doit son existence à la diversité présente et aux processus d'évolution (Soulé 1985). Le terme biologie de la conservation est donc sans doute critiquable à bien des égards mais les concepts théoriques derrière cette discipline sont toujours d'actualité et le seront sans doute de manière renforcée dans les années à venir.

¹ Le terme exact employé par Soulé est « diversité biologique », le néologisme « biodiversité » n'étant pas encore utilisé en 1985.

1.2. · L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE AU SECOURS DE LA BIODIVERSITÉ ?

1.2.1. · BIODIVERSITÉ ET HABITAT DES ESPÈCES

Dans l'ouvrage *Extinctions* édité par Matthew Nitecki (1984), Jared Mason Diamond identifie les quatre « maux » de l'extinction de masse des espèces à savoir la fragmentation des habitats, la surexploitation des espèces, les invasions biologiques et les extinctions en chaîne. Sans la nommer explicitement telle quelle, il met en lumière les principaux vecteurs de réduction de la biodiversité à l'échelle mondiale. Le terme biodiversité en lui-même est en effet proposé pour la première fois deux ans plus tard par Walter G. Rosen dans le cadre du colloque « *The National Forum on BioDiversity* » tenu à Washington D.C. en 1986. La diversité biologique, ou par contraction, la « biodiversité » est depuis le terme utilisé pour désigner l'ensemble de la variabilité des formes du vivant (Wilson 1988)⁴. Les activités anthropiques altèrent la structure et le fonctionnement des écosystèmes (Vitousek *et al.* 1997) et sont responsables du déclin et de la disparition de nombreuses espèces à un tel point que certains scientifiques considèrent que la sixième extinction de masse est d'ores et déjà amorcée (Dirzo *et al.* 2014 ; Ceballos *et al.* 2015). Parmi les différents impacts causés par les activités humaines (pollution sonore, lumineuse ou chimique des milieux, changement climatique, introduction d'espèces exotiques invasives), la destruction des habitats est considérée comme l'impact écologique le plus important sur la biodiversité (Díaz *et al.* 2019). Durant les prochaines décennies, l'altération et la destruction des habitats écologiques vont continuer à affecter les populations de nombreuses espèces et mettre en péril leur survie (Sala *et al.* 2000).

Pour une espèce donnée, les zones d'habitat constituent les espaces qui réunissent l'ensemble des conditions biotiques et abiotiques nécessaires à l'accomplissement de son cycle de vie. Dans ces zones d'habitat, les espèces constituent leur niche écologique (Hutchinson 1957). La niche écologique d'une espèce n'occupe pas toujours l'ensemble de son habitat. En d'autres termes, les zones d'habitat d'une espèce ne sont pas forcément occupées intégralement par les populations d'espèces, mais pourraient potentiellement l'être si les conditions d'habitabilité continuent à être réunies. La destruction des habitats d'une espèce n'affecte donc pas forcément directement les individus à court terme, mais réduisent l'espace potentiellement disponible pour cette espèce, réduisant le nombre de populations (Hughes *et al.* 1997). Indirectement, l'altération ou la destruction des habitats perturbe donc les processus écologiques nécessaires au maintien et à l'évolution de la biodiversité comme par exemple les déplacements des espèces dans le paysage (Tucker *et al.* 2018).

1.2.2. · SPATIALISER LA BIODIVERSITÉ : QUELQUES MODÈLES THÉORIQUES

Les travaux scientifiques en écologie, et plus particulièrement en écologie du paysage, ont besoin de se questionner sur la distribution spatiale de la biodiversité pour anticiper, et si possible éviter, les perturbations directes ou indirectes des activités anthropiques sur les habitats et zones de déplacements des espèces. Plusieurs modèles théoriques fondateurs en écologie ont été développés au cours du XX^{ème} siècle pour conceptualiser cette question de la spatialisation de la biodiversité. Sans en faire une revue exhaustive, les deux modèles qui me semblent les plus importants pour servir mon propos sont la théorie biogéographique insulaire et les modèles de métapopulations.

⁴ Suivant les suggestions de Raphaël Mathevet et Laurent Godet (2015), de plus amples précisions sur le sujet de la biodiversité pourront être trouvées par exemple dans les ouvrages de Barbault (1997), Lévêque et Mounolou (2008), ou Bœuf (2014).

1.2.2.1. LA THÉORIE BIOGÉOGRAPHIQUE INSULAIRE

La théorie biogéographique insulaire (MacArthur et Wilson 1967) est un modèle qui cherche à expliquer spatialement la répartition des espèces. Cette théorie est basée sur deux constats observés à partir de données d'avifaune dans les archipels indo-malais et mélanésiens du Pacifique : les grandes îles comportent un nombre d'espèces plus important que les petites îles et les îles proches des continents

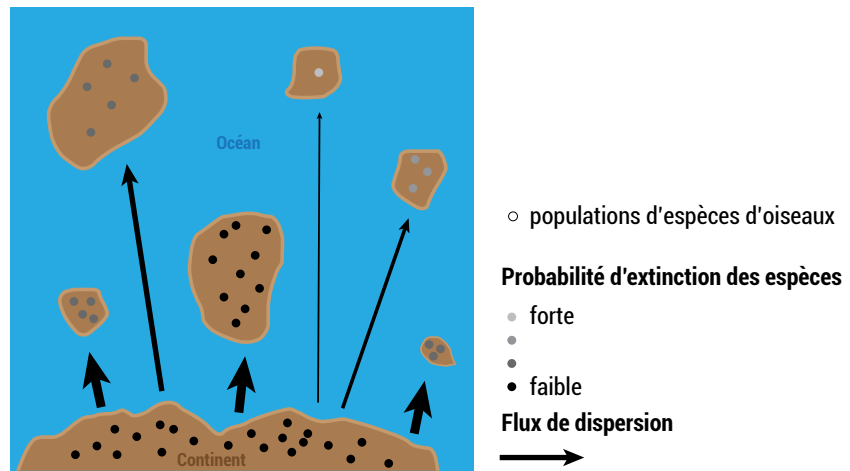


Figure 1.2. · Le modèle de la théorie biogéographique insulaire. D'après MacArthur et Wilson (1967).

comportent plus d'espèces que les îles les plus isolées (figure 1.2). 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.

Ces probabilités dépendent du fait que les espèces observées sur les petites îles sont un sous-ensemble des espèces présentes sur les grandes îles qui sont elles-mêmes un sous-ensemble de celles du continent (Simberloff et Abele 1976).

Les biologistes américains MacArthur et Wilson défendent le principe selon lequel leur modèle peut s'appliquer aux milieux terrestres (MacArthur et Wilson 1967). En effet, pour eux, les fragments d'habitat des espèces subsistants au sein des espaces anthropisés sont assimilables à des îles et obéissent donc aux principes dictés dans la théorie biogéographique insulaire. Ce principe 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). Bien que les principes fondateurs de cette théorie aient largement inspiré des politiques de conservation de la biodiversité, notamment sur les critères de définition des aires protégées (nombre, forme, taille) elle n'en reste pas moins critiquée par sa modélisation ultra-simplificatrice et présente de fait de nombreuses limites (Guyot-Téphany 2020). Pour résumer, la taille de l'île et la distance au continent ne seraient pas les seuls facteurs qui influenceraient la diversité en espèces sur les îles. Par exemple, la structure de l'habitat (composition, altitude), les interactions entre les populations locales, leur temporalité de colonisation de l'île, leur densité de population ou encore leurs possibilités d'adaptation, influencent sans aucun doute les taux de colonisation et d'extinction sur les îles (Guyot-Téphany 2020 ; Ricklefs et Miller 2005). De plus, l'influence de la taille et de l'isolation des espèces est fortement influencée par la matrice paysagère.

Prugh *et al.* (2008) montrent par exemple à travers l'étude de plusieurs taxons (oiseaux, mammifères, reptiles, amphibiens) que la surface des taches d'habitat est le facteur le plus important pour la probabilité de présence de ces espèces dans les espaces fragmentés par l'urbanisation. À l'inverse, le facteur le plus important est l'isolement des taches dans une matrice composée de fragments forestiers au sein de coupes rases. Ils mettent ainsi en évidence que dans un paysage fragmenté, la théorie biogéographique insulaire ne peut pas systématiquement s'appliquer directement car les fragments d'habitats ne sont pas toujours séparés clairement, et de manière uniforme par une matrice homogène (ici l'eau) telles que peuvent l'être des îles. Si la surface des taches et leur isolement sont bien un facteur important pour la probabilité de présence de nombreuses espèces, la composition de la matrice paysagère ne peut être ignorée. L'amélioration de sa qualité est essentielle pour la mise en place de mesures de conservation efficaces (Prugh *et al.* 2008).

Malgré ses limites, le modèle de la théorie biogéographique insulaire demeure précurseur dans la formalisation de la spatialisation de la biodiversité. Son application aux milieux terrestres et anthropisés reste un des modèles théoriques fondateurs de l'écologie du paysage.

1.2.2.2. · LES MODÈLES DE MÉTAPOPULATIONS

Dans un contexte de fragmentation paysagère, les zones d'habitat d'une espèce peuvent être séparées spatialement. Ces fragments, plus ou moins isolés, forment des taches d'habitat. Un ensemble de populations d'espèces peut occuper différentes taches d'habitat. Lorsqu'une espèce occupe plusieurs taches d'habitats, le risque d'extinction synchronisée de toutes ses populations est plus faible (Reddingius et den Boer 1970). Cela implique toutefois que les taches d'habitat puissent être colonisées par les individus, pour former à terme des populations viables. Cette colonisation est rendue possible lorsque les conditions sont assurées pour que les individus puissent se disperser entre leurs taches d'habitat. La dispersion des juvéniles ou dispersion intergénérationnelle 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. La dispersion a été démontrée empiriquement comme un processus vital pour la survie des populations dans des environnements changeants (Ims et Yoccoz 1997 ; Cayuela *et al.* 2020). Elle permet d'assurer le brassage génétique des populations et de mieux répartir la quantité de ressources alimentaires disponibles pour chaque individu.

Les ensembles de populations d'espèces occupant des taches d'habitats différentes ont été conceptualisées sous le terme de métapopulations par Richard Levins (1969) (figure 1.3). Comme la théorie biogéographique insulaire, les modèles

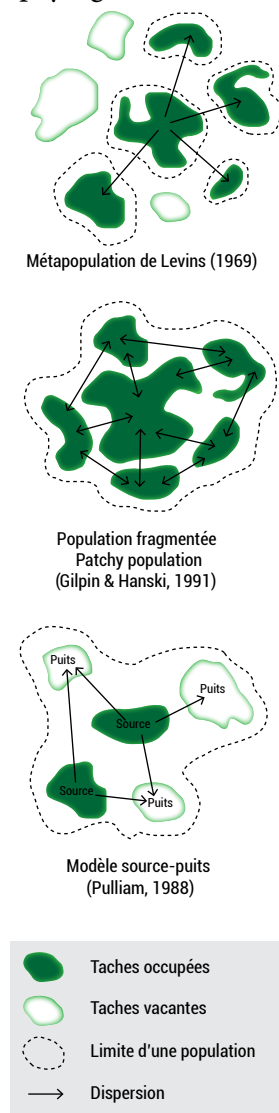


Figure 1.3. · Différents modèles de métapopulations

de métapopulations prennent en compte l'importance de la taille et de l'isolement des taches d'habitat dans les processus de colonisation et d'extinction. Le modèle des métapopulations de Levins concerne plus particulièrement la dynamique des populations dans les taches d'habitat continentales. La métapopulation est ainsi 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 γ 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. Dans le modèle de Levins, les populations locales sont considérées comme équivalentes au nombre total d'individus disperseurs. Chaque habitat a la même probabilité d'être colonisé quelle que soit sa localisation. Plusieurs études empiriques ont montré que le succès de la dispersion était bien lié à la structure de la matrice paysagère, dans le sens où la distance entre l'habitat de départ et l'habitat d'arrivée est un facteur déterminant (Gauthier-Clerc *et al.* 2014).

Une métapopulation se définit donc 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 plus complexes, comme le modèle source-puits (Pulliam 1988) ou celui des populations fragmentées (Gilpin et Hanski 1991) (figure 1.3). 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). Les travaux d'Hanski (1998) ont permis de tester ces modèles de manière empirique. Ils concluent que la structure spatiale des processus d'extinction et de colonisation affecte autant les populations que les taux de natalité et de mortalité, la compétition et la prédation.

Les modèles de métapopulations, contrairement à la théorie biogéographique insulaire, considèrent que les espèces occupent des taches d'habitat dans une matrice paysagère terrestre. Par contre, dans les deux cas, la matrice paysagère est considérée comme homogène ce qui est dans les faits rarement observé et remet en cause le réalisme de ces modèles.

1.2.2.3. LE PAYSAGE : UNE NOTION POLYSÉMIQUE

La notion de paysage est mobilisée par différentes communautés scientifiques. Dans un contexte interdisciplinaire, son caractère polysémique doit être clarifié même si un historique complet de cette notion est difficile à concentrer en quelques lignes⁵.

Parmi les définitions, le dictionnaire américain *Meriam-Webster dictionary* définit le paysage (*landscape*) selon plusieurs nuances : 1) une image représentant une vue d'un paysage naturel à

⁵ Il existe des définitions largement discutées et plus complètes par exemple dans le *Dictionnaire critique de l'Anthropocène* (Franceschi-Zaharia 2020 ; Lefort et Pelletier 2020 ; Parrain 2020).

l'intérieur des terres (ex : son *hobby* était de peindre les paysages), 2) l'art de représenter de tels paysages, 3) l'ensemble des formes de relief d'une région (ex : un paysage de collines) ou 4) une portion de territoire que l'on peut voir en même temps et d'un seul endroit (ex : le paysage depuis le sommet de la montagne). Toujours parmi les définitions que l'on ciblera ici, en France, le *Larousse* décrit le paysage comme étant une étendue spatiale, naturelle ou transformée par l'homme, qui présente une certaine identité visuelle ou fonctionnelle (paysage forestier, urbain, industriel), une peinture, gravure ou dessin dont le sujet principal est la représentation d'un site naturel, rural ou urbain, ou une vue d'ensemble que l'on a d'un point donné. Ces définitions montrent toutes les deux que le paysage est caractérisé tout d'abord par la perception visuelle et esthétique d'un observateur et donc forcément subjective. Ces deux visions culturelles sont assez semblables aux visions nord-américaines et européennes de l'écologie du paysage (encadré 1.2). On retrouve en effet une vision du paysage plus biophysique en Amérique du Nord alors que les européens introduisent plus volontiers les activités anthropiques dans leur définition.

En géographie, le paysage a été étudié au travers de deux approches qui furent longtemps opposées l'une à l'autre : la géographie humaine et la géographie physique qualifiées comme « irréconciliables » par Catherine Franceschi-Zaharia (2020) avec d'un côté un pôle subjectif, idéal, lieu d'expériences sensibles, esthétiques et émotionnelles et de l'autre un pôle objectif et matériel offert à l'analyse scientifique. La géographie a joué un rôle important dans l'objectivation de la notion de paysage. D'abord, la vision russe des paysages (Berg 1913) s'abstrait totalement des représentations sensibles du paysage en le considérant comme un modèle scientifique abstrait. Ensuite, dans la lignée de ces travaux, Carl Troll considère également le paysage de manière objective, et surtout avec une vision zénithale, ses travaux initiaux étant basés sur l'étude de photographies aériennes. Enfin, les géographes physiiciens français ont renforcé cette vision objective du paysage autour des travaux de Georges Bertrand avec le concept de géosystème. Les catégories qui distinguent « naturel » et « paysage humanisé » sont délaissées pour étudier un « paysage total » qui intègre « toutes les séquelles de l'activité anthropique » (Bertrand et Tricart 1968).

L'écologie du paysage renforce cette dimension scientifique et objective considérant le paysage comme une unité spatiale élémentaire au sein de laquelle on peut étudier les écosystèmes (Schreiber 1990). Les écologues du paysage Françoise Burel et Jacques Baudry insistent également sur cette question d'objectivation du paysage en rappelant que l'étymologie du terme « *landscape* » est composé de « *land* », une portion délimitée de territoire, et de « *scape* », une collection d'objets similaires. Au final, les analyses faites en écologie du paysage, qu'elles soient issues des écoles nord-américaines ou européennes simplifient le paysage en vue de le modéliser. Il est le plus souvent caractérisé par la structure spatiale de l'occupation du sol, négligeant d'autres paramètres tels que le relief, la nature des sols et la question de l'esthétique paysagère et de sa perception. Si ces derniers aspects sont souvent omis, ou largement simplifiés en écologie du paysage, ils sont en revanche utiles dans des sous-disciplines de l'écologie, comme l'écologie comportementale, où le paysage visible influence le comportement des animaux dans leur environnement (Nathan *et al.* 2008). La réconciliation des visions objectives du paysage, et des visions plus subjectives, comprenant l'esthétique paysagère a toutefois été amorcée du côté de la géographie. Les travaux menés à Besançon par l'équipe de Jean-Claude Wieber à partir des années 1980 tentent de réconcilier ces deux approches à travers la notion de « paysage visible ». Les chercheurs bisontins ont cherché à montrer

comment le paysage, perçu selon les sensibilités de chacun, peut être appréhendé scientifiquement, avec une objectivité suffisante pour passer de la vision d'un individu (paysage beau ou laid) à une vision partageable (Brossard et Wieber 1984). Comme George Bertrand, ils se fondent sur une vision systémique du paysage avec un schéma conceptuel comprenant un système « utilisateurs » (les acteurs observant et percevant le paysage), un système « producteurs » (le géosystème) et un système intermédiaire « paysage visible » qui correspond à la transformation des objets en une infinité d'images (Brossard et Wieber 1980). Dans le même esprit, Thorne et Huang (1991) développent la notion d'esthétique écologique qui se définit comme le trait d'union entre l'attrait esthétique et l'intégrité écologique d'un paysage. La convention européenne du paysage en 2000 tente également une réconciliation entre les deux approches en définissant le paysage comme « une partie de territoire telle que perçue par les populations, dont le caractère résulte de l'action de facteurs naturels et/ou humains de leurs interrelations ». En complément, Gobster *et al.* (2007) affirment que le paysage constitue l'échelle la plus pertinente pour étudier les relations entre esthétique paysagère et écologie. Des travaux plus récents comme ceux de Yohan Sahraoui (2016) à Besançon se fondent sur une approche multifonctionnelle et interdisciplinaire du paysage pour étudier conjointement les fonctions esthétiques et écologiques du paysage.

Puisque l'écologie du paysage n'intègre pas, ou peu, ces fonctions esthétiques pourtant essentielles dans le concept de paysage, on pourrait alors se demander si le paysage de l'écologie du paysage ne serait pas plus simplement le résultat des analyses réalisées du point de vue de la science écologique sur une portion de territoire (Franceschi-Zaharia 2020). La même autrice indique qu'il serait plus judicieux de parler « d'écologie des territoires » que « d'écologie du paysage » ce qui selon moi permettrait d'ailleurs de renforcer la composante géographique de la discipline.

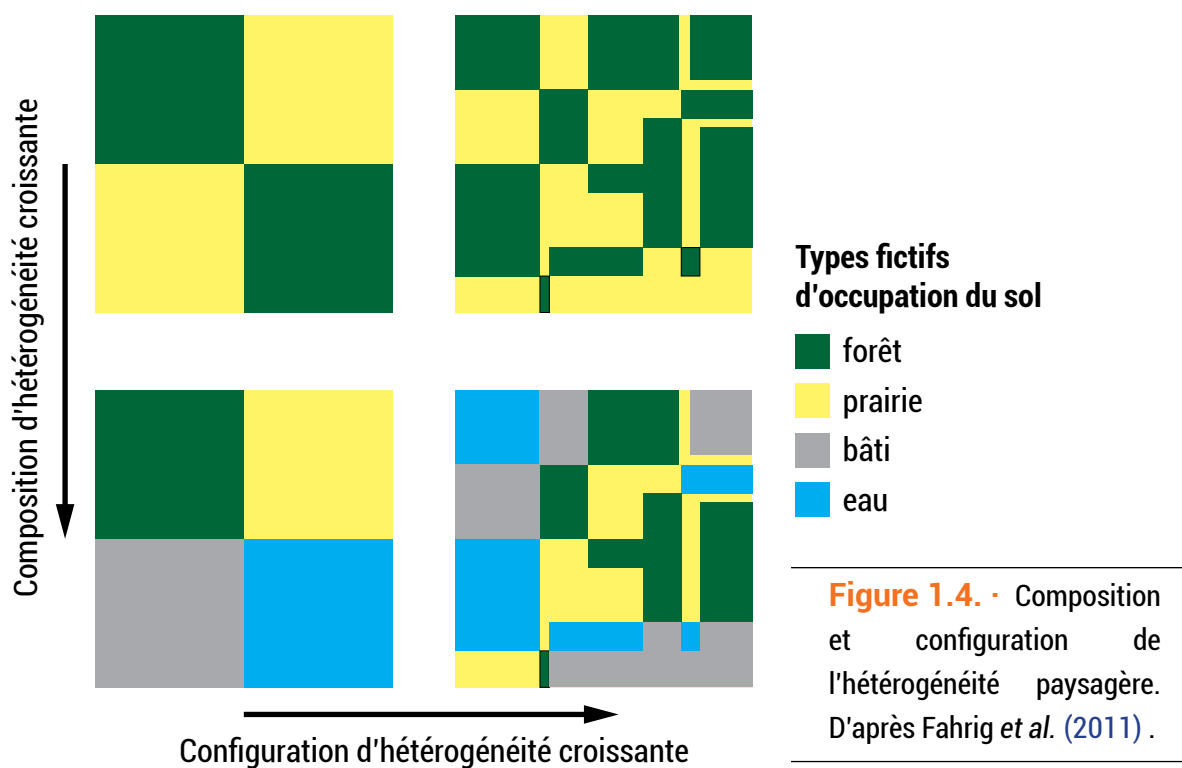
Au final, mes travaux s'inscrivent dans une démarche très objectivée des paysages, à l'instar de nombreux écologues du paysage. Conscient des dimensions esthétiques, que j'aborde peu dans mes recherches actuelles, le paysage constitue pour moi une échelle d'analyse constituant le support spatial des processus écologiques. Il est abordé selon une vision zénithale, et modélisé sous forme de catégories d'occupation du sol. Je partage en revanche la vision renouvelée de l'écologie du paysage (Luginbühl 2007 ; With 2019) qui intègre les activités humaines de façon plus affirmée, par son rôle sur les transformations des paysages et sur les aspects de politiques publiques et de représentation, en lien avec l'aménagement du territoire en général et la conservation de la biodiversité en particulier (Clauzel 2021).

1.2.3. · HÉTÉROGÉNÉITÉ DU PAYSAGE ET MOSAÏQUE PAYSAGÈRE

Les paysages tels qu'ils sont étudiés par Troll (écorégions) ou Bertrand (géosystèmes) sont considérés comme des unités homogènes (configuration climatique et géomorphologique) à une échelle donnée. Pourtant, bien que l'écologie du paysage se fonde en partie sur ces principes, c'est paradoxalement l'hétérogénéité paysagère qui est un des concepts cœurs de la discipline puisqu'elle s'intéresse à l'interaction entre les échelles spatiales et les processus écologiques, ainsi que leurs causes et conséquences à travers les échelles (Forman et Godron 1986 ; Turner *et al.* 2001). 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 des scientifiques, l'hétérogénéité spatiale du paysage peut varier selon la diversité des éléments présents (Burel et Baudry 1999). Par exemple, une prairie peut être soit considérée comme homogène si on l'appréhende de manière globale, soit considérée comme hétérogène si l'on classe 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 événements ponctuels qui peuvent affecter le paysage, les écosystèmes et les populations dans le temps et dans l'espace.

L'hétérogénéité paysagère est caractérisée par sa composition, qui est plus importante si le nombre de types d'occupation du sol est important et par sa configuration, qui dépend de l'arrangement plus ou moins complexe des types d'occupation du sol (Fahrig *et al.* 2011) (figure 1.4). Ces deux paramètres dépendent de la géométrie des éléments pris en compte (forme, taille) et de leur topologie (configuration spatiale).



La composition et la configuration spatiale du paysage peuvent être analysés de manière structurelle, en s'intéressant uniquement aux attributs spatiaux du paysage, ou de manière fonctionnelle en caractérisant les types d'occupation du sol selon les traits fonctionnels des espèces cibles, par exemple leurs distances de dispersion ou leurs préférences d'habitat (taille et composition du domaine vital).

L'hétérogénéité spatiale des paysages a d'abord été formalisée dans la théorie biogéographique insulaire mais de manière simpliste (MacArthur et Wilson 1967). Le paysage était composé soit par de l'habitat (les îles), soit par des zones homogènes, ne correspondant pas à l'habitat (l'océan). En 1986, Forman et Godron s'inspirent ce modèle et l'affinent en proposant le modèle matrice-tache-corridor. Ce modèle relève d'une vision zénithale du paysage et se compose de trois éléments : la matrice, les taches et les corridors (figure 1.5).

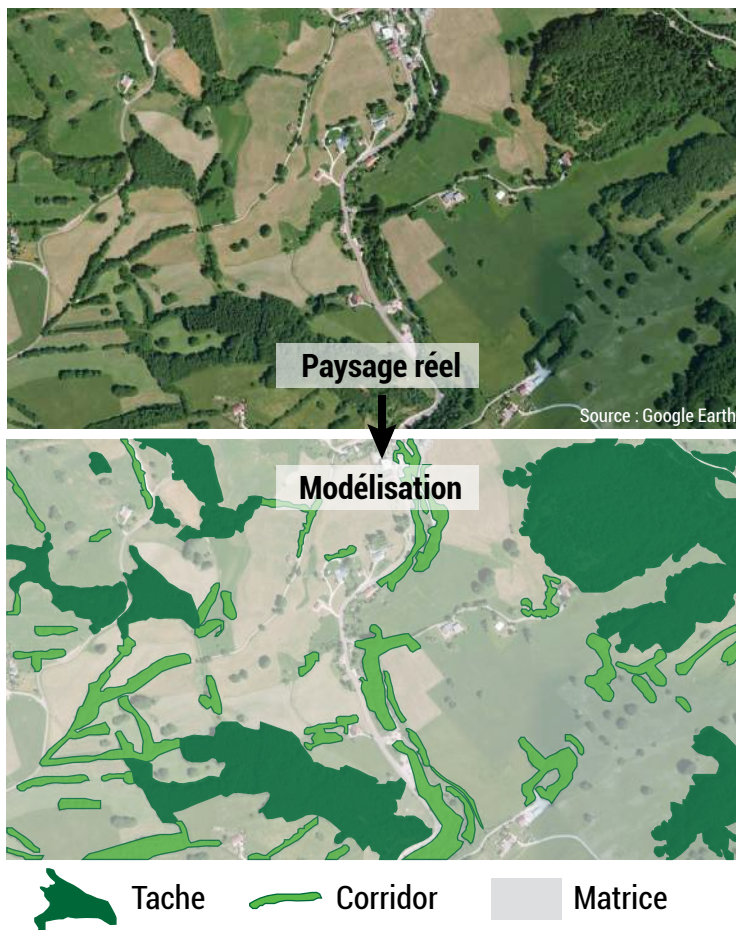


Figure 1.5. - Modèle de la mosaïque paysagère. Commune de Foncine-le-Bas (Jura). D'après Forman et Godron (1986).

- La matrice est caractérisée par un élément dominant, à l'intérieur duquel la connectivité est la plus élevée et/ou qui possède la plus grande influence sur les dynamiques de l'évolution du paysage. Elle n'est pas constituée de zones d'habitat des espèces.
- Les taches sont des éléments relativement compacts, non linéaires et homogènes dont la nature est différente de la matrice. Le caractère homogène des taches dépend de l'échelle d'analyse considérée. Les taches constituent les zones d'habitat de l'espèce considérée.
- Les corridors sont des bandes linéaires plus ou moins larges dont la nature diffère de la matrice présente de part et d'autre. Ils sont composés par une occupation du sol similaire aux taches mais sont trop étroits pour constituer un habitat. Ils connectent les taches d'habitats entre elles en constituant un support de déplacement potentiel pour les espèces.

Bien que le modèle matrice/tache/corridor de Forman et Godron permette d'affiner le modèle de la biogéographie insulaire, notamment en incluant explicitement les espaces terrestres, il reste une représentation discrète du paysage pouvant être considérée comme binaire (habitat versus non habitat). Il faut toutefois nuancer cette vision pouvant apparaître comme simpliste puisque Forman lui-même (1995) précise que taches, corridors et matrice, de par leur taille et leur forme, peuvent constituer des habitats de qualité différente. Les plus petites peuvent par exemple constituer des taches d'habitats complémentaires, principe que l'on retrouve dans le modèle source-puits (Pulliam 1988) ou dans les dynamiques de métapopulations (Hanski 1998). Les corridors eux-mêmes peuvent avoir plusieurs fonctions par exemple conduit, habitat, filtre, barrière, source et puits (Hess et Fischer 2001) (figure 1.6).

Les modèles de représentations discrète du paysage (théorie biogéographique des îles et matrice/tache/corridors) ont été considérés comme pertinents dans des paysages très contrastés, où les habitats sont clairement différenciés de la matrice (Wiens 1995 ; Fischer et Lindenmayer 2006). Pour les autres paysages, certains auteurs proposent plutôt d'utiliser des modèles continus, où les habitats sont identifiés selon des gradients (Manning *et al.* 2004). Historiquement, ces modèles continus étaient utilisés pour décrire les changements de composition de la végétation selon des

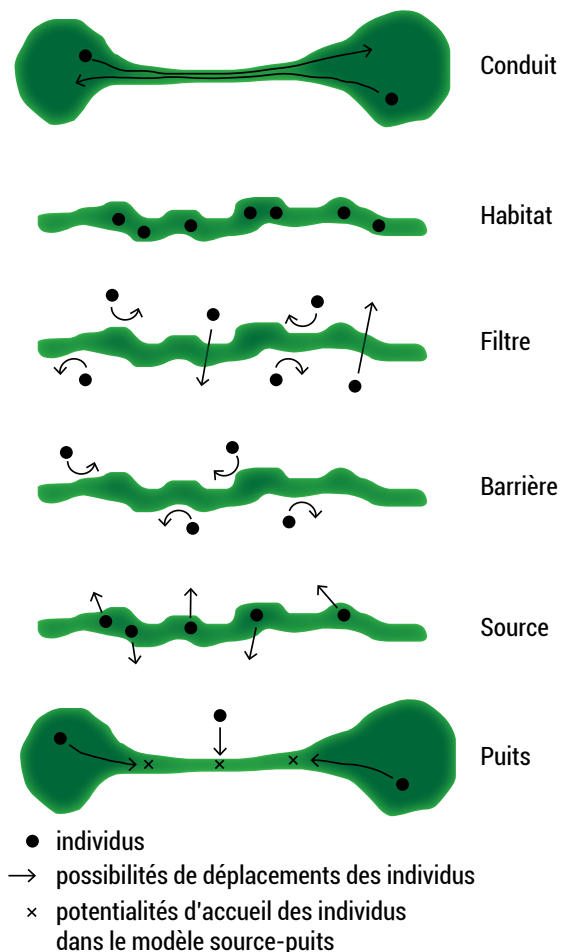


Figure 1.6. - Les fonctions des corridors.
D'après Hess et Fischer (2001).

gradients environnementaux (Austin 1999). Ces modèles par continuum ont été reconnus comme pouvant s'adapter aux espèces animales en se focalisant sur les facteurs ayant une influence sur la distribution et l'abondance des espèces (Lindenmayer *et al.* 2003). Si les modèles discrets du paysage ne peuvent s'adapter qu'à une seule espèce, ou à un groupe d'espèces partageant des traits fonctionnels similaires, les modèles par continums spatiaux peuvent s'appliquer à plusieurs espèces aux exigences écologiques variées (Fischer et Lindenmayer 2006). Ces modèles continus permettent aussi d'évaluer des potentiels de connectivité multi-espèces (Sahraoui *et al.* 2017 ; Bourgeois et Sahraoui 2020 ; Bourgeois *et al.* 2022). Ces questions sont plus spécifiquement développées dans le chapitre 6.

1.2.4. LA FRAGMENTATION DES HABITATS

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 humaine dans la dynamique

des paysages. Des changements dans le paysage peuvent survenir à la suite de perturbations naturelles ou anthropiques (événements météorologiques ou volcaniques, conversion d'espaces forestiers en espaces agricoles, mise en place d'une agriculture intensive, déforestation, modifications des systèmes hydrologiques ou aquatiques, urbanisation, construction d'infrastructures de transports etc.). Ces perturbations vont, de fait, influencer l'hétérogénéité paysagère en l'accroissant ou en la réduisant. D'un point de vue écologique, elles vont aussi engendrer la perte d'habitat et leur fragmentation.

La question de la fragmentation paysagère a été traitée par John Curtis dès 1956. À partir d'observations de terrain, il a mis en évidence la fragmentation forestière dans la région de Cadiz (Wisconsin) entre 1831 et 1950, où l'implantation humaine dans la région a transformé un paysage forestier homogène (une seule tache) en 55 petits fragments forestiers (Curtis 1956) (figure 1.7). Curtis définit ainsi la fragmentation comme le morcellement de l'habitat en plusieurs fragments. Le paysage fragmenté comprend donc plus de petits fragments d'habitat, avec une longueur de lisière devenant forcément plus importante. Pour une quantité d'habitat équivalente, il est donc possible d'avoir plus de taches d'habitat, qui sont moins isolées les unes des autres. Il est également possible que le paysage ne soit pas fragmenté, mais subisse une perte d'habitat (figure 1.8).

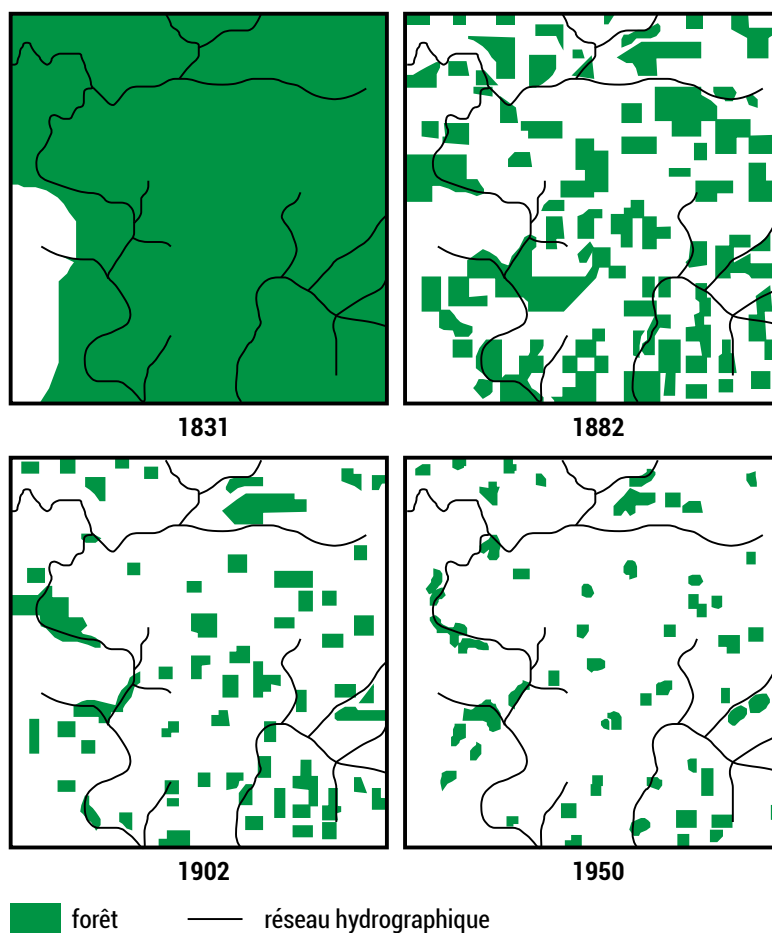


Figure 1.7. - Perte et fragmentation des habitats dans le Green County (Wisconsin, États-Unis). En l'espace de 100 ans, 96% de la forêt feuillue initiale a été convertie en terres agricoles. La forêt continue en 1831 a été morcelée en 55 fragments jusqu'en 1950. D'après Curtis (1956).

Les écologues ne sont pas forcément en accord sur les effets de la fragmentation sur la biodiversité (Miller-Rushing *et al.* 2019). S'il est communément admis que la perte d'habitat a une influence négative sur la biodiversité, les effets de la fragmentation seule sont moins clairs (Fahrig 2003). Mais puisque la fragmentation engendre forcément une perte de surface d'habitat, il est difficile d'isoler leurs effets respectifs (Didham *et al.* 2012). La fragmentation seule peut ainsi avoir des effets ambivalents. L'isolement des taches d'habitat et leur réduction peut avoir pour effet de limiter le nombre de ressources et de déplacements des individus entre ces taches, pouvant conduire à terme à une extinction de l'espèce. Mais ce phénomène serait plutôt dû à un manque de quantité d'habitats dans le paysage plutôt qu'à la fragmentation (Fahrig 2003). Par contre la fragmentation peut aussi avoir pour conséquence d'augmenter l'hétérogénéité paysagère en créant plus de lisières, plus d'habitats différents et des ressources plus variées favorables à certaines espèces. Pour d'autres en revanche, cela va leur être défavorable avec l'accroissement du nombre de prédateurs ou de parasites. Dans une méta-analyse, Lenore Fahrig montre toutefois que dans 76% des cas, la fragmentation a un effet positif sur la biodiversité (Fahrig 2017). En termes de conservation de la biodiversité, elle conclut son travail en suggérant que le partage des ressources (*land sharing*) produit une meilleure valeur écologique que la séparation des ressources (*land sparing*) (figure 1.8). Les différentes approches sur la fragmentation des habitats suscitent toujours des débats et il est difficile

de proposer une issue à celui-ci (Miller-Rushing *et al.* 2019). Très récemment encore, un nouvel article rediscute l'effet de la fragmentation des habitats sur la biodiversité en mettant l'accent sur le concept «d'échelle spatiale» (Fletcher Jr. *et al.* 2023). Les auteurs invitent à considérer différentes échelles : celle du phénomène qui provoque l'effet de la fragmentation, celle de l'échantillonnage, et celle de l'analyse (l'échelle à laquelle on agrège les données).

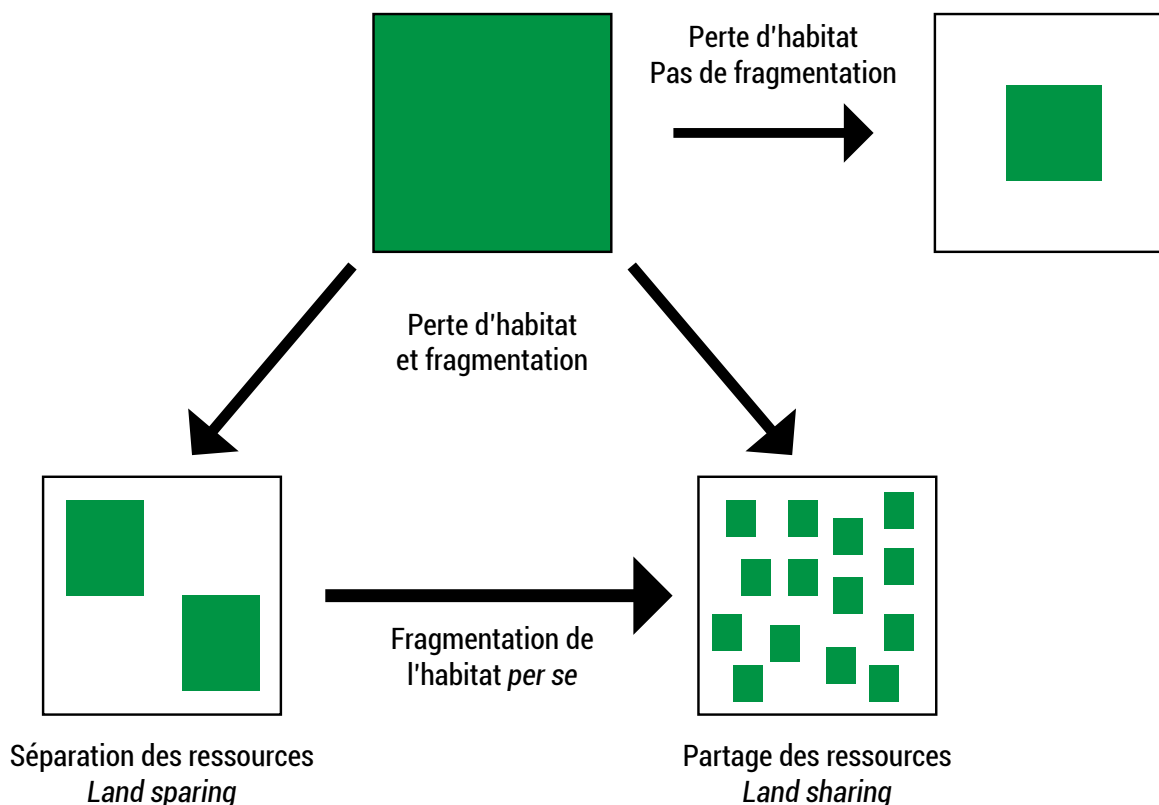


Figure 1.8. - Perte et fragmentation des habitats, *land sparing* et *land sharing*. La perte d'habitat est un processus par lequel l'habitat est détruit au fil du temps. En revanche, la fragmentation de l'habitat en tant que telle (fragmentation *per se*) est une configuration spatiale différente. Pour une quantité donnée d'habitat, un modèle plus fragmenté comporte plus de parcelles, plus petites, avec une longueur plus importante de lisières dans le paysage. Le paradigme dominant actuel suppose que la fragmentation de l'habitat a généralement des effets négatifs sur la biodiversité. Si c'est le cas, les politiques devraient favoriser le partage des ressources (*land sharing*) plutôt que la séparation des ressources (*land sparing*). D'après Fahrig (2017).

Ces débats complexes ne seront pas plus détaillés ici, mais pour conclure sur ce point, il est important de bien noter que la perte d'habitat et la fragmentation ne sont pas des synonymes et que leurs implications pour la conservation de la biodiversité peuvent être différentes (With 2019). En termes d'aménagement, la création de corridors entre les taches d'habitat peut permettre de réduire les effets négatifs de la fragmentation, ou du moins de l'isolement des taches, mais uniquement dans le cas où la quantité d'habitat est suffisante. Si ce n'est pas le cas, la priorisation en termes d'aménagement serait plutôt d'accroître la taille des taches d'habitat existantes, ou d'améliorer leur qualité. En termes pratiques cela impliquerait par exemple de faire des choix entre 1) planter une haie ou construire un passage à faune pour reconnecter des taches isolées ou 2) revégétaliser des sols nus pour accroître la taille d'un parc ou replanter des essences d'arbres favorables à la biodiversité dans ce même parc pour améliorer la taille et la qualité de l'habitat.

1.2.5. · LA CONNECTIVITÉ PAYSAGÈRE

1.2.5.1. · PRINCIPES GÉNÉRAUX

En géographie, la notion de connectivité est étroitement liée à l'étude des réseaux, que ce soient des réseaux de transports, des réseaux sociaux, ou des réseaux écologiques. La connectivité traduit l'intensité des connexions qu'offre un lieu pour relier les autres de son environnement. Lorsque l'on applique le concept de connectivité au fonctionnement des populations animales et végétales, elle permet de caractériser l'hétérogénéité de systèmes complexes (Clauzel 2020).

Dans un contexte de paysages hétérogènes fragmentés, Dunning *et al.* (1992) ont mis en évidence l'importance de quatre processus clés affectant les populations d'espèces : la complémentation paysagère, la supplémentation paysagère, les dynamiques source-puits et les effets de voisinage. Lors d'un processus de complémentation, les espèces se déplacent entre leurs taches d'habitat pour chercher de nouvelles ressources, à un moment donné de leur cycle de vie. Dans ce cas, les ressources sont dites non-substituables. Les espèces ont besoin de collecter de nouvelles ressources dans ces autres taches d'habitat pour compléter les ressources présentes dans la tache initiale. Le processus de supplémentation permet d'accroître la population dans une tache focale, si l'espèce est en mesure d'aller collecter des ressources supplémentaires dans une tache proche. Dans ce cas, les ressources sont considérées comme substituables. Les dynamiques source-puits (Pulliam 1988) mettent en évidence les relations entre les taches sources et les taches puits, le maintien des populations dans les dernières dépendant de l'immigration issue des premières. Enfin, la présence ou l'abondance d'espèces dans une tache d'habitat peut être plus généralement affectée par un effet de voisinage, en fonction de la qualité, de la composition et de la configuration spatiale des taches proches. Ces processus sont liés à la physionomie du paysage (les caractéristiques associées à l'agencement physique des éléments du paysage) et à la composition du paysage (quantité relative de chaque type d'habitat contenu dans le paysage). En réponse à l'article de Dunning *et al.* (1992), Taylor *et al.* (1993) proposent d'introduire une troisième mesure de la structure paysagère : la connectivité paysagère. En effet, puisque l'ensemble des processus évoqués se réfèrent aux capacités de déplacements des espèces entre leurs taches d'habitat, il est vital de s'intéresser également à la nature biophysique des chemins entre les taches ainsi qu'au comportement biologique des espèces concernées (Henein et Merriam 1990). Si la notion de connectivité paysagère a été introduite dès 1984 (Merriam 1984), c'est aujourd'hui la définition proposée par Taylor *et al.* (1993) qui est la plus communément admise par la communauté scientifique : la connectivité paysagère est le degré avec lequel le paysage facilite ou influence les mouvements entre les taches d'habitat préférentiel pour une espèce donnée. 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).

1.2.5.2. · CONNECTIVITÉ STRUCTURELLE VS CONNECTIVITÉ FONCTIONNELLE

La connectivité paysagère peut être déclinée en connectivité structurelle (*structural connectivity* ou *connectedness*) et en connectivité fonctionnelle (*functional connectivity* ou *connectivity*) (Baudry et Merriam 1988).

La connectivité structurelle est mesurée à partir de l'agencement des structures spatiales d'un paysage. Elle ne prend pas en compte la réponse comportementale des organismes à la

structure paysagère et considère uniquement les relations spatiales entre les taches d'habitat tels que les corridors ou les distances inter-taches (Taylor *et al.* 2006). La connectivité fonctionnelle augmente lorsque les déplacements des organismes à travers le paysage augmentent également. Elle est donc liée aux changements de connectivité structurelle, mais pas uniquement, puisqu'elle intègre les capacités de déplacements propres à chaque espèce. En ce sens, il est entendu que des espèces peuvent avoir la possibilité de se déplacer entre des taches d'habitat, à travers une matrice défavorable qui peut ne pas constituer l'habitat de l'espèce (Calabrese et Fagan 2004). Pour être plus précis, il semblerait plus opportun de parler ainsi de « connectivité des habitats » pour traduire la connectivité fonctionnelle plutôt que de « connectivité écologique » ou de « connectivité paysagère » qui peuvent tous deux se référer à des mesures de connectivité structurelle uniquement.

1.2.5.3. LA CONNECTIVITÉ STRUCTURELLE : SIMPLE MAIS SIMPLISTE

La connectivité structurelle se fonde sur des calculs d'indices spatiaux structurels (nombre de taches, surfaces des taches, distance à la tache la plus proche...). Avec le développement, dès les années 1990, d'outils tels que Fragstats (McGarigal et Marks 1995), l'évaluation de la connectivité structurelle d'un paysage a été rendue possible et relativement simple à mettre en œuvre. Elle se retrouve dans de nombreuses études (p. ex Haines-Young et Chopping 1996 ; Li *et al.* 2010 ; Mitsova *et al.* 2011).

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). Ces métriques paysagères utilisent des données d'occupation du sol mais pas de données liées directement aux espèces (préférences d'habitat, distances de déplacements...). Certains travaux mettent alors 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 seules n'est donc pas toujours pertinente pour une bonne évaluation de la connectivité écologique (Corry et Nassauer 2005). Kindlmann et Burel (2008) précisent d'ailleurs que la connectivité a deux dimensions, celle du paysage et celle des organismes considérés et que seule une combinaison de ces deux dimensions permet de mesurer efficacement la connectivité.

1.2.5.4. LA CONNECTIVITÉ FONCTIONNELLE : COMPLEXE MAIS PLUS RÉALISTE

Il est donc plus réaliste, mais aussi plus complexe, de considérer la connectivité fonctionnelle des habitats plutôt que la connectivité structurelle (Calabrese et Fagan 2004). En effet, la connectivité fonctionnelle se base sur les comportements des espèces et les relations qu'elles entretiennent avec la structure paysagère. Un même paysage peut donc avoir une connectivité élevée pour une espèce donnée mais pas pour une autre (figure 1.9). Calabrese et Fagan (2004) proposent de distinguer deux types de connectivité fonctionnelle : la connectivité fonctionnelle réelle (*actual connectivity*) et la connectivité fonctionnelle potentielle (*potential connectivity*) (figure 1.10).

La connectivité fonctionnelle réelle d'un paysage repose sur des données issues des mesures de déplacements individuels des espèces entre leurs taches d'habitat. Ces informations peuvent être obtenues par plusieurs méthodes telles que des suivis radiotéléométriques des individus (p. ex. Gillis et Krebs 1999 ; Anile *et al.* 2017) ou le capture-marquage-recapture (p.ex. Sutherland 1996 ; Lindberg 2012). Ces mesures empiriques permettent d'identifier des connexions

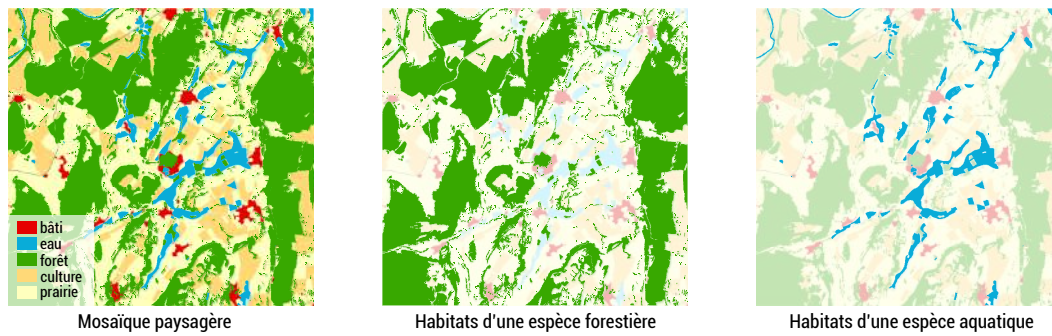
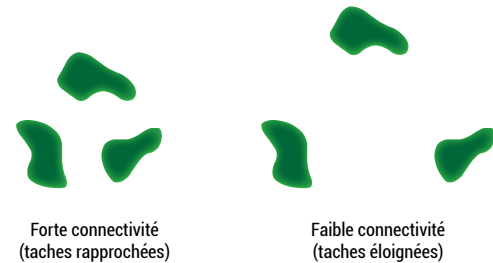


Figure 1.9. - Éléments constitutifs de l'habitat de deux espèces fictives pour un même paysage. Dans un paysage donné, la structure paysagère peut être utilisée de manière différente selon les relations que les espèces entretiennent avec elle. Ici, la quantité d'habitat sera plus importante pour une espèce forestière qu'une espèce aquatique, avec des degrés de connectivité divers.

particulières pouvant exister entre les taches d'habitats et d'évaluer les distances de déplacement des individus dans un paysage donné. Cependant, le suivi individuel des espèces n'autorise l'application de ce type de protocole que sur des zones d'études réduites et ne peut pas s'appliquer à de nombreuses espèces pour des raisons pratiques et techniques. Si certaines espèces peuvent être équipées de balises GPS, il n'est pas possible de le faire pour d'autres plus petites. D'autres méthodes doivent alors être mises en place, par exemple des analyses génétiques à l'aide de barcoding (Hebert et Gregory 2005). Dans tous les cas, les données obtenues sont lacunaires et très spécifiques. Elles ne sont 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 de déplacements plus rares (dispersions intergénérationnelles par exemple) 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.

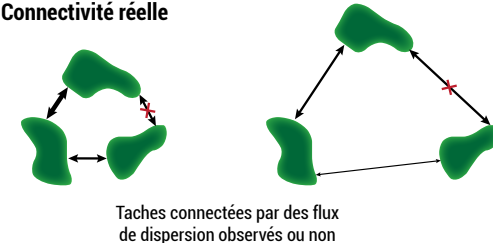
Les mesures de connectivité potentielle estiment les flux potentiels de déplacements des espèces entre leurs taches d'habitat. À l'inverse des mesures de connectivité réelle, ces flux ne sont pas réellement mesurés, mais estimés à partir des traits fonctionnels des espèces, de la composition et de la structure

Connectivité structurelle

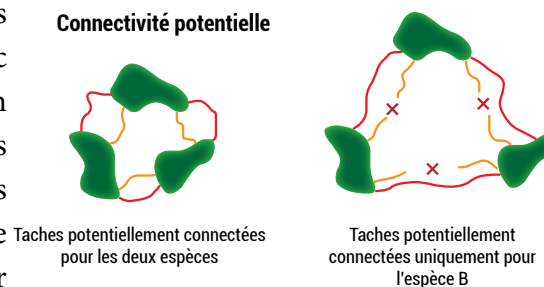


Connectivité fonctionnelle

Connectivité réelle



Connectivité potentielle



— Capacité de dispersion de l'espèce A
 — Capacité de dispersion de l'espèce B

Figure 1.10. - Connectivité structurelle et connectivité fonctionnelle (réelle et potentielle). D'après Calabrese et Fagan (2004)

paysagère. Ces paramètres sont souvent estimés à partir de suivis individuels d'espèces. Les données peuvent toutefois être lacunaires ou pas forcément adaptables géographiquement. Il est difficile en effet de s'appuyer sur des données mesurées pour une espèce dans une région climatique totalement différente de celle de la région étudiée. La connectivité fonctionnelle potentielle peut être mesurée par la simulation des déplacements individuels des espèces ou par la modélisation de graphes paysagers. Les méthodes de modélisation et d'évaluation de la connectivité fonctionnelle potentielle sont au cœur de mes travaux de recherche et sont développées plus en détail en 2.3.4.

Les déplacements des espèces dans le paysage sont donc facilités lorsque la connectivité d'un paysage est suffisante. Ces déplacements peuvent être effectués à différentes échelles, à la fois spatiales et temporelles. Par exemple, on considérera la connectivité d'une structure paysagère de manière différente si l'on analyse les déplacements quotidiens des espèces, leurs déplacements liés à la dispersion inter-générationnelle ou aux déplacements migratoires. Toutefois, la connectivité des habitats est le plus souvent fondée sur les déplacements liés à la dispersion des juvéniles, qui sont essentiels pour maintenir la persistance des populations, ou des métapopulations pour plusieurs générations d'individus (Hanski et Gilpin 1991 ; Calabrese et Fagan 2004). Par simplification, on peut donc s'attendre à ce qu'en favorisant les déplacements des espèces dans le paysage à plusieurs échelles, la connectivité des habitats ait une influence positive sur la biodiversité. Fletcher Jr. *et al.* (2016) indiquent en effet que parmi les travaux sur la connectivité publiés entre 2005 et 2015, 46 % ont testé ses effets sur des réponses biologiques. Parmi ces travaux, les résultats étaient significatifs dans 91% des cas. Ce taux de significativité très élevé, corroboré par plusieurs synthèses et méta-analyses (p. ex. Baguette *et al.* 2013 ; Kool *et al.* 2013 ; Resasco 2019) peut toutefois être biaisé par une meilleure facilité de publication en cas de résultats significatifs (Savary 2021). Si la connectivité est donc généralement favorable à la biodiversité, il convient néanmoins de noter qu'elle peut aussi favoriser l'introduction d'espèces exotiques envahissantes (Bullock *et al.* 2018) ou la dispersion de maladies (Jules *et al.* 2002). Au-delà ces effets négatifs de la connectivité, Taylor *et al.* (2006) insistent sur le fait que la connectivité est importante, mais pas suffisante pour la conservation des espèces. En effet, un focus sur la connectivité des habitats, excluant la quantité et la qualité de l'habitat (Stith *et al.* 1996 ; Keitt *et al.* 1997) ne peut pas garantir la conservation des espèces dans le paysage.

Mes travaux sont essentiellement basés sur l'étude de la connectivité fonctionnelle potentielle des habitats, que je définis par la suite par connectivité écologique et le plus souvent par le terme connectivité des habitats que je trouve désormais plus précis. La connectivité des habitats est entendue comme étant « la surface d'habitat atteignable lors du déplacement des individus au sein de leurs taches d'habitat et vers les autres taches. Elle se mesure à partir de chaque tache d'habitat de la zone d'étude à plusieurs échelles spatiales définies par les capacités de dispersion de l'espèce à l'échelle temporelle d'une ou plusieurs générations. Aux échelles spatiales les plus larges, la connectivité d'une tache d'habitat tient compte de son rôle dans la connectivité du réseau d'habitat dans son ensemble » (Savary 2021). Cette question des échelles a été peu abordée dans ce chapitre alors qu'elle est pourtant au cœur de la discipline (With 2019), qui plus est lorsque l'on est géographe. Cette question centrale des échelles temporelles, et surtout spatiales, sera traitée à partir de mes travaux en écologie du paysage dans le chapitre 3.

CONCLUSION

À partir des travaux de Carl Troll en 1939, l'écologie du paysage s'est progressivement affirmée en tant que discipline scientifique en prenant réellement son essor dans les années 1980 où « écologie » et « paysage » ont réellement commencé à être considérés en interaction, et non séparément. L'écologie du paysage est donc par nature transdisciplinaire. S'il est vrai que par simplification, on la considère souvent comme un subtil mélange entre écologie et géographie, la transdisciplinarité est en effet beaucoup plus marquée en réalité (figure 1.11). Jianguo Wu (2006) considère même que la discipline permet de dépasser les traditionnelles frontières entre science et pratique. Elle permet aux acteurs des territoires (praticiens, politiques, citoyens) concernés par les impacts socio-environnementaux des activités humaines de bénéficier des avancées scientifiques dans le domaine pour leurs projets (chapitre 5).

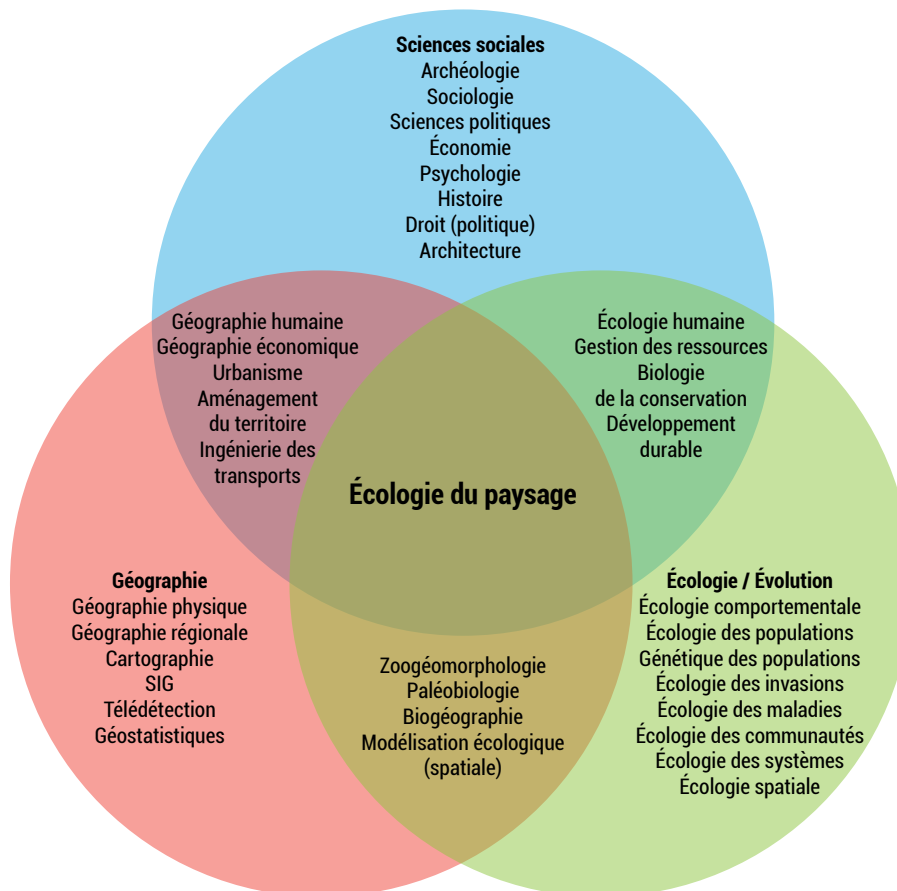


Figure 1.11. · L'écologie du paysage, une science trans-disciplinaire. D'après With (2019).

Lors de ce chapitre, j'ai cherché à montrer les concepts fondateurs de la discipline et les concepts mobilisés dans mes approches. Ce travail de synthèse a été facilité par d'autres écrits précédents, évidemment ceux de ma thèse, mais aussi plus particulièrement ceux de Céline Clauzel (2021) et Paul Savary (2021). L'idée principale était donc d'affiner et d'affirmer mon positionnement scientifique, et de donner à mon lectorat l'essentiel des clés de compréhension des concepts que je développe dans la suite de ce mémoire, en particulier celui de connectivité des habitats.



Chapitre 2

Des zones protégées à la modélisation des réseaux écologiques

“ Although I do not suggest that the tools drove the science, the increased technical capacity for handling spatial data and models certainly facilitated developments in landscape ecology. ”

Monica Turner (2005)

*Page de garde Chapitre 2 : Modélisation d'un
graphe paysager pour une espèce forestière à
l'aide de l'outil Graphab.*

*Zone d'étude : est-lyonnais / nord-Isère. Carte
centrée sur la Communauté d'Agglomération
Porte de l'Isère*

INTRODUCTION

L'avancée des recherches en écologie du paysage a permis de montrer, entre autres, l'importance de la connectivité des habitats des espèces pour maintenir et/ou restaurer la biodiversité. En se fondant sur les principaux résultats de l'écologie scientifique en matière de connectivité, la biologie de la conservation a proposé des préconisations pour guider et mettre en œuvre des politiques de conservation (Soulé 1985). Toutefois, les questions de connectivité et de mise en réseau des habitats écologiques n'ont pas été prises en compte lors de la mise en place des premières mesures de protection de la biodiversité. La création des premières aires protégées s'est d'abord faite de manière stationnaire, pour des paysages ou des espèces remarquables. Un changement progressif de paradigme a conduit à une vision plus réticulaire des aires protégées avec une prise en compte accrue de la biodiversité ordinaire et des activités humaines dans les dispositifs de protection (Therville 2013). Cette mise en réseau s'est traduite par différents concepts, plus ou moins opérationnels, à l'instar des réseaux écologiques, ou plus spécifiquement en France, celui des Trames Vertes et Bleues.

L'émergence de ces nouvelles politiques et leur application opérationnelle pose de nombreuses difficultés pour les gestionnaires. Il est en effet difficile de savoir précisément quelles sont les zones à protéger en priorité pour assurer le maintien de la biodiversité en prenant en compte les besoins et exigences des espèces animales comme des populations humaines. Une solution à cette difficile équation consiste à prendre en compte la connectivité des habitats à différentes échelles spatio-temporelles, pour considérer la protection de la biodiversité de manière réticulaire et non plus uniquement de manière stationnaire avec des zonages de protection délimités indépendamment les uns des autres. Le développement, l'utilisation et la démocratisation d'outils pour modéliser la connectivité des habitats des espèces animales a permis dans ce cadre de passer de la théorie à la pratique c'est-à-dire de mobiliser les concepts scientifiques pour guider l'action territoriale en matière de gestion réticulaire de la biodiversité.

2.1. · D'UNE APPROCHE STATIONNAIRE À UNE APPROCHE RÉTICULAIRE DES AIRES PROTÉGÉES

2.1.1. · LES PRÉMICES DE LA PROTECTION DE LA NATURE

Il est très difficile, voire impossible, de dater de manière certaine les premiers espaces protégés (Depraz 2008) mais les premiers grands mouvements de protection de la nature, voient le jour au XIX^{ème} siècle en réponse à l'accélération de l'urbanisation et des atteintes portées aux milieux naturels, et notamment sur la « nature sauvage » des grands espaces (*wilderness*). Des sociétés de protection de la nature et des premiers zonages se développent peu à peu en Europe et en Amérique du Nord et dans leurs colonies (figure 2.1).

Ces premiers zonages de protection, quel que soit leur pays d'appartenance, sont souvent considérés comme une « mise sous cloche » d'espaces « naturels » exceptionnels présentant un caractère sauvage et/ou esthétique voire monumental (Leader-Williams *et al.* 1990 ; Larrère *et al.* 2009). Les mesures de protection adoptées étaient alors plutôt basées sur une dualité « homme-nature » où l'on considérait que pour protéger la nature, l'homme devait en être exclu (Rodary *et al.* 2003 ; Arnould et Simon 2007).

Paradigme naturaliste sensible

- Réserve de Hot Springs (1832) 
- Réserve de chasse du Gran Paradiso (1856) 
- Réserve artistique de Fontainebleau (1861) 
- Parc national du Yosemite (1870) 
- Parc national du Yellowstone (1872) 
- Royal Society for the Protection of Birds (1889) 
- National Trust (1895) 
- Association nationale pour les montagnes et forêts (1898) 
- Association pour les monuments de la nature (1905) 
- Loi Beauquier (1905) 
- Ligue pour la Protection des Oiseaux (1912) 
- Réserve Naturelle Nationale des Sept-Îles (1913) 
- Réserve Naturelle Nationale de Camargue (1928) 
- Réserve Naturelle Nationale de Néouville (1936) 



Chênes dans la forêt de Fontainebleau
Théodore Rousseau (1855)

Paradigme radical

- Création de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (1948) 
- Parc National de la Vanoise (1963) 
- Parc Naturel Régional Scarpe-Escaut (1968) 
- Man And Biosphere (1971) 
- Conférence des Nations Unies de Stockholm (1972) 
- Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (1972) 
- Loi relative à la protection de la nature (1976) 
- Convention de Bonn (1979) 
- Directive « oiseaux » (1979) 
- Premières Zones Naturelles d'Intérêt Floristique et Faunistique (1982) 
- Plan national de conservation de la nature (1991) 
- Sommet de la Terre de Rio de Janeiro (Agenda 21, Convention sur la Diversité Biologique) (1992) 
- Réseau Natura 2000 et Directive Habitats-Faune-Flore (1992) 



Parc national du Yellowstone



Séminaire Graphab dans le Parc de la Vanoise

Paradigme intégrateur

- Réseau écologique paneuropéen (1996) 
- Trames Vertes et Bleues (2007) 
- Objectifs d'Aichi (2010) 
- Accord de Kunming-Montréal (2022) 

Exemples de dispositifs mis en place pour la protection environnementale au niveau national et international

- Associations de protection de la nature
- Aires protégées
- Lois et dispositifs nationaux de protection de l'environnement
- Sommets et dispositifs internationaux de protection de l'environnement

Figure 2.1. - Frise chronologique de l'histoire des dispositifs de protection environnementale au niveau national et international depuis le XIX^{ème} siècle. Cette frise est non exhaustive et a pour vocation de situer dans le temps quelques dispositifs ou congrès fondateurs évoqués dans ce chapitre.

Deux grandes tendances sont mises en avant lors de l'élaboration de ces premiers dispositifs de protection : certaines mesures sont mises en œuvre pour protéger le caractère esthétique de certains paysages remarquables alors que d'autres visent plus clairement à assurer la disponibilité et le maintien des ressources. D'ores et déjà, des conflits d'intérêt apparaissent dès cette époque et se retrouvent encore aujourd'hui : pourquoi les sociétés souhaitent protéger ou non un milieu ? Cela met en avant toute la difficulté de mettre en place des approches participatives dans le domaine de la gestion environnementale, tant les intérêts des participants et des différents acteurs peuvent être divergents (Becu *et al.* 2015) (chapitres 4 et 6).

2.1.2. · UNE VISION STATIONNAIRE DE LA PROTECTION DE LA NATURE⁶

Depuis le XX^{ème} siècle et plus particulièrement depuis les années 1970, les dispositifs de protection de la nature sont de plus en plus nombreux et concernent différentes catégories de milieux et d'espèces. Mais la complexité de ces mesures demeure dans leur application concrète puisque certaines d'entre elles sont définies au niveau international, d'autres au niveau européen et d'autres concernent des directives nationales (figure 2.1). Il est alors difficile de bien délimiter les périmètres d'action de chaque institution, surtout dans le cas fréquent où des zonages sont concernés par plusieurs de ces dispositifs.

On peut considérer, suivant Samuel Depraz (2008), que la protection de la nature a ainsi connu la succession de trois paradigmes (figure 2.1) :

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

Historiquement, la localisation des aires protégées s'est souvent appuyée sur des critères socio-économiques (Leader-Williams *et al.* 1990), devant parfois même les enjeux strictement écologiques (Simberloff 1988 ; Leader-Williams *et al.* 1990 ; Chassé *et al.* 2021). 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. Aujourd'hui, les espaces naturels protégés s'inscrivent de moins en moins dans un rapport de domination et de contrôle spatial. Dans une vision plus fonctionnelle que structurelle et donc plus réticulaire que stationnaire, ils intègrent désormais mieux l'espace environnant des zonages de protection en prenant en compte les relations socio-écologiques locales (Mathevet *et al.* 2016).

⁶ Plus de détails peuvent être consultés dans ma thèse (Bourgeois 2015) ou dans des ouvrages beaucoup plus complets spécialisés sur la question par exemple *Géographie des espaces naturels protégés* (Depraz 2008).

2.1.3. · VERS UNE VISION RÉTICULAIRE DE LA PROTECTION DE LA NATURE

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. Lors de ce sommet, un programme d'action pour le XXI^{ème} siècle (Agenda 21) avec de nombreuses recommandations a été adopté par les 182 chefs d'États présents. Aujourd'hui encore, ces recommandations sont toujours prises en compte dans les actions publiques et se déclinent à différentes échelles, parfois très localement (Gauthier-Clerc *et al.* 2014).

La Convention sur la Diversité Biologique (CDB) est adoptée au sommet de Rio. Elle a pour objectif de mettre en œuvre des stratégies nationales ou supranationales pour la conservation de la diversité biologique, reconnue alors comme une préoccupation commune de l'humanité. En 2004, la Conférence des Parties (COP) de la CDB réunie à Kuala-Lumpur a insisté sur la nécessité de protéger la biodiversité, y compris ordinaire, en pointant le besoin d'instruments et d'outils combinant la gestion des réseaux d'aires protégées, des réseaux écologiques (2.2.2) et des zones en dehors de ces réseaux. La conférence de Nagoya de 2010 sur la biodiversité (COP10) adopte un plan stratégique de 10 ans qui comprend les vingt objectifs d'Aichi. Parmi ceux-ci, l'objectif 11 prévoit que « *d'ici à 2020, au moins 17 % des zones terrestres et d'eaux intérieures et 10 % des zones marines et côtières, y compris les zones qui sont particulièrement importantes pour la diversité biologique et les services fournis par les écosystèmes, soient conservées au moyen de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées gérées efficacement et équitablement et d'autres mesures de conservation efficaces par zone, et intégrées dans l'ensemble du paysage terrestre et marin.* » Cet objectif est celui qui fut le plus largement documenté et étudié dans la littérature scientifique (Green *et al.* 2019), et le seul véritablement atteint, sans doute en raison du fait qu'il était le plus précis et le plus mesurable des vingt objectifs d'Aichi (Babin *et al.* 2022). Toutefois, même si au niveau mondial, l'objectif de couverture des aires protégées sur Terre a été atteint, leur qualité, notamment en termes de niveau de protection doit encore être améliorée et elles doivent continuer à être gérées efficacement (Bingham *et al.* 2021). De plus, malgré les efforts faits depuis 2010, la connectivité de ces aires protégées peut encore largement être améliorée à l'échelle mondiale pour accroître leur efficacité en matière de conservation de la biodiversité (Saura *et al.* 2019). Si l'objectif est atteint en termes de surfaces des zones protégées, il ne l'est pas en ce qui concerne leur connectivité, même si des différences sont notables entre les pays (Saura *et al.* 2018 ; Carrasco *et al.* 2021). En ce sens, Ward *et al.* (2020) estiment que seulement 10% des zones protégées sont connectées à l'échelle mondiale.

La COP 15 tenue à Montréal en décembre 2022 propose dans le cadre de l'accord Kunming-Montréal d'élargir la couverture des aires protégées terrestres et marines à 30% de la surface du globe d'ici 2030. Mais en raison de la multiplicité des acteurs concernés et des difficultés de mise en œuvre réelle des objectifs (moyens humains, financiers, gouvernance...), il est permis de douter à nouveau de l'efficacité de cet accord (Brédif et Simon 2023 ; Obura 2023). On notera toutefois que l'un des objectifs prête une attention plus forte aux questions de connectivité puisque la cible 12 prévoit « *d'augmenter considérablement la superficie, la qualité et la connectivité, l'accès et les avantages des espaces «verts» et «bleus» dans les zones urbaines et densément peuplées, et assurer une planification urbaine inclusive pour la biodiversité* ».

Les politiques de conservation de la biodiversité ont donc largement évolué à l'échelle mondiale et plus particulièrement à partir des années 1990, avec le Sommet de Rio de 1992 comme point de départ d'un certain nombre de textes réglementaires et d'objectifs chiffrés. Ces objectifs sont fondés à la fois sur les enjeux écologiques soulevés par la biologie de la conservation et l'écologie scientifique mais aussi sur les enjeux politiques et sociétaux. L'atteinte de ces différents objectifs est aussi fortement corrélée aux ressources économiques et humaines déployées (Amengual et Alvarez-Berastegui 2020 ; Buchanan *et al.* 2020). En passant d'une vision stationnaire de la protection de la nature à une vision réticulaire, les politiques de conservation de la biodiversité ont intégré peu à peu la connectivité des habitats dans leurs plans d'actions qui se déclinent à différentes échelles, du niveau mondial au niveau local (figure 2.1).

2.2. · LES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES : DU MODÈLE SCIENTIFIQUE À LA PLANIFICATION

2.2.1. · LES APPORTS DE LA BIOLOGIE DE LA CONSERVATION

Durant la décennie 1980, Michael Soulé (1985) définit la biologie de la conservation (encadré 1.3). Cette discipline ambitionne de se fonder sur les travaux de l'écologie scientifique pour guider les politiques de gestion de la biodiversité d'une manière générale, et plus particulièrement d'optimiser la création et la gestion des aires protégées. Quelques années avant la formalisation de ce champ disciplinaire, Jared Diamond (1975) a proposé quelques principes généraux pour la conception des réserves naturelles, en se fondant sur les principes de la théorie biogéographique insulaire (MacArthur et Wilson 1967). Selon Diamond, une seule grande réserve (*single large*) devrait abriter plus d'espèces que plusieurs petites réserves (*several small*) à superficie totale équivalente. Mais d'autres écologues, dont Daniel Simberloff (qui fut pourtant l'étudiant d'Edward Wilson), critiquent rapidement la théorie de Diamond (Simberloff et Abele 1976). Pour eux, le nombre d'espèces dans plusieurs petites taches en comparaison à une ou plusieurs grandes taches dépendra du degré selon lequel la composition des espèces varie parmi les petites taches. En d'autres termes, ils défendent le fait qu'une protection efficace des écosystèmes peut être envisagée sur plusieurs petites réserves naturelles, en les multipliant pour parvenir à une surface équivalente à la grande tache initiale. C'est le point de départ du débat *SLOSS* (*Single Large Or Several Small*).

Un compromis entre les deux théories pourrait être de concevoir des réserves naturelles grandes et petites les plus nombreuses possibles (Soulé et Simberloff 1986 ; Quammen 1997). Pourtant, le débat *SLOSS* est loin d'être clos et se poursuit encore aujourd'hui. Lenore Fahrig (2020) en se basant sur une revue bibliographique des 30 dernières années, estime que la tendance majoritaire parmi les études empiriques est que plusieurs petites réserves sont préférables à une seule grande. Elle maintient cette position dans une étude de 2022 (Fahrig *et al.* 2022) où elle préconise plusieurs petites réserves à une seule grande, bien que cela ne soit pas forcément valable dans toutes les conditions. En effet dans certains cas, les petites réserves nécessitent d'être combinées à des grandes réserves (Riva et Fahrig 2023).

Plutôt que de donner des principes trop génériques, il faudrait davantage tenir compte des objectifs de conservation à tenir. Bien que partisane du *several small*, Fahrig insiste cependant sur le fait de ne pas fragmenter intentionnellement des grandes taches, ce qui occasionnerait une

perte d'habitat, et une dégradation locale de la biodiversité (Fahrig *et al.* 2022). Le débat SLOSS, en particulier dans les années 1980, a montré que le transfert de connaissances entre l'écologie scientifique et les politiques de gestion de la biodiversité était complexe à mettre en œuvre et ne faisait pas toujours consensus d'autant plus que le consensus scientifique lui-même n'existe pas. Le principe des grandes réserves a plutôt été choisi par les gestionnaires dans un premier temps. Pour eux, l'objectif principal était surtout de choisir des sites représentatifs de la biodiversité, mais qui avaient le minimum d'impact sur les intérêts humains, en prenant en compte les contraintes budgétaires, éthiques ou socio-politiques (Sarkar *et al.* 2006). En tout état de cause, un point commun à la mise en place des premières réserves naturelles est que l'on considérait alors, à l'instar des principes de la théorie biogéographique insulaire, que les réserves naturelles constituaient des îles favorables à la biodiversité, isolées au sein d'une matrice hostile.

Les mesures de conservation de la biodiversité sont ainsi longtemps restées focalisées sur l'extraordinaire, d'abord par la création de réserves naturelles dans des espaces remarquables (nature sauvage, paysages esthétiques), puis par la focalisation sur des espèces remarquables (espèces rares ou emblématiques) (Gaston et Fuller 2007). Pourtant, la biodiversité dite « ordinaire » contribue largement au fonctionnement des écosystèmes, notamment en termes de nombre d'individus et de biomasse (Gaston et Fuller 2008). En ce sens, la disparition ou la diminution de l'abondance d'espèces communes peut être proportionnellement plus dommageable pour les écosystèmes que la diminution d'espèces rares. D'un point de vue socio-économique, la nature ordinaire, abritant des espèces ordinaires, pourrait avoir une valeur sentimentale plus forte pour les humains (paysages et espèces du quotidien) et serait susceptible de fournir plus de ressources à l'humanité (Godet 2010).

Pour protéger la biodiversité ordinaire, les mesures de conservation doivent s'adapter et s'appliquer à de larges échelles spatiales (Godet 2010 ; Saura *et al.* 2019). De plus, ces mesures ne devraient plus concerner uniquement les aires protégées pouvant être considérées comme révélatrices d'un « apartheid Homme-nature » (Terrasson 1997). Certains scientifiques reprochent alors aux gestionnaires et décideurs de trop se focaliser sur les aires protégées, en négligeant les espaces non protégés, en particulier les zones anthropisées (Godet et Devictor 2018). Malgré tout, la biologie de la conservation a commencé peu à peu à intégrer l'hétérogénéité de la matrice paysagère, et le rôle des zones non protégées mais de manière tardive. Jared Diamond insistait pourtant déjà dès 1975 sur l'importance des corridors entre les zones protégées (Diamond 1975). Si l'efficacité des corridors a pu être dans certains cas remise en question (Hobbs 1992), des travaux scientifiques ont par la suite permis de montrer leur efficacité dans le cadre de la mise en œuvre de politiques de conservation (Tewksbury *et al.* 2002 ; Resasco 2019) qui prennent peu à peu en compte l'intérêt des zones non protégées pour la connectivité des zones protégées, et par extension, leur efficacité en termes de conservation (Saura *et al.* 2019).

Je pense ainsi que la question de la connectivité a été insuffisamment prise en compte dans le débat SLOSS. Pour contribuer au débat, il pourrait être intéressant, comme le proposent (Savary *et al.*, soumis_a) d'intégrer des notions de connectivité entre les zones protégées en introduisant le concept SCSI (*Several Connected versus Several Isolated Patches*). Ce nouveau cadre théorique permettrait à la fois d'évaluer l'influence de l'hétérogénéité des déplacements (dispersion par exemple) entre les différentes taches et de distinguer ces mêmes taches selon leur niveau

d'accessibilité pour les espèces (dispersion plus ou moins contrainte). Son utilisation pourrait conduire à un consensus dans le débat *SLOSS*, car la contribution à la biodiversité de plusieurs petites taches par rapport à quelques grandes taches peut dépendre de la complexité des réseaux de dispersion qui les relient.

2.2.2. · LE CONCEPT DE RÉSEAU ÉCOLOGIQUE

2.2.2.1. · CONCEPT ET DÉFINITIONS

Au-delà des seules aires protégées, la prise en compte de la perméabilité de la matrice paysagère et de la biodiversité ordinaire permet d'améliorer la qualité des politiques de conservation de la biodiversité et de mieux les articuler aux activités humaines. À partir des années 1990, un nouveau concept pour la biologie de la conservation et l'aménagement du territoire a commencé à se développer : le réseau écologique (Mougenot et Melin 2000) (encadré 2.1). Ce concept doit permettre de répondre à des enjeux fondamentaux que sont la conservation des populations d'espèces et le maintien des processus écologiques dans des milieux fragmentés par les activités anthropiques (Bennett 1999).

Un réseau écologique est constitué par des taches d'habitats, reliées par des corridors permettant le déplacement des espèces dans la matrice paysagère (Bennett 1999) (figure 2.2). Il se base ainsi sur le modèle de la mosaïque paysagère de Forman et Godron (figure 1.5).

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. Dans ce cas, ces taches sont appelées *stepping stones* ou « corridor en pas japonais ».

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 » (par exemple dans le cas des parcs nationaux) où cohabitent les processus écologiques et les activités humaines, développées de manière raisonnée dans un souci de développement durable.

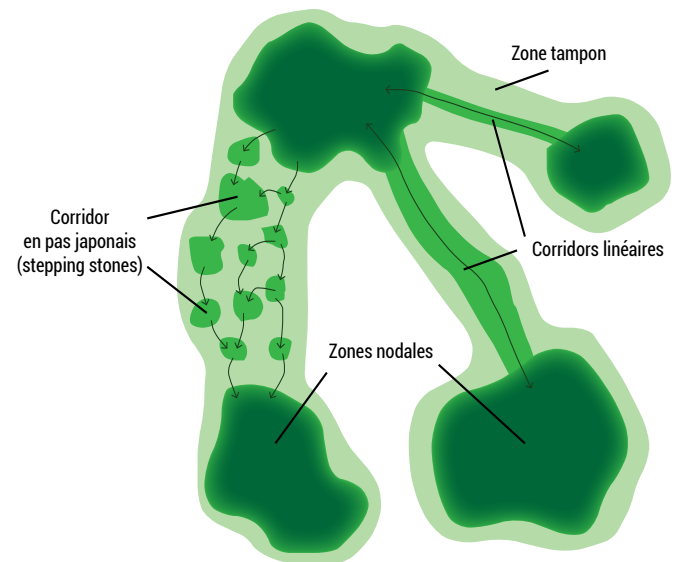


Figure 2.2. · Schématisation d'un réseau écologique. D'après Bennett (1999)

Encadré 2.1. - Réseaux écologiques et infrastructures vertes

Les questions d'infrastructures vertes, et plus spécifiquement des trames vertes urbaines ont fait l'objet de recherches dès le début du XX^{ème} siècle avec les travaux de Jean-Claude Nicolas Forestier sur les systèmes de parcs dans les grandes villes (Forestier 1908) (figure 2.3). Plusieurs dizaines d'années plus tard, ce type de réflexion a servi de support à la formalisation du concept de réseau écologique, qui ne s'applique plus uniquement aux espaces urbains. 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 (Jongman *et al.* 2004). Les définitions de ce concept varient selon le public. En écologie, le terme *ecological network* peut représenter les interactions intra-spécifiques ou inter-spécifiques (Fath *et al.* 2007 ; Wey *et al.* 2008). 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).



Figure 2.3. - Projet d'extension des parcs pour améliorer la trame verte urbaine de Vienne (Forestier, 1908)

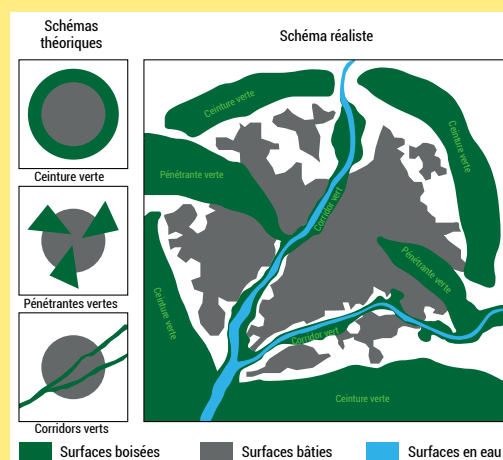


Figure 2.4. - Ceintures vertes, pénétrantes vertes et coulées vertes

Sans chercher l'exhaustivité, il existe également différents termes, faisant écho aux réseaux écologiques pouvant être généralisés derrière le terme « infrastructure verte » : les ceintures vertes (*greenbelts*), les coulées vertes ou pénétrantes vertes (*greenways* ou *green alleys*) et les corridors verts (*green corridors*) (figure 2.4).

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. Les coulées vertes peuvent également être nommées « pénétrantes vertes ». 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). À l'inverse, un réseau écologique se focalise plus sur l'importance des processus écologiques dans l'identification d'un réseau fonctionnel.

Encadré 2.1 (Suite)

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.* 2012b).

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, 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. Les réseaux hydrographiques, les bords de routes et de chemins de fer sont souvent propices à la présence de corridors verts.

Un réseau écologique peut se définir « comme un ensemble d'écosystèmes de même nature, reliés par des flux d'organismes dans un système spatialement cohérent, et interagissant avec la matrice paysagère dans laquelle ils sont intégrés » (Opdam *et al.* 2006). Le concept de réseau écologique illustre bien une des avancées majeures de l'écologie au XXI^{ème} siècle qui se focalisait initialement sur les patrons (approche structurelle) et se concentre désormais de manière plus assumée sur les questions de processus (approche fonctionnelle). Les patrons comme les processus peuvent être observés dans l'espace, et leur spatialisation sous forme de réseau écologique (réservoirs de biodiversité et corridors de déplacements) permet de les prendre en compte simultanément. Le concept de réseau écologique doit alors considérer les réseaux d'interactions entre les espèces et de traduire spatialement les éléments du paysage nécessaires à l'accomplissement de l'ensemble de leur cycle de vie. Les réseaux écologiques peuvent alors être considérés selon trois aspects : le réseau écologique lié à l'espèce, le réseau écologique lié au paysage et le réseau écologique lié à l'aménagement du territoire (figure 2.5) (Mougenot et Melin 2000). Ces trois aspects relèvent de différentes perceptions du réseau écologique (plutôt écologue, plutôt géographe ou plutôt aménageur) et répondent chacun à des questions scientifiques spécifiques qui ont toutes une composante spatiale.

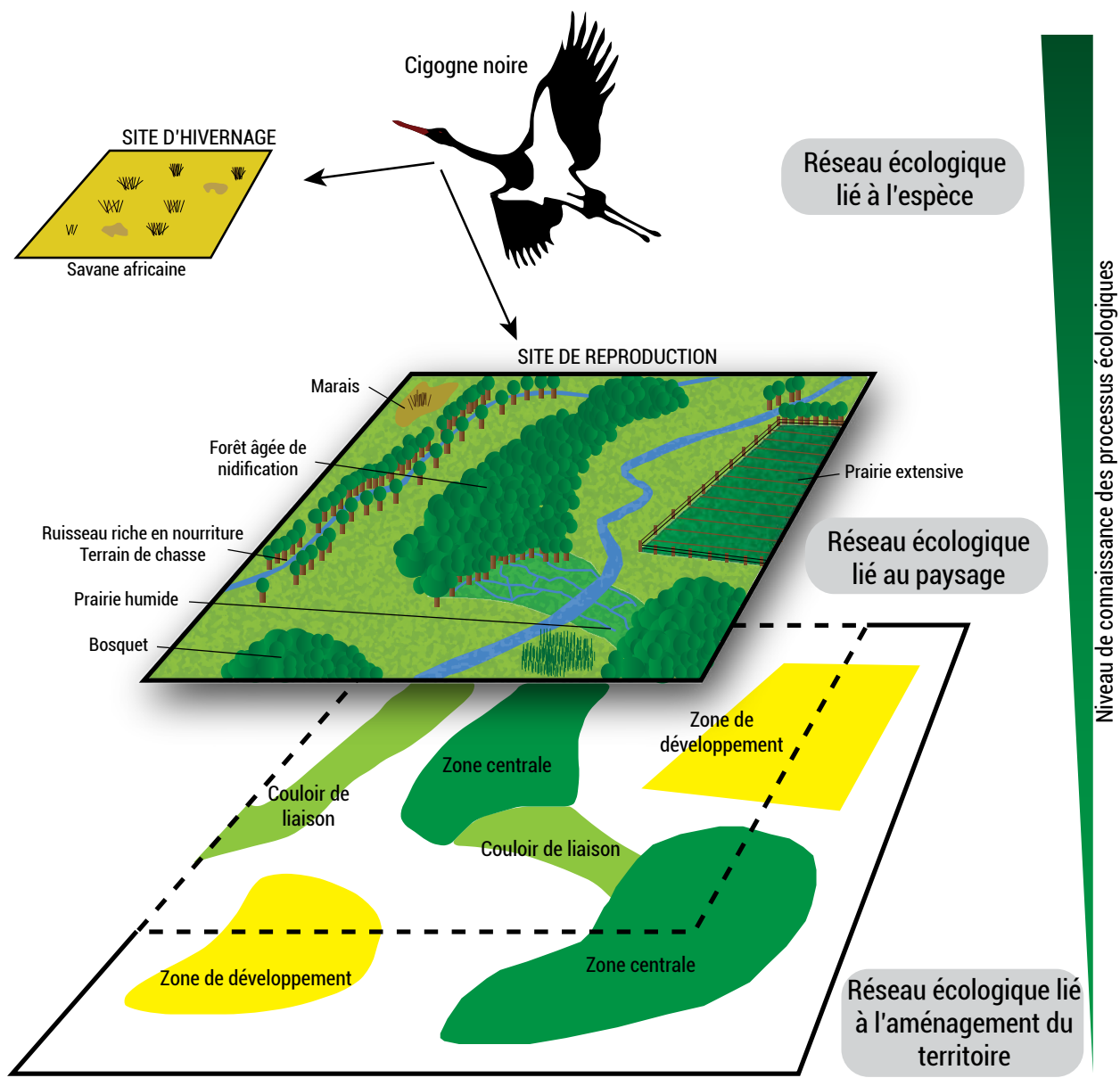


Figure 2.5. · Trois perceptions des réseaux écologiques. Exemple du réseau écologique de la cigogne noire. D'après Mougnot et Melin (2000).

2.2.2.2. · LE RÉSEAU ÉCOLOGIQUE CENTRÉ SUR UNE ESPÈCE

Chaque espèce dispose de sa propre infrastructure écologique, constituée par un réseau d'habitats, à partir de ses propres exigences écologiques. La mise en réseau des habitats d'une espèce est rendue possible par la présence de zones favorables aux déplacements entre les taches d'habitats. Ces déplacements peuvent être intra-générationnels (journaliers, saisonniers) ou inter-générationnels (dispersion). 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). 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 (Mougnot et Melin 2000).

2.2.2.3. LE RÉSEAU ÉCOLOGIQUE CENTRÉ SUR LE PAYSAGE

Le regroupement d'espèces aux caractéristiques différentes mais comparables peut permettre de considérer une infrastructure écologique au sens large (Lechner *et al.* 2017). Lier les réseaux écologiques au paysage, et pas seulement à une espèce, nécessite de traduire spatialement le concept de réseau écologique dans le paysage mais cette représentation est complexe 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 ?

Si l'on se base sur une vision structurelle du réseau écologique (modèle matrice-tache-corridor), l'ensemble des taches connectées par des corridors peut constituer un réseau écologique. Ce réseau écologique peut être utilisé par plusieurs espèces, à condition qu'elles partagent les mêmes taches d'habitat. Les réseaux écologiques peuvent également être considérés selon une vision plus fonctionnelle, en prenant en compte la connectivité des habitats. La conception fonctionnelle d'un réseau écologique ne nécessite pas uniquement la spatialisaiton des taches d'habitat et des corridors. Elle suppose aussi la prise en compte des déplacements des individus dans la matrice paysagère.

Dans un réseau écologique, les déplacements des individus dépendent de la résistance et de la perméabilité 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 plus 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 (Turner *et al.* 2001 ; Farina 2006) de taille et de nature très variables, et qui sont donc difficiles à identifier systématiquement (Gustafson et Gardner 1996).

2.2.2.4. LE RÉSEAU ÉCOLOGIQUE, UN OUTIL POUR LA MISE EN PLACE DE POLITIQUES DE CONSERVATION

À partir de la décennie 1990, les méthodes et concepts développés par l'écologie du paysage et la biologie de la conservation commencent à être appliqués en aménagement du territoire (figure 2.1). 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). 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 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 par exemple. 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.

En pointant les limites des aires protégées isolées, l'Union Européenne propose, suite au sommet

de Rio de 1992, la création d'un réseau d'espaces protégés : le réseau Natura 2000 (Evans 2012). 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 (Dimitrakopoulos *et al.* 2004 ; Maiorano *et al.* 2007 ; Apostolopoulou et Pantis 2009) et que par voie de conséquence le degré de connectivité entre les sites reste faible (Mazaris *et al.* 2013).

En parallèle, quelques cartographies de réseaux écologiques transcontinentaux ont été réalisées avec une moindre focalisation sur des zonages réglementaires. C'est le cas par exemple de 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). Dans le même esprit, la cartographie du réseau écologique paneuropéen (*Pan-European Ecological Network*) (Jongman *et al.* 2011) se décline en trois grandes régions européennes : l'Europe centrale et de l'est (Bouwma *et al.* 2002), le sud-est de l'Europe (Biró *et al.* 2006), l'Europe de l'ouest (Jongman *et al.* 2006). Ces dispositifs transnationaux ont en général plutôt vocation à prendre en compte les capacités de déplacements des espèces à grande mobilité comme par exemple le tigre du Bengale en Asie (Anwar et Borah 2019), le grizzly en Amérique du Nord (Chester 2015) ou le cerf élaphe, le loup et le lynx en Europe (Bruinderink *et al.* 2003). Ces propositions de réseaux écologiques à large échelle permettent d'orienter les premières recommandations pour l'identification des réseaux écologiques à des échelles plus fines, 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 le Grenelle de l'Environnement en 2007 pour que soit pleinement reconnue l'importance de la biodiversité ordinaire et des réseaux écologiques aux échelles régionales et locales. La politique de Trame Verte et Bleue (TVB) est encadrée par les lois Grenelle 1 (2009) et Grenelle 2 (2010) (Cormier *et al.* 2010). Dans ce cadre, les services de l'État et les collectivités territoriales doivent cartographier les espaces qui contribuent à la connectivité des milieux

terrestres (trame verte) et aquatiques (trame bleue). Ces cartographies doivent représenter des réservoirs de biodiversité et des corridors écologiques dont l'association constitue un ensemble de continuités écologiques (figure 2.6) (encadré 2.2). Ce réseau écologique national est un outil complémentaire pour la conservation de la biodiversité. Il doit prendre en compte les zonages réglementaires ou d'inventaires existants, définis nationalement (ZNIEFF, APB, parcs nationaux) ou internationalement (RAMSAR, Natura 2000...). Contrairement à la plupart des dispositifs mis en place depuis les années 1970, les TVB présentent l'originalité d'intégrer des espaces de nature ordinaire.

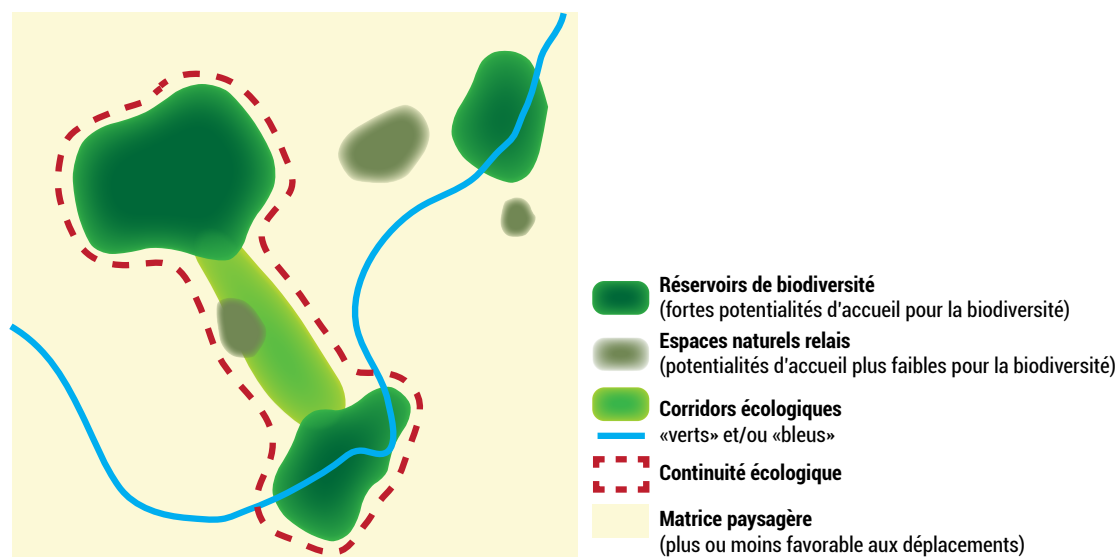


Figure 2.6. - Éléments constitutifs d'une Trame Verte et Bleue.

Les Trames Vertes et Bleues s'intègrent dans des documents d'urbanisme à différentes échelles comme le SNCE⁷ à l'échelle nationale. Ce dispositif est décliné localement dans les régions qui sont chargées de la mise en place des SRADDET⁸. Ce document doit permettre d'orienter la mise en place des Trames Vertes et Bleues à des échelles plus locales : SCoT⁹, PLUi¹⁰ ou PLU¹¹. La mise en place des TVB à un niveau local nécessite une compatibilité et 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. Ces contextes spécifiques ont conduit à la mise en place de méthodes inter-régionales différentes qui limitent la reproductibilité du dispositif (Vimal 2010) et l'harmonisation des politiques environnementales à l'échelle nationale et entre régions fusionnées (Clauzel 2021).

Le dispositif des TVB, qui doit s'inscrire réglementairement dans les documents d'urbanisme et de planification 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 (5.3.1). Néanmoins, l'application concrète des Trames Vertes et Bleues dans les territoires pose encore de nombreuses difficultés d'application sur le terrain (Clauzel et Bonnevalle 2019).

⁷ Schéma National de Cohérence Écologique

⁸ Schémas Régionaux d'Aménagement, de Développement Durable et d'Égalité des Territoires. Ils intègrent les anciens Schémas Régionaux de Cohérence Écologique (SRCE) depuis 2016 et la loi NOTRe.

⁹ Schéma de Cohérence Territoriale

¹⁰ Plan Local d'Urbanisme Intercommunal

¹¹ Plan Local d'Urbanisme (à l'échelle communale)

Encadré 2.2. - Définitions juridiques des termes « réservoirs de biodiversité » et « corridors biologiques »

Le Centre de Ressources Trame Verte et Bleue (www.trameverteetbleue.fr) présente les définitions retenues juridiquement pour les termes « réservoirs de biodiversité » et « corridors biologiques ».

Les réservoirs de biodiversité sont des espaces dans lesquels la biodiversité, rare ou commune, menacée ou non menacée, est la plus riche ou la mieux représentée, où les espèces peuvent effectuer tout ou partie de leur cycle de vie (alimentation, reproduction, repos) et où les habitats naturels peuvent assurer leur fonctionnement, en ayant notamment une taille suffisante. Ce sont des espaces pouvant abriter des noyaux de populations d'espèces à partir desquels les individus se dispersent, ou susceptibles de permettre l'accueil de nouvelles populations d'espèces.

Les réservoirs de biodiversité recouvrent :

- les espaces naturels importants pour la préservation de la biodiversité mentionnés au 1° du II de l'article L. 371-1 du code de l'environnement ;
- tout ou partie des espaces protégés au titre des dispositions du livre III et du titre Ier du livre IV du code de l'environnement ;
- tout ou partie des cours d'eau et canaux mentionnés au 1° et au 3° du III de l'article L. 371-1 du code de l'environnement qui constituent à la fois des réservoirs de biodiversité et des corridors écologiques ;
- tout ou partie des zones humides mentionnées au 2° et au 3° du III de l'article L. 371-1 du code de l'environnement, qui peuvent jouer le rôle soit de réservoirs de biodiversité, soit de corridors écologiques, soit les deux à la fois.

Les corridors écologiques assurent des connexions entre des réservoirs de biodiversité, offrant aux espèces des conditions favorables à leur déplacement et à l'accomplissement de leur cycle de vie. Ils comprennent notamment :

- les couvertures végétales permanentes le long des cours d'eau mentionnées au 3° du II de l'article L. 371-1 du code de l'environnement ;
- tout ou partie des cours d'eau et canaux mentionnés au 1° et au 3° du III de l'article L. 371-1 du code de l'environnement qui constituent à la fois des réservoirs de biodiversité et des corridors écologiques ;
- tout ou partie des zones humides mentionnées au 2° et au 3° du III de l'article L. 371-1 du code de l'environnement, qui peuvent jouer le rôle soit de réservoirs de biodiversité, soit de corridors écologiques, soit les deux à la fois.

2.2.2.5. ATOUTS ET LIMITES DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES

L'idée générale de ces dispositifs (TVB ou réseaux écologiques au sens large) est de maintenir au maximum la connectivité écologique et concilier ce maintien avec le développement des activités humaines (Therville 2013). Les TVB sont mises en place à différentes échelles, en concertation avec les différents acteurs des territoires ce qui renforce leur acceptabilité sociale (Vimal et Mathevet 2011).

Historiquement, la création des aires protégées a été réalisée de manière stationnaire, sans prise en compte des aspects liés à la connectivité et aux échelles d'analyse. Inversement, aborder la conservation de la biodiversité par les réseaux écologiques permet de considérer la fonctionnalité des écosystèmes, et de travailler à différentes échelles. Avec une vision d'ensemble, il peut être plus acceptable de tolérer la disparition d'une espèce à une échelle très locale si celle-ci peut se maintenir à une échelle plus globale. Dans les espaces fortement anthropisés, il peut être difficile de conserver toutes les taches d'habitat d'une espèce, mais son maintien à une échelle globale peut être rendu possible en prêtant une attention plus particulière aux habitats connectés dans les réseaux écologiques (Opdam *et al.* 2006).

Une des difficultés de l'approche par réseau écologique est qu'elle dépend fondamentalement du type d'espèce considéré, notamment si l'on considère le réseau écologique selon l'espèce ou le paysage (Mougenot et Melin 2000). 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 (Vos *et al.* 2001 ; Opdam *et al.* 2002). 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 1.8). Dans le cadre d'une politique d'aménagement prenant en compte les réseaux écologiques (par exemple les TVB), il est difficile de satisfaire les exigences de toutes les espèces. Différentes stratégies existent pour mettre en place ce type d'approche « multi-espèces » (4.2). Le caractère multi-espèces des réseaux écologiques peut également induire des effets indésirables, comme la prolifération des espèces exotiques envahissantes (Hansen et Cleverger 2005). D'un point de vue structurel, l'ajout de connexions entre des habitats (par exemple des haies entre des taches forestières) peut avoir aussi pour conséquence de favoriser les maladies (Bienen 2002) ou la propagation des incendies (Vimal 2010).

En termes de planification, le concept de réseau écologique est suffisamment flou pour permettre aux acteurs des territoires de l'adapter selon leurs spécificités. Il permet ainsi de rendre possibles les discussions entre scientifiques et politiques ce qui peut parfois occasionner des conflits entre partisans de la rigueur scientifique et partisans de l'acceptabilité sociale (Jongman *et al.* 2004 ; Van Der Windt et Swart 2008 ; Bergsten et Zetterberg 2013). Les réseaux écologiques offrent également des possibilités nombreuses de représentations cartographiques à condition toutefois d'utiliser des outils complexes de modélisation et d'évaluation de la connectivité des habitats (2.3). Selon les choix de représentations effectués, ces supports peuvent servir de base pour discuter des politiques environnementales entre les sphères scientifiques, politiques, opérationnelles et citoyennes (Bourgeois *et al.* 2022). La question de la cartographie des réseaux écologiques constitue une de mes contributions principales dans ce mémoire d'HDR et seront largement discutées dans les chapitres 5 et 6.

2.3. · LA MODÉLISATION DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES

2.3.1. · LA SINGULARITÉ DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES ET LE BESOIN DE LA MODÉLISATION SPATIALE

Les modèles en géographie, en écologie, en écologie du paysage comme dans d'autres disciplines, sont définis comme des représentations simplifiées de la réalité du monde complexe (Varenne 2020). L'objectif d'un modèle est de traiter une question scientifique en posant des hypothèses tant sur sa construction que sur ses résultats attendus. Le modèle permet alors de tester plusieurs hypothèses, de réaliser des scénarios et de pouvoir vérifier quels paramètres permettent d'expliquer au mieux la réalité du terrain. Pour parvenir à cela il est donc nécessaire d'écarter de la modélisation des facteurs qui peuvent apparaître comme non essentiels pour répondre à la question posée. Si ces abstractions peuvent parfois poser problème, il convient de garder à l'esprit qu'un modèle n'est jamais figé. Les modèles peuvent être améliorés en étant co-construits avec des experts de la thématique ciblée et être ainsi modifiés, calibrés, améliorés (chapitre 4), et mêmes « validés » par des données de terrain (Foltête *et al.* 2020). Au final, un modèle devient pertinent selon la manière dont il est construit et utilisé. Si le modèle est construit de manière satisfaisante, il peut alors servir de support d'aide à la décision pour mettre en place des actions opérationnelles.

Le concept même de réseau écologique est une abstraction de la réalité et constitue donc lui-même un modèle. Un réseau de transport, ou un réseau hydrographique existent en tant que tels dans la mesure où ils sont constitués par des marqueurs facilement identifiables dans le paysage (routes, rivières...). Les connexions principales au sein de ces réseaux sont souvent visibles et mises en valeur dans l'espace (carrefours, stations de métro, confluences...). Pour les réseaux écologiques ce n'est pas le cas. Rien n'indique dans un paysage donné que cette haie constitue un corridor écologique ou que ce petit bosquet est un réservoir de biodiversité essentiel. Bien entendu, certains éléments remarquables des réseaux écologiques sont parfois mis en valeur, dans le cadre de zonage de protections (arrêtés de protection de biotope, cœurs de parcs nationaux) ou dans le cadre d'ouvrages artificiels (passages à faune...). Mais d'une manière générale, *a fortiori* si l'on prend en compte la biodiversité ordinaire, le concept de réseau écologique est abstrait. Pourtant, les gestionnaires et les décideurs ont besoin de pouvoir identifier les réseaux écologiques dans le paysage, dans le cadre de stratégies de planification, par exemple pour mettre en place des Trames Vertes et Bleues. Les réseaux écologiques présentent aussi plusieurs singularités qui les distinguent des réseaux spatiaux classiques (transports par exemple). Les réseaux écologiques sont d'abord multifonctionnels : ils peuvent servir à l'accomplissement de différentes étapes du cycle de vie d'une espèce et doivent donc être considérés à plusieurs échelles spatio-temporelles (déplacements quotidiens, déplacements de dispersion...). En ce sens, une analogie peut être faite avec les réseaux de transports qui peuvent aussi être le support de plusieurs types de déplacements (domicile-travail, vacances...). Une autre particularité est le caractère « espèce-centré » des réseaux écologiques. Dans le cadre d'un réseau de transports, une route, une voie ferrée ou une piste cyclable ont des usages bien identifiés. Le réseau écologique est quant à lui beaucoup plus flou : les corridors de déplacements ne sont pas toujours bien matérialisés dans l'espace et les individus (ici les animaux) ne se contraignent pas à suivre des chemins tracés au préalable. Dans le contexte particulier des réseaux écologiques, il est donc indispensable d'avoir recours à la modélisation spatiale pour tenter de représenter au mieux ces réseaux particuliers et si possible pour en décliner des politiques de

conservation de la biodiversité.

Pour identifier précisément le réseau écologique d'une espèce, un certain nombre d'informations sont nécessaires par exemple ses préférences paysagères en termes de composition et de taille d'habitat, et ses capacités de déplacements. Certains individus seront aptes à parcourir de plus grandes distances : par exemple un lynx se déplacera beaucoup plus loin qu'une fourmi. Certains seront plus ou moins sensibles aux obstacles dans le paysage : un oiseau pourra plus facilement traverser une rivière qu'un mammifère terrestre. Mais la connaissance exhaustive et précise de l'ensemble de ces traits fonctionnels qui déterminent la connectivité des habitats est impossible à obtenir pour toutes les espèces, et varie de toutes façons selon les individus. Les estimations de ces différents paramètres proviennent d'études scientifiques bien ciblées, par exemple par des relevés précis ou des suivis d'espèces individuelles. Dans ce cas, il est possible d'évaluer des valeurs de connectivité « réelle » (Calabrese et Fagan 2004). Dans ce type d'étude, des données sur les traits fonctionnels des individus sont certes obtenues de manière précise mais ne sont disponibles, pour des raisons techniques et financières, que sur un nombre limité d'individus, dans des zones d'études spatialement réduites. Pourtant, les gestionnaires et les décideurs ont souvent besoin d'obtenir des connaissances sur des zones d'études vastes et à des échelles variées (inter-communales, régionales, nationales...) pour mettre en œuvre des politiques de conservation de la biodiversité basées sur les réseaux écologiques. Pour cela, il faut alors considérer la connectivité fonctionnelle de manière potentielle (Calabrese et Fagan 2004) (figure 1.10). En ce sens, le recours à des modèles spatiaux est nécessaire et reste sans doute le seul moyen de considérer la connectivité fonctionnelle des espèces à une large échelle. Ils présentent également l'avantage d'être reproductibles et de tester plusieurs hypothèses, par exemple en se basant sur une logique de scénarios.

Les géographes mobilisant la notion de réseau écologique proposent ainsi une lecture à plusieurs échelles spatiales, en essayant d'ouvrir les « boîtes noires » qui jalonnent les déplacements des espèces au sein d'un territoire. Parmi ces « boîtes noires », certaines ont une importance singulière : les liens potentiels entre des réservoirs de biodiversité. De l'ensemble de ces liens, de ces interactions spatiales, émerge des schémas d'organisation spatiale, parfois complexes à décrypter, mais qui expliquent directement pourquoi une structure paysagère est efficace, ou non, en termes de mobilité faunistique. Ils permettent également d'évaluer dans quelle mesure certains usages des sols ou certains équipements peuvent interférer dans l'organisation de ces réseaux en termes de connectivité. En cela, des méthodes de spatialisation, couplées à des méthodes de quantification (métriques de connectivité) ont été développées par des géographes.

2.3.2. · QUELLES MÉTHODES DE MODÉLISATION DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES ?

Pour modéliser les réseaux écologiques, plusieurs méthodes ont été développées depuis les trente dernières années et diffèrent selon le type de connectivité des habitats considéré. L'utilisation d'outils pour modéliser et analyser spatialement les structures paysagères a très tôt été reconnue comme essentielle pour le développement de l'écologie du paysage (Forman et Godron 1986 ; O'Neill *et al.* 1988). Les premières méthodes utilisées à partir du milieu des années 1990 consistaient surtout à modéliser la connectivité structurelle, notamment à l'aide de traitements morphologiques (dilatation-érosion par exemple) ou d'indices spatiaux relatifs à la composition et à la configuration

de la structure paysagère (With 2019). Le calcul de ces indices spatiaux, appelés métriques, ont été rendus possibles par l'accroissement des capacités de calculs informatiques et le développement des outils de SIG et de télédétection (O'Neill *et al.* 1988). La démocratisation d'Internet a permis en outre la diffusion et la disponibilité des jeux de données spatiales (Steiniger et Hay 2009). Dès le milieu des années 1990, le programme Fragstats (McGarigal et Marks 1995) a permis de développer et de rendre accessible le calcul de métriques de connectivité structurelle (nombre de taches, longueur des lisières, taille des taches, indices de diversité paysagère). Ces indices ont pu permettre par exemple d'évaluer le degré de connectivité entre les aires protégées (Santini *et al.* 2016). Mais malgré leur intérêt indéniable en termes d'analyse spatiale, le calcul massif de ces métriques paysagères a été par la suite critiqué. Elles sont souvent redondantes et certaines d'entre elles mesurent plusieurs composantes du paysage simultanément ce qui rend difficile leur interprétation (O'Neill *et al.* 1988 ; Li et Reynolds 1993 ; Riitters *et al.* 1995 ; Hargis *et al.* 1998 ; Cushman *et al.* 2008). L'analyse de ces métriques repose également sur l'hypothèse que la structure des paysages est directement liée à leur fonctionnalité. Dans des paysages composés d'une matrice homogène, ces métriques structurelles simples (distance entre les taches d'habitat, taille des taches...) peuvent suffire à expliquer la répartition spatiale de certaines espèces (Prugh 2009). Mais les cas « simples » sont peu fréquents dans la réalité, et des métriques plus complexes sont souvent nécessaires pour des analyses pertinentes des processus écologiques (Schumaker 1996 ; Kupfer 2012). Cela souligne l'importance de développer des métriques paysagères prenant en compte des informations sur la manière dont les organismes ou d'autres processus réagissent à l'hétérogénéité spatiale (Vos *et al.* 2001).

Des taches d'habitat peuvent être connectées structurellement par des corridors. Le degré de contribution de ces corridors à la connectivité des habitats dépend de composantes structurelles du paysage (taille et composition des corridors et de la matrice) mais également de la réponse des organismes à ces paramètres (Tischendorf et Fahrig 2000). Pour une meilleure pertinence écologique des modèles de connectivité, il est donc nécessaire de considérer la connectivité fonctionnelle pour tenir compte à la fois de la structure paysagère mais aussi du comportement des espèces étudiées. Pour évaluer la connectivité fonctionnelle des habitats, deux types de modélisation sont possibles (figure 1.9), la connectivité « réelle » et la connectivité « potentielle » (Calabrese et Fagan 2004).

La connectivité « réelle » est mesurée à partir des données individuelles de mouvements des individus obtenues par différentes méthodes comme les suivis GPS, les captures-marquages-recaptures ou les analyses génétiques (1.2.5.4). Ces données ne peuvent être obtenues que pour les individus suivis et doivent être suffisamment nombreuses pour être représentatives. Au-delà du coût important de mise en œuvre de ces méthodes, les résultats ne peuvent être obtenus que pour des échelles spatiales limitées (Calabrese et Fagan 2004). Ces méthodes sont également difficiles à mettre en œuvre dans le cadre d'approches multi-espèces et ne sont pas toujours en mesure d'indiquer si le type de déplacement observé correspond à un processus de dispersion, de migration, de recherche de nourriture... (Blaum *et al.* 2011 ; Rudnick *et al.* 2012 ; Lechner *et al.* 2017). Ces données, même si elles sont complexes et coûteuses à obtenir peuvent toutefois être utiles pour calibrer des modèles de connectivité (distance moyenne de dispersion, préférences paysagères...) ou tester leur validité en comparant les résultats de simulation avec des données empiriques (Foltête *et al.* 2020).

Les limites des modèles de connectivité structurelle et de connectivité fonctionnelle réelle expliquent la prédominance des études fondées sur la connectivité fonctionnelle potentielle

(Diniz *et al.* 2020). Outre le fait de pouvoir travailler à l'échelle de larges zones d'études (chapitre 3), la modélisation de la connectivité fonctionnelle potentielle peut permettre d'identifier les réseaux écologiques de plusieurs groupes d'espèces animales (Correa Ayram *et al.* 2016 ; Zeller *et al.* 2018). Pour cela, il est nécessaire de concevoir les modèles les plus réalistes possibles afin qu'ils soient utilisables par les praticiens (Beier *et al.* 2008). Ces modèles d'analyse de la connectivité fonctionnelle potentielle sont ainsi considérés comme le meilleur compromis entre la quantité de données requises en entrée et leur capacité de représentation des flux biologiques (Calabrese et Fagan 2004) (figure 2.7).

Plusieurs modèles évaluant la connectivité fonctionnelle potentielle ont été développés principalement pendant les quinze dernières années. Ils se basent sur la théorie des circuits comme Circuitscape et Linkage Mapper (McRae *et al.* 2008 ; McRae et Kavanagh 2011), sur le calcul d'aires potentielles de dispersion comme BioDispersal (Chailloux et Amsellem 2018) ou sur la théorie des graphes comme Conefor Sensinode (Saura et Torné 2009) ou Graphab (Foltête *et al.* 2012a).

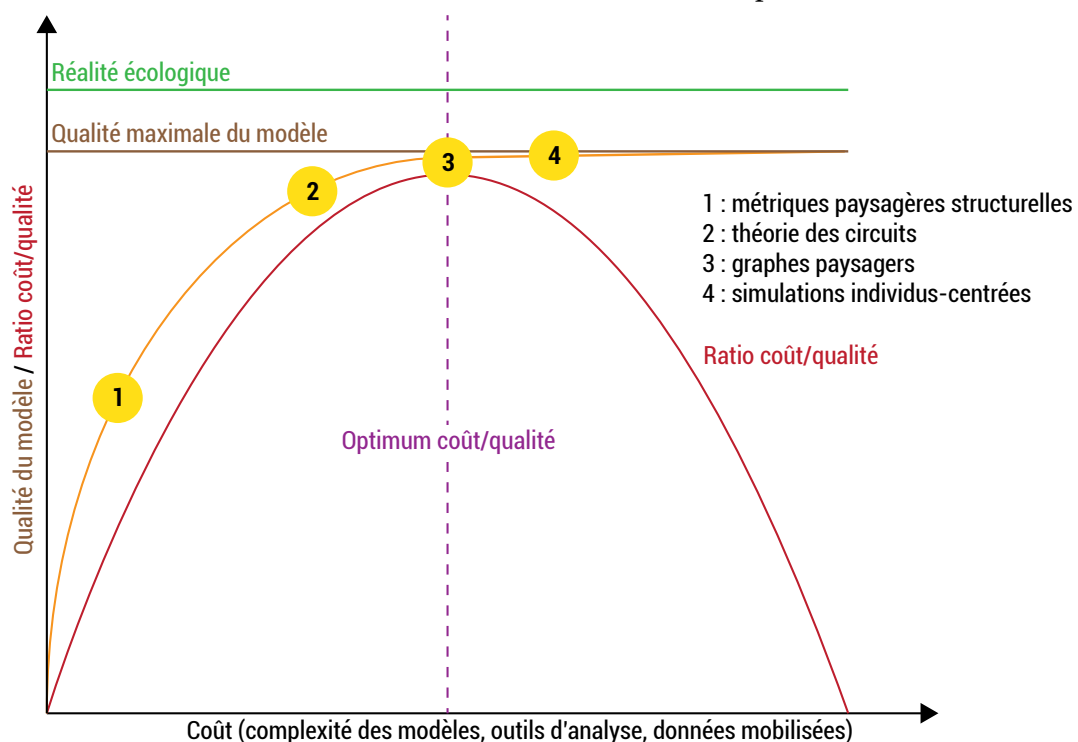


Figure 2.7. - Compromis entre qualité et complexité des modèles de connectivité. D'après une figure originelle de Sylvain Mouherat reprise par Céline Clauzel (2021).

2.3.3. · MODÉLISER LA CONNECTIVITÉ DES HABITATS À L'AIDE DE GRAPHES PAYSAGERS

La théorie des graphes trouve son origine en mathématiques avec les travaux de Leonhard Euler en 1735 sur le problème des « sept ponts de Königsberg ». Il fut le premier à formaliser cette théorie qui a par la suite montré son intérêt dans de nombreux champs d'application : réseaux de transports, réseaux de neurones, réseaux sociaux, réseaux électriques... 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 2.8). 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 « diagraphie ».

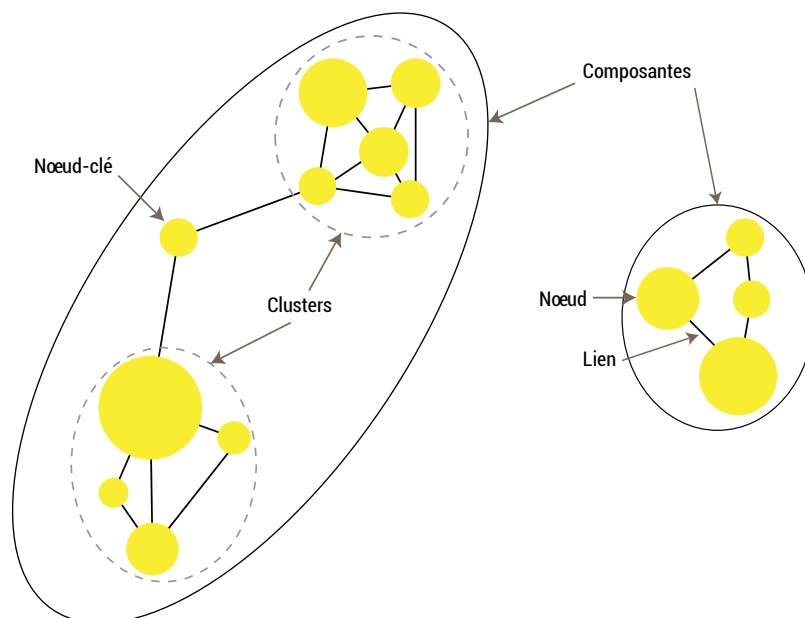


Figure 2.8. · Éléments constitutifs d'un graphe.

En écologie, ce sont Dean Urban et Timothy Keitt qui définissent les graphes paysagers dans un article fondateur¹² dans la revue *Ecology* (Urban et Keitt 2001). Un graphe paysager est un graphe spatial : les nœuds représentent les taches d'habitat potentielles de l'espèce étudiée¹³ alors que les liens représentent les déplacements potentiels¹⁴ entre ces taches d'habitat (figure 2.9). Un graphe paysager permet ainsi de représenter spatialement les réseaux écologiques de manière simplifiée. Il se base sur le modèle de la mosaïque paysagère (Forman et Godron 1986) et suppose ainsi que le paysage est constitué par des taches d'habitat bien délimitées spatialement au sein d'une matrice non constituée d'habitat mais dont l'hétérogénéité permet de constituer des zones de déplacements ou d'habitats secondaires. Le modèle n'est donc adapté que pour des espèces contraintes par les éléments constituant la matrice paysagère. Il ne peut donc pas être utilisé pour des espèces généralistes, aux exigences faibles en matière d'habitat.

¹² Si l'article de Urban et Keitt en 2001 est considéré comme fondateur, il faut préciser que des travaux antérieurs ont déjà utilisé les graphes pour des applications liées aux structures paysagères (Cantwell et Forman 1993). L'article de Keitt, Urban et Milne (Keitt et al. 1997) définissait aussi les « *landscape graphs* » et a servi de base pour l'article de 2001 avec deux auteurs en commun.

¹³ Certains graphes considèrent des groupes d'espèces, considérant que plusieurs espèces peuvent avoir les mêmes exigences écologiques (p. ex. Bourgeois 2015 ; Tannier et al. 2016a)

¹⁴ Ces déplacements correspondent à des flux biologiques, comme par exemple la dispersion des juvéniles qui est la plus régulièrement utilisée dans ce type de modélisation.

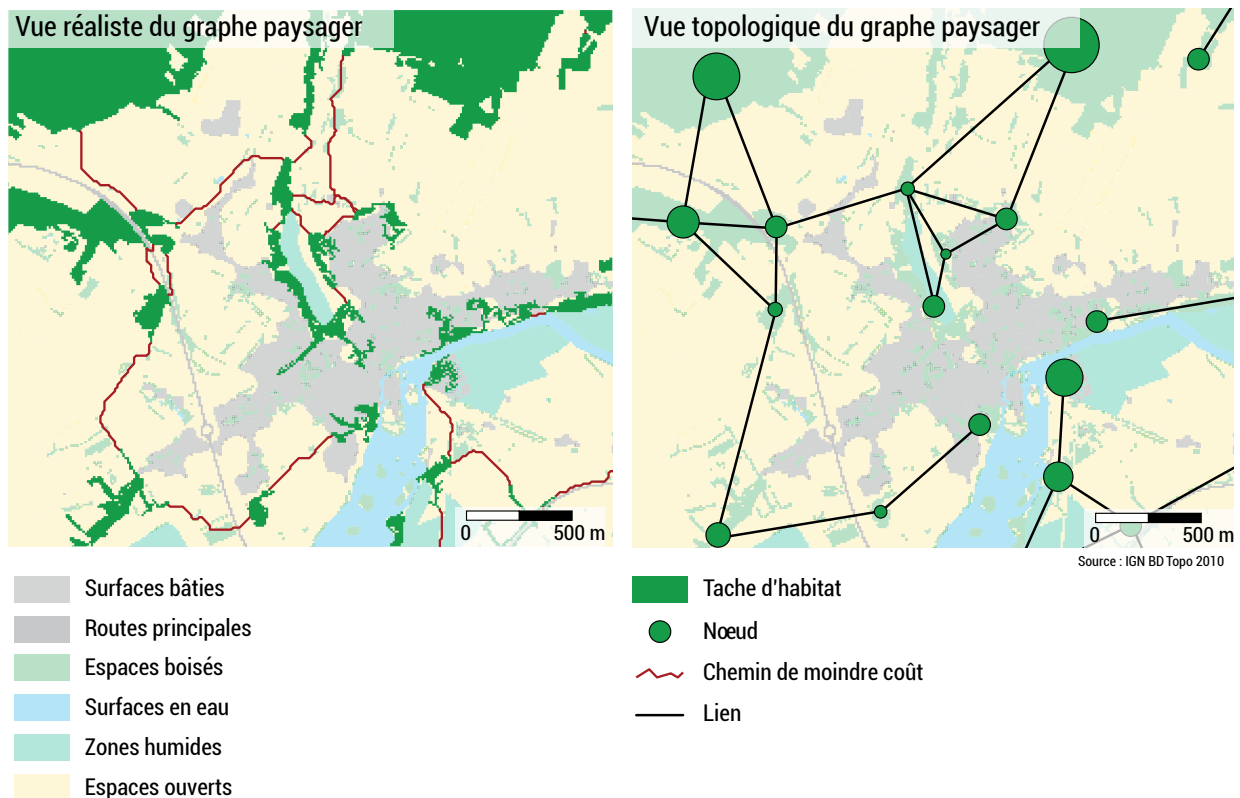


Figure 2.9. - Les graphes paysagers : représentations réalistes et topologiques.

L'identification des relations entre les processus écologiques et les caractéristiques du paysage nécessite de mettre en œuvre un certain nombre d'étapes (Riva et Nielsen 2020) parmi lesquelles le choix de l'échantillonnage (quelles espèces ?), de la méthode d'échantillonnage (à quelle échelle travaille-t-on ?), le choix et la mise en œuvre d'un modèle conceptuel (quel type de données géographiques ?), l'échelle d'analyse (quelle résolution spatiale, thématique et temporelle ?) ou encore les méthodes d'analyse des processus écologiques à représenter (connectivité structurelle ou fonctionnelle ?). L'ensemble de cette chaîne de traitement doit permettre la modélisation la plus représentative possible des réseaux écologiques pour devenir un outil réel d'aide à la décision.

Pour construire un graphe paysager, il faut prendre en compte : (1) le choix des types d'occupation du sol et des données à utiliser, (2) le choix de la résolution spatiale, thématique et temporelle et (3) les limites des cartes en deux dimensions. Ces questions seront évoquées plus précisément à partir de mes retours d'expériences dans le chapitre 3 et font l'objet d'un chapitre d'ouvrage rédigé récemment (Bourgeois 2023).

Comme d'autres modèles de connectivité, les graphes paysagers sont construits à partir de cartes d'occupation du sol et de coût (Rudnick *et al.* 2012). L'identification des réseaux écologiques passe nécessairement par la conception d'une carte d'occupation du sol adaptée aux espèces étudiées en prenant garde aux limites évoquées ci-dessus. Elles permettent a minima d'identifier les zones d'habitat des espèces et de distinguer visuellement des zones de déplacements pour les espèces entre ces habitats. Toutefois, l'identification des corridors écologiques est très difficile à réaliser visuellement puisqu'il n'est pas toujours possible de savoir quelles sont les classes d'occupation du sol qui sont plus ou moins favorables aux déplacements. Pour aider cette lecture, il est possible de construire des cartes de résistance aux déplacements, matérialisées par des coûts attribués à chaque

classe d'occupation du sol. Cela présuppose donc que la composition de la mosaïque paysagère conditionne la connectivité 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 2.10). Les références bibliographiques permettant de déterminer précisément les valeurs de coûts pertinentes pour une espèce donnée sont peu nombreuses et encore plus difficiles à obtenir lorsqu'il s'agit de groupes d'espèces. 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 d'occupation du sol 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 (Verbeylen *et al.* 2003 ; Rayfield *et al.* 2010 ; Etherington et Holland 2013). J'ai également pu réaliser ce constat en effectuant des analyses de sensibilité sur les valeurs de coûts dans mes travaux de thèse (Bourgeois 2015). Suivant ces recommandations, il s'agit d'affecter des valeurs représentant chacune le degré de résistance de la classe d'occupation du sol correspondante (par exemple : habitat, très favorable, neutre, défavorable, très défavorable, barrière). Puisque les valeurs de coûts ne sont pas précisément connues, il est préférable d'utiliser des valeurs rondes et tranchées (par exemple de type 1, 10, 100, 1000, 10000). Ce protocole a déjà été utilisé dans de nombreuses études pour permettre l'identification des chemins de moindre coût entre les taches d'habitat (p. ex. Gurrutxaga *et al.* 2011 ; Pereira *et al.* 2011 ; Clauzel *et al.* 2013 ; Tannier *et al.* 2016a ; Tarabon *et al.* 2019 ; Bourgeois et Sahraoui 2020).

De nombreux travaux se basent uniquement sur des cartes d'occupation du sol auxquelles sont affectées des valeurs de coûts (p. ex. Avon et Bergès 2016 ; Tannier *et al.* 2016a ; Martensen *et al.* 2017 ; Dondina *et al.* 2018 ; Poor *et al.* 2019 ; Bourgeois et Sahraoui 2020) et d'autres incluent des données de terrain sur les espèces telles que des données de présence, des suivis d'espèces ou encore des données génétiques (voir les revues de Correa Ayram *et al.* 2016 et Foltête *et al.* 2020). Les graphes paysagers peuvent être modélisés à l'aide de plusieurs outils logiciels, dont principalement Conefor Sensinode (Saura et Torné 2009) et Graphab (Foltête *et al.* 2012a). Alors que Conefor Sensinode sert principalement à calculer des métriques de connectivité, Graphab a été conçu comme un outil intégré couvrant toutes les étapes de la modélisation, de la construction de graphes à la mise en œuvre d'analyses spatiales pour des applications opérationnelles spécifiques, comme par exemple l'identification des corridors, l'ajout ou la suppression de taches d'habitat (Foltête *et al.* 2021). Graphab est peu à peu devenu l'outil le plus utilisé en France pour modéliser la connectivité écologique à l'aide de graphes paysagers (figure 2.11). L'outil logiciel permet ainsi la spatialisation et la cartographie des réseaux écologiques tout en permettant le calcul de métriques de connectivité. La modélisation des réseaux écologiques à l'aide de Graphab est régulièrement utilisée dans la sphère scientifique¹⁵ et opérationnelle où de nombreux bureaux d'études et institutions utilisent cet outil pour des travaux sur les questions des continuités écologiques (Girardet et Clauzel 2018).

¹⁵ Notre article publié en 2021 dans la revue *Software Impacts* (Foltête *et al.* 2021) présente les différentes utilisations de Graphab dans les publications scientifiques depuis la parution de l'article présentant le logiciel dans la revue *Environmental Modelling and Software* en 2012 (Foltête *et al.* 2012a).

Un graphe paysager permet ainsi de visualiser rapidement la structure spatiale d'un réseau en le cartographiant. Par le biais de calculs de métriques de connectivité, il est possible, entre autres, de quantifier la connectivité globale d'un réseau ou de visualiser l'importance de certaines taches ou certains liens dans le réseau.

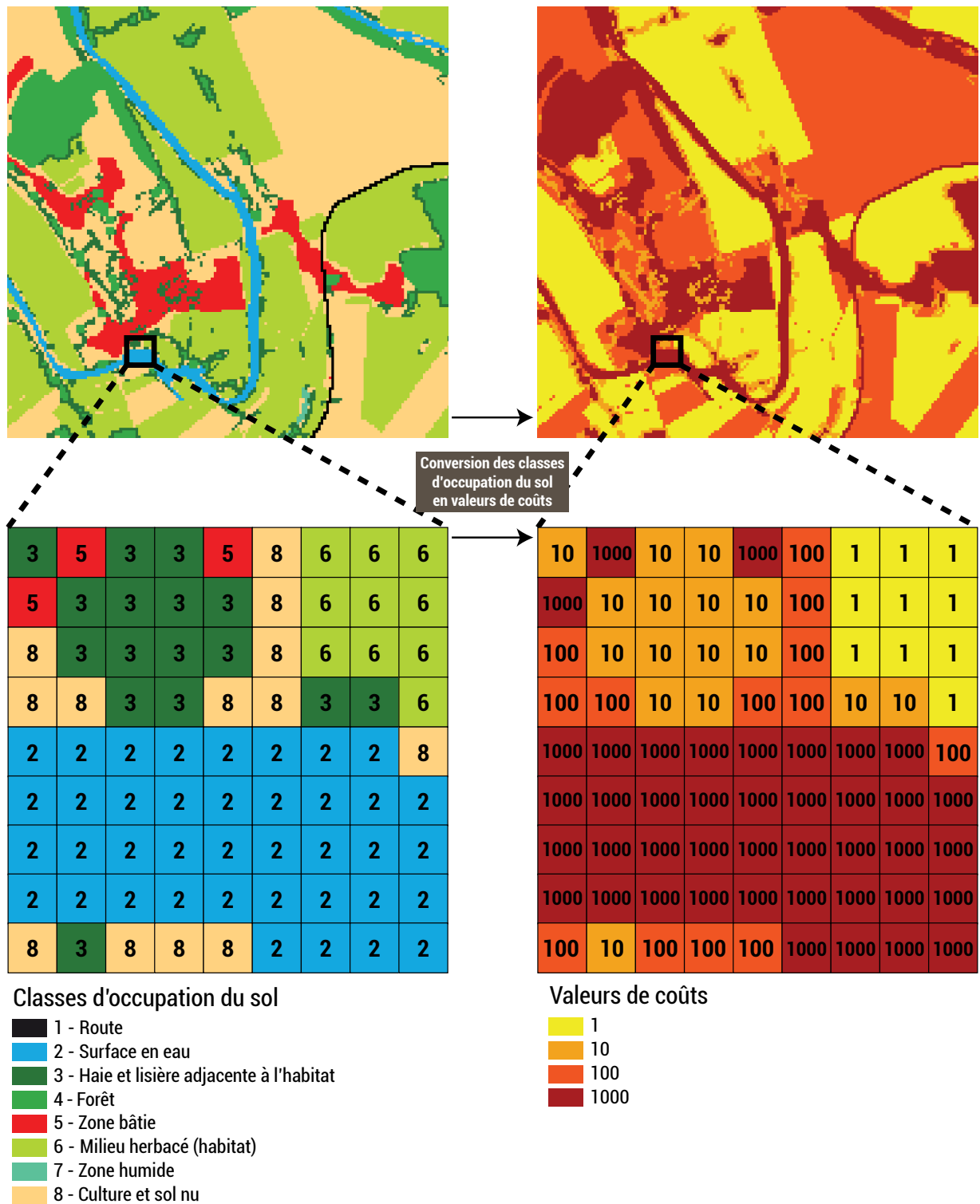


Figure 2.10. · Exemple de transformation des classes d'occupation du sol en classes de coûts.

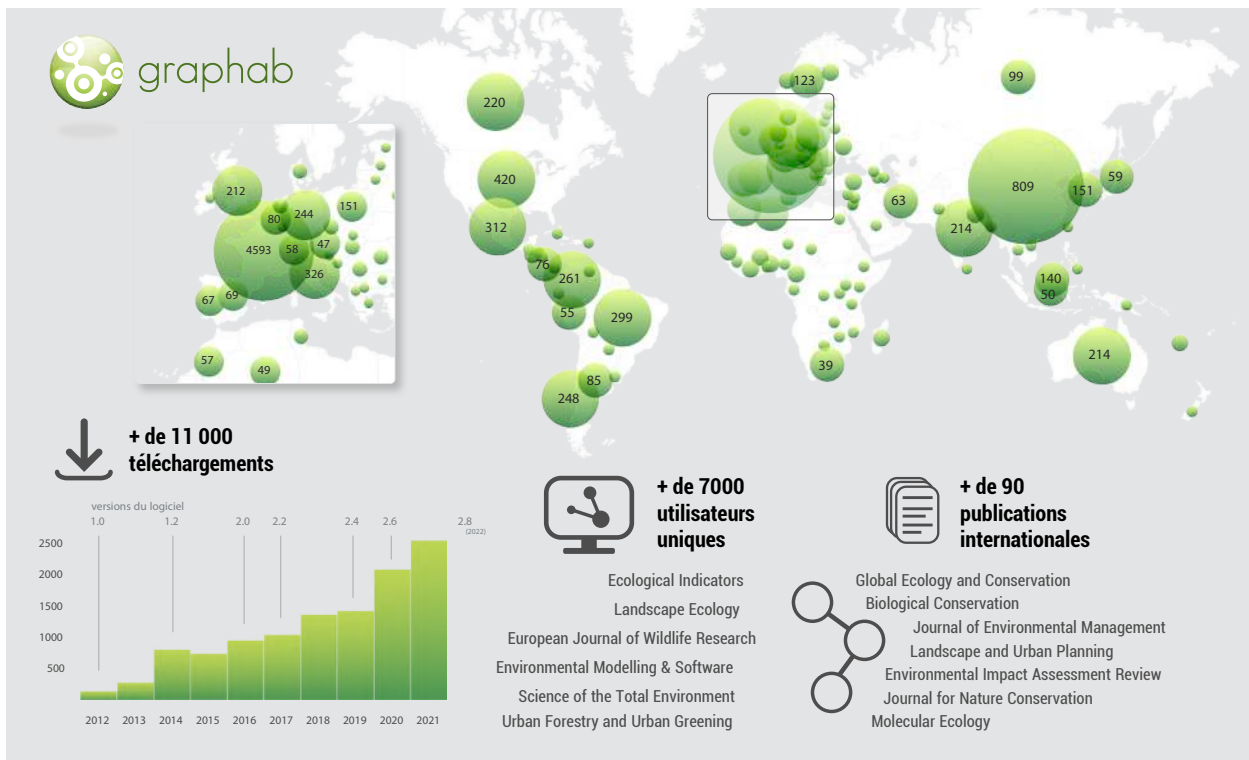


Figure 2.11. - Carte des utilisateurs du logiciel Graphab et valorisations scientifiques depuis 2012. Données : Gilles Vuidel. Cartographie et infographie : Xavier Girardet.

2.3.4. - ÉVALUER LA CONNECTIVITÉ D'UN RÉSEAU ÉCOLOGIQUE À L'AIDE DE MÉTRIQUES

Les outils logiciels fondés sur des approches par graphes paysagers permettent de calculer un certain nombre de métriques de connectivité fonctionnelle. Ces métriques sont nombreuses (plus de 60) et ont fait l'objet de plusieurs publications depuis 2001 (Rayfield *et al.* 2011). Elles diffèrent de par leur signification écologique et de par leur échelle d'analyse. Elles peuvent être calculées au niveau global pour l'ensemble d'une zone d'étude ou au niveau local, par exemple au niveau des composantes ou des nœuds du graphe. Il est difficile encore aujourd'hui de préconiser l'utilisation de métriques pertinentes en toutes situations, tant elles sont dépendantes de la configuration et de la structure des réseaux étudiés (Pascual-Hortal et Saura 2006 ; Magle *et al.* 2009). Dans une revue bibliographique, Rayfield *et al.* (2011) montrent toutefois qu'un nombre limité de métriques est suffisant pour décrire la connectivité et faciliter l'interprétation des processus. Par souci de synthèse, je ne présenterai donc ici que trois métriques, une globale et deux locales qui sont parmi les plus couramment utilisées dans la littérature scientifique et dans mes travaux personnels. Les métriques présentées ici sont des métriques pondérées. Elles sont pondérées à la fois par la capacité des taches d'habitat et par la distance entre ces taches d'habitat.

La capacité des taches d'habitat représente leur potentiel démographique. Elle est souvent calculée à partir de leur surface faute de données suffisantes telles que des mesures d'abondance d'espèces par exemple. Dans certains cas, cette capacité des taches d'habitat peut être assimilée à la qualité de ces taches. C'est par exemple le cas pour les amphibiens pour qui une mare aura un fort potentiel démographique, non pas en fonction de sa taille, mais en fonction de la qualité des éléments paysagers environnants. La distance entre les taches d'habitat peut être pondérée par une distance euclidienne, comme dans la théorie biogéographique insulaire. Elle peut être pondérée de manière plus complexe, mais plus réaliste, par une distance coût.

2.3.4.1. CONNECTIVITÉ ÉQUIVALENTE (EQUIVALENT CONNECTIVITY : EC)

Cette métrique globale représente la surface d'une tache unique qui fournirait aux espèces la même quantité d'habitat atteignable que l'ensemble du graphe d'habitat, compte tenu de son degré de subdivision et de la résistance de la matrice (Saura *et al.* 2011). Elle tient compte de la surface d'habitat total et des connexions entre les taches d'habitat. L'unité correspond à l'unité de capacité des taches. Valeur minimale : 0 (aucun habitat), valeur maximale : capacité totale des taches (la zone d'étude est intégralement constituée d'habitat).

$$EC = \sqrt{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}}$$

où n est le nombre total de taches, a_i et a_j sont les superficies des taches i et j , et p_{ij} est la probabilité de dispersion entre i et j en suivant le chemin de moindre coûts dans le graphe paysager. p_{ij} est calculé à l'aide d'une fonction exponentielle négative telle que :

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

où d_{ij} est la distance de moindre coût entre i et j , et α ($0 < \alpha < 1$) définit la forme de la décroissance exponentielle de la probabilité de dispersion à mesure que d_{ij} augmente.

La métrique EC est souvent utilisée en comparaison avec un autre projet (encadré 2.3). Par exemple, il est possible de comparer la connectivité initiale d'une zone donnée avant et après construction d'une infrastructure de transport (figure 2.12) ou de comparer plusieurs scénarios à l'instant t_0 et t_{+} , pour les classer en fonction de leur impact sur la connectivité globale du réseau (figure 2.13). En revanche, la métrique EC ne permet pas de cartographier les impacts potentiels de chaque scénario puisqu'elle donne une valeur unique pour l'ensemble d'une zone d'étude.

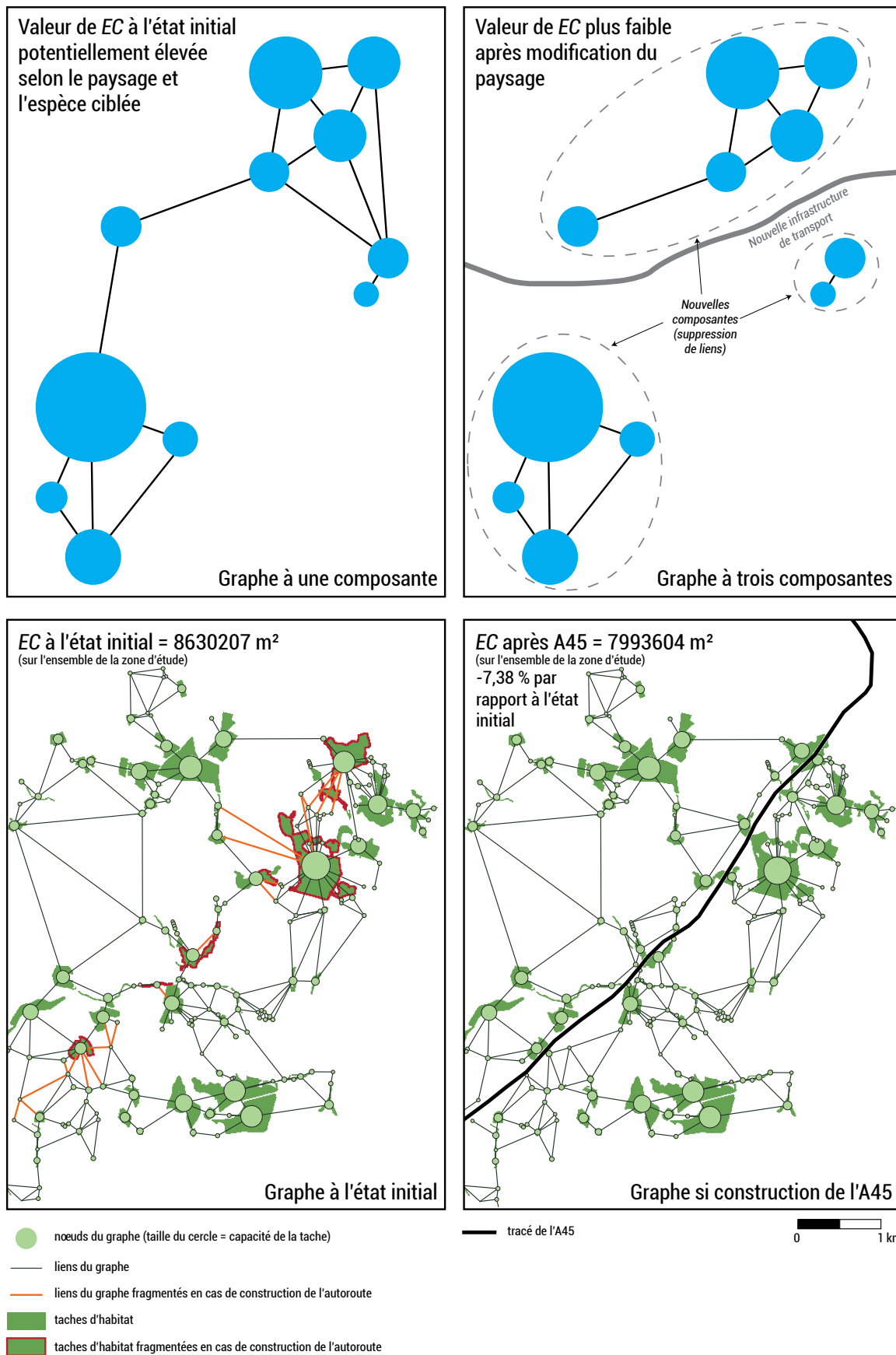


Figure 2.12. · Illustration de la variation de connectivité globale après modification de la mosaïque paysagère. En haut, un cas théorique, en bas, un exemple issu du projet ECOMOLY relatif aux impacts écologiques potentiels de l'autoroute A45 sur un groupe d'espèces virtuelles.

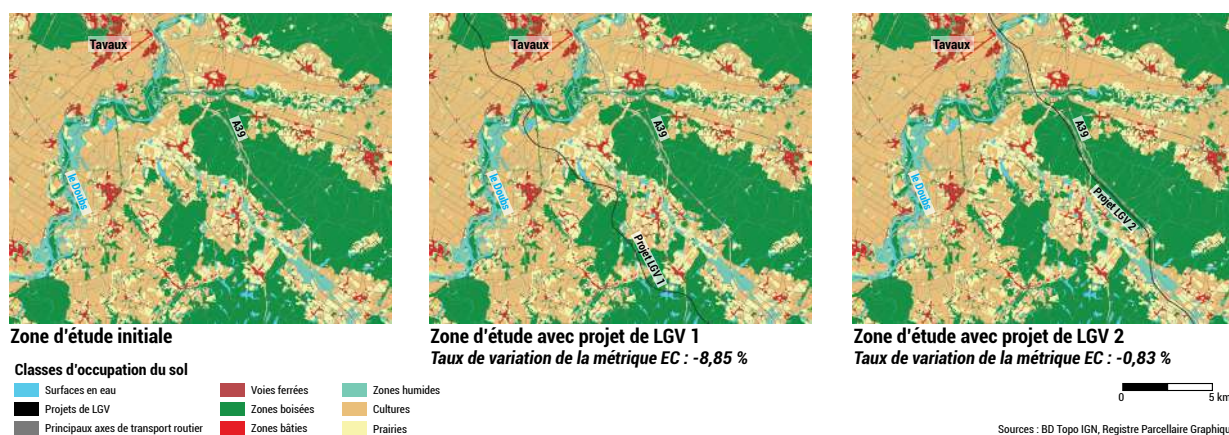


Figure 2.13. - Exemple d'utilisation de la métrique *EC* pour comparer l'impact de différents scénarios de construction d'une ligne à grande vitesse sur une espèce d'amphibiens au sud de Dole (Jura). Le premier projet est celui qui était envisagé pour la branche sud de la LGV Rhin-Rhône, projet abandonné depuis. Le deuxième est purement fictif et double l'autoroute A39. Dans ce cas, l'impact sur la connectivité des habitats serait bien moindre que pour le projet initial. La métrique *EC* permet ici de classer des scénarios selon leur impact écologique potentiel. Ce cas d'étude fictif imaginé est utilisé dans le cadre de nos formations Graphab et de mes cours de Master.

2.3.4.2. FLUX D'INTERACTION (INTERACTION FLUX : *IF*)

Cette métrique locale indique les interactions potentielles entre la tache *i* et toutes les autres taches du réseau (Foltête *et al.* 2014) (figure 2.14). Elle tient compte de la distance entre la tache *i* et les autres taches, et des capacités de *i* et des autres taches. La valeur de *IF* pour une tache *i* est forte si la tache *i* a une forte capacité, si elle a beaucoup de taches proches et/ou si les taches proches ont une forte capacité. Pour une tache donnée *i*, IF_i se définit de la façon suivante :

$$IF_i = \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}$$

où *n* est le nombre total de taches, a_i et a_j sont les surfaces des taches *i* et *j*, et p_{ij} est la probabilité de dispersion entre *i* et *j*, comme définie précédemment.

La métrique *IF* permet de quantifier la connectivité à l'échelle de chaque tache d'habitat (figure 2.15). Elle constitue la contribution locale de chaque tache à la métrique globale *EC*. Cette métrique fait ressortir le cœur du réseau, les taches importantes et bien connectées. Elle peut être utilisée pour identifier les taches d'habitat à préserver en priorité dans un habitat fragmenté. Elle peut également être utilisée en comparaison d'un autre projet, pour spatialiser l'impact d'un projet d'aménagement ou de restauration sur les taches d'habitat.

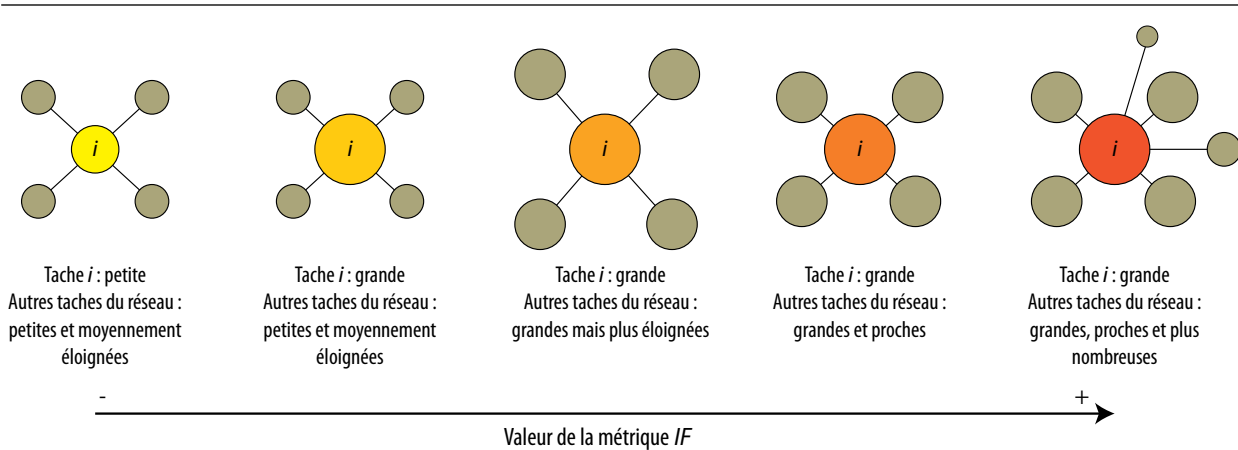


Figure 2.14. - Illustration de la variation de la métrique de connectivité IF (d'après Clauzel 2021). Le gradient de couleur du jaune au rouge indique une augmentation croissante de la valeur de IF pour la tache focale i .

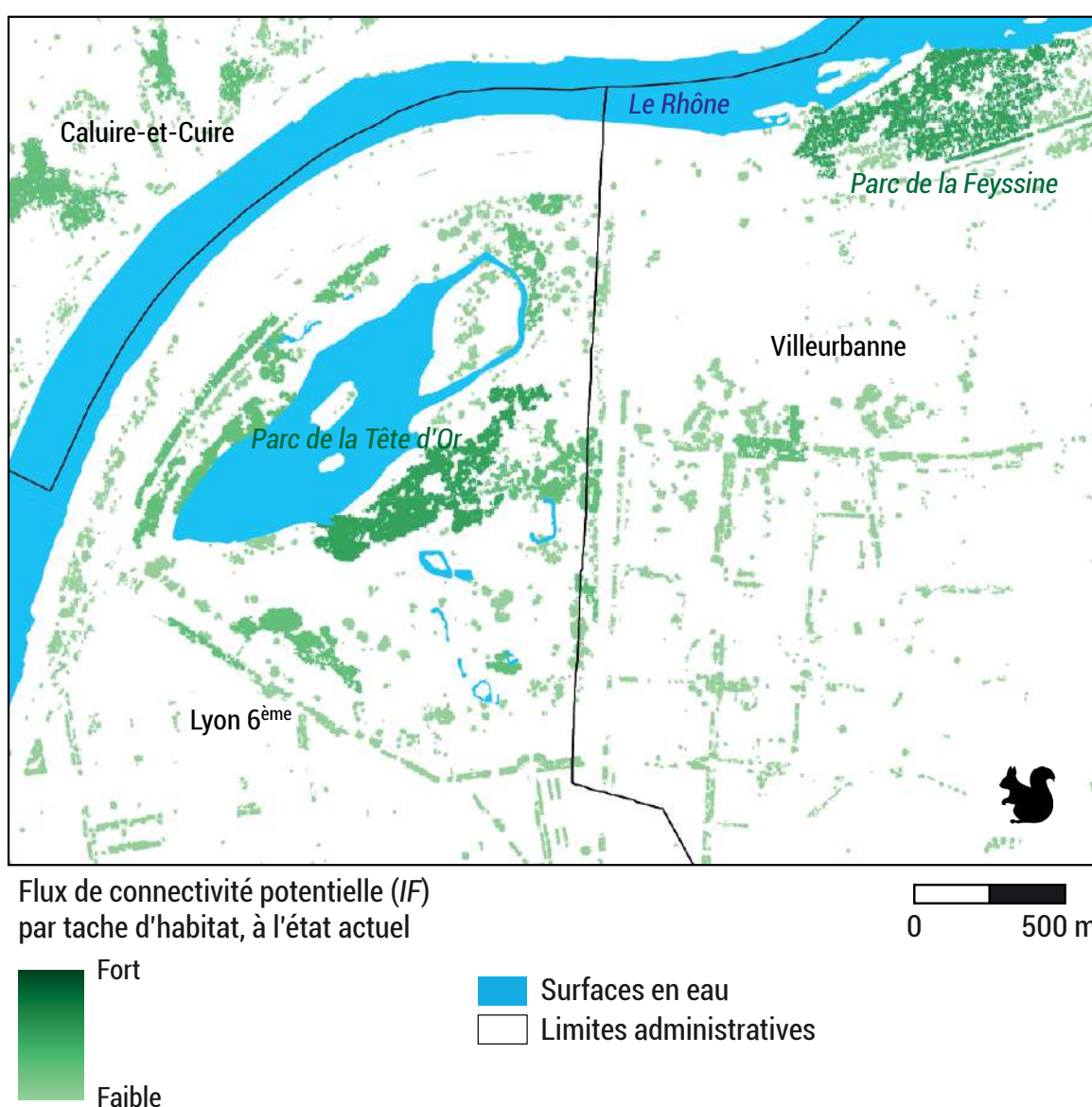


Figure 2.15. - Exemple de spatialisation de la métrique locale IF pour l'écureuil roux dans le secteur du Parc de la Tête d'Or (Lyon 6^{ème} arrondissement). Les taches d'habitat potentielles correspondent ici aux grands arbres.

2.3.4.3. INDICE DE CENTRALITÉ INTERMÉDIAIRE (BETWEENNESS CENTRALITY : BC)

Cette métrique locale indique le flux potentiel traversant les liens et les taches. Elle tient compte de la distance entre la tache i et les autres taches, et des capacités des autres taches (figure 2.16).

Elle se définit comme la somme des plus courts chemins passant par la tache focale i , chaque chemin étant pondéré par le produit des capacités des taches reliées et de leur probabilité d'interaction (Bodin et Saura 2010).

Où a_j et a_k sont les surfaces des taches j et k et P_{jk} représente l'ensemble des taches traversées par le plus court chemin entre les taches j et k .

$$BC_i = \sum_j \sum_k a_j a_k e^{-\alpha d_{jk}}$$

$$i, k \in \{1..n\}, k < i, i \in P_{i,}$$

La valeur de BC pour une tache i est forte si cette tache est parcourue par un grand nombre de chemins à l'intérieur du graphe (fréquence d'utilisation). Cette métrique peut s'appliquer à la fois aux nœuds et aux liens du graphe (encadré 2.3). Elle montre la traversabilité du réseau c'est-à-dire qu'elle peut permettre d'identifier les taches d'habitat et les corridors les plus fréquemment utilisés pour parcourir le réseau (figure 2.17). Même si leur capacité peut être faible, les taches avec un fort BC ont un rôle stratégique de connecteur et de pas japonais (*stepping-stones*) et une importance capitale pour le maintien de la fonctionnalité des réseaux écologiques. Il en est de même pour les liens avec un fort BC .

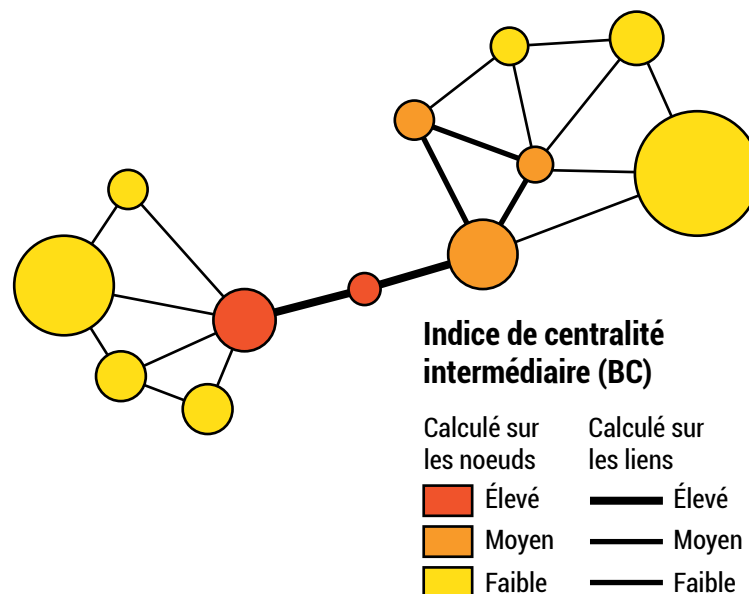


Figure 2.16. · Principe de l'indice de centralité intermédiaire (BC).

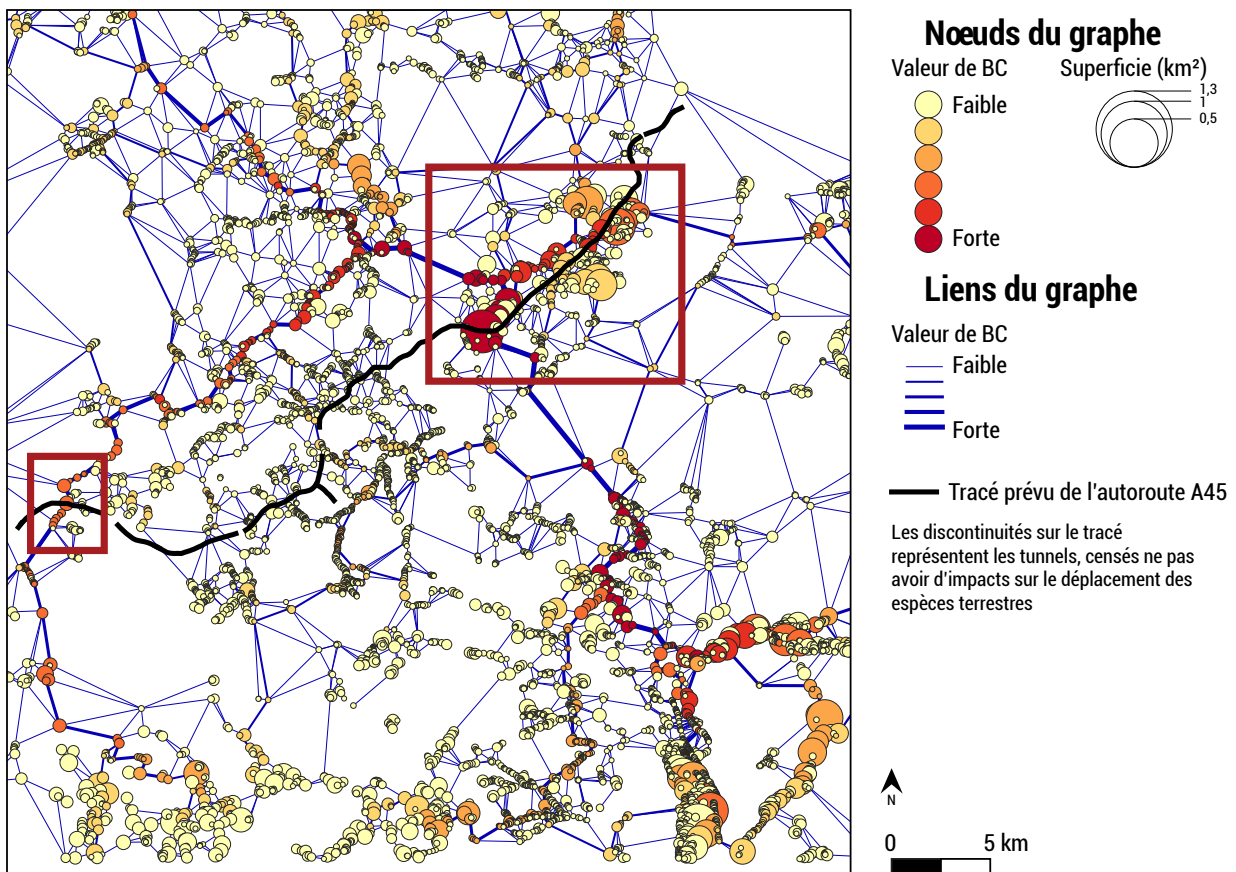


Figure 2.17. - Exemple de spatialisation de la métrique *BC* dans une zone entre Lyon et Saint-Étienne (projet ECOMOLY). Les nœuds et les liens du graphe sont pondérés selon la métrique *BC*, calculée à l'état initial (avant l'autoroute) pour un groupe d'espèces virtuelles inféodé aux zones humides. Les encadrés en rouge montrent les zones où le tracé de l'autoroute A45 aurait des impacts importants sur la connectivité des habitats de ces espèces en fragmentant soit des liens importants soit des taches importantes dans le réseau écologique.

Encadré 2.3. - Approche pédagogique : interpréter des métriques de connectivité fonctionnelle

Dans le cadre de mes enseignements, je présente quelques métriques simples (*EC*, *IF*, *BC*) à mes étudiants de master pour essayer de leur montrer l'intérêt de la quantification de la connectivité écologique en utilisant l'outil Graphab. Comme il est difficile d'entrer par la formule mathématique des métriques devant ce public formé généralement aux sciences humaines et sociales, il est préférable de leur faire réaliser des exercices appliqués ou de leur présenter des analogies : « Si l'on imagine que le réseau de métro lyonnais est un réseau écologique, alors les stations Saxe-Gambetta et Bellecour auront un très fort indice de centralité intermédiaire. Inversement, les stations Gare de Vaise ou Gare d'Oullins auront un indice de centralité faible mais potentiellement un indice de flux élevé¹. »

¹ Pour comprendre cette analogie, il faut savoir que les stations Saxe-Gambetta et Bellecour se situent chacune à l'intersection de deux lignes de métro, et que les stations de bout de ligne telle que Gare de Vaise ou Gare d'Oullins peuvent potentiellement émettre des flux importants de voyageurs en raison de la présence de parkings relais.

Encadré 2.3. (suite)

La première métrique présentée est la métrique globale *EC*. Cette métrique présente l'intérêt d'avoir une unité facilement compréhensible (les mètres carrés) si l'on considère que la capacité des taches correspond à leur surface. Comme elle se décline au niveau global, aucune cartographie de cette métrique n'est possible. Je leur propose donc d'utiliser cette métrique en tant qu'outil de comparaison pour des scénarios, par exemple des formes urbaines simulées contrastées ou différents tracés d'autoroute ou de ligne à grande vitesse (LGV). Par exemple, dans l'exercice sur la construction de la LGV, les pertes de connectivité (*EC*), par rapport à l'état initial s'élèvent à -8,85 % pour l'un et seulement -0,83 % pour l'autre (figure 2.13). Ce type d'exercice permet de montrer l'intérêt concret de la quantification de la connectivité pour l'aide à la décision et de chercher ensemble des explications à ces variations contrastées. Dans le cas présent, le plus faible impact est obtenu dans le scénario de LGV qui double le tracé d'autoroute existant, et minimise, de fait, une fragmentation supplémentaire des réseaux écologiques.

Les métriques locales, elles, présentent l'intérêt de pouvoir être cartographiées, par exemple à l'échelle des taches d'habitats. Elles ont donc une traduction spatiale et peuvent indiquer les nœuds ou liens clés du réseau. Dans le cadre d'un projet sur la rainette verte dans l'est lyonnais, les étudiants doivent constituer eux-mêmes une carte d'occupation du sol, puis calculer des métriques locales pour évaluer les zones clés du réseau. Pour la même zone d'étude, les calculs des métriques *IF* et *BC* ne donnent pas les mêmes résultats spatiaux (figure 2.18). J'interroge alors les étudiants sur la signification de ces métriques, et leur montre par exemple que le nœud A sur la figure 2.18 est important en termes de flux d'individus, mais ne constitue pas un élément clé du réseau. C'est l'inverse pour le nœud B. Cet exercice permet de souligner les difficultés d'application concrète des politiques liées aux réseaux écologiques : que veut-on protéger ? quels sont les processus essentiels dans cette zone donnée pour le maintien de l'espèce ? doit-on privilégier une présence même faible ou au contraire développer l'abondance des espèces ?...

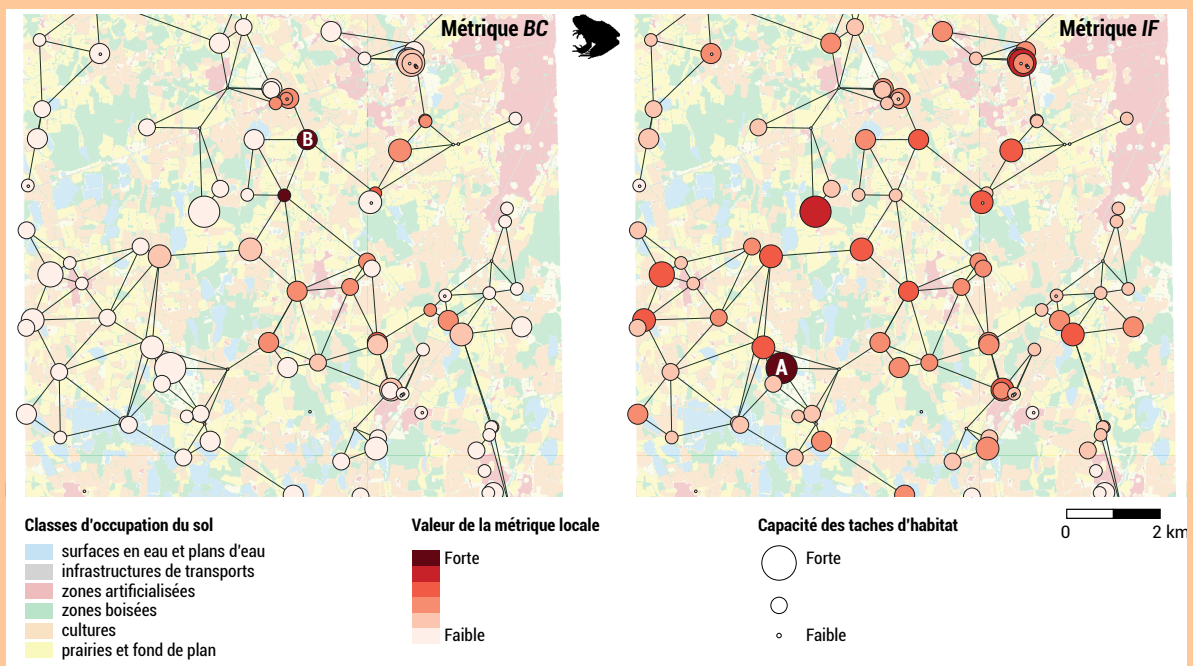


Figure 2.18. - Exemple de comparaison de deux métriques locales dans le cadre de la modélisation du réseau écologique de la rainette verte dans l'est lyonnais lors d'un cours d'écologie du paysage en Master.

CONCLUSION

Les aires protégées sont un des dispositifs phares pour la conservation de la biodiversité. Historiquement, elles ont d'abord eu vocation à préserver l'esthétique et le spectaculaire. Les politiques de conservation se sont ensuite attachées à délimiter des zones avec un intérêt écologique fort par exemple avec la présence d'espèces remarquables. Si les premiers dispositifs pouvaient s'apparenter à une mise sous cloche des espaces naturels, d'abord dans l'intérêt des humains, puis plutôt dans l'intérêt des non-humains, la conservation de la biodiversité prend désormais compte les activités humaines et une biodiversité plus ordinaire (Depraz 2008 ; Therville 2013). Depuis les années 1990, les approches réticulaires sont privilégiées et permettent de prendre en compte la connectivité des zones protégées et plus généralement des habitats. Le concept de réseau écologique est un outil supplémentaire pour la biologie de conservation qui permet d'orienter et de guider des politiques de planification à l'instar des Trames Vertes et Bleues en France. Les réseaux écologiques sont des réseaux particuliers, dans le sens où il est nécessaire d'avoir recours à des modèles de simulation spatiale pour les représenter. Les avancées technologiques en informatique, en télédétection et en SIG ont rendu possible la quantification de la connectivité à des larges échelles. L'écologie du paysage est donc désormais fortement liée à ces outils à un tel point que l'on peut alors se demander si cette discipline peut se définir par ses outils, et même si l'écologie du paysage pourrait encore exister en l'absence de ces outils (With 2019).

CONCLUSION DE LA PARTIE 1

Dans cette première partie je suis revenu sur l'histoire de l'écologie du paysage et sur les concepts et théories principales de la discipline. Ces fondamentaux m'ont permis de définir la notion de connectivité des habitats, au cœur de mes problématiques de recherche depuis plus d'une dizaine d'années. La connectivité des habitats est un déterminant du maintien de la biodiversité dans des paysages fragmentés et ne peut s'aborder que si l'on considère les structures paysagères sous forme de réseaux. La complexité de l'approche par réseaux écologiques nécessite de simplifier les processus biologiques afin de les représenter sous forme de modèles spatialement explicites. Le développement de plusieurs outils et méthodes, en particulier les graphes paysagers permettent désormais de quantifier et de spatialiser la connectivité fonctionnelle potentielle des habitats. Ces modèles sont à même de produire des sorties statistiques comme la variation globale entre un état t_0 et t_{+1} . Des sorties cartographiques permettent de montrer l'intensité des flux biologiques potentiels ou l'intérêt d'une tache d'habitat pour la connectivité globale du réseau.

Pour le géographe, l'intérêt est aussi de pouvoir travailler sur de vastes zones d'études, pour pouvoir incarner les réseaux écologiques dans des logiques territoriales telles que la gestion environnementale comme les réseaux d'aires protégées ou les TVB (chapitres 4 et 5) ou des projets d'aménagement comme la construction d'une autoroute ou la végétalisation intra-urbaine (chapitre 6).

Si la simplification liée à la modélisation peut faire l'objet de critiques, elle est néanmoins nécessaire pour aider à la mise en place de politiques de conservation de la biodiversité. Pour cela, il est nécessaire d'encourager et de développer les discussions entre les différentes disciplines, sciences humaines, naturelles et politiques (Kool *et al.* 2013). Les choix effectués par les scientifiques pour ces modélisations devraient être si possible réalisés en concertation avec les différents acteurs de la conservation de biodiversité (chapitre 4). Pour que des mesures efficaces soient mises en place, et pour favoriser leur acceptabilité sociale, une approche pédagogique est nécessaire. Elle peut passer par la multiplication d'actions de vulgarisation scientifique, qui incitent au dialogue, par exemple par le biais de cartographies adaptées au public ciblé (Bourgeois *et al.* 2022). Dans la suite de ce mémoire, je m'attacherai à expliquer d'après mes différentes expériences de recherche quels sont les différents choix relatifs aux méthodes de modélisation des réseaux écologiques (données, résolution spatiale...) (chapitre 3) nécessaires à la mise en place de méthodes participatives pour intégrer la gestion de la biodiversité dans les sphères politiques, opérationnelles et citoyennes (chapitre 4).

Page de garde Partie 2 : Superposition de deux bases de données cartographiques à haute résolution spatiale autour de la confluence Saône/Rhône à Lyon.

Source des données :

- Végétation classée par strates à 1 m de résolution : Thomas Boutreux, Arneud Bellec, Fabien Commeaux.

- Photographie aérienne : orthophotographie très haute résolution (8 cm) de la Métropole de Lyon (disponible sur Data Grand Lyon)



Partie 2

**Données cartographiques et écologiques :
quels choix méthodologiques pour modéliser
les réseaux écologiques avec les sphères
scientifiques et opérationnelles ?**

“
*Connectivity scientists need to be
transparent about what their
measurements and models mean,
and the assumptions behind them*”

Johnathan Kool et al. (2013)

INTRODUCTION DE LA PARTIE 2

Si la première partie de ce mémoire peut être considérée comme un état de l'art sur les questions d'écologie du paysage et de modélisation des réseaux écologiques, cette deuxième partie peut s'apparenter au classique « matériel et méthodes » des travaux scientifiques. La question des données est au cœur de ces deux chapitres. Il ne s'agit pas de proposer une méthodologie classique visant à répondre à une problématique de recherche, mais plutôt de détailler les questionnements relatifs aux différents types de données mobilisées pour modéliser les réseaux écologiques. Ces données peuvent être de différente nature et seront présentées dans le **chapitre 3**. Elles présentent le point commun d'être spatialisées : elles peuvent être « écologiques » (bases de données sur la biodiversité) ou « cartographiques » (bases de données d'occupation du sol). Sans chercher l'exhaustivité dans le domaine, je propose de montrer des exemples d'utilisation de ces bases de données, à travers quelques illustrations de mes travaux scientifiques. L'objectif n'est donc pas de décrire une méthodologie uniforme et applicable à tous les travaux de modélisation des réseaux écologiques mais plutôt de pointer les différences et similarités entre mes différentes expériences, et de modestement contribuer à des recommandations pour un bon usage de ces différentes données. Un état des lieux est dressé dans le **chapitre 3**, avec un focus particulier sur les questions de résolution. Dans le **chapitre 4**, je montre des exemples de création ou d'utilisation de ces données dans le but de mettre en place des modélisations participatives des réseaux écologiques.

Chapitre 3

Prendre de bonnes résolutions. Quelles données spatiales et thématiques pour modéliser les réseaux écologiques ?

collectifs
Quelle biodiversité au pied de votre immeuble ?

Votre résidence participe au projet **COLLECTIFS !**

Ce projet de recherche-action part à la découverte de la biodiversité urbaine dans les espaces verts au pied des immeubles. Grâce aux sciences participatives, et donc grâce à votre aide, une étude scientifique de la faune et la flore de votre jardin est réalisée.

2021

- Flore sauvage et cultivée
- Insectes pollinisateurs
- Macro faune du sol
- Micro Faune du sol

2022

- Chauves-souris
- Papillons
- Oiseaux

Rejoignez-nous pour découvrir la faune et la flore de votre jardin et participer à des ateliers pour agir concrètement pour la biodiversité de votre espace vert !

contact@brefort@universite-lyon.fr
Collectifs : Quelle biodiversité au pied de votre immeuble ?

Pour consulter notre site :

Améliorons, ensemble, la conception et la gestion de ces espaces, en faveur de la biodiversité et pour un meilleur cadre de vie.

GRAND LYON LA METROPOLE
EST LE TERRITOIRE HABITAT
UNIVERSITÉ DE LYON
LABEX IMU UNIVERSITÉ DE LYON
ÉCOLE URBAINE DE LYON



Nos laboratoires de géographie prennent parfois l'aspect de comptoirs arctiques où nous négocions avec ces trappeurs de l'Internet [les informaticiens] pour qu'ils nous ramènent des confins glacés du numérique les couches encore chaudes des bases de données qu'ils y auront piégées.



Pierre Gautreau (2021)

Page de garde Chapitre 3 : Exemple d'un site d'étude du projet COLLECTIFS où des inventaires de biodiversité ont été réalisés en 2021 et 2022.

Photographie : Caroline Bréfort

INTRODUCTION

Les études en écologie du paysage, et *a fortiori* celles se focalisant plus particulièrement sur les réseaux écologiques nécessitent des données que je classerai par simplification en deux grandes familles : les données « écologiques » et les données « cartographiques ». Les bases de données « écologiques » sont très diversifiées, et le terme les qualifiant n'est d'ailleurs pas réellement stabilisé. Si un consensus semble se dégager pour parler de bases de données cartographiques, il n'est pas rare en revanche de parler de « données naturalistes », de « données écologiques », de « données biologiques » ou encore de « données espèces » pour parler des bases de données relatives à la biodiversité. Pour être le plus large et englobant possible, je parlerai le plus souvent de données sur la biodiversité mais n'exclut pas l'utilisation des autres termes selon les besoins.

Les données sur la biodiversité peuvent être spatialisées, et relèvent par exemple de points de présence ou d'abondance d'espèces localisées par des lieux d'observation, ou de suivi d'espèces par balises GPS. Ces données constituent des bases d'informations pour la modélisation des réseaux écologiques et rendent parfois possibles la caractérisation des traits fonctionnels des espèces telles que des estimations de taille et de composition des domaines vitaux ou des distances de dispersion potentielles. Dans ce cas, elles servent à paramétrer et à calibrer les modèles. Elles peuvent aussi permettre de réduire les incertitudes liées à la modélisation en comparant les données simulées avec les données observées sur le terrain. Les données écologiques servent dans ce cas à valider les modèles. Toutefois la modélisation des réseaux écologiques est impossible sans l'acquisition de données spatiales autres que celles liées aux traits fonctionnels des espèces.

Les données cartographiques discutées ici relèvent de l'occupation et de l'utilisation des sols¹⁶. Elles permettent de spatialiser les réseaux écologiques et de déterminer les différentes composantes de la mosaïque paysagère. Comme toute représentation cartographique, la production de ces données relève de choix liés à leur acquisition et pose un certain nombre de questions : le détail des types de culture est-il nécessaire ? Doit-on prendre en compte les linéaires fins tels que les sentiers et les ruisseaux ? À quelle échelle dois-je travailler pour cette étude ? Quelles années choisir dans l'analyse pour montrer une évolution diachronique ? Toutes ces questions, et tant d'autres, sont liées à la résolution des données. Cette résolution peut être spatiale, temporelle ou thématique. Je montrerai ainsi dans ce chapitre qu'il est nécessaire de « prendre de bonnes résolutions » pour modéliser les réseaux écologiques en tentant de se rapprocher au maximum de la réalité écologique de terrain. Je présenterai quelques exemples de données sur la biodiversité et les limites de ces données de terrain avant de me focaliser plus particulièrement sur les données cartographiques, avec un regard particulier sur les questions d'échelle d'analyse et de résolution.

¹⁶ Les deux termes étant relativement proches, et souvent confondus, je choisis d'utiliser le terme « occupation du sol » (*land cover*) dans la suite de mon propos, qui me semble mieux intégrer le caractère biotique et abiotique des sols. Selon moi, le terme « utilisation des sols » (*land use*) est plutôt lié aux activités humaines que non-humaines.

3.1. · LES DONNÉES SUR LA BIODIVERSITÉ

Dans certains domaines d'étude tels que le climat, des outils très précis existent pour mesurer température, vent ou précipitations de manière standardisée à travers le monde. Ce n'est pas encore le cas lorsqu'il s'agit de mesurer et de quantifier la biodiversité (Julliard 2017). Les données concernant la biodiversité sont très disparates et peuvent avoir un caractère statique, lorsqu'elles concernent les milieux d'habitat des espèces (surfaces en eau, végétation...) ou dynamique lorsqu'elles relèvent des individus directement. Si les données statiques sont plus facilement disponibles grâce notamment aux techniques d'imagerie (télédétection, photographies aériennes) (3.2), les données dynamiques sont plus difficiles à acquérir. À moins de suivre directement les individus par du radio-tracking ou des balises GPS, les données « espèces » sont le plus souvent des données ponctuelles, matérialisées par des points d'observation spatialisés (captures, photographies, relevés de terrain, analyses génétiques...).

3.1.1. · L'INTÉRÊT DES DONNÉES SUR LA BIODIVERSITÉ

Les facteurs d'altération de la biodiversité sont multiples et peuvent être causés par exemple par la fragmentation et la perte des habitats, le changement climatique, les diverses pollutions, ou encore l'exploitation des sols et des ressources forestières. Ces changements affectent la biodiversité à plusieurs échelles, de la composition génétique des espèces à leurs distributions au sein des écosystèmes. Ces facteurs et ces dynamiques sont spatialement hétérogènes et les impacts sur la biodiversité nécessitent d'être considérés de l'échelle locale à l'échelle globale. Parmi toutes les variables permettant d'évaluer ces impacts, les scientifiques, les gestionnaires et les politiques doivent alors décider quelles sont celles qui sont les plus importantes, et à quelles échelles spatiales et temporelles les analyser (Pereira *et al.* 2022).

L'acquisition de données sur la biodiversité est nécessaire pour pouvoir permettre sa quantification à différentes échelles et pour comprendre les causes et les conséquences de son déclin (Proença *et al.* 2017). S'il faut prendre en compte le fait que la biodiversité ne peut pas être représentée dans sa totalité par le seul inventaire des espèces peuplant un écosystème particulier (Bœuf *et al.* 2012), les opérations de quantification sont néanmoins souvent perçues comme un gage d'objectivité et permettent ainsi le dialogue entre les sphères politiques, scientifiques et opérationnelles (Fortier et Alphanbéry 2017). L'analyse et le suivi de la biodiversité doit comprendre : 1) la collecte de données avec des données de présence ou d'abondance dans une zone cible à des échelles spatiales et temporelles appropriées, 2) l'analyse des patrons spatio-temporels de la biodiversité avec un diagnostic robuste sur les causes des changements et 3) l'orientation des résultats ciblés pour les gestionnaires et responsables politiques (Schmeller *et al.* 2009).

Jusqu'aux années 1990, les données sur la biodiversité répondent d'abord à des préoccupations locales et régionales. En France, elles ont par exemple permis la création des premières ZNIEFF au début des années 1980 (Couderchet et Amelot 2010). Depuis les années 1990, un processus de rationalisation de ces données se développe pour faciliter leur accès et leur diffusion pour une gouvernance globale de la biodiversité (Fortier et Alphanbéry 2017). Elles sont nécessaires pour des cas d'études scientifiques ciblés (Martin *et al.* 2012) et plus généralement pour mettre en place des politiques de conservation internationales telles que les objectifs d'Aichi (Hoffmann *et al.* 2014). Elles peuvent aussi servir de base à l'élaboration de rapports sur l'état de la biodiversité à l'échelle

mondiale comme ceux de l'IPBES¹⁷ (Díaz *et al.* 2019). Dans le cadre de politiques de conservation, les données sur la biodiversité sont essentielles pour évaluer les progrès accomplis dans la réalisation des objectifs de conservation, pour évaluer l'efficacité des stratégies de gestion et pour déterminer les responsabilités en matière de conservation (Mace *et al.* 2010 ; Schmeller *et al.* 2015).

3.1.2. · LES PRODUCTEURS DE DONNÉES SUR LA BIODIVERSITÉ

Afin de comprendre les causes et les conséquences de l'érosion de la biodiversité, des données issues de plusieurs disciplines doivent être intégrées dans une large gamme d'échelles spatio-temporelles (Kelling *et al.* 2009 ; Hampton *et al.* 2013). Toutefois, pour détecter des changements significatifs dans l'espace et dans le temps, les collectes de données doivent être effectuées sur plusieurs années, et de manière protocolée, ce qui n'est pas souvent compatible avec les ressources humaines et financières disponibles (Schmeller *et al.* 2009). Si certains pays disposent d'institutions nationales comme le MNHN¹⁸ en France pour alimenter des bases de données publiques sur la biodiversité, ce n'est pas forcément le cas pour d'autres. De plus, même dans les pays disposant de telles institutions, les ressources financières publiques sont forcément limitées et ne permettent pas toujours de collecter suffisamment de données dans l'espace et dans le temps pour dégager des tendances et réaliser des projections fiables pour les générations futures. Depuis plusieurs années, ces institutions publiques s'appuient de plus en plus sur la collecte des données par le biais de citoyens volontaires¹⁹ et/ou d'associations naturalistes. Ces associations ont pour la plupart largement professionnalisé leurs activités et comprennent des salariés permanents et de nombreux adhérents bénévoles, du débutant à « l'amateur éclairé » plus chevronné (Alphandéry et Fortier 2011). Le recours aux associations et à leurs réseaux de citoyens est essentiel pour augmenter la quantité de données disponibles à moindre coût, même si cela induit forcément une possible perte de qualité (Schmeller *et al.* 2009). Les institutions nationales comme le MNHN, via l'INPN, ont alors un rôle important de normalisation et de diffusion de ces données naturalistes (Gautreau 2021).

3.1.3. · QUELLES BASES DE DONNÉES POUR LA BIODIVERSITÉ ?

Les données collectées sur la biodiversité peuvent être très diverses, certains auteurs parlent même de « *Biodiversity datadiversity* » (Bowker 2000). Elles diffèrent selon leur couverture spatiale, leur couverture taxonomique (nombre et types de taxons, nombre d'observations par site, fréquence d'échantillonnage) et leur couverture temporelle (durée, fréquence et saisonnalité des séries d'observations) (Couvét *et al.* 2011). Ce type de données est le plus souvent collecté à un niveau très local pour les besoins d'une étude scientifique, et plus particulièrement dans le cadre des thèses. Bien qu'il soit possible d'agréger les données obtenues pour plusieurs de ces études afin d'obtenir une couverture spatiale plus large (Hudson *et al.* 2014), les analyses scientifiques qui en dépendent doivent être réalisées avec prudence puisque les données n'ont pas été obtenues avec les mêmes protocoles d'acquisition (Proença *et al.* 2017). Au-delà de la difficile harmonisation de ces données à des fins de conservation globale de la biodiversité, un des enjeux principaux consiste à rendre les données produites disponibles et accessibles pour une science ouverte (Wetzel *et al.* 2018). Par

¹⁷ Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.

¹⁸ Museum National d'Histoire Naturelle. Plus précisément, le MNHN administre l'INPN (Inventaire National de Protection de la Nature) qui est un portail de diffusion de la connaissance de la biodiversité française.

¹⁹ À l'international, le *Christmas Bird Count* est considéré comme l'un des premiers programmes de science participative. Il mobilise des milliers de bénévoles ornithologues amateurs et/ou professionnels. Lancé en 1900, il est encore en vigueur aujourd'hui, et permet un recensement participatif annuel des oiseaux en Amérique du Nord à la période de Noël.

exemple, des projets tels que *EU BON*²⁰ (Hoffmann *et al.* 2014) visent à harmoniser les données sur la biodiversité à l'échelle européenne pour les intégrer dans des systèmes d'informations encore plus larges à l'échelle mondiale (*GEO BON*²¹). Pour ce faire, la dégradation des résolutions des données d'acquisition (spatiale et taxonomique) est nécessaire pour permettre la production d'atlas biogéographiques comparables spatialement et temporellement (Groom *et al.* 2018). Ces grands projets nécessitent des financements internationaux (ici de l'UE) et ont de fait une durée limitée dans le temps. *EU BON* s'est par exemple terminé en 2017. D'autres projets du même type sont développés actuellement comme *Europa BON* (Pereira *et al.* 2022) mais ne mobilisent pas forcément les mêmes équipes de recherches et les mêmes méthodes de travail ce qui rend difficile la création de bases de données pérennes et normalisées, même à des niveaux agrégés. En France, plusieurs sources de données sont rationalisées et structurées dans des systèmes d'information, tels que le SINP²² de l'INPN (Alphandéry et Fortier 2011). Ces données sont pour la plupart issues de différents projets. Depuis 1989, le MNHN, la LPO et l'OFB²³ coordonnent le programme Vigie-Nature à travers, notamment le Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC) qui est alors la première approche d'observation participative de la biodiversité en France. Le programme Vigie-Nature s'est depuis renforcé avec le suivi de nouveaux groupes taxonomiques (papillons, insectes pollinisateurs, plantes sauvages des villes...) (Machon 2012 ; Machon et Martin 2013). Depuis 2018, le portail OPEN (Observatoires Participatifs des Espèces et de la Nature) permet de répertorier l'ensemble de ces programmes scientifiques. Par exemple le programme Faune-France permet aux bénévoles naturalistes de saisir des observations d'espèces partout en France via une application afin de produire et d'alimenter des cartes de répartition, dont la fiabilité et la robustesse sont évidemment fortement dépendantes du nombre d'observateurs et de la qualité du protocole d'observation et de saisie des données. Ces données, pourtant riches et nombreuses sont encore aujourd'hui relativement éparpillées et organisées dans des systèmes d'informations peu connectés les uns aux autres. Pour pallier à cela, un Système d'Information sur la Biodiversité a été développé récemment (depuis 2021) par l'OFB. Il est accessible par le portail web Naturefrance et vise globalement à décrire toutes les données disponibles et non disponibles sur la biodiversité. Il a pour ambition de connecter les différents dispositifs existants comme ceux de l'INPN aux autres bases de données et faciliter ainsi l'accès aux données sur la biodiversité à l'échelle nationale.

3.1.4. · LES DIFFICULTÉS D'ACCÈS AUX DONNÉES SUR LA BIODIVERSITÉ, ILLUSTRÉES PAR LE PROJET 3EM

En présentant ainsi succinctement quelques exemples de bases de données sur la biodiversité, et les différentes tentatives d'agrégation de celles-ci à différentes échelles, cela donne sans doute une fausse impression de simplicité. On pourrait en effet penser que si l'on prend garde au protocole de collecte des données, alors il est facile d'obtenir un grand nombre de données de qualité pour mener à bien des études scientifiques pertinentes sur des cas d'études plus ciblés. C'est du moins

²⁰ *European Biodiversity Observation Network*

²¹ *Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network*

²² Système d'Information de l'Inventaire du Patrimoine Naturel. D'après le site de l'INPN, « le SINP a pour objet de structurer les connaissances sur la biodiversité (espèces de la faune, de la flore et de la fonge d'une part, habitats naturels ou semi-naturels d'autre part) et sur la géodiversité, afin de mettre ces connaissances à disposition de tous. Le SINP couvre l'ensemble du territoire national (métropole et outre-mer) et porte sur les domaines terrestres, aquatiques et marins. »

²³ Office français de la biodiversité

l'idée que nous en avons lorsqu'avec des collègues du LAET²⁴ nous avons répondu fin 2020 à un appel à projet MITI²⁵ du CNRS. Ce projet intitulé « *Évaluation Économique et Environnementale de la Mobilité* » (3EM) avait notamment pour objectif de produire une connaissance plus fine des impacts environnementaux des réseaux de transports, par exemple ceux liés à la qualité de l'air, à la présence ou à l'abondance de certaines espèces, ou à la biodiversité floristique et faunique. Il était également envisagé de montrer si certaines solutions d'aménagement facilitaient ou non la restauration d'espaces végétalisés ou de corridors écologiques. Pour avoir un aperçu global des impacts environnementaux des réseaux de transports, il était nécessaire d'obtenir de nombreuses données sur la biodiversité, si possible concernant plusieurs taxons (oiseaux, mammifères...). L'autre besoin pour cette étude était de disposer de données à différentes dates, pour observer par exemple l'influence de l'augmentation du trafic sur le déclin de certaines espèces. Nous avons commencé par réaliser une synthèse des bases de données qui pourraient nous être utiles pour ce travail (tableau 3.1).

Puis nous avons cherché à obtenir ces données, d'abord en essayant de les télécharger directement, puis en contactant leurs producteurs ou leurs diffuseurs avec plus ou moins de succès. L'expérience a montré qu'il était en réalité très difficile d'obtenir les données brutes, et encore plus à différentes dates. Nous avons identifié trois contraintes majeures :

- 1) Certaines bases de données sont alimentées depuis seulement une dizaine d'années (Oiseaux des jardins, Sauvages de ma rue...) et ne permettent pas toujours un recul temporel pour observer des impacts significatifs, surtout dans le domaine des transports où les nouvelles infrastructures sont de plus en plus rares.
- 2) Le volume des données produites, notamment les contraintes liées au nombre d'observateurs et leur disponibilité d'une année sur l'autre limite l'utilisation de données statistiquement significatives.
- 3) Les espèces animales sont difficiles à suivre puisqu'elles ont pour la plupart des modes de vie plutôt discrets, parfois même nocturnes, ce qui rend difficile les observations. Les oiseaux quant à eux sont plus facilement identifiables grâce à leur chant ce qui explique sans doute que les bases de données aviaires soient souvent mieux renseignées que les autres. De plus, les oiseaux présentent l'avantage d'avoir des régimes alimentaires diversifiés, et d'occuper des échelons différents dans la chaîne alimentaire. Leur suivi, en tant que groupe, a donc l'avantage de pouvoir (au moins *a priori*) fournir des informations sur différents mécanismes comme le rôle du bruit ou de certaines substances comme les pesticides. Le suivi d'autres taxons offre peut-être, comparativement, moins d'avantages.

Au final, parmi l'ensemble des bases de données investiguées sur la biodiversité, seule la base de données STOC concernant les oiseaux a pu être réellement mobilisable puisqu'elle est constituée de données protocolées depuis les années 1980.

²⁴ Laboratoire Aménagement Économie Transports, UMR 5593 CNRS, Univ. Lyon 2, ENTPE. Projet dirigé par Pierre-Yves Péguy. Participants : Pierre Leviaux, Nicolas Ovtracht et Marc Bourgeois.

²⁵ Mission pour les initiatives transverses et interdisciplinaires

Nom de la base de données	Oiseaux des jardins	SPIPOLL	Biodiversité OAB	Sauvages de ma rue	Vigie Chiro	Faune France	STOC	Vigie Flore	Données Collision
Organisme propriétaire ou producteur	MNHN	MNHN	MNHN	MNHN	MNHN	Associations naturalistes locales	MNHN	MNHN	Fédération de chasse
Période de suivi	2013-2021	2008-2021	2012-2021	2011-2021	2006-2021	2020-2021	2001-2019	2009-2019	2015-2020
Couverture spatiale	Nationale	Nationale	Nationale	Nationale	Nationale	Nationale	Nationale	Nationale	Régionale (AURA)
Echelle spatiale	Jardin (public, privé ou balcon)	Une fleur ou un groupement de fleurs	Exploitation agricole	Une rue en milieu urbain	Plusieurs types : points, transects piétons, transects voiture	Plusieurs types de suivis	Infra communal. Carré de 4Km ²	Carré (4 à 8 placettes dans une maille de 1km ²)	Axe routier
Objet des données	Oiseaux	Insectes	Papillons, invertébrés, abeilles et lombrics	Plantes sauvages	Chauves souris	Espèces animales et végétales	Oiseaux communs	Espèces végétales communes	Collision faune
Données de présence	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Données d'abondance	Oui	Oui	Oui	Non	Oui	Oui	Oui	Non	Non
Données de comptage	Oui	Oui	Oui	Non	Oui	Oui	Oui	Non	Non
Type de données	Ponctuelles XY	Ponctuelles XY	Ponctuelles (XY) ou transects (XY;XY)	Transect (XY;XY)	Ponctuelles ou transects	Plusieurs types de données selon les suivis	Zonales au final après modélisation de diffusion et ponctuelles en entrée	Zonales au final après modélisation de diffusion et ponctuelles en entrée	Ponctuelles (collisions)
Type de production (enregistrement de la donnée)	Protocole harmonisé	Protocole harmonisé	Protocoles harmonisés (4 au total)	Protocole harmonisé	Protocoles harmonisés (3 protocoles au total)	Variés	Protocole harmonisé en points d'écoute : données ponctuelles (10 points dans un carré de 2*2km)	Protocole harmonisé en placettes : données ponctuelles (10 quadrats de 1m ² par placette, 4 à 8 placettes dans un carré de 1*1km)	Opportuniste
Type de relevé (planifié ou opportuniste)	Planifié (2 fois par an)	Opportuniste (lieu et nb de participations libres)	Opportuniste (lieu et nb de participations libres)	Opportuniste (lieu et nb de participations libres)	Planifié (points représentatifs) ou choisis par l'observateur	Variés	Relevé planifié, normalement aux mêmes dates et mêmes points chaque année (pas depuis le début du suivi)	Relevé planifié, normalement aux mêmes dates et mêmes points chaque année (pas depuis le début du suivi)	Opportuniste (données de collisions répertoriées)
Remarques	Suivi volontaire par des participants. Représentativité aléatoire	Suivi photographique	Agriculteurs volontaires qui renseignent leurs observations				Suivi volontaire par des participants. Représentativité dépendante de la répartition des naturalistes		

Tableau 3.1. - Exemples de bases de données françaises sur la biodiversité disponibles en France. Ce recensement a été réalisé dans le cadre du projet 3EM. Ce tableau liste les bases de données potentiellement pertinentes pour le projet et ne prétend pas à l'exhaustivité. Réalisation : P. Leviaux, P. Piot, N. Ovtracht, M. Bourgeois et P.Y. Péguy.

Pour des raisons similaires, cette même base de données est d'ailleurs celle qui a aussi été utilisée dans le cadre du projet *ORIOCLUS* mené avec l'équipe Graphab depuis 2019²⁶. Malgré les ambitions revues à la baisse dans le projet 3EM, la base de données STOC, avec ses atouts et ses limites a tout de même permis la production de résultats préliminaires (figures 3.1 et 3.2), qui restent à investiguer et à développer dans le cadre d'autres programmes de recherches (conclusion). Cette expérience a mis en avant la difficulté d'obtenir des données sur la biodiversité, y compris en France, à une échelle régionale (aire d'attraction de Lyon, 6 455 km²), pour différentes années et différents taxons.

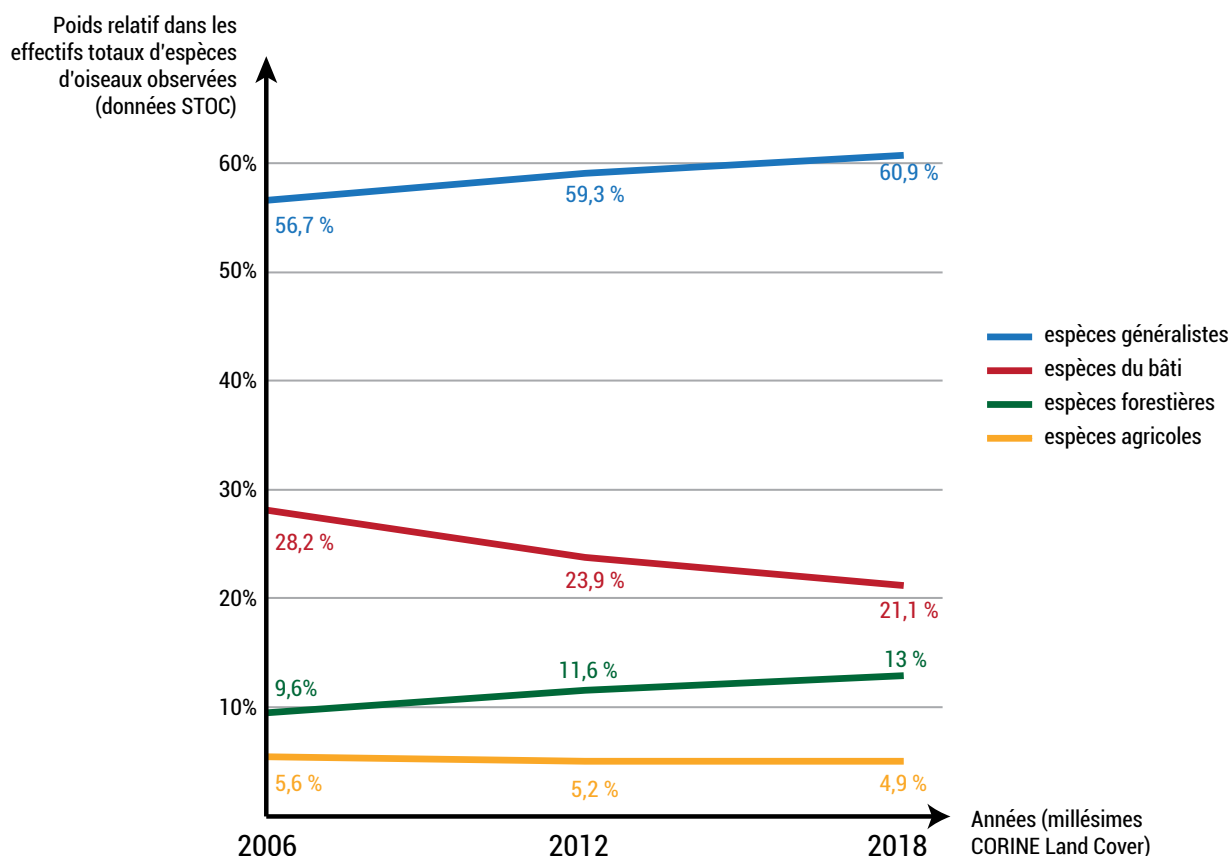


Figure 3.1. - Évolution du poids relatif des groupes dans les effectifs totaux de 30 espèces d'oiseaux observées. Le graphique présente l'évolution du poids relatif des groupes d'espèces (agricoles, du bâti, forestières et généralistes) dans les effectifs totaux de 30 espèces d'oiseaux communs sélectionnées dans le projet 3EM. On y constate les tendances suivantes : 1) Une évolution à la baisse pour les espèces du bâti, 2) un faible recul des espèces agricoles et 3) une progression des espèces forestières et des généralistes. Ces résultats sont conformes avec ceux de la littérature, et notamment les rapports du MNHN et de la LPO. Sources des données : CORINE Land Cover, et données STOC (MNHN/Vigie Nature). Réalisation : P. Leviaux, P. Piot, N. Ovtracht, M. Bourgeois et P.Y. Péguy.

²⁶ *Ornithological Responses and Influence Of Land Use and Separation*. Ce projet est non financé et évolue de manière discontinue selon les opportunités. Il comporte un volet « écologie » sur les relations potentielles entre connectivité du paysage et diversité spécifique des communautés d'oiseaux et un volet « acteurs/territoires » sur la cohérence entre le degré de protection des territoires et le degré de vulnérabilité des réseaux écologiques (voir Clauzel 2021 pour plus de détails).

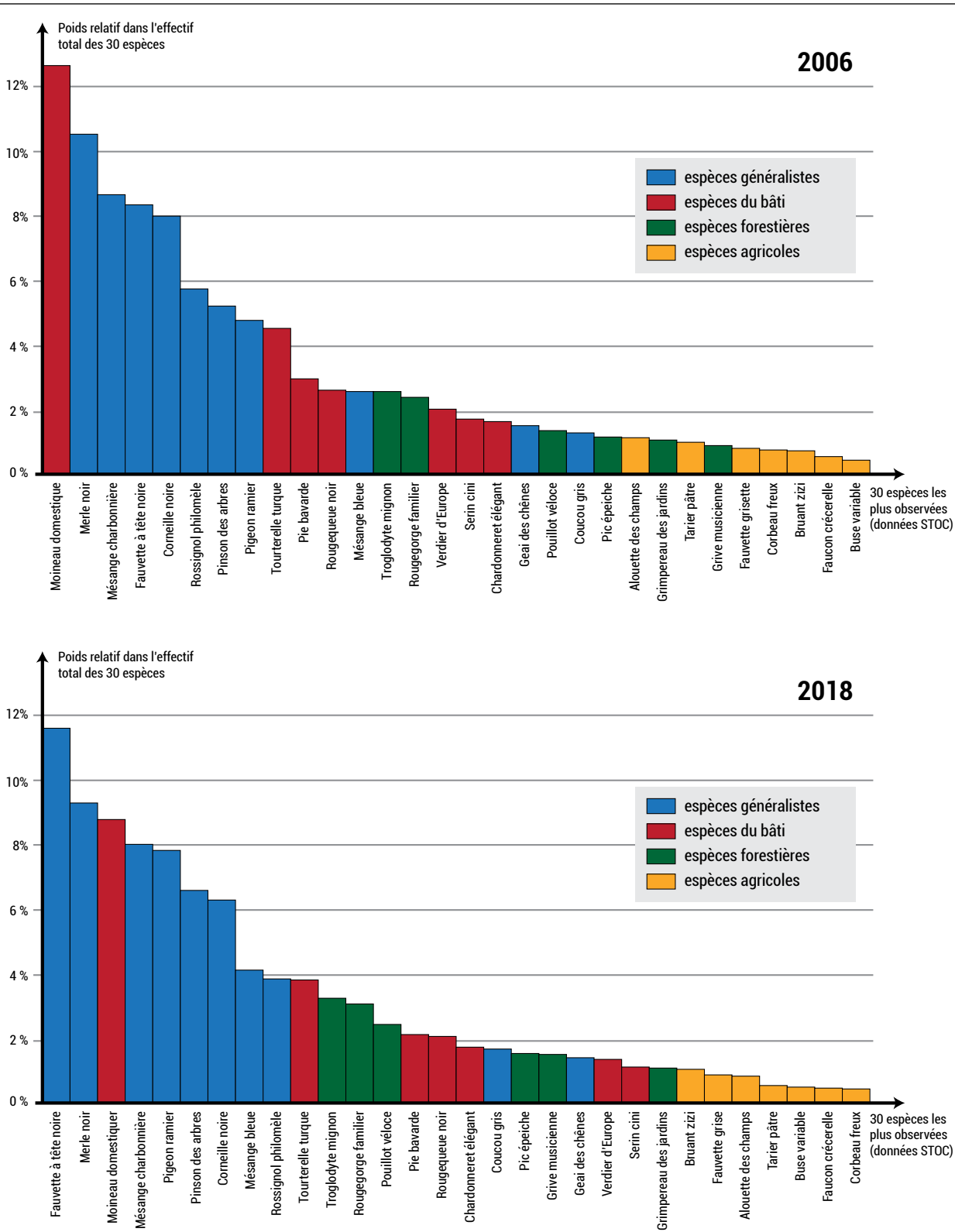


Figure 3.2. - Poids relatif des 30 espèces d'oiseaux les plus observées en 2006 et 2018. Sur la période 2006-2018 on constate 1) une évolution à la baisse des espèces du bâti, notamment le Moineau domestique qui passe de la première à la troisième position, 2) un recul des espèces agricoles qui passent toutes à droite de la distribution du poids relatif en 2018, 3) une progression des espèces forestières et généralistes dont le poids relatif tend à s'accroître. Sources des données : CORINE Land Cover, et données STOC (MNH/Vigie Nature). Réalisation : P. Leviaux, P. Piot, N. Ovtracht, M. Bourgeois et P.Y. Péguy.

Si pour notre travail, les données STOC étaient les plus pertinentes et ont été les seules à pouvoir être obtenues dans le temps imparti de ce projet, il serait inexact d'affirmer que toutes les données sur la biodiversité ne sont pas accessibles puisque de nombreuses études les mobilisent dont certaines pour calibrer et valider les modélisations par graphes paysagers (voir 3.5 et les revues de *Correa Ayram et al. 2016* et de *Foltête et al. 2020*). Mais il s'agit souvent de données spécialement produites pour les études ciblées. D'autres travaux font l'économie de l'acquisition des données en utilisant celles qui sont déjà disponibles. Pour ne citer qu'un exemple français, les travaux récents de Simon Tarabon dans l'est lyonnais utilisent des données de présence de la LPO Rhône (écureuil et blaireau) (*Tarabon et al. 2019*). Dans le cadre du projet ECOMOLY autour de l'autoroute A45, j'ai également pu obtenir des données d'un naturaliste bénévole qui spatialisent sous forme de points les espèces d'oiseaux observées à proximité du tracé prévu (figure 3.3). Bien que les contre-exemples soient nombreux (p. ex. *Hudson et al. 2014*), plusieurs études vont dans le sens de mon propos et s'accordent à dire que : 1) les données sur la biodiversité sont difficiles à obtenir de manière harmonisée et détaillée, 2) de multiples publications scientifiques se basent uniquement sur les données produites pour le besoin de l'étude et 3) de nombreux progrès restent à faire dans la diffusion et l'accessibilité des données existantes (*Costello et Wiczorek 2014 ; Hoffmann et al. 2014 ; Proença et al. 2017 ; Wetzel et al. 2018*).

Relevés d'observations de quelques espèces d'oiseaux remarquables à proximité du fuseau A45 (Nord-Ouest de Saint-Étienne, Loire)

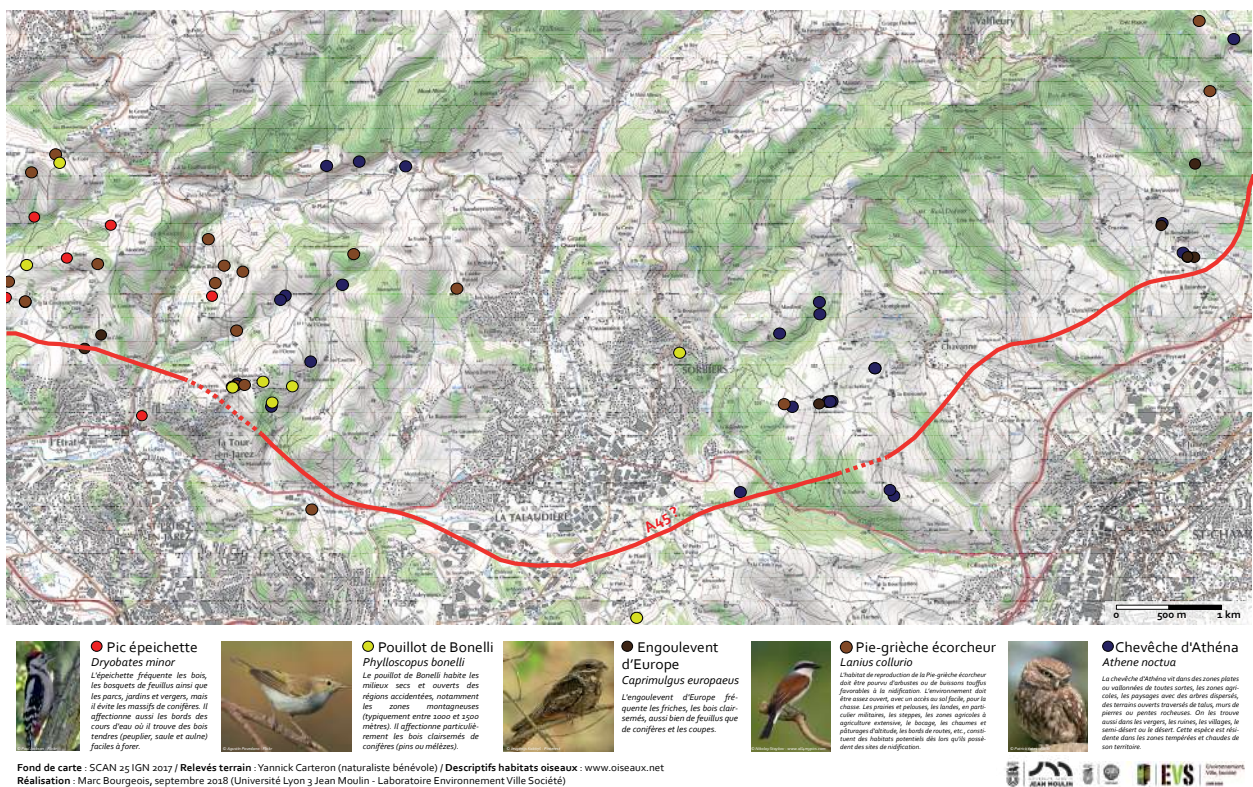
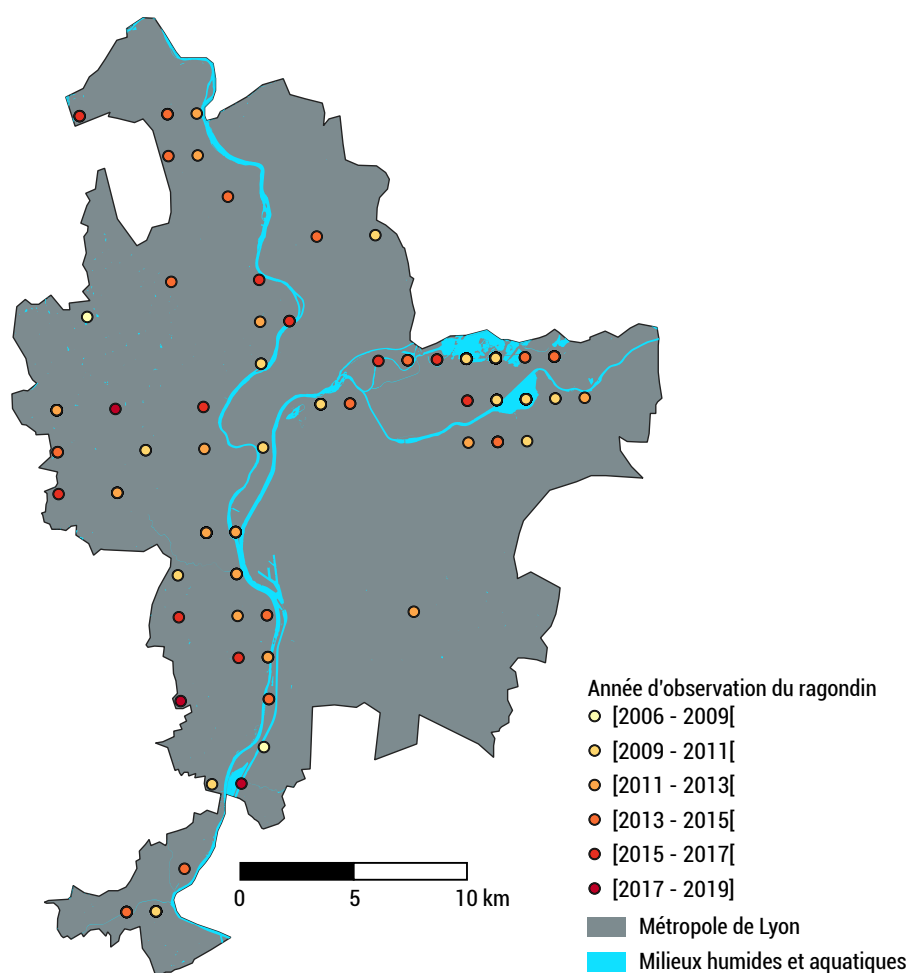


Figure 3.3. Relevés d'observations de quelques espèces d'oiseaux remarquables à proximité du fuseau A45 (Nord-Ouest de Saint-Étienne, Loire). Poster présenté à la Talaudière le 22/09/18 (chapitre 6). Les données d'observations d'oiseaux sont des données opportunistes. Elles ont été récoltées directement auprès d'un naturaliste bénévole de la LPO et permettent d'illustrer la présence de quelques espèces d'oiseaux remarquables dans une optique de sensibilisation du grand public. Toutes n'ont pas été reportées sur la carte (espèces plus communes, ou espèces menacées par le braconnage comme le hibou Grand-Duc).

3.1.5. · ACQUÉRIR DES DONNÉES DE BIODIVERSITÉ : EXEMPLE DU PROJET COLLECTIFS

Face à l'absence des données sur la biodiversité ou à leur difficulté d'obtention, il est souvent nécessaire de devoir acquérir de nouvelles données pour une étude scientifique ou un projet de recherche. Cette section présente un cas concret issu de mes expériences personnelles où l'acquisition de nouvelles données a été nécessaire.

Dans le cadre du projet ARMATURE 2 (2018-2019), j'étais chargé d'un volet concernant l'étude de la connectivité à l'échelle de la métropole de Lyon. En concertation avec les partenaires du projet, et plus particulièrement les espaces verts de la ville de Lyon, nous avons choisi de nous focaliser sur une espèce invasive, le ragondin (*Myocastor coypus*), étant donné que nous pouvions disposer de données de présence. Malheureusement, comme souvent lorsqu'il s'agit de données d'observation, les points étaient peu nombreux au regard de la taille de la Métropole (figure 3.4) et l'analyse des données, même couplée à des graphes paysagers n'a pas permis de produire des résultats significatifs et de poursuivre ce travail au-delà du stage de 2 mois d'Alexandre Gaugirard²⁷.



Sources : BD Topo IGN 2018. Points d'observations fournis par la Métropole de Lyon

Figure 3.4. · Points d'observations datés du ragondin dans la métropole de Lyon. Carte réalisée d'après les travaux de stage d'Alexandre Gaugirard (M1 Biodiversité Écologie Évolution).

²⁷ M1 Biodiversité Écologie et Évolution, Université Claude Bernard Lyon 1

Avec Bernard Kaufmann (LEHNA, Lyon 1), nous avons toutefois identifié deux freins principaux à des analyses plus détaillées de connectivité à l'échelle de la Métropole : 1) le manque de données de biodiversité (ex : points d'observations) pour calibrer des modèles de connectivité espèces-centrés tels que celui du ragondin, et à défaut 2) le manque d'une cartographie d'occupation du sol à haute résolution spatiale et thématique.

Le manque de données de présence concernant le ragondin aurait nécessité de mener des investigations complémentaires et de dégager un budget en conséquence ce qui n'était alors pas possible. Indépendamment du cas d'étude « ragondin », le projet ARMATURE 2 a permis également de soulever le manque de données sur la biodiversité concernant des éléments essentiels de l'infrastructure verte des villes : les espaces verts des habitats collectifs. Ces espaces verts particuliers, souvent gérés par des entreprises privées n'avaient jusqu'alors pas fait l'objet d'analyses scientifiques approfondies relatives à la biodiversité. Dans le cadre du projet COLLECTIFS et de la thèse de Thomas Boutreux, nous avons lancé une campagne de communication à l'échelle du Grand Lyon pour identifier des sites sur lesquels effectuer nos analyses (figure 3.5). Nous avons retenu 40 sites d'étude présentant la meilleure diversité possible et plutôt bien répartis spatialement autour de Lyon et sa proche périphérie (figure 3.6). En complément, 8 parcs publics ont été ajoutés afin de pouvoir comparer les valeurs de biodiversité mesurées avec des valeurs de référence (sites en gestion écologique depuis 20 ans).



Figure 3.5. - Visuel de communication du projet COLLECTIFS. Charte graphique par Pascal Desbled (System D).

Pour ces 48 sites, différents types d'acquisition de données ont été mobilisés afin d'obtenir un inventaire de la biodiversité présente dans chacun d'entre eux. Différentes méthodes ont été mises en œuvre : observations de plantes, nature des sols, prélèvements des espèces présentes dans et sur les sols, échantillonnage d'insectes pollinisateurs, capteurs acoustiques pour chauves-souris et oiseaux, observations d'oiseaux (figure 3.7 et encadré 3.1). Si certaines de ces méthodes d'échantillonnage ont été réalisées exclusivement par les partenaires du projet (chercheurs, étudiants...), d'autres ont mis à contribution les habitants dans une démarche de science participative, notamment pour les relevés de pièges à insectes pollinisateurs ou des observations. Les résultats scientifiques de ces relevés de biodiversité sont encore en cours d'analyse aujourd'hui (au printemps 2023). Afin de rester focalisé dans ce chapitre sur la question des données, je ne m'étendrai pas plus ici sur les résultats principaux de ce travail qui seront détaillés dans la thèse de Thomas Boutreux.

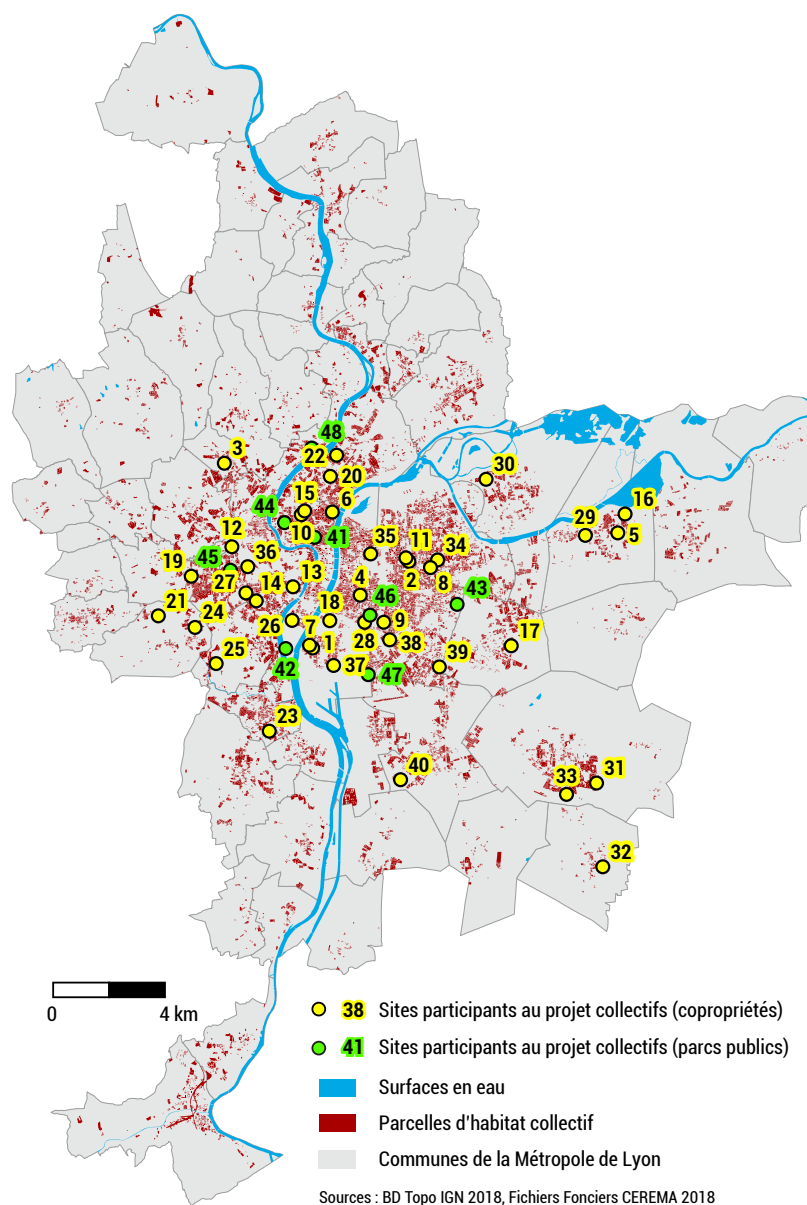


Figure 3.6. - Localisation des sites retenus pour les études de biodiversité dans le projet COLLECTIFS. Les copropriétés (en jaune) sont numérotées de 1 à 28, les logements sociaux (en jaune) de 29 à 39 et les parcs publics (en vert) de 40 à 48.

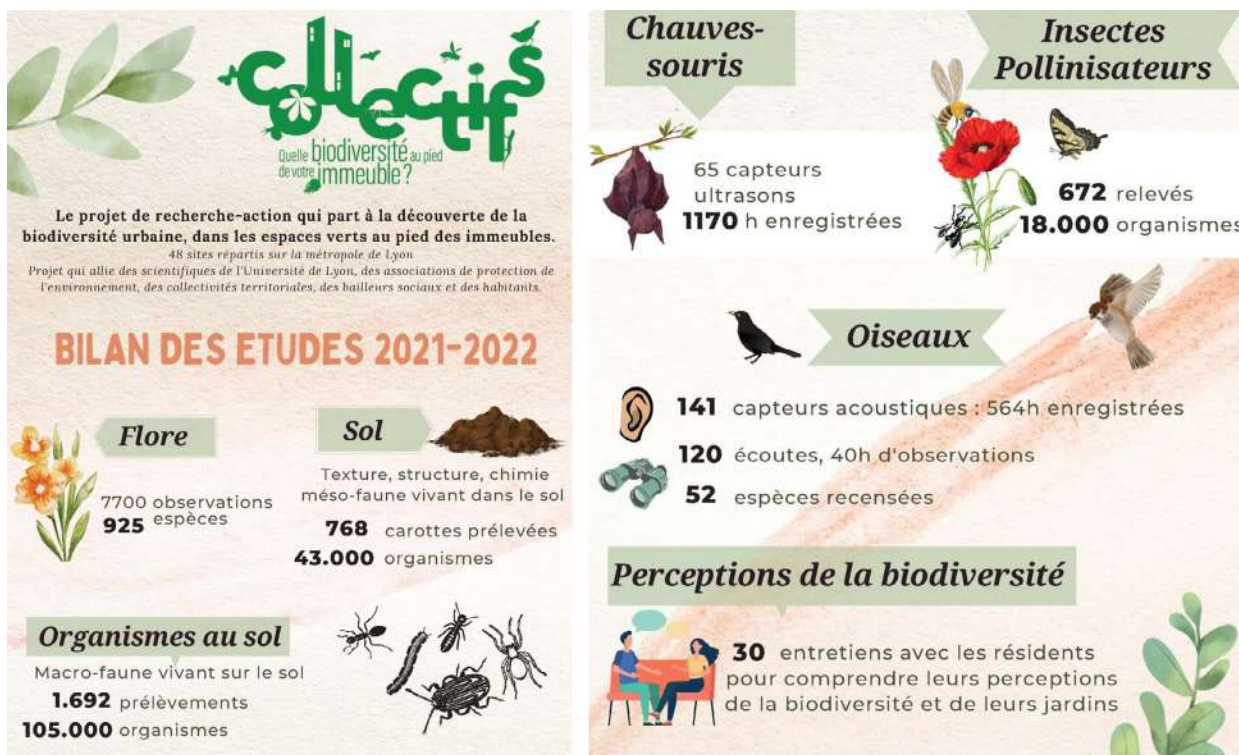


Figure 3.7. - Bilan des inventaires de biodiversité effectués en 2021-2022 dans les sites participants au projet COLLECTIFS (figure 3.6). Réalisation : Caroline Bréfort.

Encadré 3.1. - Exemples de méthodes d'acquisition de données de biodiversité dans les 48 sites du projet COLLECTIFS

Dans le cadre du projet COLLECTIFS, des données de biodiversité ont été collectées dans 40 sites d'habitat collectifs (figure 3.6) + 8 parcs publics en 2021 et 2022 dans le Grand Lyon. L'objectif était d'acquérir une connaissance scientifique de la biodiversité (flore, microbiologie, faune du sol, insectes pollinisateurs, oiseaux, chauves-souris) grâce à des relevés de terrain réalisés par des chercheurs avec l'aide des habitants. Au-delà des résultats scientifiques obtenus dans chacun de ces sites, cette science participative a pour vocation de permettre aux habitants d'apprendre à reconnaître la biodiversité urbaine en bas de chez eux afin de mieux la favoriser. Plusieurs méthodes d'acquisition de données ont été mises en œuvre¹

Les insectes pollinisateurs

Les relevés d'insectes pollinisateurs ont été effectués par piégeage (figure 3.8). Pendant 24 heures, lors d'une journée ensoleillée, sans vent et avec une température supérieure à 16°C, trois coupelles de couleurs sont accrochées à un piquet de bois à hauteur de végétation (figure 3.8 A). Elles sont remplies d'un mélange d'eau et de liquide vaisselle permettant de piéger les insectes. Les coupelles sont de couleur jaune, bleue et blanche, avec des peintures à UV (figure 3.8 B). Ces caractéristiques permettent d'attirer au maximum les insectes. Les individus piégés (figure 3.8 C) sont ensuite identifiés et quantifiés en laboratoire.

¹ Des détails supplémentaires et des résultats préliminaires sont présentés par Caroline Bréfort sur le site du projet COLLECTIFS (<https://collectifs-biodiversite.universite-lyon.fr/>)

Encadré 3.1. (suite)



Figure 3.8. - Installation de coupelles de couleurs sur les sites étudiés (A et B) pour piéger les insectes (C). Photos : C. Bréfort.

La méso-faune et la microbiologie

La méso-faune se retrouve dans les sols et est composée de micro-organismes comme les collemboles et les nématodes. Les collemboles participent activement à la décomposition et au recyclage des matières alors que les nématodes s'attellent à rendre disponibles les nutriments pour les plantes. Ces organismes sont prélevés à l'aide de carottes de sols (Figure 3.9 B et C). Ces carottes sont ensuite déposées sur un entonnoir muni d'un filtre. Les organismes présents descendent ensuite sous l'effet de la lumière et de la gravité. Les organismes suffisamment petits, et donc appartenant à la méso-faune passent le filtre et se retrouvent piégés dans un tube rempli d'alcool qui permet de les conserver en attendant d'être analysés en laboratoire (figure 3.9 A)



Figure 3.9. - Appareils de Berlèse (A) pour extraire la méso-faune issue des carottes de sols (B et C). Photos : C. Bréfort (A et B) et M. Bourgeois (C).

La microbiologie du sol a aussi été analysée via des échantillons de carottes de sol. Une fois l'ADN extrait des échantillons, il est normalisé puis amplifié en PCR (*Polymerase Chain Reaction*). Cette technique permet d'obtenir d'importantes quantités d'une séquence d'ADN spécifique. Il est ensuite envoyé en séquençage afin d'inventorier les champignons et les procaryotes (bactéries et archées).

La macro-faune

La macro-faune concerne les animaux avec une taille comprise entre 4 et 80 mm, et qui sont donc visibles à l'œil nu (vers de terre, araignées, fourmis...). Pour les capturer, un pot en plastique rempli d'eau et de propylène

Encadré 3.1. (suite)

glycol est déposé à ras du sol. Une plaque de plexiglass est déposée par-dessus à 2-3 cm du sol pour éviter que la pluie et les petits mammifères ne rentrent dans le pot (Figure 3.10 A). Les pièges sont ensuite relevés (Figure 3.10 B et C) et les individus collectés sont analysés en laboratoire.

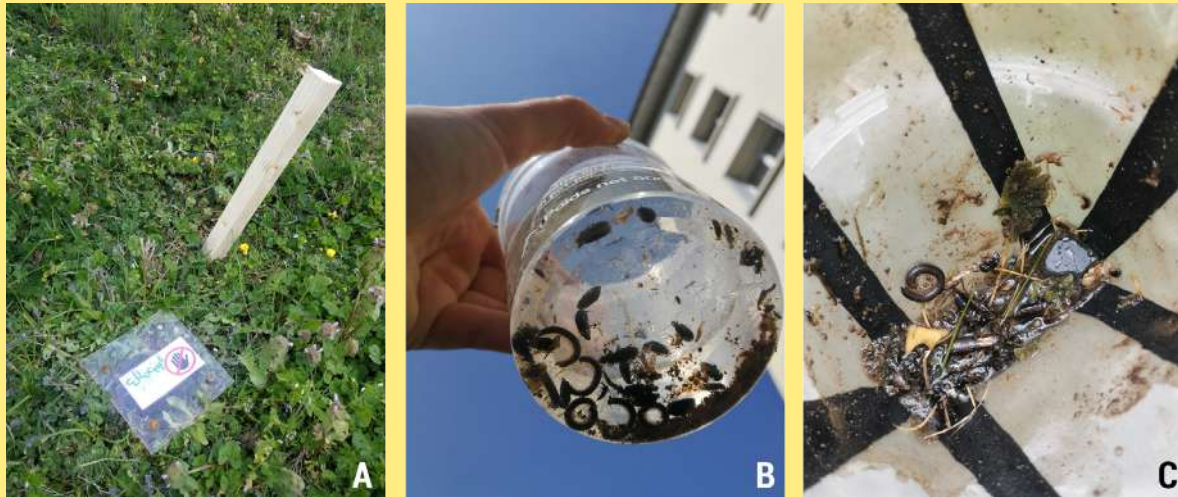


Figure 3.10. - Pièges Barber pour collecter la macro-faune du sol. Photos : C. Bréfort.

Les analyses en laboratoire

Ces relevés de terrain comprennent plusieurs espèces différentes et doivent être caractérisées. Elles peuvent être identifiées visuellement par des spécialistes, parfois à l'œil nu mais souvent à l'aide de loupes ou de microscopes. Cela n'est pas toujours possible pour les organismes les plus petits. Dans ce cas, des analyses par *barcoding* ont été réalisées (détails dans Pompanon et Shehzad 2019). Chaque espèce est caractérisée par une séquence ADN unique, qui peut être assimilée à une certaine forme de code-barres. En laboratoire, un gène spécifique est isolé (*Mitochondrial CO1*) qui se retrouve dans toutes les espèces mais qui présente des différences pour chacune d'entre elles. Les résultats sont ensuite comparés avec une base de données internationale (*Barcode of Life*) démarrée dans les années 2000 et qui continue d'être renseignée au gré des découvertes de nouvelles espèces. Le *metabarcoding* correspond à une extension du *barcoding* qui permet d'identifier en une fois toutes les espèces présentes dans un échantillon. Cette technique a été utilisée pour identifier les espèces présentes dans les 48 sites étudiés.

Les oiseaux

Les oiseaux présents sur les sites ont été recensés par trois méthodes différentes: 1) Des écoutes et observations d'oiseaux réalisées par des spécialistes lors de deux passages, compris entre 20 et 60 min selon la taille du site, en début et en fin de printemps ; 2) Des enregistrements ont été effectués à l'aide de capteurs installés dans les arbres, laissés pendant 48 heures lors de deux sessions également en début et en fin de printemps. Ces écoutes sont ensuite isolées à l'aide de logiciels de traitement audio puis analysées manuellement ; 3) Un inventaire des oiseaux est également fait par suivi participatif où les habitants volontaires transmettent au fil de l'eau les observations d'oiseaux de leurs jardins aux scientifiques, à l'aide de descriptifs ou de photos.

Les chiroptères

Un inventaire des chiroptères (chauves-souris) a été réalisé par pose de capteurs installés dans les arbres. Ces capteurs enregistrent les chants des individus (ultra-sons) pendant 48 heures pour enregistrer les chants pendant deux nuits en juin-juillet.

3.1.6. · LES LIMITES DES DONNÉES SUR LA BIODIVERSITÉ

Outre le fait que les données de biodiversité soient souvent difficiles à obtenir, ou coûteuses à acquérir, de nombreuses limites à leur utilisation doivent être soulevées. Pour acquérir ces données, les chercheurs et les institutions publiques s'appuient désormais très souvent des méthodes de sciences participatives en mettant directement à contribution les citoyens ou par le biais des associations naturalistes (Schmeller *et al.* 2009). Par contre, à l'exception de quelques programmes nationaux comme Vigie Nature (Machon et Martin 2013), les recherches participatives s'inscrivent généralement dans l'environnement du quotidien, à l'échelon local et s'articulent souvent autour d'un groupe d'individus sur un territoire (Gautreau 2021). C'est le cas du projet COLLECTIFS, structuré autour des partenaires du projet et d'un réseau d'habitants résidents de Lyon et sa banlieue.

Plus généralement, les observations réalisées par les citoyens volontaires et référencées dans des bases de données telles que Faune France souffrent d'un biais d'échantillonnage dans la mesure où les zones proches des routes et des habitations sont surreprésentées en termes de nombre d'observations. Ce biais d'échantillonnage (*road-map effect*) est pointé par plusieurs études scientifiques (p. ex. Crisp *et al.* 2001 ; Beck *et al.* 2014) et se retrouve par exemple dans les cartographies participatives plus généralistes comme *Open Street Map* où les villes densément peuplées dans les pays occidentaux bénéficient de beaucoup plus de détails cartographiques que d'autres zones du globe terrestre, plus rurales et/ou dans des pays comprenant moins d'observateurs (Verburg *et al.* 2011 ; Noucher 2022). Pour contrer ce biais, il peut être nécessaire d'avoir recours à des techniques d'interpolation spatiale (6.1.2) pour obtenir une couverture générale sur une zone d'étude donnée, malgré les approximations liées à ce type de représentation cartographique (Lambert et Zanin 2016) (figure 3.11).

Les données participatives ne sont pas les seules à souffrir d'inégalités de représentation spatiale puisque même dans le cadre d'études scientifiques protocolées, certains chercheurs ont montré que les zones protégées sont souvent utilisées comme des laboratoires d'études pour la biodiversité et bénéficient d'un échantillonnage largement supérieur à d'autres zones qui ne bénéficient pas de statuts de protection particuliers (Margules *et al.* 2002). De plus, pour évaluer les changements sur la biodiversité à l'échelle mondiale, et guider des politiques d'actions internationales (ex : objectifs d'Aichi), les données doivent être collectées sur de larges couvertures spatiales et de manière harmonisée, ce qui est rarement le cas (Verburg *et al.* 2011 ; Proença *et al.* 2017). Les pays occidentaux, et en particulier les pays européens sont en effet beaucoup mieux dotés en termes de données de biodiversité que d'autres régions du globe (Martin *et al.* 2012 ; Meyer *et al.* 2015).

Les données sur la biodiversité souffrent également d'un biais taxonomique. Les espèces les plus charismatiques sont surreprésentées par rapport aux autres, notamment dans des contextes de science participative (Fontaine *et al.* 2022). Plus généralement, ce sont les oiseaux qui font l'objet des suivis les plus fréquents et intensifs (Schmeller *et al.* 2012). Mon expérience personnelle a d'ailleurs confirmé cela puisque les données oiseaux sont parmi les plus facilement accessibles (3.1.4) et sont celles qui ont été mobilisées dans le cadre des projets 3EM et ORIOLUS. De plus, il faut noter que la connaissance de la biodiversité est encore aujourd'hui largement incomplète et que de nombreuses données ne sont pas disponibles sur certaines espèces parce qu'elles ne sont pas encore connues (Pimm *et al.* 2014).

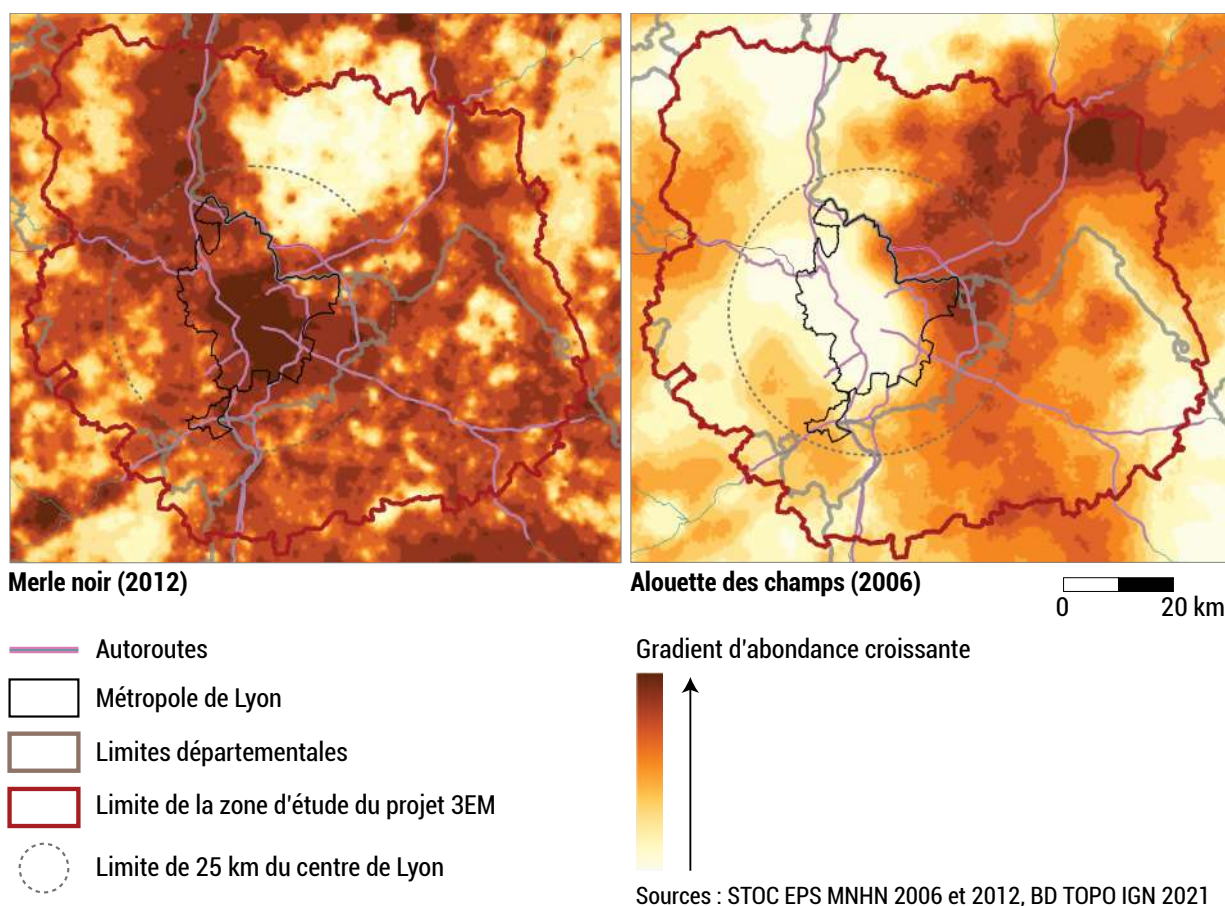


Figure 3.11. - Interpolations spatiales par co-krigeage des données STOC pour deux espèces d'oiseaux dans le cadre du projet 3EM. Les techniques de co-krigeage sont censées améliorer la qualité des valeurs prédites dans les territoires non échantillonnés, par l'utilisation d'une co-variable dont la couverture géographique est bien meilleure que celle de la variable d'intérêt. Mais malgré tout, le biais d'échantillonnage géographique est difficile à corriger, et il est souvent difficile de correctement mesurer l'amélioration concrète que le co-krigeage apporte en matière de prédiction. Réalisation : N. Ovtracht, P. Leviaux, M. Bourgeois, P. Piot, P.Y. Péguy.

Outre ces biais liés aux résolutions spatiales et thématiques (ici taxonomiques), les données de biodiversité sont rarement collectées sur le long-terme et il est de fait souvent difficile de caractériser finement des évolutions, surtout à des échelles globales (Schmeller *et al.* 2009 ; Couvet *et al.* 2011 ; McGeoch *et al.* 2015 ; Proença *et al.* 2017). En France comme ailleurs, ce problème est souvent causé par la multiplication des financements limités dans le temps pour des projets de recherche, et une contractualisation accrue des chercheurs qui limite de fait les suivis sur plusieurs années.

Bien que les données de biodiversité soient nécessaires pour caractériser son suivi et proposer des scénarios prospectifs pour son maintien à différentes échelles spatiales et temporelles, leur accessibilité reste difficile et de nombreux efforts restent à faire pour l'améliorer (Costello et Wieczorek 2014 ; Proença *et al.* 2017 ; Wetzel *et al.* 2018). Même si de nombreuses données sont collectées par différents moyens (études scientifiques, citoyens volontaires), elles sont fournies dans des bases de données très hétérogènes et pas toujours comparables entre elles ce qui limite leur compréhension à l'échelle globale (Hoffmann *et al.* 2014). La qualité des données, en particulier lorsqu'elles sont collectées de manière non protocolée et/ou de manière opportuniste

par des bénévoles mérite d'être questionnée et considérée par les gestionnaires afin de prendre des décisions adaptées lors de la mise en place de politiques de conservation (Pereira et Cooper 2006 ; Wetzel *et al.* 2018).

La collecte de ces données nécessite de fortes ressources humaines, du matériel adéquat et reste économiquement très coûteuse (Schmeller 2008). Pour limiter les coûts, les données naturalistes volontaires, avec toutes leurs limites évoquées, sont pourtant essentielles pour accroître la quantité disponible en réduisant leur coût d'acquisition (Schmeller *et al.* 2009). Une autre solution pour réduire les coûts consiste à focaliser les analyses sur une espèce spécifique ou un groupe d'espèces ce qui peut permettre d'accroître la couverture géographique mais réduit la diversité taxonomique (Proença *et al.* 2017). Les politiques et gestionnaires doivent également être vigilants au retour sur l'investissement en termes d'acquisition de données de biodiversité. Par exemple, Grantham *et al.* (2008) montrent que l'investissement en termes de données est mieux rentabilisé dans les zones où les données sont initialement peu nombreuses, plutôt que dans les zones sur-représentées, à l'instar des espaces protégés.

Les données de biodiversité peuvent être utilisées pour améliorer la modélisation des réseaux écologiques (3.5) mais elles doivent pour cela être couplées à des données cartographiques, en particulier celles concernant l'occupation du sol. Selon les espèces étudiées, les données à mobiliser ne sont pas les mêmes. Par exemple, pour des espèces aux exigences fortes en termes d'habitat, et ne pouvant se déplacer que sur des faibles distances, des données à haute résolution spatiale sont nécessaires, plus particulièrement en milieu urbain.

3.2. · LES BASES DE DONNÉES CARTOGRAPHIQUES : FOCUS SUR LES DONNÉES D'OCCUPATION DU SOL

L'identification des relations entre les processus écologiques et les caractéristiques du paysage nécessite de mettre en œuvre un certain nombre d'étapes (Riva et Nielsen 2020) parmi lesquelles les méthodes d'analyse des processus écologiques à représenter (connectivité structurelle ou fonctionnelle ?) (2.3), le choix et la mise en œuvre d'un modèle conceptuel (quel type de données géographiques ?) (3.2.1 et 3.2.2), l'échelle d'analyse et de la méthode d'échantillonnage (quelle résolution spatiale, thématique et temporelle ?) (3.3), ou encore le choix de l'échantillonnage (quelles espèces ?) (4.2). L'ensemble de cette chaîne de traitement doit permettre la modélisation la plus représentative possible des réseaux écologiques pour devenir un outil réel d'aide à la décision.

Pour modéliser les réseaux écologiques, des données spatiales représentant le paysage sont requises. Pour cela, les méthodes issues de l'écologie du paysage mobilisent des cartes d'occupation du sol qui permettent de mettre en relation les types d'occupation du sol et les traits fonctionnels connus d'une espèce (présence, habitat, préférences de déplacements). Une carte d'occupation du sol permet de simplifier la mosaïque paysagère réelle en regroupant les éléments du paysage en plusieurs grandes classes. Dans un chapitre d'ouvrage récent (Bourgeois 2023), je formule des préconisations pour utiliser à bon escient les bases de données d'occupation du sol afin de modéliser les réseaux écologiques selon les objectifs attendus. Je synthétise ces réflexions dans les sections suivantes.

3.2.1. · LES DONNÉES D'OCCUPATION DU SOL : UN CHOIX SUBJECTIF DE REPRÉSENTATION

L'acquisition des bases de données cartographiques existantes nécessite certes des connaissances minimales en géomatique mais reste beaucoup plus aisée que l'acquisition de données existantes sur la biodiversité. Le caractère statique de l'occupation du sol facilite évidemment l'acquisition de données. Il est en effet plus aisé d'interpréter l'occupation du sol à partir d'une photographie aérienne, que d'obtenir des données sur les espèces animales qui ne sont pas perceptibles vu du ciel et surtout qui se déplacent dans le paysage. Les bases de données cartographiques couvrent de plus larges échelles spatiales, et sont représentées pour certaines de manière homogène par exemple CORINE Land Cover dans l'Union Européenne et des états partenaires ou la BD Topo de l'IGN à l'échelle nationale. En France, l'application de la directive européenne INSPIRE a abouti à la mise à disposition gratuite pour tous les citoyens de la plupart des données produites par l'IGN au 1^{er} janvier 2021. L'accessibilité aux bases de données en France est donc largement facilitée depuis, puisqu'elles n'étaient auparavant mises à disposition gratuitement que pour les organismes d'enseignement et de recherche, et étaient vendues à des prix très élevés pour les particuliers ou organismes privés (par ex. 5 560 € pour la BD TOPO du Rhône en 2020). Malheureusement, tous les états du monde n'ont pas la chance d'être dotés d'organismes topographiques aussi développés que l'IGN, et là encore, comme pour les données sur la biodiversité, ce sont les citoyens volontaires qui contribuent à l'acquisition de données à moindre coût. L'exemple de cartographie participative le plus abouti à l'échelle mondiale est le projet *Open Street Map*, qui présente certes des précisions cartographiques hétérogènes en fonction des zones géographiques²⁸ (Verburg *et al.* 2011 ; Noucher 2022) mais qui propose une cartographie thématique (même minimale) à l'échelle mondiale, et qui est téléchargeable gratuitement.

Pour réaliser une carte d'occupation du sol sur un territoire français il est souvent nécessaire de compiler un certain nombre de données issues de producteurs différents (figure 3.12). La base de données CORINE Land Cover, disponible à l'échelle européenne et actualisée tous les 6 ans (dernière version à ce jour : 2018) présente l'avantage d'offrir une couverture spatiale complète de l'occupation du sol. L'inconvénient principal de cette base de données résulte cependant dans la généralisation cartographique importante dont elle fait l'objet. En effet, l'échelle de production de la donnée est le 1/100000^{ème} ce qui ne rend pas possible une utilisation à des échelles plus fines (par exemple à l'échelle communale). Aucun polygone d'une surface inférieure à 25 ha n'est représenté. Le format vectoriel de la donnée donne également l'impression d'une grande précision dans les limites des classes d'occupation du sol alors que ce n'est pas nécessairement le cas. L'avantage certain de cette base de données réside dans son homogénéité à l'échelle européenne et par sa disponibilité à plusieurs dates depuis 1990. Néanmoins il n'est pas conseillé d'utiliser cette base de données pour modéliser les réseaux écologiques qui nécessitent souvent une plus grande précision, à moins de travailler à de larges échelles, comme par exemple la région de Calabre en Italie (Lumia *et al.* 2023), ou le continent européen (Saura *et al.* 2011).

Une autre base de données française a été récemment développée par des chercheurs du CESBIO de Toulouse, il s'agit de la carte d'occupation des sols (OSO) réalisée à l'échelle nationale

²⁸ Les outils propriétaires tels que ceux développés par Google (Google Earth, Google Maps) présentent aussi de fortes disparités spatiales.

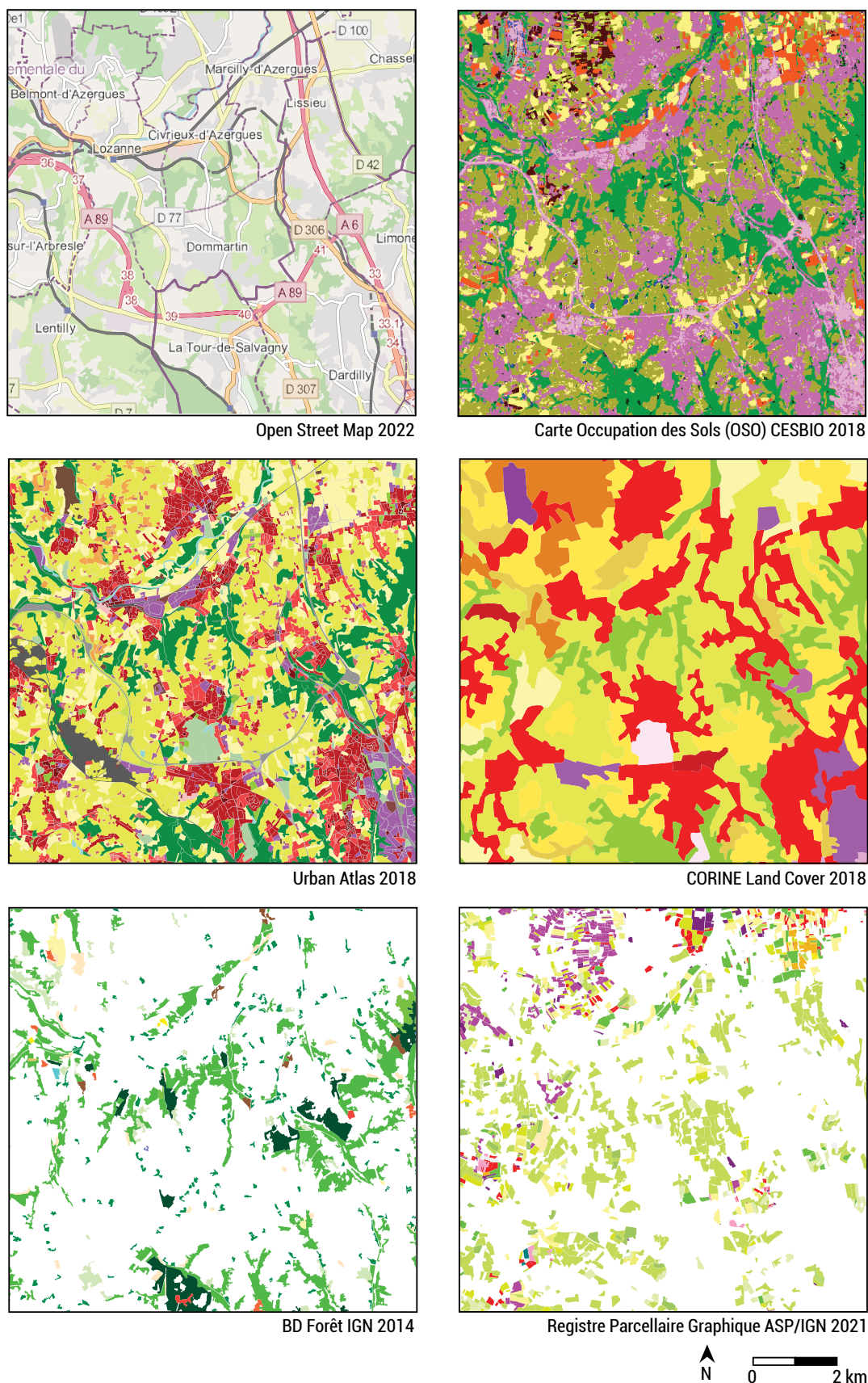


Figure 3.12. - Exemples de différentes bases de données d'occupation du sol françaises sur une même zone d'étude. Ces cartes étant purement illustratives, les légendes ne sont pas présentées sur la figure par souci de lisibilité. Les palettes de couleurs utilisées sont celles fournies par le producteur de chaque base de données. Extrait de Bourgeois (2023).

sous format raster à une résolution de 10 m (Inglada *et al.* 2017). Cette base de données, bien plus précise et détaillée que CORINE Land Cover constitue désormais un support de travail incontournable pour la constitution de cartes d'occupation du sol d'autant plus qu'elle est mise à jour annuellement. Toutefois, cette base de données est réalisée de manière automatique par des procédés de télédétection très avancés et comprend de fait certaines erreurs, notamment pour tout ce qui concerne les surfaces imperméabilisées (par exemple, des carrières ou des chantiers peuvent ressortir comme étant des zones bâties). Les erreurs sont néanmoins négligeables à de larges échelles d'analyses et permettent de modéliser les réseaux écologiques sans devoir compiler plusieurs bases de données comme par exemple pour modéliser la Trame Verte et Bleue à l'échelle nationale (Clauzel et Bonneville 2019).

La base de données de l'Atlas Urbain Européen (*Urban Atlas*) dispose également d'un certain nombre d'atouts puisque comme les deux bases de données présentées précédemment, elle propose une couverture complète de l'occupation du sol, sous format vectoriel. L'inconvénient principal de cette base de données est qu'elle n'est produite que pour les aires urbaines des villes européennes supérieures à 100 000 habitants (soit 305 agglomérations dans l'Union Européenne) ce qui exclut de facto tous les espaces ruraux. Comme CORINE Land Cover, elle présente l'avantage d'être homogène et spatialement complète, multi-dates, actualisée tous les 6 ans depuis 2006. Elle permet donc la modélisation des réseaux écologiques dans, et à proximité des zones urbaines, sans effort supplémentaire de compilation de bases de données (voir par exemple Savary *et al.*, soumis_b).

Afin de constituer la base de données d'occupation du sol la plus fiable possible il faut souvent combiner plusieurs bases de données existantes. La BD Topo de l'IGN, d'une précision métrique et mise à jour tous les ans constitue une excellente base de travail avec la présence de tous les réseaux routiers, ferroviaires ou hydrographiques et de tous les bâtiments avec une typologie détaillée. De nombreuses autres catégories d'occupation du sol sont présentes dans cette base de données et ne sont pas toutes détaillées ici. En complément, la BD Forêt, produite par l'IGN également permet de détailler les différents types d'essences d'arbres majoritaires dans les espaces forestiers. Contrairement à la BD Topo, elle n'est pas mise à jour régulièrement. Par exemple, pour le département du Rhône, la version la plus récente disponible en 2023 est le millésime 2014. Bien qu'essentielles dans la constitution d'une base de données cartographique complète, ces deux bases de données ne comportent pas d'informations sur les espaces agricoles.

En France, la base de données la plus détaillée concernant les espaces agricoles est le Registre Parcellaire Graphique, produit par l'Agence de Services et de Paiements (ASP) et mis à disposition par l'IGN. Cette base de données est une base de données déclarative. Les exploitants agricoles déclarent leurs parcelles à l'ASP pour obtenir des subventions dans le cadre de la politique agricole commune européenne. La base de données est ainsi constituée avec une précision métrique, et chaque parcelle agricole est renseigné par son type de culture majoritaire (ex : blé, orge, colza). Cette base de données est mise à jour annuellement. Son inconvénient principal est intrinsèquement lié à son mode de construction, basé sur des déclarations. Elle est donc incomplète et non homogène à l'échelle du territoire français. De nombreuses parcelles agricoles ne sont pas déclarées et n'y sont donc pas représentées. Les départements très agricoles avec des productions mécanisées sont souvent mieux renseignés que les espaces agricoles dans les zones montagneuses en pâturages par

exemple. De plus, les espaces viticoles - ne faisant pas l'objet des mêmes mécanismes de subvention - sont souvent absents de la base de données. Certaines rares parcelles viticoles y figurent tout de même, dans le cas où l'exploitant agricole possède d'autres surfaces cultivées. En définitive, cette base de données est donc très utile mais nécessite souvent d'être complétée avec d'autres bases existantes comme la carte OSO ou l'*Urban Atlas* pour tenter de renseigner au mieux les parcelles agricoles manquantes.

Au final, ces quelques exemples non exhaustifs de bases de données montrent qu'il est souvent nécessaire de faire appel à plusieurs producteurs de données, ce qui pose évidemment des problèmes d'incompatibilité avec différentes échelles de production, différentes dates et différents modes de construction ou de représentation (encadré 3.2 et Bourgeois et Sahraoui 2020 pour un exemple détaillé de ces combinaisons de bases de données).

La constitution d'une carte d'occupation du sol est une étape nécessaire, et souvent la plus chronophage pour permettre la modélisation des réseaux écologiques. L'utilisation de bases de données complètes (sans catégories laissées spatialement vacantes) comme CORINE Land Cover, *Urban Atlas* ou OSO facilite la construction de cette carte, et présente l'avantage d'avoir des classes créées selon les mêmes méthodologies, et à des échelles d'analyse comparables. Toutefois, il est souvent nécessaire d'avoir recours à des assemblages issus de différentes bases de données, qui présentent l'inconvénient de mélanger des données acquises à des résolutions spatiales hétérogènes mais qui présentent plus de détails thématiques et des résolutions spatiales plus fines (tableau 3.2).

Etude	Présenté ou publié dans...	Surface zone d'étude	Nombre de classes d'OS	Résolution spatiale de la carte d'OS dans Graphab	BD généralistes						BD spécifiques			
					BD TOPO	BD Forêt	RPG	Urban Atlas	OSO	CLC	OSM	Veget. Grand Lyon	CarHab	Zones humides DREAL
Scénarios urbanisation Besançon (thèse)	(Tannier <i>et al.</i> 2016a ; Bourgeois <i>et al.</i> 2018)	3600 km ²	5 à 14	10 m	X	X	X				X			X
Impacts écologiques A45 (ECOMOLY)	(Bourgeois et Sahraoui 2020 ; Bourgeois <i>et al.</i> 2022)	3500 km ²	26	10 m	X	X	X	X	X					X
Scénarios urbanisation Ouest Lyonnais	(Bourgeois 2022)	3500 km ²	10	10 m	X	X	X	X	X					
TVB St Étienne (CVB SEM)	(Bourgeois <i>et al.</i> 2023)	940 km ²	22 à 30	10 m	X	X	X	X	X		X		X	
Connectivité des EVHC (COLLECTIFS)	(Bourgeois <i>et al.</i> , en révision)	620 km ²	35	1 m	X	X	X	X	X	X		X		

Tableau 3.2. - Synthèse des différentes cartes d'occupations du sol réalisées pour modéliser les réseaux écologiques dans quelques-uns de mes travaux. Le nombre de classes d'occupation du sol peut varier en fonction des espèces modélisées.

Encadré 3.2. - Approche pédagogique : analyse des bases de données géoréférencées

Dans le cadre du cours « Analyse des données géoréférencées » pour les étudiants en 3^{ème} année de licence de géographie et aménagement, je présente plusieurs exemples de bases de données géographiques en les faisant travailler sur des exemples concrets de comparaison de ces bases de données. Au-delà de l'aspect purement technique que je leur enseigne par ailleurs dans des cours spécifiques sur les SIG, il s'agit de leur fournir une culture générale de bases de données géographiques et surtout cartographiques, des plus généralistes (ex : CORINE Land Cover) au plus spécifiques (ex : Registre Parcellaire Graphique). Je leur fais d'abord télécharger ces données, prendre connaissance du guide d'utilisation, analyser les métadonnées avant de faire des comparaisons visuelles dans un SIG (figure 3.13) pour quantifier ensuite les différences entre les bases de données. Par exemple, je leur fais calculer que dans le département du Rhône, seuls 37 % des vignobles et 45 % des cultures sont représentés dans le Registre Parcellaire Graphique (incomplet car construit à partir de données déclaratives). Au-delà de présenter ne serait-ce que l'existence de ces bases de données il s'agit de montrer aussi quelles sont les plus pertinentes pour réaliser telle ou telle analyse et surtout quels sont les atouts et les limites de chacune d'entre elles. Toutes ces préconisations d'utilisation des bases de données me semblent essentielles à connaître et ne doivent pas être oubliées lors de la conception de cartes d'occupation du sol réalisées pour différents usages, comme par exemple la modélisation des réseaux écologiques.

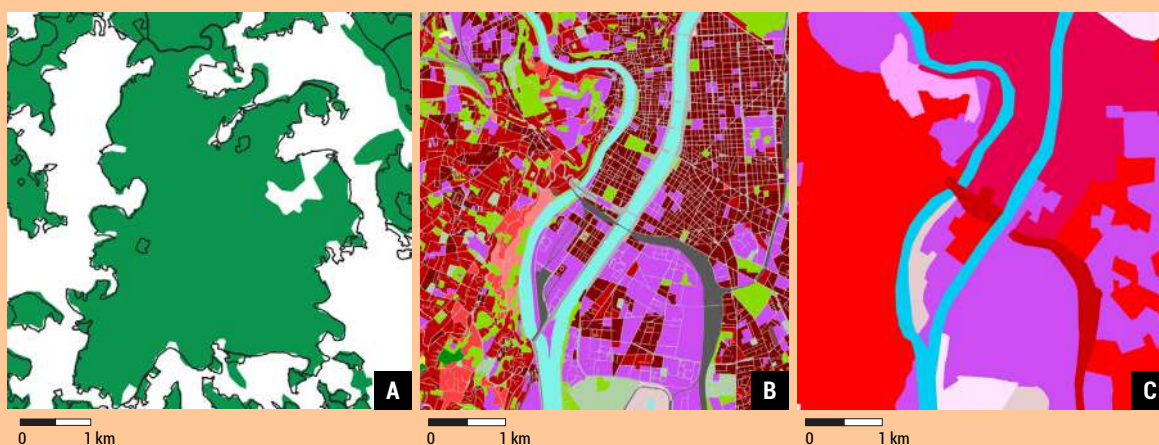


Figure 3.13. - Comparaison des résolutions spatiales de bases de données cartographiques dans le cadre d'un cours de licence 3. La carte A vise à montrer la différence de précision entre deux bases de données : les forêts de conifères de CORINE Land Cover sont représentées en vert alors que les forêts de conifères de la BD Forêt de l'IGN sont représentées avec les contours noirs. Les cartes B et C montrent les différences de résolution spatiale et thématique entre l'Atlas Urbain Européen (B) et CORINE Land Cover (C) dans le centre-ville de Lyon.

Pour modéliser les réseaux écologiques, le plus important est de bien identifier les classes d'occupation du sol nécessaires. Pour représenter le plus fidèlement possible les habitats et les déplacements potentiels de certaines espèces, certaines classes peu communes sont nécessaires. Par exemple, il peut être essentiel de disposer des ripisylves, ou d'un type particulier de parcelles agricoles (ex : champs de colza) alors que pour d'autres espèces ces distinctions seront inutiles puisqu'elles ne constitueront pas l'habitat de l'espèce et/ou auront les mêmes coûts de résistance au déplacement. Le type « culture » sera en effet suffisant dans la plupart des cas, sans distinction

spécifique. Dans le cadre du projet COLLECTIFS, nous avons besoin d'identifier finement les différents types d'habitat en milieu urbain et plus particulièrement ceux concernant la végétation.

Pour travailler sur des modèles d'espèces en milieu urbain, une occupation du sol à haute résolution est nécessaire. Les travaux de thèse d'Arnaud Bellec (2018) nous permettaient déjà en 2019 d'avoir à disposition une carte de la végétation du Grand Lyon à 1 mètre de résolution²⁹ qui offrait de nombreuses potentialités pour mener des analyses plus fines mais elle ne distinguait alors pas les différentes strates de végétation³⁰ et était peu détaillée concernant les autres catégories d'occupation du sol. Pour obtenir les différentes hauteurs de strates de végétation, des traitements supplémentaires à partir de données LiDAR³¹ ont été réalisés en 2020 par Thomas Boutreux (doctorant) et par Fabien Commeaux (stagiaire en géomatique). Le résultat de ce travail a abouti à la création d'une carte de la végétation à 1 mètre de résolution, avec cinq différentes hauteurs de strates de végétation, sur l'ensemble de la métropole de Lyon (figure 3.14). Cette carte a par la suite été mise à disposition en accès libre sur la plateforme de données ouvertes du Grand Lyon³² (Data Grand Lyon).



Figure 3.14. - Extrait des données de végétation haute résolution dans la Métropole de Lyon. Zoom sur le Parc Blandan (Lyon 7^{ème}). Télédéttection de la végétation par Arnaud Bellec, stratification *LiDAR* par Thomas Boutreux et Fabien Commeaux.

²⁹ Un travail de référencement des photographies aériennes anciennes réalisé par A. Bellec permet de visualiser les évolutions de l'occupation du sol dans la Métropole de Lyon depuis 1984 sur la plateforme WebArmature (<http://www.webarmature.fr/>) (Bellec *et al.* 2019). La meilleure résolution spatiale (1 m) n'est toutefois disponible que pour l'année 2018.

³⁰ Ce travail a par la suite été réalisé par Thomas Boutreux et Fabien Commeaux (3.3)

³¹ *Light Detection And Ranging*

³² <https://data.grandlyon.com/jeux-de-donnees/vegetation-stratifiee-2018-metropole-lyon/donnees>

Pour représenter le plus finement possible les processus écologiques des espèces dans le cadre d'une étude sur la connectivité écologique des espaces verts des habitats collectifs (Bourgeois *et al.*, en révision), il a été nécessaire de cartographier également les autres classes d'occupation du sol à haute résolution, ce qui est souvent nécessaire dans les zones urbaines (Zhang *et al.* 2021). Ce travail initié dans le cadre de deux encadrements de stage (Claire Righi en 2020 et Pauline Piot en 2021) a permis de créer une carte d'occupation du sol composée de 35 classes (tableau 3.2). Cette carte a notamment servi à modéliser les réseaux écologiques de quatre taxons (hérisson européen, écureuil roux, passereaux forestiers et papillons de nuit) pour analyser l'importance stratégique des espaces verts des habitats collectifs pour la connectivité des habitats de ces espèces à une échelle globale (Grand Lyon) ou plus locale, au niveau des taches d'habitat ou des quartiers (Bourgeois *et al.*, en révision). Ce type de cartographie d'occupation du sol combinant une haute résolution spatiale (1 m) avec différentes hauteurs de végétation sur une large zone d'étude (533,7 km²) est plutôt rare dans la littérature scientifique, même dans des études spécifiques en écologie urbaine. En effet, peu d'études utilisent une si haute résolution spatiale et lorsque c'est le cas, il n'y a pas ou peu de différenciation entre les strates de végétation (Zhang *et al.* 2019 ; Mimet *et al.* 2020 ; Von Thaden *et al.* 2021). Et si l'on peut trouver certains travaux utilisant une haute résolution spatiale et plusieurs hauteurs de végétation, les zones d'études sont plus petites que celles du Grand Lyon (192 km² dans Schneider *et al.* 2020 et App *et al.* 2022). La carte d'occupation du sol dont nous disposons actuellement dans le Grand Lyon (année 2018) est ainsi à ma connaissance une des plus détaillées parmi celles existantes sur d'aussi grandes zones d'études, y compris à l'international. Elle présente néanmoins l'inconvénient d'être très difficile à manipuler informatiquement en raison notamment de la complexité d'assembler judicieusement les 35 classes d'occupation du sol et de la lourdeur des temps de calcul dans Graphab lorsqu'il s'agit de modéliser les réseaux écologiques, surtout pour des espèces avec des taches d'habitat potentielles extrêmement nombreuses (végétation herbacée par exemple).

3.2.2. · ASSEMBLER DES DONNÉES D'OCCUPATION DU SOL EN UNE CARTE UNIQUE : PROBLÈMES ET LIMITATIONS TECHNIQUES

La conception d'une carte d'occupation du sol se fait le plus souvent en deux dimensions ce qui peut rendre difficile l'identification d'habitats tels que les cavités rocheuses, les falaises ou encore les habitats souterrains. Dans le cadre de l'utilisation de cartes de végétation à haute résolution, il faut également prendre en compte le fait que toutes les hauteurs de végétation ne peuvent pas être représentées puisque seule la strate de végétation la plus haute est retenue dans un modèle de canopée, masquant les strates situées en dessous. Dans ce cas, les strates inférieures seront sous-représentées puisque les méthodes de télédétection (par exemple par *LiDAR*), ne représenteront prioritairement que les éléments les plus hauts de la canopée (le feuillage des grands arbres par exemple) (figures 3.15 et 3.16). De plus, une carte d'occupation du sol en deux dimensions ne prendra pas en compte les superpositions possibles des classes d'occupation du sol (par exemple les espaces agricoles situés sous la canopée forestière ou les rivières passant sous un pont). Il est donc important de réfléchir soigneusement à l'agencement des différentes classes d'occupation du sol au moment de combiner les différentes couches pour créer une carte unique (encadré 3.3).



Figure 3.15. · Végétation dans la copropriété du site n°14 (Sainte-Foy-lès-Lyon). Au premier plan, la végétation est présente uniquement par la canopée des arbres. Les sols sont ici non enherbés et peuvent être défavorables aux déplacements de certaines espèces. Malgré tout, ils ne peuvent pas être captés dans la cartographie d'occupation du sol en deux dimensions. Photo : C. Bréfort.



Figure 3.16. · Végétation dans le site COLLECTIFS n°21 de Francheville. Comparaison entre une photographie prise au sol et une photographie aérienne. Dans la photographie aérienne, le buisson A visible au sol est masqué par la canopée de l'arbre, il n'est pas représenté sur la carte d'occupation du sol alors qu'il peut constituer l'habitat de certaines espèces telles que le hérisson. Le buisson B, quant à lui n'est situé que partiellement sous la canopée de l'arbre, il est donc partiellement représenté sur la carte d'occupation du sol. À noter qu'un même arbre peut être représenté par différentes strates de végétation, selon la hauteur du feuillage capté par le LiDAR.

L'ordre d'agencement (« empilage ») des différentes couches d'occupation du sol dépend essentiellement des groupes d'espèces étudiés. Par exemple, pour les espèces aquatiques, les surfaces en eau devront être placées au-dessus des réseaux routiers. Sinon, les déplacements de ces espèces se « heurteront » à chaque pont et le réseau écologique sera artificiellement fragmenté dans le modèle. Pour des mammifères terrestres ne pouvant pas traverser une autoroute (barrière, bruit, trafic important), il faudra alors placer ces réseaux au-dessus de toute autre classe d'occupation du sol (espaces agricoles, espaces forestiers) afin de bien prendre en compte la fragmentation du paysage par les grandes infrastructures de transport (figure 3.17). Un autre problème lié aux bases de données d'occupation du sol concerne la difficulté d'obtention de données diachroniques comparables, pour caractériser par exemple des évolutions dans le temps. Dans le cadre du projet

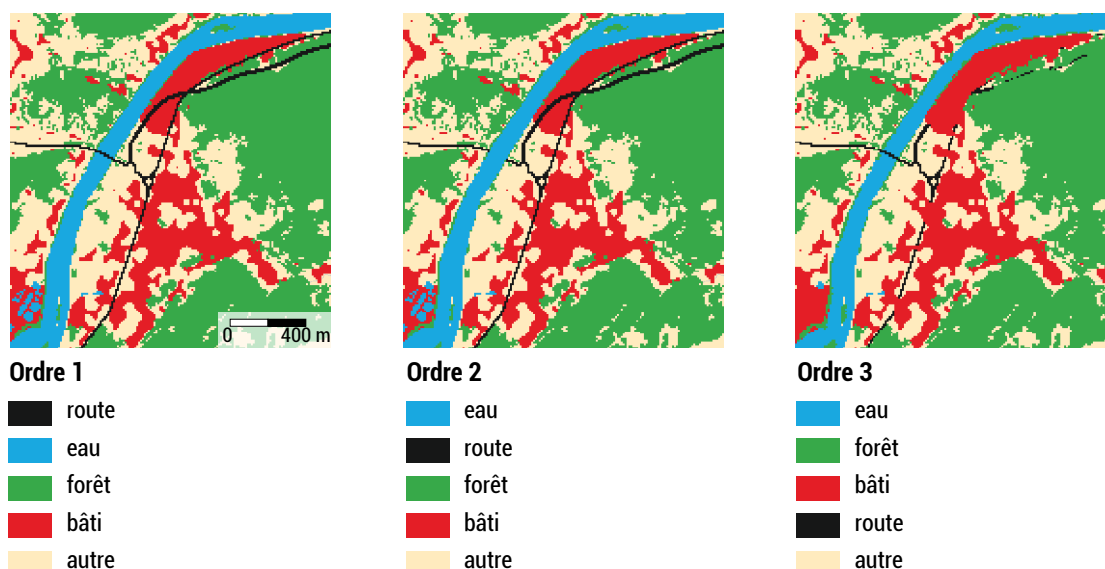


Figure 3.17. - L'importance de l'ordre d'assemblage des données d'occupation du sol issues de sources différentes. L'ordre d'assemblage 1 peut être utilisé pour une espèce forestière terrestre, dans le cas où le coût des routes est plus important que celui du bâti. L'ordre d'assemblage 2 peut être utilisé pour une espèce d'amphibiens, qui pourra se déplacer sous les ponts, et donc sous les routes traversant les surfaces en eau. L'ordre d'assemblage 3 peut être utilisé pour une espèce dont les coûts attribués à la forêt et au bâti sont plus importants que ceux attribués aux tronçons routiers.

3EM, nous avons besoin de disposer de cartes d'occupation du sol à des fenêtres temporelles différentes pour montrer les impacts potentiels des évolutions du trafic sur la biodiversité. Il n'a pas été possible de disposer des mêmes bases de données que celles disponibles actuellement puisque certaines sont encore trop récentes. Par exemple, les données du Registre Parcellaire Graphique ne sont pas disponibles avant 2010, et celles de l'*Urban Atlas* pas avant 2006. CORINE Land Cover est la base de données permettant les analyses diachroniques avec le plus d'épaisseur temporelle puisque le premier millésime est fourni pour l'année 1990 mais cette base de données ne peut être utilisée qu'à des échelles géographiques larges (départements, régions). Dans le cadre du projet 3EM, seule cette base de données a permis de caractériser des évolutions diachroniques même si cette base est difficilement compatible avec des données ponctuelles d'observations d'espèces. Au cours des prochaines années, les fenêtres temporelles d'analyse continueront à s'élargir et permettront des analyses diachroniques à des intervalles de temps de plus en plus vastes, si les anciennes données restent disponibles³³. Pour le moment, ce type d'analyse n'est réellement possible qu'à l'aide de méthodes de télédétection appliquées à des images satellites ou aériennes anciennes (Bellec 2018). Notons aussi que ces données d'occupation du sol (*land cover*) souffrent souvent d'imprécisions sur les usages du sol (*land use*), par exemple pour l'entretien ou les pratiques de gestion des zones de végétation. Les classes d'occupation du sol sont souvent représentées avec une qualité considérée comme homogène pour les différentes espèces alors que c'est en réalité rarement le cas. Pour améliorer la finesse de ces données, des relevés de terrains peuvent s'avérer indispensables et peuvent être couplés avec les remontées d'acteurs de terrain, par exemple dans le cadre de démarches participatives (chapitre 4).

³³ Cela pose réellement question pour les cartographies participatives comme *Open Street Map* qui évoluent en temps réel et ne permettent pas aisément de disposer de cartographies datées.

Encadré 3.3. - Approche pédagogique : construire une carte d'occupation du sol

Dans mes cours de Master 1 et 2 (SENTINELLES, Systèmes socio-écologiques, Géographies numériques), j'insiste sur l'importance de concevoir une carte d'occupation du sol adéquate pour modéliser les réseaux écologiques. Si pour certains exercices, je propose aux étudiants des cartes d'occupation du sol « prêtes à l'emploi » pour Graphab, je prends aussi le temps de les faire concevoir une carte d'occupation du sol du début à la fin, notamment pour les sensibiliser à l'aspect chronophage et complexe de cette étape essentielle. Lors de la première étape, je les invite à télécharger les bases de données adéquates, pour la plupart désormais en libre accès sur les sites dédiés (p. ex. Géoservices de l'IGN), si possible avec la meilleure cohérence temporelle possible. Dans une deuxième étape, je les guide dans des traitements SIG basiques mais nécessaires, comme par exemple fusionner les BD Topo de plusieurs départements d'une zone d'étude, redécouper ces assemblages selon la zone d'étude ou encore extraire les plus petites surfaces en eau pour identifier les plans d'eau. La troisième étape est consacrée à la rasterisation des couches pour lesquelles le format d'origine est vectoriel. Cette opération n'est pas anodine puisque c'est à cette étape que le choix de la résolution spatiale est déterminé, qui conditionne entre autres la représentation des éléments linéaires et le temps de calculs des analyses réalisées par la suite, dans des SIG ou à l'aide de Graphab. La dernière étape est la plus complexe, et c'est celle qui pose le plus de difficultés aux étudiants. À partir des couches obtenues suite aux étapes précédentes, il faut les assembler dans un ordre judicieux selon l'espèce étudiée, et les coûts qui seront attribués à chaque classe d'occupation du sol (figure 3.17). Pour cela, je leur mets à disposition une diapositive avec les couches en question, et des informations biologiques sur l'espèce, simplifiées à l'excès pour des raisons pédagogiques (figure 3.18). Une fois les couches rasterisées et l'ordre déterminé, les couches peuvent être assemblées en une carte unique d'occupation du sol. Cet assemblage est maintenant largement facilité par une extension QGIS « Graphab » accessible librement.

Quel ordre pour nos classes d'OS ?

16 classes d'occupation du sol à agencer entre elles : à vous de jouer !

Autoroute	Surface arborée	Bosquet
Route primaire	Zone bâtie	Haie
Route secondaire	Culture	Forêt
	Prairie	
Voie ferrée	Fond de plan	Plan d'eau
LGV		Surface en eau
		Petit hydro

Exercice

La rainette :

- Adore les plans d'eau
- Aime bien les bosquets et les haies, les prairies et les ruisseaux (à condition que les ruisseaux ne soit pas busés, et ne traversent ni du bâti ni des cultures)
- N'aime pas trop les surfaces en eau, les voies ferrées et les routes secondaires
- Déteste la LGV, les autoroutes, les routes primaires, les forêts, le bâti et les cultures.

Correction

Proposition de classement des classes d'occupation du sol

Plan d'eau	Zone bâtie
Surface en eau	Surface arborée
LGV	Culture
Autoroute	Route secondaire
Route primaire	Voie ferrée
Bosquet	Petit hydro
Haie	Prairie
Forêt	Fond de plan

- La surface en eau est au dessus du linéaire (possibilité de passer sous les ponts)
- Mais le linéaire coupe les forêts qui a un coût plus important
- Les éléments végétaux sont placés au dessus de l'urbain pour capter la végétation intra-urbaine
- L'urbain est placé au dessus des routes secondaires et des voies ferrées pour ne pas créer des faux corridors écologiques (une voie ferrée à travers l'urbain par exemple)
- Les ruisseaux, qui ne doivent être ni busés, ni traverser des zones artificialisées sont placés uniquement au dessus des prairies, pour ne pas en plus créer de faux corridors

M1 SSE - Écologie du paysage Marc Bourgeois / 2022-2023 25

Figure 3.18. - Extrait d'un exercice réalisé pour des étudiants de Master dans un cours d'écologie du paysage. À partir d'informations issues de la littérature et de dires d'experts (ici simplifiées à l'extrême), il s'agit de choisir l'assemblage idéal des classes d'occupation du sol pour produire une carte unique utilisable en input dans Graphab.

3.3. · LA RÉOLUTION DES DONNÉES EN GÉOGRAPHIE ET EN ÉCOLOGIE DU PAYSAGE

La représentation des données en écologie du paysage est liée à question de l'échelle d'analyse considérée. 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 doit être réalisée sur un espace plus restreint afin de prendre en compte des petits éléments de la mosaïque paysagère comme les mares. Les relations entre les échelles spatiales, temporelles et les processus écologiques ont été soulignées par plusieurs travaux dès les années 1980 (p.ex. Delcourt *et al.* 1983 ; Forman et Godron 1986). En effet, les modifications temporelles les plus courtes affectent les étendues les plus petites (ex : concurrences entre les végétaux) alors que les modifications temporelles les plus longues affectent les étendues les plus importantes (ex : évolution des mammifères et des semences végétales). C'est à partir de ces constats que s'appuie la théorie de la hiérarchie (Allen et Starr 1982 ; O'Neill 1986). 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 (p. ex. Turner *et al.* 1989 ; Wu *et al.* 2002 ; König *et al.* 2019) y compris lors de l'étude d'un même jeu de données (p. ex. Keil *et al.* 2012 ; Tzanopoulos *et al.* 2013).

3.3.1. · LA RÉOLUTION SPATIALE

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 qui s'appliquent à la fois aux processus écologiques représentés et aux données spatiales mobilisées (Turner *et al.* 1989). L'étendue correspond à la taille de la surface représentée, la surface couverte par une photographie aérienne ou une carte d'occupation du sol par exemple. Le grain est la plus petite unité représentée graphiquement (pixel, mètre carré) et correspond à la résolution spatiale de la représentation cartographique.

Les données nécessaires à l'identification des types d'occupation du sol sont généralement fournies par les producteurs de données en mode vectoriel (ex : Registre Parcellaire Graphique agricole, BD Forêt IGN, BD Topo IGN). Toutefois, il s'avère souvent nécessaire de convertir ces données vectorielles en données matricielles (raster). Cette conversion offre la possibilité d'attribuer des résistances à la matrice paysagère et éventuellement de calculer ultérieurement des chemins de moindre-coût entre les taches d'habitat. La conversion d'une donnée vectorielle en une donnée raster engendre nécessairement une perte de qualité de la donnée initiale, qui varie selon la résolution choisie du raster (figure 3.19) Plus la résolution est fine, plus les classes d'occupation

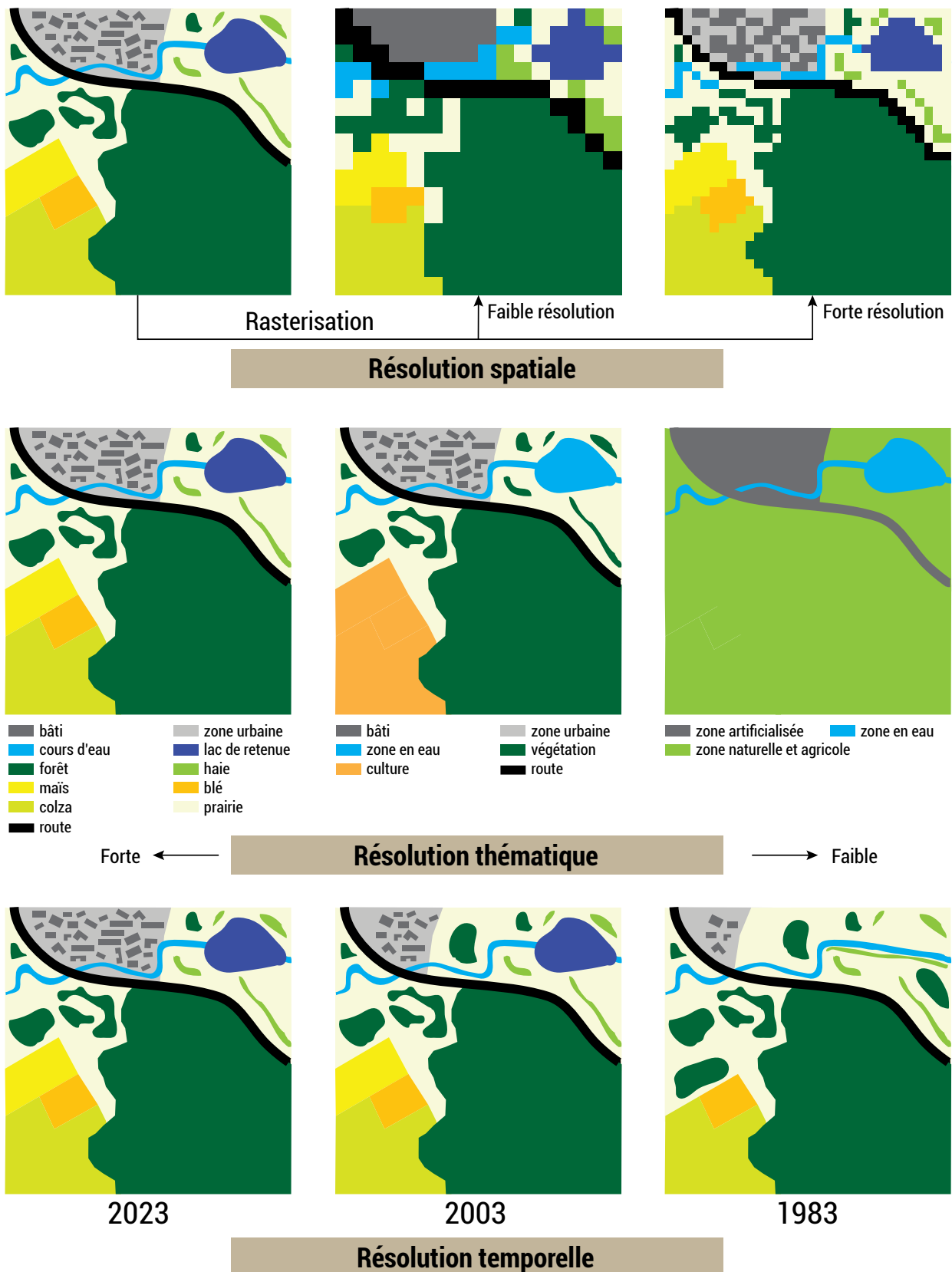


Figure 3.19. - Différentes résolutions de données cartographiques : la résolution spatiale, la résolution thématique et la résolution temporelle. Extrait de Bourgeois (2023).

du sol seront fidèles aux données vectorielles initiales. En revanche, plus la résolution est élevée, plus les fichiers seront lourds et plus les temps de calcul informatiques réalisés à partir de ces cartes seront longs. Le choix de la résolution spatiale dépend surtout de l'importance que l'on souhaite donner aux éléments linéaires (haies, routes, ruisseaux). Si la résolution est trop grossière, ces éléments seront soit surreprésentés, soit ne seront pas représentés selon la méthode de conversion vecteur/raster choisie dans un outil SIG. Si la résolution est plus fine, alors ces éléments seront plus fidèlement représentés. L'étendue de la zone d'analyse va d'abord être liée à la disponibilité des données (zonages administratifs, fenêtre d'acquisition des données dans le cadre d'une étude...). Elle dépend aussi des espèces choisies pour la modélisation, et dépend notamment de ses capacités de déplacements. Une étendue plus grande sera nécessaire pour considérer les déplacements des espèces très mobiles. L'étendue devra aussi parfois être élargie pour éviter les effets de bords. Par exemple dans Bourgeois *et al.* (en révision), nous avons appliqué une zone tampon autour de la Métropole de Lyon, dans laquelle aucune modification paysagère n'était affectée pour nos scénarios, mais pour prendre en compte l'éventuel présence de taches d'habitat importantes en dehors de la zone stricte d'analyse. Pour représenter le plus fidèlement possible les processus écologiques et prendre en compte à la fois la disponibilité des données et les capacités de calculs informatiques, il est donc essentiel de trouver un bon compromis entre la précision nécessaire des données et l'étendue de la zone modélisée (3.4).

3.3.2. · LA RÉOLUTION THÉMATIQUE

En complément de la question spatiale, les notions de grain et d'étendue s'appliquent à aussi à des questions thématiques. On peut parler dans ce cas de grain sémantique, ou de résolution thématique (figure 3.19). En effet, certaines études nécessitent l'utilisation d'un nombre de classes d'occupation du sol très élevé (et donc très détaillées), notamment dans les milieux très fragmentés par exemple en milieu urbain (p. ex. App *et al.* 2022, Bourgeois *et al.* en révision). Pour d'autres études, un nombre de classes d'occupation du sol limité est suffisant et dépend des objectifs et des contextes géographiques de modélisation (Tannier *et al.* 2012a ; Clauzel *et al.* 2013 ; Tannier *et al.* 2016a).

3.3.3. · LA RÉOLUTION TEMPORELLE

La résolution temporelle doit être également prise en compte. Si l'on représente des déplacements inter-générationnels, sans comparaison multi-dates, alors le choix de la date des données a peu d'importance. En revanche, si l'étude se focalise sur des évolutions récentes et des dynamiques de changements paysager (urbanisation, construction d'une nouvelle infrastructure de transport), la date de l'acquisition des données revêt une importance capitale. Plus précisément encore, certaines données dépendent de la saison de collecte (reproduction, nidification), voire de l'heure de collecte (étude d'espèces nocturnes ou diurnes). La question temporelle des données en géographie comme en écologie pose souvent problème. Les bases de données cartographiques compilées dans une carte unique d'occupation du sol ne proviennent pas forcément de sources homogènes. Elles peuvent avoir été collectées avec des étendues et grains différents et ne sont pas toujours disponibles aux mêmes dates. L'utilisateur de cartes d'occupation du sol assemblées doit donc être vigilant à cette hétérogénéité, masquée par un produit final en apparence homogène (Deconchat *et al.* 2020). Les données de biodiversité, elles, sont encore plus sujettes à cette question temporelle puisque les suivis sur des temps longs sont souvent complexes à mettre en œuvre (3.1.6) et le temps de collecte des

données est plus important. En effet, par exemple une campagne de capture/marquage/recapture ou d'observations prend du temps et doit être réalisée sur des fenêtres temporelles importantes, souvent à plusieurs dates et il est impossible d'obtenir une photographie à un instant t comme avec des images aériennes.

3.4. · ILLUSTRATIONS DE L'IMPACT DE LA RÉOLUTION SPATIALE SUR LES RÉSULTATS D'ANALYSES

3.4.1. · INFLUENCE DU CHANGEMENT D'ÉCHELLE SUR LES RELATIONS PROIES-PRÉDATEURS

Parmi les nombreuses études en écologie du paysage s'intéressant aux changements d'échelle, une d'entre elles est particulièrement représentative d'un problème bien connu des géographes, le *Modifiable Area Unit Problem (MAUP)* (Openshaw et Taylor 1981). Un cas d'étude présenté dans Gergel et Turner (2002) est régulièrement cité comme exemple (p. ex. Deconchat *et al.* 2020 ; Clauzel 2021) puisqu'il permet d'illustrer parfaitement les effets de variations de grain et d'étendue sur les processus écologiques en montrant la relation entre la présence des prédateurs et la présence de leurs proies. Pour cela, les chercheuses ont mis en place un protocole d'échantillonnage permettant d'identifier des points où la présence du prédateur et de leurs proies était observée. Ces points d'échantillonnage ont ensuite été agrégés à plusieurs niveaux (figure 3.20 A). À une échelle très fine (grain fin, faible étendue), les proies semblent éviter les prédateurs (figure 3.20 B). Pour cette première analyse, plus le nombre de proies est grand, moins le nombre de prédateurs est élevé. En revanche, si l'on change la fenêtre d'analyse, en augmentant l'étendue et la taille du grain, alors la relation est inversée : le nombre de prédateurs augmente en fonction du nombre de

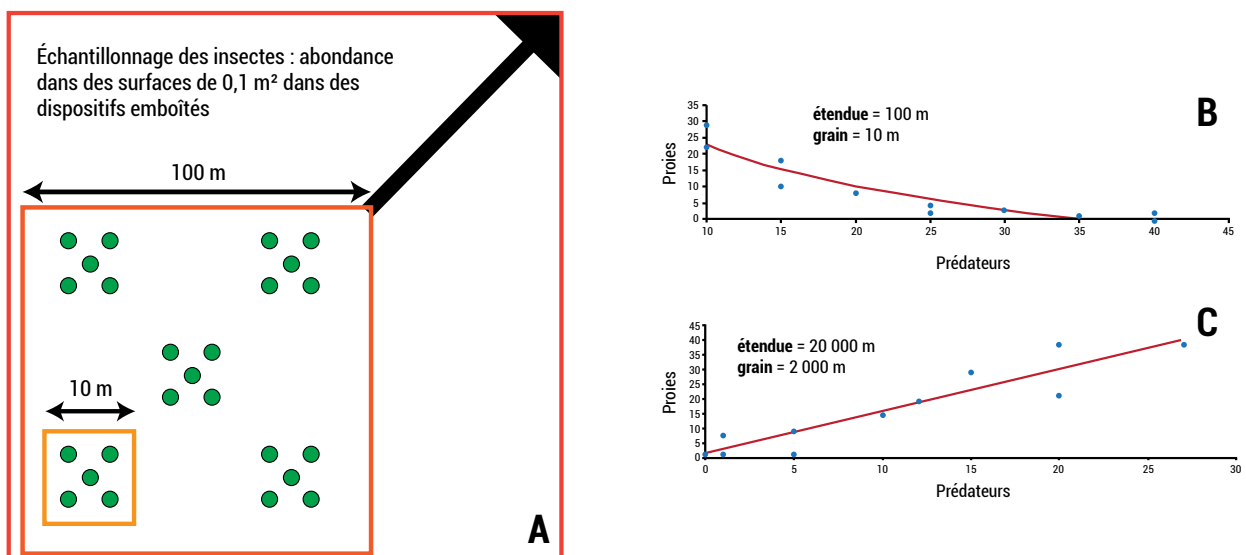


Figure 3.20. · Illustrations de l'influence du grain et de l'étendue dans l'analyse des relations proie-prédateur. A : échantillonnage à différentes échelles, B : relation proie-prédateur sur une faible étendue avec un grain fin, C : relation proie-prédateur sur une grande étendue, avec un grain plus grossier. La forme de la relation proie-prédateur dépend de l'échelle d'analyse qui rend compte de processus écologiques différents. À une échelle intermédiaire, aucune relation ne serait identifiable. D'après Deconchat *et al.* (2020) et Gergel et Turner (2002).

proies (figure 3.20 C). Pour cette deuxième analyse, les facteurs qui expliquent la répartition des deux espèces relèvent alors plus de la disponibilité des ressources que des stratégies d'évitement. Cette étude illustre donc le fait que l'interprétation des résultats d'une étude se doit de considérer à la fois la résolution spatiale et l'étendue de la zone d'étude pour ne pas tirer de conclusions hâtives sur l'analyse des résultats.

3.4.2. · INFLUENCE DE LA RÉOLUTION SPATIALE SUR LES ANALYSES DE CONNECTIVITÉ DES HABITATS

Dans l'étude réalisée sur l'évaluation de l'importance stratégique des espaces verts des habitats collectifs sur la connectivité des habitats de quatre taxons urbains dans le Grand Lyon (Bourgeois *et al.*, en révision), nous utilisons une carte d'occupation du sol à haute résolution spatiale (1 m) (figure 3.21). Avec une telle précision, et une étendue de plus de 500 km², les modélisations des réseaux écologiques à l'aide de Graphab furent laborieuses et ont nécessité plusieurs semaines de calcul, malgré l'utilisation d'un mésocentre de calcul scientifique. Pourtant, il a parfois été démontré que la mobilisation de données très fines sur des étendues très vastes ne permet pas toujours de gagner significativement en représentativité des phénomènes observés, par rapport à des résolutions plus grossières et des étendues moins vastes (With 2019).

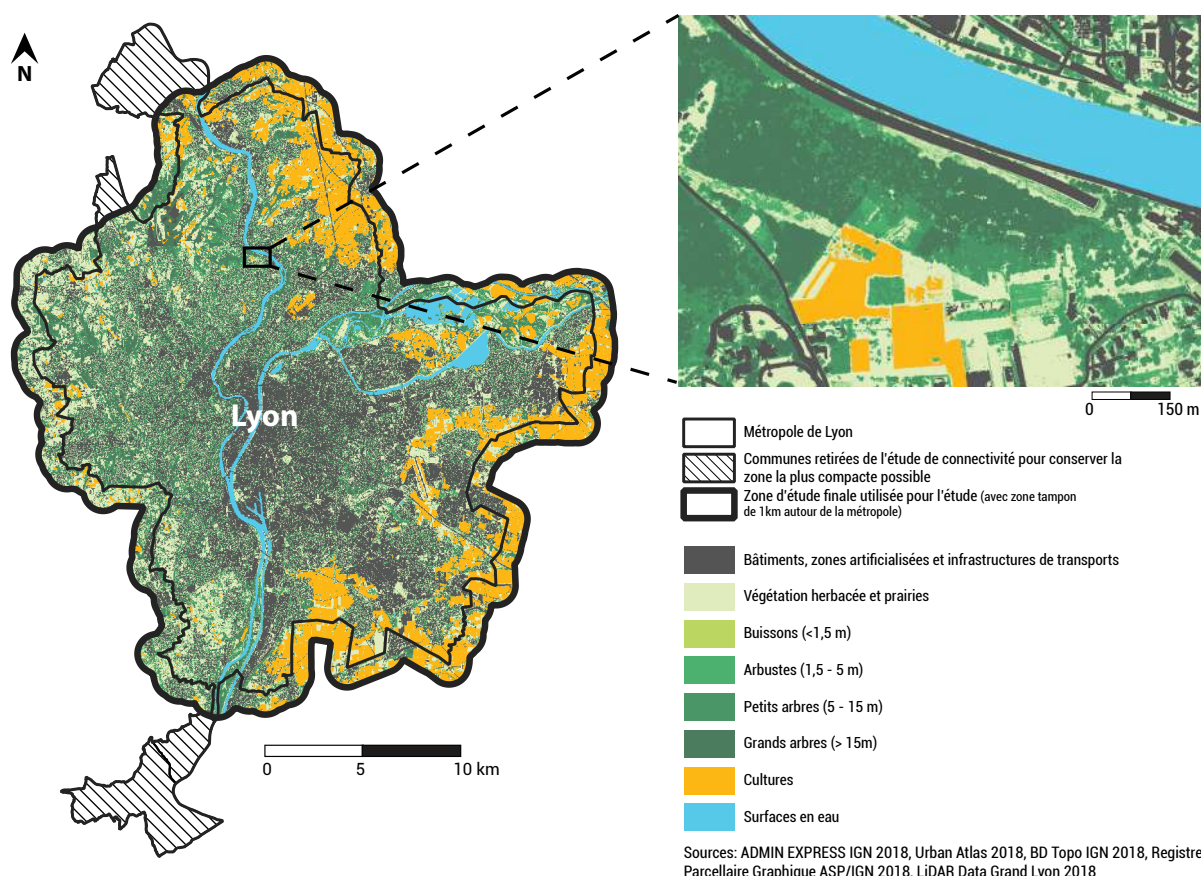


Figure 3.21. · Carte d'occupation du sol à 1 m de résolution utilisée pour évaluer l'importance stratégique des espaces verts des habitats collectifs pour la connectivité des habitats de trois espèces animales (Bourgeois *et al.*, en révision). Pour des raisons de lisibilité cartographique, les 35 classes d'occupation du sol ne sont pas représentées sur cette figure. Le zoom permet d'apprécier la fine résolution thématique et spatiale des données.

Lors d'une réflexion avec Simon Tarabon³⁴ pour l'écriture future d'un article, et pour illustrer utilement cette section de mon mémoire d'HDR, nous avons alors voulu tester l'influence de la résolution spatiale sur les résultats de connectivité avec une question principale sous-jacente : est-il vraiment nécessaire de travailler à 1 m de résolution, y compris dans les milieux urbains ?

Nous nous sommes appuyés sur les cartes d'occupation du sol réalisées pour quatre taxons, à l'état initial et pour cinq scénarios (voir détails dans [Bourgeois *et al.* en révision](#) et [5.3.3](#)). Pour des raisons de temps de calcul et de nos disponibilités respectives, il n'a pas été possible pour le moment de tester toutes les configurations possibles (tous les taxons, toutes les résolutions et tous les scénarios). Nous n'avons retenu que trois scénarios qui simulent des modifications d'occupation du sol, opérées uniquement dans les parcelles des habitats collectifs, pour plusieurs cas de figures : amélioration de la qualité de l'habitat (S3), amélioration de la quantité de végétation (sous optimale pour les déplacements des espèces) (S4) et restauration maximum de l'habitat (S5).

Pour chaque taxon, et chaque scénario, une carte d'occupation du sol en 35 classes d'occupation du sol à 1 m de résolution a été utilisée (résultats complets dans la [figure 5.18](#)). Pour tester l'influence de la résolution spatiale sur les résultats obtenus, nous avons dégradé les données à 5 m, 10 m et 15 m. Pour cela, deux méthodes d'agrégation des données initiales ont été mises en œuvre à l'aide d'outils SIG ([figure 3.22](#)).

- La première méthode (configuration A) consiste à partir de la carte assemblée, et d'en dégrader la résolution initiale (1 m). Par exemple, à 5 mètres de résolution, 25 pixels de 1 m de côté sont utilisés pour créer 1 nouveau pixel de 5 m de côté. Dans ce cas, c'est la valeur majoritaire des 25 pixels qui est retenue pour attribuer une valeur unique au nouveau pixel.

- La deuxième méthode (configuration B) consiste à dégrader indépendamment les couches relatives à chaque classe d'occupation du sol puis à les recompiler ensuite en une carte unique d'occupation du sol selon le même ordre que celui sélectionné dans la carte initiale ([encadré 3.3](#)). Par exemple, un buisson de 1 m² dans la carte initiale deviendra un buisson de 25 m² à 5 m de résolution, 100 m² à 10 m de résolution et 225 m² à 15 m de résolution.

Nous posons l'hypothèse que ces deux méthodes d'agrégation sont à même de fournir des résultats différents, puisque dans la première, la classe d'occupation du sol majoritaire de l'agrégat spatial sera retenue, alors que dans le deuxième cas, ce sont les classes les plus « hautes » dans l'ordre d'assemblage des données qui seront les mieux représentées ([figure 3.17](#)). Il convient de préciser que si l'on dispose déjà d'une carte d'occupation du sol à haute résolution, la première méthode est la plus rapide à mettre en œuvre alors que la deuxième est plus chronophage puisqu'elle nécessite de traiter chaque couche indépendamment et de les réassembler manuellement par la suite. Les essais réalisés selon la première configuration d'assemblage des données raster montrent un effet relativement linéaire de l'évolution du taux de variation de la métrique *EC* entre l'état initial et chaque scénario pour les deux espèces testées ([figure 3.23](#)). Plus la résolution est dégradée, plus les impacts sont importants. L'ordre des scénarios ne varie pas. En revanche, les résultats issus du deuxième type d'assemblage sont moins clairs. Pour la seule espèce qui a pu être testée, la dégradation de la

³⁴ Simon Tarabon est docteur en écologie du paysage (sujet de thèse : Intégration des fonctionnalités écologiques dans le cadre de l'aménagement des territoires et de la séquence Éviter-Réduire-Compenser, de l'échelle projet à la planification. Biodiversité et Écologie). Il est actuellement responsable de l'agence Ubiquiste qui propose des études et conseils au service de la biodiversité.

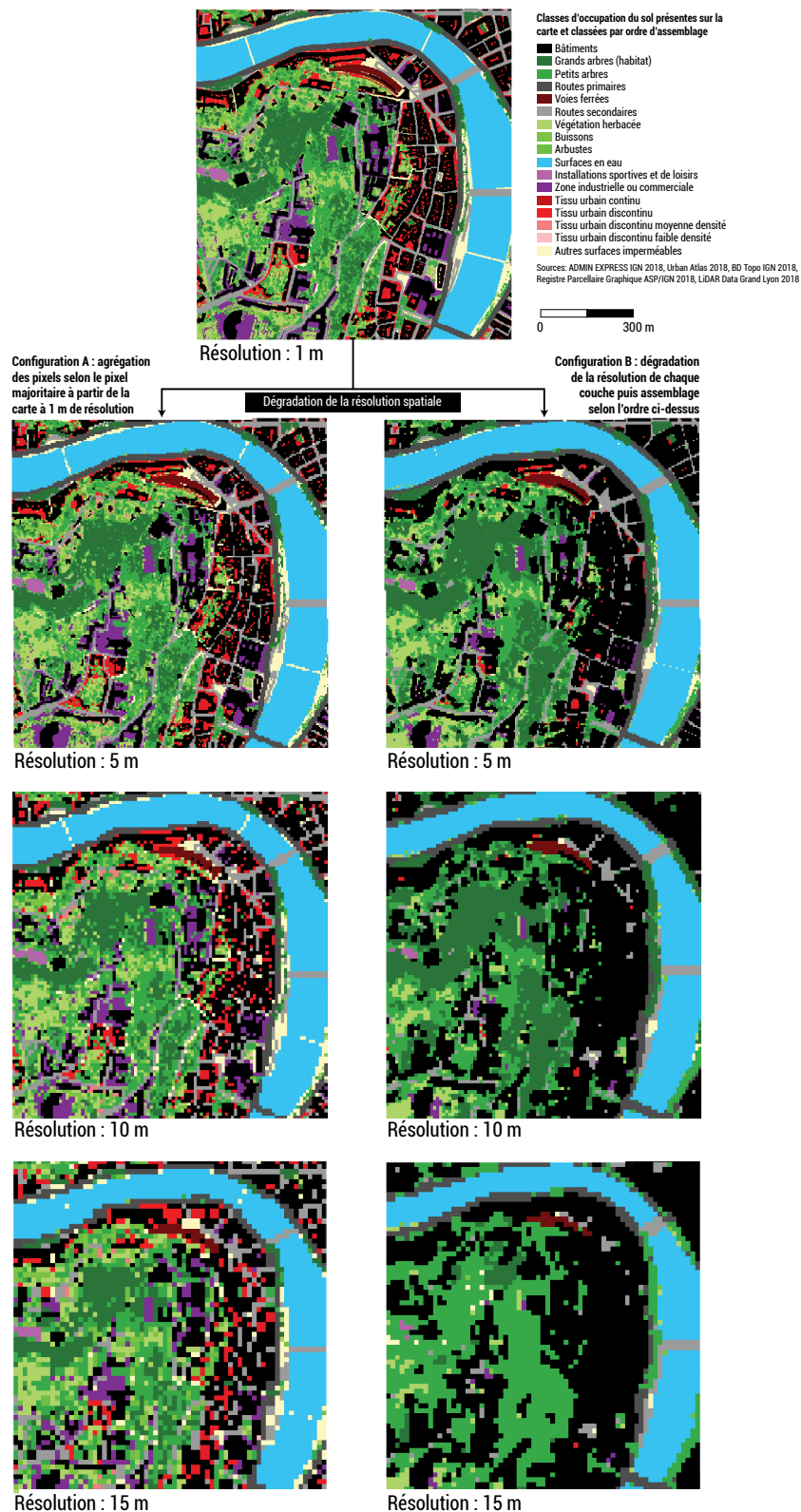


Figure 3.22. · Illustration de la dégradation de la résolution de l'occupation du sol pour l'écureuil roux selon deux types de configuration d'assemblage des données raster. Zoom sur le secteur Fourvière/Vieux Lyon (Lyon 5^{ème}). La première configuration (A) dégrade l'occupation du sol à partir de la carte initiale à 1 m de résolution. Dans la deuxième configuration (B), chaque couche est dégradée indépendamment puis elles sont ensuite assemblées en une carte unique d'occupation du sol selon le même ordre que la carte initiale.

résolution augmente aussi les impacts par rapport à la résolution 1 m, comme dans la première configuration. En revanche, le passage de la résolution de 5 m à 10 m fait diminuer l'impact de certains scénarios (S3 et S5) alors qu'elle fait augmenter l'impact du scénario 4 (figure 3.24).

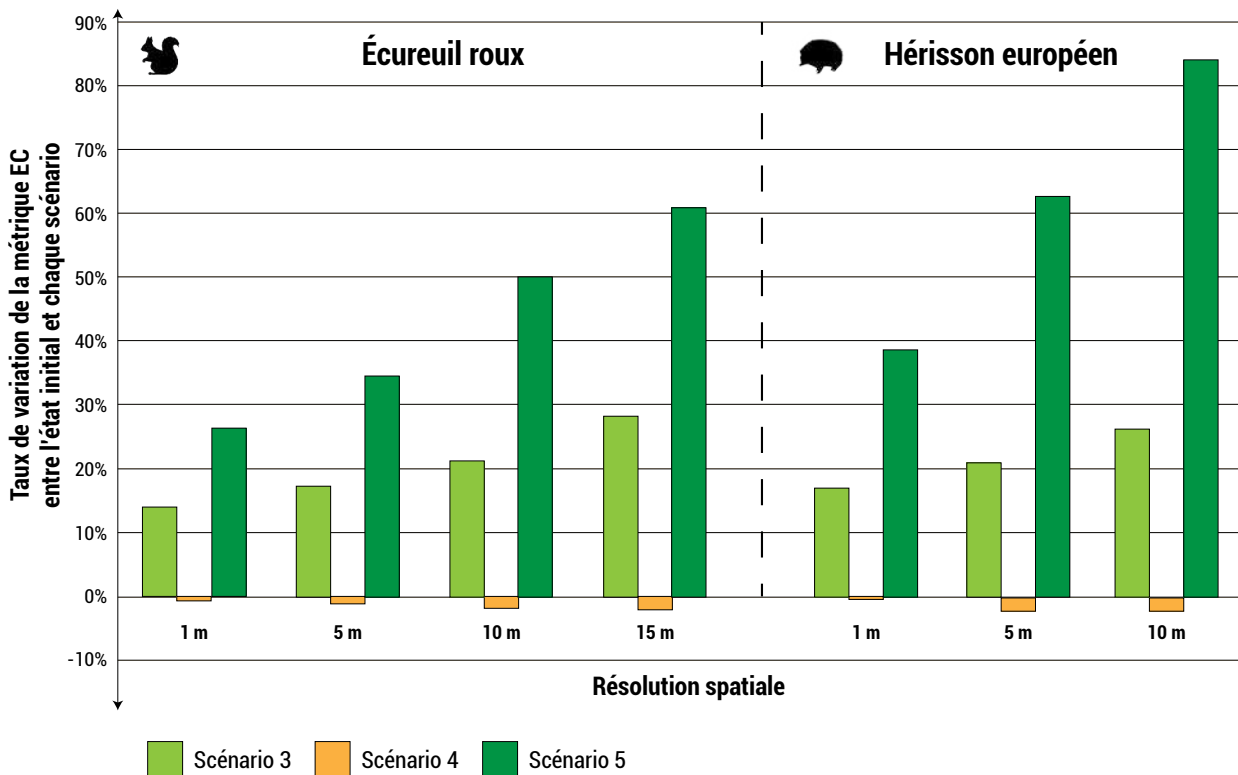


Figure 3.23. - Évaluation de l'impact de la résolution spatiale selon la dégradation de la résolution des données en une seule fois à partir de la carte initiale à 1 m de résolution pour l'écureuil roux (A) et le hérisson européen (B). Trois scénarios ont été testés : S3 (amélioration de la qualité de l'habitat), S4 (amélioration de la quantité de végétation qui est sous optimale pour les déplacements des espèces) et S5 (restauration maximale de l'habitat).

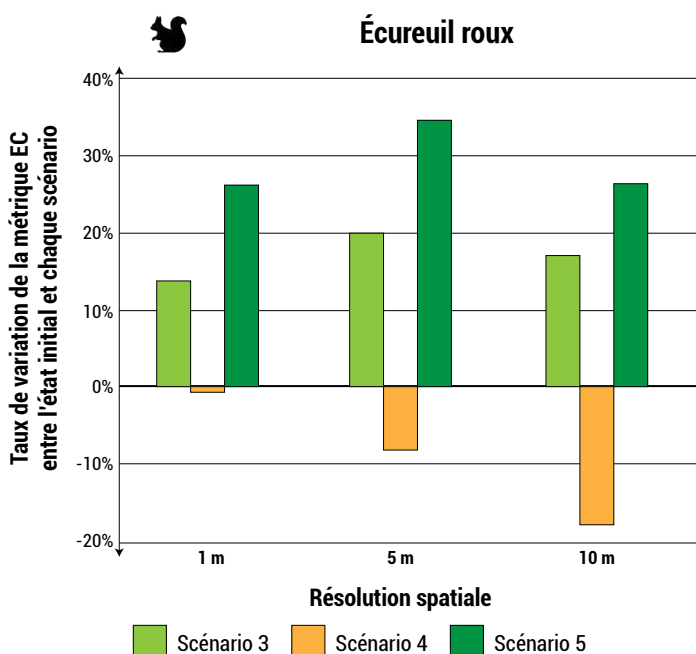


Figure 3.24. - Évaluation de l'impact de la résolution spatiale selon la dégradation de la résolution des données initiales à 1 m couche par couche et réassemblée pour l'écureuil roux. Trois scénarios ont été testés : S3 (amélioration de la qualité de l'habitat), S4 (amélioration de la quantité de végétation qui est sous optimale pour les déplacements des espèces) et S5 (restauration maximale de l'habitat).

Ces résultats sont pour le moment préliminaires et mériteraient d'être investigués plus en détail ce qui est prévu dans les mois prochains. Si l'on part de l'hypothèse que les résultats à 1 m sont les plus fiables, alors plusieurs constats peuvent être réalisés :

- D'une manière générale, la dégradation de la résolution spatiale a tendance à augmenter l'impact des scénarios sur la connectivité écologique (qu'il soit positif ou négatif).
- Le choix de la méthode de dégradation de la résolution des données cartographiques a son importance puisque les résultats obtenus peuvent varier significativement en termes d'impacts (figure 3.25).
- L'ordre des scénarios en termes d'impacts sur la connectivité des habitats ne varie pas, peu importe la résolution ou l'assemblage des données cartographiques.

Nous pouvons supposer que les résultats issus de la deuxième configuration de dégradation des données sont intrinsèquement liés aux données en elles-mêmes. Elle a tendance à surreprésenter les couches supérieures dans l'assemblage de la carte d'occupation du sol. Par exemple dans notre cas, les bâtiments, qui ont des forts coûts, sont systématiquement prioritaires par rapport à toutes les autres couches. Il est pertinent de les considérer lorsque la résolution est fine (à 1 m) mais comme les éléments linéaires, ils sont largement surreprésentés lorsque les résolutions sont plus grossières. Selon l'ordre des couches choisies, certains éléments comme les habitats des espèces seront ainsi sous-représentés par rapport à ces types de couches, pouvant fausser l'interprétation, souvent en accentuant les impacts, mais pas toujours de manière linéaire ce qui accentue la complexité d'interprétation. En revanche, la dégradation de la qualité des données initiales semble éviter ce type de surreprésentation cartographique. Mais malheureusement, cette configuration n'est possible que lorsque l'on dispose des données à 1 m de résolution, et que l'on souhaite en dégrader la résolution pour diminuer les temps de calcul. En réalité, il n'est pas toujours possible de disposer de données aussi fines dans toutes les zones d'étude. Par contre, la surreprésentation de la deuxième configuration pourrait être sans doute limitée si les données étaient dégradées depuis les fichiers vectoriels initiaux. Ici, les données ont été dégradées depuis le raster à 1 m qui simplifiait déjà les données vectorielles initiales.

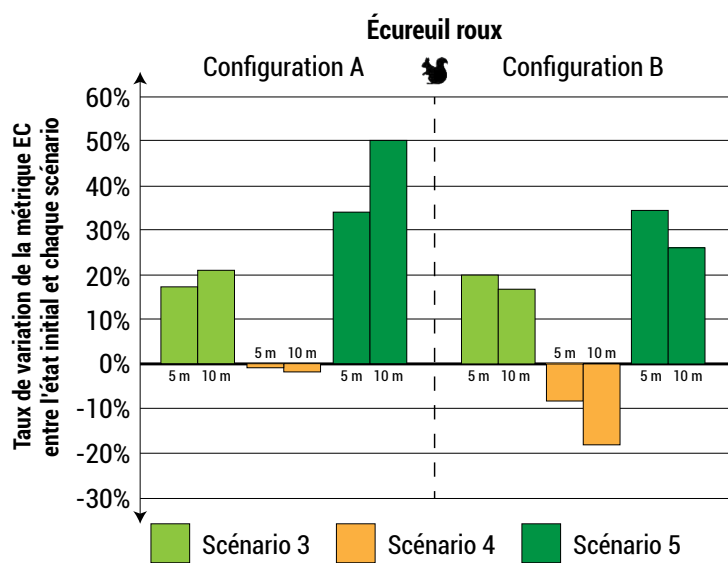


Figure 3.25. - C o m p a r a i s o n des impacts différenciés de deux configurations de dégradation de la résolution des données cartographiques pour deux résolutions spatiales pour l'écureuil roux. Les deux configurations partent de la cartographie initiale à 1 m de résolution. La configuration A dégrade la carte en une seule fois en prenant le pixel majoritaire de chaque classe alors que la configuration B dégrade chaque couche, puis un nouvel assemblage cartographique est effectué.

Pour conclure, ces premiers tests semblent montrer qu'il est utile de travailler à très haute résolution spatiale en milieu urbain, pour prendre en compte tous les petits éléments du paysage, qu'ils constituent de l'habitat ou des barrières aux déplacements des espèces. Cette première recommandation est à prendre avec précaution puisque la modélisation à 1 m n'a pas été validée par des données biologiques et que la qualité prédictive des modèles (en termes de présence ou d'habitat des espèces) pourrait être remise en cause par de telles données. Un des aspects rassurants de ces traitements est que seule l'intensité de l'impact des scénarios varie, mais pas leur ordre. Dans tous les cas, tel ou tel scénario est toujours meilleur ou pire qu'un autre. Cela signifie qu'en termes de gestion et de priorisation, le choix de la résolution spatiale est moins fondamental puisqu'elle n'influe pas sur le choix des scénarios, si l'on souhaite par exemple choisir le meilleur selon un critère donné. Par contre, il faut être très prudent sur l'évaluation de l'intensité des impacts puisqu'elle varie en fonction des résolutions choisies. En revanche, les écarts restent globalement proportionnels quelques soient les scénarios. Plutôt que de dire que « ce scénario augmente la connectivité de 50 % », il serait plus prudent de dire que « tel scénario est deux fois meilleur que tel autre scénario » afin de limiter les biais d'interprétation liés à la résolution spatiale.

3.5. · AMÉLIORER LA MODÉLISATION DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES EN COUPLANT LES DONNÉES DE BIODIVERSITÉ ET LES DONNÉES CARTOGRAPHIQUES

Les données de biodiversité et les données cartographiques peuvent être utilisées pour modéliser les réseaux écologiques à l'aide de différentes méthodes, notamment par les graphes paysagers sur lesquels je me focalise ici plus spécifiquement. Si les données cartographiques sont toujours nécessaires pour proposer *in fine* une spatialisation des réseaux écologiques, les données de biodiversité, et plus spécifiquement des relevés de terrain concernant les espèces animales (présence, abondance, suivis GPS...), ne sont pas toujours mobilisées pour calibrer et valider les modèles. Avec le groupe Graphab, nous avons souhaité interroger cette question du couplage de données cartographiques et écologiques pour montrer à travers une revue de la littérature comment les données biologiques de terrain pouvaient être combinées aux graphes paysagers pour améliorer leur capacité à représenter les processus écologiques (Foltête *et al.* 2020). À partir d'une recherche par mots-clés dans la base de données Scopus des articles combinant graphes paysagers et données biologiques, puis par un tri manuel des articles obtenus, nous avons identifié 71 articles publiés entre 2005 et 2018 (dont 82 % après 2012). Malgré l'intérêt croissant des études scientifiques pour la modélisation de la connectivité paysagère durant les dernières années (370 articles identifiés par Fletcher Jr. *et al.* (2016) et 162 par Correa Ayram *et al.* (2016), le recours aux données biologiques reste minoritaire comme le témoigne ce nombre plutôt faible de 71 articles. Le plus souvent, les études sur la connectivité écologique sont basées uniquement sur des cartes d'occupation du sol, sans référence à des données de terrain (p. ex. Avon et Bergès 2016 ; Tannier *et al.* 2016a ; Bourgeois et Sahraoui 2020 ; Poor *et al.* 2019 et Bourgeois *et al.*, en révision). Ce type d'étude majoritaire, auxquelles j'ai contribué dans mes travaux antérieurs posent l'hypothèse que la connectivité a une influence positive sur la biodiversité et que les modèles de connectivité représentent fidèlement les réseaux d'habitat des espèces, sans toutefois valider ces hypothèses à partir de données de terrain. Cette prépondérance des études théoriques est causée notamment par les difficultés d'acquisition et la rareté des données de biodiversité (Pressey 2004 ; Pe'er *et al.* 2005). Malgré ces difficultés, certains

chercheurs insistent sur le besoin d'intégrer des données biologiques de terrain pour modéliser la connectivité paysagère (Kadoya 2009 ; Sawyer *et al.* 2011 ; Luque et Saura 2012). Parmi les types de données utilisées par les études couplant données biologiques de terrain et graphes paysagers, 61 % des articles utilisent des données de présence, 18 % des données d'abondance, 11 % des données de diversité génétique et 11 % des traces GPS. Les autres données sont variées et incluent des données de diversité spécifique, des taux de reproduction, des densités ou des collisions. Ces données peuvent être utilisées pour calibrer ou pour valider différents modèles (Couvet *et al.* 2011).

Dans le cadre de la modélisation de la connectivité par les graphes paysagers, deux approches principales ont été identifiées. La première approche est inductive. Le modèle est construit en s'appuyant sur des données biologiques en entrée pour définir les habitats et/ou les corridors. Par exemple, Estrada-Peña (2005) ou Tarabon *et al.* (2019) construisent un graphe paysager dont les nœuds sont définis par un modèle de distribution d'espèces, en utilisant directement des données de présence pour calibrer le modèle (figure 3.26). Le réseau modélisé est alors dans ce cas plutôt proche de celui effectivement utilisé par l'espèce ciblée. À partir de ce graphe paysager, la connectivité peut être quantifiée par exemple pour identifier l'intérêt de telle tache d'habitat ou de tel corridor pour la préservation ou la restauration des continuités écologiques. L'hypothèse à la base de cette démarche inductive est que la connectivité a une influence positive sur l'espèce ciblée. Cette hypothèse n'est pas remise en question par la modélisation. Cette approche, qui permet d'améliorer le réalisme des modèles (Kadoya 2009), est majoritaire puisque notre revue a montré qu'elle concerne 63 % des articles couplant les données biologiques avec la théorie des graphes.

La deuxième approche est hypothético-déductive. Elle construit le modèle en se fondant sur des hypothèses sur l'habitat et les corridors utilisés par l'espèce cible par exemple en attribuant des coûts de résistance aux déplacements à des classes d'occupation du sol à partir de données issues de la littérature ou de dires d'experts. Une fois le graphe paysager théorique modélisé, les données biologiques sont comparées avec les valeurs de connectivité obtenues (p.ex. Martín-Queller et Saura 2013 ; Mony *et al.* 2018) (figure 3.27). Dans ce cas, la réponse biologique est la variable à expliquer et la connectivité est la variable explicative. Cette approche permet de montrer les relations entre connectivité des habitats et biodiversité à différentes échelles.

L'utilisation des données biologiques est reconnue par certaines études comme essentielle pour modéliser la connectivité paysagère (Crooks et Sanjayan 2006 ; Kadoya 2009) et plus particulièrement si les résultats doivent guider la prise de décision dans un contexte opérationnel (Beier *et al.* 2008 ; Cushman *et al.* 2013). Pourtant, ces données ne sont pas toujours disponibles et sont coûteuses à acquérir. De plus, lorsqu'elles le sont, elles ne couvrent généralement que de petites zones d'études, sont collectées sur des échelles temporelles réduites et ne se focalisent que sur quelques taxons (Schmeller 2008 ; Couvet *et al.* 2011). Ces raisons expliquent la prépondérance des études ne mobilisant pas des données biologiques, en se focalisant uniquement sur des données d'occupation du sol. Bien sûr, dans le cadre d'analyses fonctionnelles de la connectivité, des données concernant les espèces doivent être intégrées (par exemple la distance de dispersion ou préférences d'habitat et de déplacements). À défaut d'obtenir des données biologiques suffisantes (occurrence, abondance, suivis GPS...), les modélisations doivent s'appuyer sur des dires d'experts, ou des informations issues de la littérature scientifique. C'est notamment le cas lorsque la mise en place de mesures de

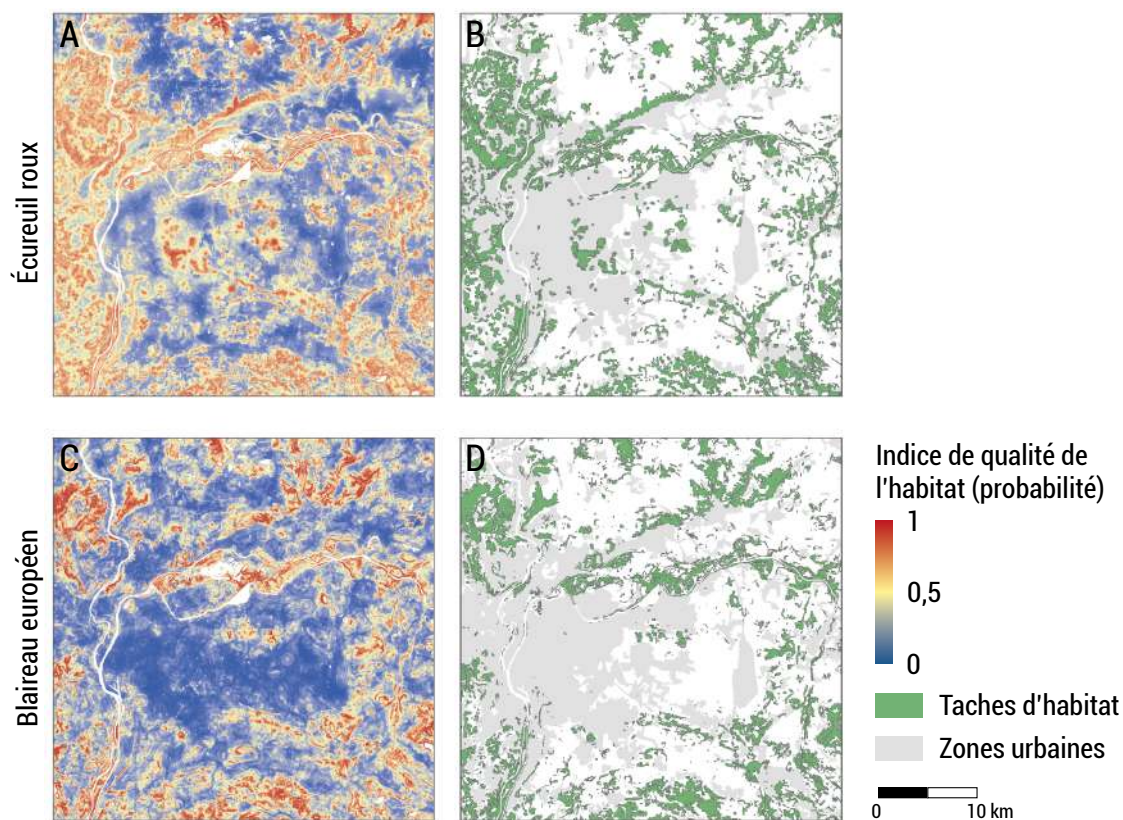


Figure 3.26. - Exemple de l'utilisation d'un modèle de distribution d'espèces pour identifier les taches d'habitat de deux espèces dans l'est lyonnais. Les cartes A et C sont issues des résultats d'analyse d'un modèle de distribution d'espèces (Maxent). Elles sont générées à partir de plusieurs variables environnementales (pente et distance des points de présence à chaque classe d'occupation du sol). À partir des cartes de qualité d'habitat, des cartes binaires habitat/non habitat (B et D) sont produites et permettent d'identifier les taches d'habitat pour modéliser les réseaux écologiques dans Graphab. Figure extraite et traduite depuis Tarabon *et al.* (2019).

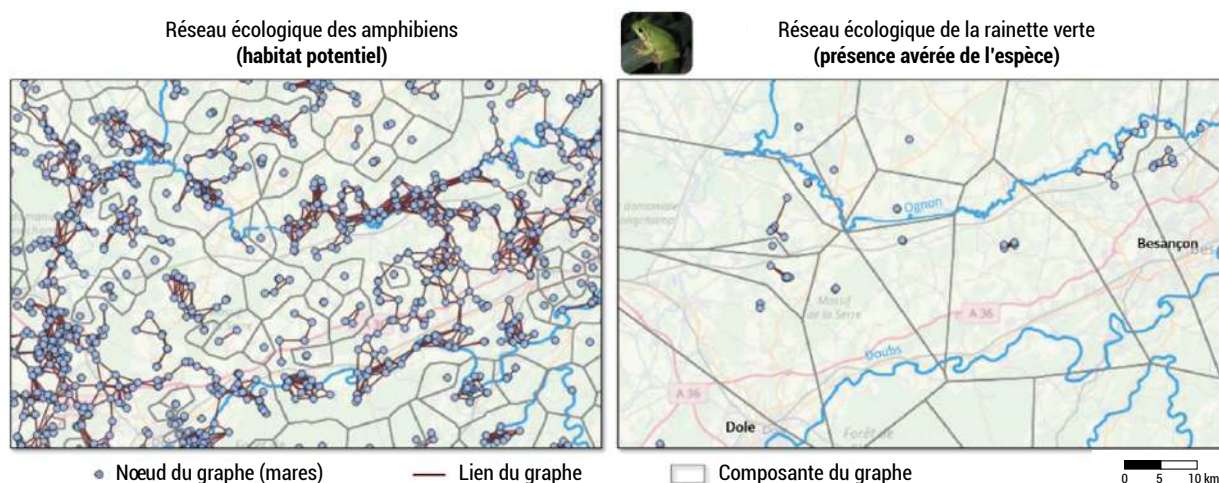


Figure 3.27. - Comparaison entre un réseau écologique potentiel (toutes les mares) et un réseau écologique avéré (uniquement les mares occupées par l'espèce). Sources : Clauzel (2021) et Clauzel *et al.* (2015).

conservation est urgente (With 2019), ou que l'étude doit être réalisée rapidement par exemple lorsque nous avons modélisé l'impact écologique potentiel de l'A45 pour présenter les résultats lors d'une journée de mobilisation (Bourgeois *et al.* 2022). Clevenger *et al.* (2002) ont d'ailleurs démontré que leur modèle basé sur les données issues de la littérature scientifique permettait de se rapprocher assez fidèlement d'un autre modèle basé sur des données empiriques. Dans leur cas d'étude, le modèle issu de dires d'experts était finalement le moins pertinent.

Si les données de biodiversité, et plus spécifiquement les données biologiques, peuvent apporter une réelle plus-value scientifique aux modèles de connectivité, elles ont tendance à fortement contraindre les analyses à des cas d'études restreints. Il peut ainsi être difficile de généraliser les données obtenues sur une petite zone d'étude à une zone d'étude beaucoup plus grande, souvent nécessaire pour la mise en place de mesures de conservation par exemple dans les TVB régionales (chapitre 5).

De plus, ces données ne concernent souvent que quelques taxons spécifiques et limitent les approches multi-espèces, elles aussi souvent préconisées pour la conservation (4.2). Enfin, ces données sont rarement disponibles à plusieurs pas de temps et limitent aussi les approches dynamiques, rétrospectives ou prospectives. Pour illustrer, cela, nous montrons d'ailleurs dans notre revue de la littérature que 80 % des articles couplant des données biologiques avec les graphes paysagers se limitent à une approche statique avec un diagnostic de la situation actuelle. Seulement 13 % ont une approche prospective et 7 % une approche rétrospective.

Les modèles de connectivité que j'ai développés jusqu'alors se fondent essentiellement sur des données cartographiques d'occupation du sol. Telles qu'elles sont utilisées, ces données ne prennent pas en compte des aspects beaucoup plus qualitatifs comme les usages, les pratiques ou l'entretien. À ce titre, les données participatives peuvent contribuer à leur enrichissement (chapitre 4).

Les déplacements des individus dans la mosaïque paysagère et les préférences d'habitat ont été le plus souvent déterminés à partir de la littérature scientifique et des dires d'experts (parmi mes travaux publiés, voir par exemple Tannier *et al.* 2016a ; Bourgeois et Sahraoui 2020 ; Bourgeois *et al.* 2023). Si ces approches peuvent certes paraître moins robustes d'un point de vue écologique que celles mobilisant explicitement des données biologiques de terrain, elles n'en restent pas moins utiles pour proposer un grand nombre de cas d'applications, notamment en termes de conservation, d'aménagement ou d'urbanisme (p. ex. Zetterberg *et al.* 2010 ; Foltête *et al.* 2014 ; Bourgeois *et al.*, en révision) et leur pertinence est souvent soulignée (p. ex. Clevenger *et al.* 2002 ; Foltête *et al.* 2020).

CONCLUSION

La mise en place de plans d'actions ou de mesures de conservation de la biodiversité nécessite l'utilisation de plusieurs types de données spatialisées : les données liées directement à la biodiversité, qui peuvent prendre la forme de données biologiques de terrain, et les données cartographiques, par exemple des bases de données spatiales d'occupation du sol. Ces bases de données sont souvent très hétérogènes puisqu'elles sont inégalement spatialement réparties, sont acquises à des échelles différentes et donc fournies à des résolutions diverses, qu'elles soient temporelles, thématiques ou spatiales.

Dans le cas spécifique de la modélisation des réseaux écologiques, il est possible d'utiliser ou non des données biologiques de terrain, selon les objectifs des études réalisées. Dans tous les cas, l'utilisation de données d'occupation du sol est nécessaire. Elle peut toutefois poser question puisque qu'une carte d'occupation du sol correspond à un découpage du paysage selon une vision anthropocentrée qui peut différer de la vision animale. D'ailleurs ce découpage artificiel dépend de choix de représentation cartographique (quelles classes représente-t-on ?, quel grain, quelle étendue ?) et de choix techniques (quel ordre de représentation cartographique dans les cartes en deux dimensions ?). La variation de l'étendue d'analyse et de la taille du grain est hélas souvent dépendante des capacités de stockage et de calcul informatique alors qu'elle est susceptible d'influencer les résultats obtenus et de biaiser les interprétations d'un point de vue écologique. La prise en compte de bonnes résolutions est alors cruciale, et doit être liée à l'échelle d'analyse, surtout lorsque les travaux fondés sur de telles données donnent lieu à la mise en place de mesures concrètes de conservation ou d'aménagement. Dans les paysages ruraux, voir périurbains, il semble raisonnable d'utiliser des résolutions spatiales relativement grossières. En général 10 m est un bon compromis pour prendre en compte les linéaires et ne pas trop forcer leur surreprésentation à condition que l'on s'intéresse à des espèces plutôt mobiles (ex. mammifères terrestres, oiseaux). En revanche, en milieu urbain, il est nécessaire de travailler à de fines résolutions spatiales (entre 1 et 5 m) pour bien prendre en compte les nombreux éléments fragmentant le paysage (routes, bâtiments) comme les petites taches d'habitat potentielles (haies, arbres isolés, petits parcs urbains) sans les surreprésenter.

Il n'existe pour ainsi dire aucune recette miracle dans le choix des données et des résolutions. Les diverses études scientifiques se focalisant sur les questions de connectivité écologique utilisent très régulièrement des bases de données créées, ou assemblées pour les besoins de chacune des études. J'ai d'ailleurs moi-même utilisé de nouvelles données, et conçu de nouvelles cartes d'occupation du sol à chaque fois différentes en fonction de mes cas d'études, cette étape étant toujours chronophage, mais nécessaire. L'important est donc toujours de garder en tête les objectifs de chaque cas d'étude, pour en décliner une utilisation des données raisonnées, tant en termes de représentativité qu'en termes de contraintes humaines, techniques et/ou financières.

Chapitre 4

Approches participatives pour
modéliser les réseaux écologiques

Une méthodologie très participative et utilisant des outils intéressants qui, vu le contexte de pandémie et de confinement imposé, s'est avérée très efficace

Retour d'un des participants à la modélisation participative de la TVB de Saint-Étienne Métropole (2020)



Source : Mélanie Ferraton (2016). Illustration : Éric Rivet

Page de garde Chapitre 4 : Ateliers participatifs avec des praticiens dans le domaine de l'urbanisme, de l'aménagement du territoire, de l'immobilier et de la gestion de la biodiversité lors du festival «A l'école de l'Anthropocène» (27/01/22, Villeurbanne)

Photographie : Caroline Bréfort

INTRODUCTION

Dans mes travaux de recherche concernant la modélisation des réseaux écologiques, j'ai essentiellement travaillé à partir de données extraites de la littérature, surtout dans le cadre de mes travaux de thèse (Bourgeois 2015 ; Tannier *et al.* 2016a) et du projet ECOMOLY autour du projet d'autoroute A45 (Bourgeois et Sahraoui 2020 ; Bourgeois *et al.* 2022). J'ai plus récemment intégré des aspects participatifs dans mes recherches, à différents niveaux : *a priori*, lors de la phase de conception des modèles de simulation des réseaux écologiques, ou *a posteriori*, lors de la phase de cartographie et de diffusion des résultats issus de ces modèles (chapitre 6). Dans ce chapitre, il s'agit de montrer comment le recours aux sciences participatives m'a permis de concevoir des modèles de simulation des réseaux écologiques avec des méthodes et des données différentes de celles utilisées jusqu'alors. Je reviendrai dans un premier temps sur la question de l'utilisation des sciences participatives en géographie de l'environnement et plus spécifiquement pour modéliser les réseaux écologiques (Bourgeois *et al.* 2023). Je présenterai ensuite quelques exemples de démarches multi-espèces, d'abord avec les données issues de la littérature, puis en concertation avec les experts de terrain. Ensuite, j'expliquerai les différents choix importants à effectuer dans le paramétrage des modèles (choix des classes d'occupation du sol, des valeurs de coûts de résistance aux déplacements et traits fonctionnels des espèces comme la taille minimale des taches d'habitat et la distance de dispersion). Je montrerai comment ces choix peuvent être effectués sans données de terrain ni avis d'experts et je présenterai ensuite la démarche mise en œuvre pour paramétrer ces variables avec les experts. Enfin, je pointerai les atouts et les limites de ces approches participatives.

4.1. · LES SCIENCES PARTICIPATIVES

4.1.1. · DIFFÉRENTS NIVEAUX DE PARTICIPATION

Les sciences participatives peuvent être définies comme les formes de production de connaissances scientifiques auxquelles des acteurs non scientifiques-professionnels (individus ou groupes) participent de façon active et délibérée (Houllier et Merilhou-Goudard 2016). Le terme *sciences participatives* comprend d'une part, la *connaissance scientifique* (connaissances validées par les pairs selon des études scientifiques établies par des communautés de recherche), et d'autre part, la *participation*, qui mobilise différents acteurs des territoires (praticiens, élus, citoyens), de manière volontaire pour mieux connaître des phénomènes qui les concernent, pour agir sur leurs conditions propres ou sur leurs environnements proches ou lointains. Certaines démarches de participation, comme celle présentée dans ce chapitre impliquent les praticiens avec une approche plus technique visant à enrichir les modèles. La démarche est alors focalisée sur les données d'entrée et les paramétrages des modèles (*inputs*). D'autres démarches comme celle présentée dans le chapitre 6 se concentrent sur les résultats issus des modèles (*outputs*) pour impliquer et sensibiliser les citoyens.

Un certain nombre de termes, notions ou concepts sont développés autour du terme de participation avec une terminologie non stabilisée (encadré 4.1), dépendant des pays, des communautés scientifiques et de la position des projets dans les degrés de participation souhaités (Chemery *et al.* 2018 ; Hassenforder *et al.* 2021). Les démarches participatives se différencient par leur objet d'étude, leur méthode de mise en œuvre, et par le niveau d'implication des citoyens, ou

plus généralement des non-scientifiques dans le projet. Quatre niveaux principaux peuvent être identifiés (figure 4.1) : le recueil d'informations ou *crowdsourcing* avec des citoyens « capteurs de données » (niveau 1), l'intelligence partagée (niveau 2), la recherche collaborative (niveau 3) et la recherche collégiale (niveau 4) (Cosson *et al.* 2017 ; L'Her *et al.* 2017 ; Hassenforder *et al.* 2021). D'une manière générale, les recherches participatives incluent les porteurs du projet (scientifiques ou non) et des autres acteurs, qui sont des personnes étant affectées ou pouvant être affectées par une décision ou un projet (Reed 2008). Dans le champ des sciences participatives, ces autres acteurs sont souvent identifiés comme étant des citoyens se situant hors du monde académique. Toutefois, dans certains contextes, ces citoyens peuvent être des praticiens, par exemple dans le domaine de l'aménagement du territoire et de l'environnement (chargés de mission biodiversité ou TVB, gestionnaires de réserves naturelles, chargés de missions PLUi en bureau d'étude ou agence d'urbanisme...). Ils peuvent dans ce cas être dans une posture d'autorité ou de décision vis-à-vis d'un projet. Les individus participants peuvent alors porter simultanément des identités multiples. Ils participent, ou non, selon des modes et des intensités différentes à des univers décisionnels multiples qui se connectent entre eux (Joliveau 2001).

Concernant la *volonté* d'adhésion à une démarche participative, il est avéré que malgré tous les efforts déployés, le porteur d'une démarche participative ne peut décréter seul la participation des citoyens. En s'engageant dans cette approche, il doit s'engager à n'être qu'une pièce d'un dispositif global et expérimental (Ferraton 2016). Il doit s'assurer de créer les conditions optimales pour favoriser la participation des acteurs et de maintenir ensuite la motivation des participants tout au long des études réalisées. Il est alors très important de laisser une marge de manœuvre à la participation pour ne pas susciter méfiance ou hostilité des citoyens par rapport au projet et d'éviter l'impression d'être manipulé par les porteurs du projet (Hassenforder *et al.* 2021).

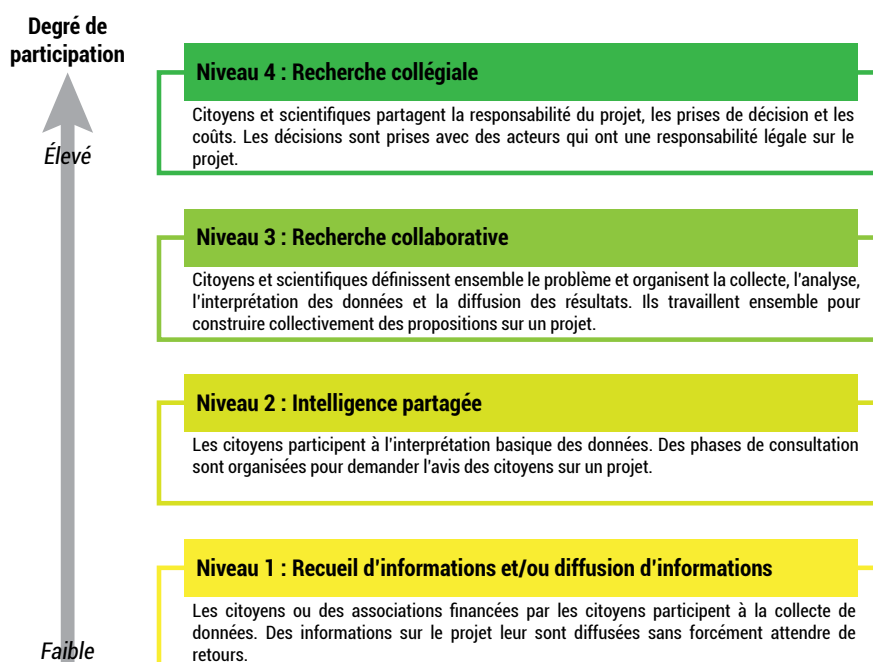


Figure 4.1. · Les différents niveaux de sciences et recherche participatives selon les degrés d'implication des acteurs dans les projets. Adapté de Cosson *et al.* (2017) et de Hassenforder *et al.* (2021).

Encadré 4.1. · La pluralité des termes liés aux sciences participatives (Bourgeois et al. 2023).

En anglais, plusieurs termes existent dans le domaine des sciences participatives, comme par exemple *citizen science*, *collaborative science*, *public engagement*, *participatory research*, *community based research*, *crowdsourcing*, *collective intelligence* ou encore *participatory experiment*. Les mêmes expressions, traduites ou non existent en langue française. Selon Haklay (2015), le terme *citizen science* (en français, sciences citoyennes) n'a pas forcément la même signification aux Etats-Unis et en Grande-Bretagne. Aux États-Unis, le terme fait référence à la participation d'amateurs bénévoles pour soutenir par exemple la recherche ornithologique. En Grande-Bretagne, le terme englobe également la participation des citoyens en amont, dans le cadre de l'élaboration et de la définition même du projet de recherche concerné. Il semble donc que le terme dépende plus particulièrement du niveau de participation et du rôle des citoyens dans les projets de recherche. Le premier niveau implique simplement les citoyens comme « capteurs de données » (*crowdsourcing*) (L'Her et al. 2017). Le deuxième niveau (*collective intelligence*), implique la contribution des citoyens à l'interprétation des données. Le troisième niveau (science participative) implique les citoyens dans la collecte de données et leur interprétation, mais également dans la définition du problème, et éventuellement dans les analyses scientifiques qui en résultent (Houllier et Merilhou-Goudard 2016).

4.1.2. · LES SCIENCES PARTICIPATIVES EN GÉOGRAPHIE DE L'ENVIRONNEMENT ET EN ÉCOLOGIE

Si la participation des citoyens aux processus décisionnels existe de longue date, c'est plus récemment dans les années 2000 que commencent à se multiplier significativement les processus participatifs dans le domaine du développement territorial et de l'environnement (Chemery et al. 2018). Des jurys ou des conférences citoyennes inspirées des pratiques d'autres pays européens tels que le Danemark ou l'Allemagne sont mises en place par exemple en France sur des sujets de transports et de développement rural (région Rhône-Alpes en 2006) ou sur la gestion de l'eau potable (Nantes Métropole en 2008). Toutefois, dans le domaine environnemental, il est souvent reproché aux projets participatifs de prendre en compte plus fortement la dimension sociale que la dimension environnementale. En effet, la participation ne pouvant se faire efficacement qu'au niveau local, elle favorise bien souvent les enjeux sociaux locaux au détriment des enjeux globaux (La Branche 2009). Mais cette vision est sans doute trop réductrice puisque les enjeux sociaux ne sont pas toujours strictement locaux (migrations, inégalités) et les enjeux environnementaux ne sont pas forcément toujours globaux (altération d'un écosystème local par exemple).

Dans les années 2010, la multiplication, et surtout, la forte médiatisation des contestations liées à des projets tels que l'aéroport de Notre-Dame des Landes ou le barrage de Sivens a incité le gouvernement à confier au Ministère en charge de l'environnement une mission de démocratisation du dialogue environnemental. Celle-ci s'est concrétisée par la remise d'un rapport en juin 2015 mettant en évidence la nécessité d'instaurer un dialogue en amont des projets pour que la phase de concertation devienne plus efficace (Chemery et al. 2018). En complément, l'Ordonnance n° 2016-1060 parue le 3 août 2016 permet d'assurer l'information et la participation du public à l'élaboration de certaines décisions susceptibles d'avoir une incidence sur l'environnement. La participation des citoyens ne repose donc plus uniquement sur la bonne volonté du porteur de

projet mais devient alors encadrée d'un point de vue législatif. Le degré de participation des citoyens peut toutefois être très variable d'un projet à l'autre, et se résume bien souvent à une information, voir à une consultation des acteurs (Flaminio *et al.* 2015) et dépassent ainsi rarement le niveau 2 (intelligence partagée) décrit dans la figure 4.1. De plus, il est fréquent que ces informations, mêmes publiques ne soient pas ou mal lues par les destinataires. Par exemple, les études d'impacts environnementales sont le plus souvent archivées et jamais consultées, sauf dans le cas de conflits importants autour du projet concerné (Gautreau 2021). Ce sont au final le plus souvent les chercheurs qui proposent un programme de recherche scientifique, plus ou moins participatif, et libre ensuite aux citoyens et/ou aux praticiens d'y participer, en respectant le protocole scientifique déterminé (Madelin 2020). Pour prendre un exemple issu de mes travaux, c'est exactement de cette manière que se déroule le programme de recherche COLLECTIFS, en impliquant les citoyens dans la collecte de données de terrain, mais selon des protocoles définis en amont par les scientifiques (3.1.5).

À l'instar de COLLECTIFS, lorsque l'on évoque des programmes de recherche participative, on pense très souvent à des collectes de données de biodiversité effectuées par des citoyens volontaires. Les approches participatives sont historiquement originaires des sciences naturalistes telles que la botanique ou l'ornithologie (Charvolin *et al.* 2007). Les sciences participatives sont devenues un outil essentiel pour améliorer les connaissances relatives à la biodiversité (Alphandéry et Fortier 2011), mais la collecte d'informations riches et assez complètes en termes de répartition géographique implique de mobiliser un très grand nombre de contributeurs pour obtenir des résultats significatifs (Julliard 2017) (3.1).

Les sciences participatives se sont ensuite développées dans des domaines d'études aussi variés que la politique, l'industrie ou la géographie (Barnaud et Mathevet 2015). Le recours aux sciences participatives, confronté depuis 2016 à un encadrement législatif plus strict est de plus en plus fréquent dans le domaine de la géographie environnementale. La participation est un concept « en vogue » dans le monde de la recherche, surtout depuis les vingt dernières années (Barnaud et Mathevet 2015). Certains auteurs qualifient même cette omniprésence de « tyrannie de la participation » (Cooke et Kothari 2001). Dès 2008, dans une revue de la littérature sur la question des sciences participatives dans le domaine de la gestion environnementale, Mark Reed évoque déjà le fait que peu de programmes de conservation ou de gestion des ressources n'incluent pas d'une manière ou d'une autre une dimension participative (Reed 2008). Ainsi, nombreux sont les exemples d'actions mises en place pendant ces dernières années par exemple dans le domaine de la gestion de l'eau (Daniell *et al.* 2010 ; Hassenforder *et al.* 2021), de la rénovation urbaine (Berry *et al.* 2021) de la qualité de l'air (Madelin 2020), des risques de submersion marine (Abrami et Becu 2021 ; Becu *et al.* 2017) ou de la cartographie (Noucher 2013). De nombreux programmes de recherche en géographie mobilisent désormais des données biophysiques acquises de manière participative (Madelin 2020). En effet, les géographes ont tout intérêt à conduire des recherches sur et par la participation afin de dépasser les clivages parfois « paralysants » entre recherche fondamentale et appliquée (Barnaud et Mathevet 2015).

4.1.3. · EXEMPLE D'UNE DÉMARCHE DE MODÉLISATION PARTICIPATIVE DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES : LE CONTRAT VERT ET BLEU DE SAINT-ÉTIENNE MÉTROPOLE

Lors de mon doctorat, j'ai travaillé plusieurs années sur des modélisations théoriques (simulations de formes urbaines couplées à celles des réseaux écologiques) sans inclure de données biologiques ni une quelconque forme de participation. Mes modèles étaient calibrés sur des données issues de la littérature scientifique et n'étaient pas confrontés à des données de terrain. Différentes raisons expliquent cela, notamment les vastes zones d'étude considérées, et le couplage/calibrage de ces modèles étaient alors trop complexes et chronophages pour travailler outre mesure sur l'intégration de nouvelles données et méthodes de conception. Pourtant, les praticiens sont de plus en plus demandeurs de la mise en place de collaborations avec les scientifiques dans la construction de leurs modèles et prêtent une attention croissante au processus de consultation avec un besoin accru de transparence dans la formalisation des modèles qu'ils pourraient être amenés à mobiliser par la suite dans leur travail (Becu *et al.* 2015 ; Tarabon *et al.* 2022). Ainsi, après avoir éprouvé et testé un grand nombre de configurations théoriques possibles, qui n'étaient jamais « validées » en dehors du monde scientifique, j'ai souhaité travailler sur l'intégration de ces réflexions dans une démarche de recherche tournée vers l'action, et *a minima*, vers la transmission des méthodes et des résultats en direction des sphères opérationnelles et citoyennes. En ce sens, le projet COLLECTIFS m'a permis de travailler avec de nouvelles données de terrain, issues en partie d'un dispositif de recherche participative. Certains résultats sont encore en cours d'analyse et donneront lieu à de nouvelles perspectives de valorisation (**conclusion**). Cette intégration d'une dimension participative dans ce programme de recherche est assez classique puisqu'elle reste centrée initialement sur la collecte de données, et sur la diffusion des résultats auprès des citoyens participants. En revanche, l'intégration de la dimension participative, non pas sur la collecte des données biologiques, mais sur le calibrage des modèles de simulation des réseaux écologiques est plus originale et donc plus rarement référencée dans la littérature scientifique (Sahraoui *et al.* 2021). La plus souvent, la démarche de modélisation (formalisation, paramétrage, calibrage) n'est pas participative bien que cela soit parfois le cas dans les démarches de modélisation d'accompagnement. La phase de simulation, elle, est plus souvent participative, parfois lorsque le modèle est déjà calibré (Voinov et Bousquet 2010 ; Becu *et al.* 2017). Ici, nous proposons une modélisation d'accompagnement (Barreteau *et al.* 2003), mais la simulation en elle-même n'est pas participative en raison de l'outil mobilisé (Graphab), non adapté pour être utilisé par un public non averti.

L'opportunité de travailler sur ces questions s'est présentée en 2020, lorsque j'ai été invité à participer au deuxième Contrat Vert et Bleu (CVB) de Saint-Étienne Métropole dans lequel des chercheurs de l'UMR 5600 EVS étaient déjà engagés, chargés de réaliser une des actions du projet³⁵. La première contribution fut de proposer la création d'une base de données d'occupation du sol homogène géoréférencée au 1/25000^{ème}, sans nouvelles acquisitions autres que des données disponibles gratuitement et/ou librement³⁶. Il s'agissait également, sur la base de cette occupation

³⁵ En particulier Pierre-Olivier Mazagol, porteur de l'action et Julie Codina, ingénieure géomatique (UMR 5600 EVS, composante ISTHME, Université Jean Monnet Saint-Étienne).

³⁶ Parmi celles-ci, on trouve par exemple la BD TOPO® et la BD FORET® de l'IGN, des données Open Street Map, un fond blanc CarHab (produit par l'IGN en collaboration avec EVS), le Registre Parcellaire Graphique (RPG), le CES OSO (produit par l'UMR 5126 CESBIO) ainsi que de nombreuses données créées au fil des années par les partenaires de Saint-Étienne Métropole (tableau 3.2).

du sol, de produire des cartes adaptées aux différents enjeux de la Trame Verte et Bleue à partir d'une typologie spécifique à son propre niveau d'agrégation, de manière à répondre au mieux aux problématiques environnementales du territoire³⁷. Ce projet financé, comme l'ensemble du contrat, par la région Auvergne-Rhône-Alpes et l'Union Européenne, a donc consisté dans un premier temps en l'intégration au sein d'une base de données complexe d'un grand nombre de données produites par d'autres partenaires du projet depuis 15 ans. À partir de cette carte d'occupation du sol j'ai proposé de modéliser la connectivité des réseaux écologiques avec l'outil Graphab en intégrant une dimension participative au projet dès le début de sa réalisation.

Pour mettre en place cette approche participative, nous avons ciblé les praticiens, et non directement les citoyens, ce qui était trop complexe pour la mise en place d'une telle démarche et pas nécessairement pertinent pour répondre à la mise en place d'une politique publique sur un enjeu technique (Sahraoui *et al.* 2021). Nous avons ainsi invité plusieurs acteurs locaux à participer au projet :

- Saint-Étienne Métropole (SEM)
- France Nature Environnement (FNE)
- Le Conservatoire d'Espaces Naturels Rhône-Alpes (CEN RA)
- La Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) Loire
- La Fédération Départementale des Chasseurs de la Loire (FDCL)
- Le Parc Naturel Régional (PNR) du Pilat
- Le Syndicat Mixte d'Aménagement des Gorges de la Loire (SMAGL)
- L'Agence d'urbanisme de la région stéphanoise (Epures)
- La Direction Interdépartementale des Routes (DIR) Centre-Est
- L'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS)
- L'Office National des Forêts (ONF)

Il est important de signaler que ce projet s'est déroulé en partie pendant la pandémie de Covid-19, au moment du confinement de 2020, mais qu'il a été décidé de maintenir la dimension participative ce qui était l'intérêt principal de cette démarche. De fait, une bonne partie de la participation a dû se faire en distanciel, nécessitant la mobilisation d'outils en ligne : visioconférence et téléphone pour les réunions et les entretiens (Webex), tableau blanc interactif et collaboratifs (Miro) pour organiser les réflexions, *webmapping* pour présenter les résultats (ArcGIS Online).

Au sein de ces institutions, les participants étaient pour certains spécialistes naturalistes et pour d'autres aménageurs impliqués dans le domaine de la gestion environnementale. Sans former spécifiquement les participants à l'utilisation de l'outil Graphab (les traitements ont été réalisés par

³⁷ Par exemple, les données du Registre Parcellaire Graphique ont été reclassées par les experts pour mieux répondre aux thématiques environnementales en milieu agricole.

nos soins), il s'agissait d'expliquer globalement le fonctionnement de l'outil, tout en leur faisant prendre part activement au paramétrage et au calibrage du modèle. Il a fallu également s'entendre sur un vocabulaire commun, notamment sur les questions de connectivité écologique et de graphes paysagers (encadré 4.2).

La co-construction du modèle s'est déroulée en plusieurs ateliers à distance. Au préalable, des entretiens semi-directifs ont été réalisés auprès des différents partenaires pour (1) présenter la démarche scientifique, (2) mieux connaître les potentiels participants aux ateliers avec leurs spécificités et leurs profils, (3) identifier leurs points de conflits potentiels et (4) identifier et hiérarchiser les enjeux environnementaux du territoire (hétérogénéité des milieux agricoles par exemple). Le premier atelier participatif a consisté à mettre en place une approche multi-espèces, en définissant les groupes d'espèces étudiés (4.2) et leurs traits fonctionnels³⁸ comme la nature/taille des taches d'habitat et leur distance de dispersion (4.3). Le deuxième atelier participatif a permis d'identifier les coûts de résistance aux déplacements de chaque groupe d'espèces pour chacune des catégories d'occupation du sol retenues (4.3). Nous avons ensuite présenté et diffusé les résultats sous formes de cartes interactives (4.4) puis un retour par questionnaire a été envoyé aux participants.

Encadré 4.2. - Connectivité écologique et graphes paysagers : deux notions vues selon les participants aux ateliers TVB

Lors de nos ateliers participatifs, nous avons interrogé les participants sur leur compréhension du concept de connectivité. Au sens de Taylor *et al.* (1993), la connectivité paysagère est « *le degré avec lequel le paysage facilite ou influence les mouvements entre les taches d'habitat préférentiel pour une espèce donnée* ». Nos participants étaient au fait de ce concept puisque leurs définitions personnelles se rapprochent de celle-ci comme le montrent ces quelques exemples :

- « *La connectivité écologique est un concept qui a comme objectif de permettre à la faune (et à la flore dans une moindre mesure) de se déplacer pour pouvoir accomplir leur cycle biologique (alimentation, reproduction, migration, hibernation, etc.).* » (FNE)
- « *Connectivité écologique : maintien d'une structure d'habitats favorables aux déplacements des espèces permettant de relier de manière efficace plusieurs populations entre elles.* » (SMAGL)
- « *La connectivité écologique se caractérise par une mosaïque de milieux qui permettent (ou pas) le déplacement des espèces animales et végétales d'un réservoir de biodiversité à un autre. Cette connectivité est représentée par des corridors écologiques reliant des réservoirs de biodiversité.* » (SEM)
- « *La connectivité écologique est la capacité des espèces à se déplacer. Elle se traduit sur le territoire par une liaison entre différents milieux/écosystèmes permettant ce déplacement.* » (PNR Pilat)

³⁸ Les traits fonctionnels, parfois appelés dans le même contexte « traits d'histoire de vie » ou « traits écologiques » seront entendus ici comme englobant certaines caractéristiques des espèces telles que leurs préférences paysagères, en termes d'habitat ou de déplacements ainsi que leurs capacités de déplacement (par exemple la distance de dispersion).

Encadré 4.2. (suite)

Un autre point intéressant à noter est que les participants rattachent toujours ce concept à des principes opérationnels dans le cadre de mesures de conservation de la biodiversité. Le terme « aménagement » ou « aménagement du territoire » est systématiquement mentionné :

- « Ce concept est principalement dédié à l'aménagement du territoire, d'une part pour orienter les politiques de préservation et restauration des milieux naturels, et les faire converger vers des zones ciblées (réservoirs, corridors) et d'autre part pour réaliser des cartes de trames dans des documents d'urbanisme (PLU, PLUi) » (PNR Pilat)

- « L'aménagement du territoire et notamment sa planification via les SCoT et PLU(i), doit prendre en compte cette connectivité. Cela permet de préserver la biodiversité sans mettre « sous cloche » des territoires et donc de prévoir des aménagements cohérents avec l'environnement. » (FNE)

- « Ce concept est l'un des leviers (nouveau) pour interroger la place de la biodiversité dans l'aménagement du territoire. Depuis la loi Grenelle II et le déploiement de la TVB en France, en passant par les SRCE, aujourd'hui SRADDET, puis par la déclinaison à des échelles plus fines, le concept de connectivité écologique a été souvent mobilisé, avec des approches très différentes. » (CENRA)

- « Ces corridors peuvent ou doivent être transcrits dans les documents d'urbanisme par exemple. Mieux, lors des aménagements concrets sur le terrain, à l'occasion de chantiers par exemple, ils devraient être pris en compte pour maintenir toutes les connectivités qui existaient auparavant... à condition de les connaître en amont. » (SEM)

- « D'un point de vue opérationnel, cela permet d'apporter une approche concrète à l'intégration de la biodiversité dans les projets d'aménagements, notamment sur l'importance de la circulation des espèces, et le rôle de la perméabilité des projets » (PNR Pilat)

La connectivité paysagère (ou connectivité écologique, connectivité des habitats) a été à l'origine définie comme étant un concept permettant de décrire et d'expliquer des processus écologiques comme la complémentation ou la supplémentation par exemple. Il est intéressant de noter qu'aujourd'hui ce concept est entré dans le vocabulaire commun des gestionnaires de la biodiversité (souvent des « non-scientifiques ») et qu'il est à l'origine de traductions très opérationnelles dans des documents d'urbanisme réglementaire. Bien que ce concept soit bien connu des gestionnaires et que son utilité pour mener à bien des politiques de conservation ne semble plus à démontrer, il est en revanche moins évident de le mobiliser concrètement. Comme je l'ai montré dans le [chapitre 2](#), le recours à la théorie des graphes est l'un des moyens les plus efficaces, et les plus robustes scientifiquement pour conduire des analyses de connectivité, et les mobiliser dans des politiques de planification. Pourtant, la méthode de modélisation de la connectivité par les graphes paysagers est loin d'être connue de tous les gestionnaires. Bien conscient que mon échantillon d'analyse soit numériquement peu représentatif, seuls deux participants se considéraient comme étant à l'aise avec cette méthode. Tous les autres participants (une dizaine) ne connaissaient pas ou en avaient « vaguement entendu parlé ». Cela démontre bien le besoin pour les chercheurs de diffuser les méthodes vers la sphère opérationnelle, et d'accompagner les personnes volontaires pour mener à bien leurs projets de gestion de la biodiversité.

4.2. · LES APPROCHES MULTI-ESPÈCES : DES STRATÉGIES DIVERSES ET COMPLÉMENTAIRES

4.2.1. · LES APPROCHES MULTI-ESPÈCES FONDÉES SUR LA LITTÉRATURE SCIENTIFIQUE

L'identification des réseaux écologiques à une large échelle, comme dans le cadre d'une Trame Verte et Bleue nécessite une approche modélisatrice, à une large échelle et prenant en compte plusieurs espèces ([chapitre 2](#)). En effet, compte-tenu de la variété des besoins des différentes espèces animales, travailler sur une seule espèce cible serait trop réducteur et pourrait même défavoriser d'autres espèces non prises en compte ([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 ([Taylor et al. 1993](#) ; [Beier et Noss 1998](#) ; [Bennett 1999](#) ; [Hess et Fischer 2001](#)). Les capacités de déplacements des espèces varient en fonction de la configuration et de la composition de la mosaïque paysagère puisque chaque espèce a des exigences différentes en termes de type et de surface d'habitat préférentiel et de ses capacités de mouvements dans la matrice paysagère ([Vos et al. 2001](#) ; [Opdam et al. 2002](#)).

En pratique, il n'est cependant pas possible de prendre en compte les contraintes et exigences de toutes les espèces présentes dans la zone d'étude. Il convient alors de procéder à des choix pour mettre en place l'approche multi-espèces la plus adaptée au territoire concerné. Les approches multi-espèces doivent être conduites en fonction des territoires étudiés et des objectifs des études menées. C'est pourquoi il n'est pas possible d'identifier une méthode unique dans la littérature. On peut néanmoins distinguer deux grands types d'approches : les approches par habitat et les approches par espèce.

Les approches par habitat utilisent des proxys généraux tels que les types d'occupation du sol, les types d'habitat ou même plus largement les conditions environnementales qui servent de substitut aux espèces ([Anderson et Ferree 2010](#)). Selon le même principe que les sous-trames de la TVB, seules des données d'occupation du sol sont nécessaires pour ce type d'approche générique. Cette approche est régulièrement utilisée par les pouvoirs publics et les gestionnaires puisqu'elle nécessite peu de données biologiques ([Meurant et al. 2018](#)). Toutefois, lorsqu'il s'agit de prendre en compte les déplacements des espèces dans le paysage, cette approche présente un certain nombre de limites puisqu'un même milieu peut abriter des espèces aux comportements très différents. Une stratégie possible pour contourner cela peut consister à conserver un seul type de milieu (par exemple la forêt), en faisant varier les distances de dispersion ([Tannier et al. 2012a](#)) et/ou la taille minimale des taches d'habitat ([Clauzel et Bonneville 2019](#)) pour prendre en compte des grands profils d'espèces. Cette approche par habitat est intéressante parce qu'elle est générique dans le sens où elle nécessite peu de données en entrée, que ce soit des données d'observation ou des informations relatives aux traits fonctionnels des espèces. Elle peut toutefois s'avérer moins efficace qu'une analyse ciblant au moins trois espèces distinctes pour établir des priorités de conservation ([Meurant et al. 2018](#)).

Pour mettre en place une analyse multi-espèces, l'autre grand type d'approche consiste à se focaliser sur les espèces plutôt que sur les habitats ([Caro et O'Doherty 1999](#)). Puisqu'il n'est pas possible d'utiliser cette approche sur l'ensemble des espèces présentes dans une zone donnée, il faut alors utiliser des espèces témoins permettant de se substituer à un plus grand nombre d'espèces

(Albert et Chaurand 2018 ; Meurant *et al.* 2018) (figure 4.2 et encadré 4.3). Dans le cadre d'une modélisation par un graphe paysager, ce type d'approche est plus complexe à mettre en œuvre puisqu'il s'agit de traduire les traits fonctionnels d'une espèce en paramètres du modèle d'après des données empiriques et/ou d'après la littérature. Dans ce cas, l'approche est beaucoup moins générique que celle utilisant les habitats puisque les résultats obtenus ne concernent que l'espèce ciblée. Ils sont par conséquent beaucoup moins généralisables.

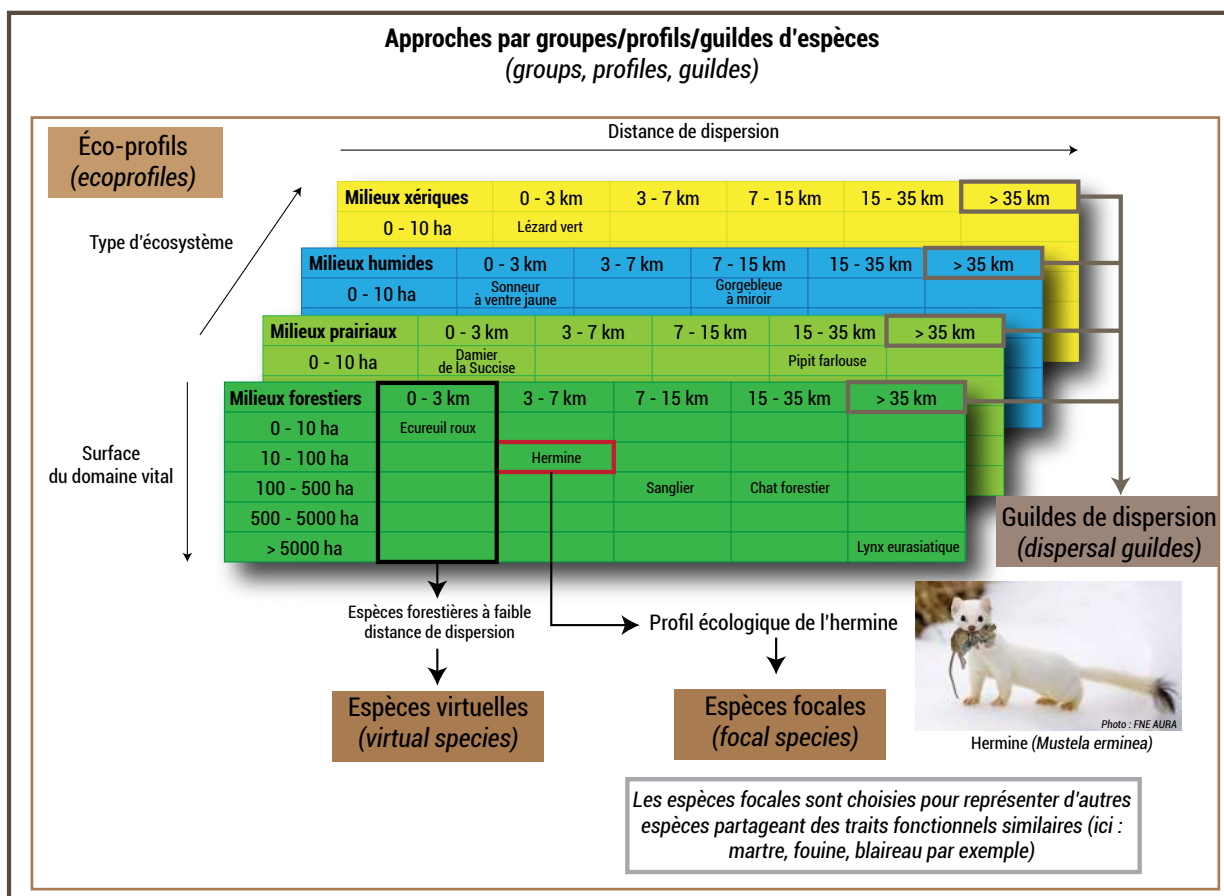
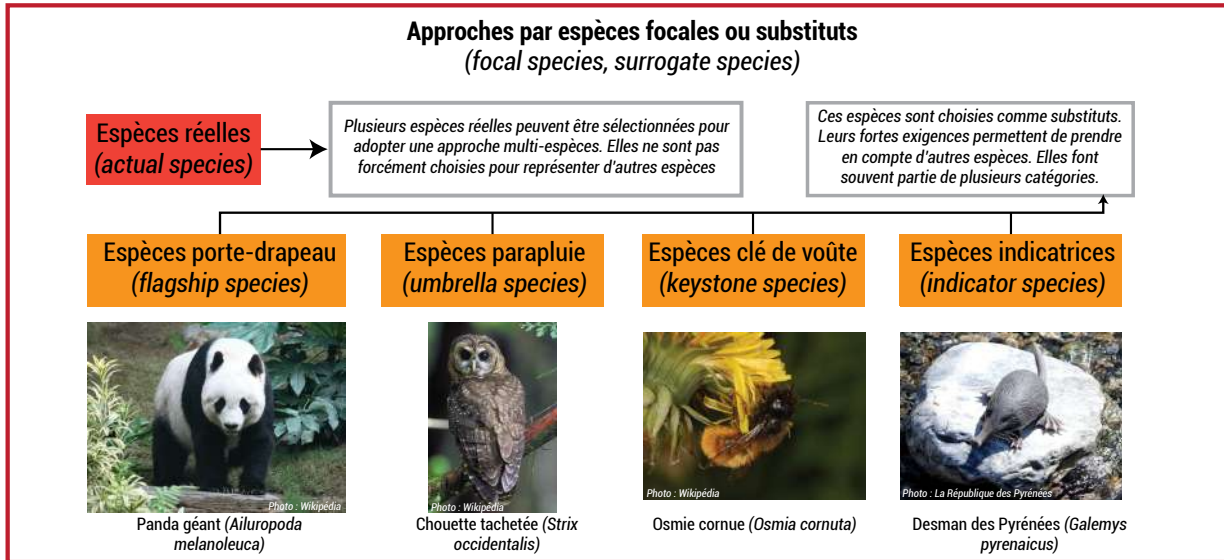


Figure 4.2. - Exemples de différents types d'approches multi-espèces. Chaque type de stratégie (sélection d'espèces parapluies, clé de voûte...) est détaillé dans ma thèse (Bourgeois 2015) ou dans Albert et Chaurand (2018).

Encadré 4.3. - Exemple de la mise en place d'une approche multi-espèces dans le projet ECOMOLY

Un des objectifs du projet ECOMOLY (2018) était de montrer l'impact potentiel du tracé prévu de l'autoroute A45 entre Lyon et Saint-Étienne sur la connectivité des habitats de plusieurs espèces animales (6.2). Comme toute modélisation des réseaux écologiques, une partie importante de notre méthodologie a été consacrée au choix des espèces à étudier pour ce travail. L'approche multi-espèces (ici par éco-profil) a d'abord été initiée lors du stage de Gérémine Girard en 2018, puis valorisée sous forme de présentations et publications scientifiques (Bourgeois et Sahraoui 2020 ; Bourgeois *et al.* 2022).

La première étape a consisté à sélectionner les espèces présentes dans la zone d'étude à partir d'observations de naturalistes bénévoles contribuant aux portails Faune Rhône et Faune Loire. Sur la zone d'étude de 3600 km², 426 espèces animales différentes ont été observées et enregistrées dans la base de données. Sans prétendre à l'exhaustivité (non prise en compte de nombreux insectes, de la micro-faune...), cette première sélection a fourni un bon aperçu de la biodiversité présente sur le territoire.

À partir de ce premier tri, les espèces observées dans une seule commune ont été exclues. Si une espèce était observée dans au moins cinq communes de la zone, et bien répartie sur le territoire, elle a été conservée pour l'analyse. Nous avons considéré dans ce cas que l'espèce pouvait se déplacer et utiliser des réseaux écologiques pour atteindre ses différentes taches d'habitat potentiel. Si une espèce n'avait été observée que dans quelques communes adjacentes, nous l'avons exclue de l'étude car nous avons considéré qu'étant donné les biais d'observation sur le terrain, il pouvait s'agir du même individu. En appliquant ces filtres, nous avons conservé 169 espèces.

Ensuite, ces espèces ont été regroupées selon trois critères : leur groupe taxonomique, leur distance de dispersion et leur habitat principal, identifiés à partir des données de l'INPN. Les distances de dispersion ont été identifiées dans la littérature scientifique, par exemple dans Smith et Green (2005) pour les amphibiens. Si l'information n'était pas disponible, notamment pour certains oiseaux et mammifères, la distance de dispersion a été estimée à partir de relations allométriques (Sutherland *et al.* 2000), en tenant compte du poids de l'espèce, de son groupe taxonomique et de son régime alimentaire (Mimet *et al.* 2016 ; Sahraoui *et al.* 2017).

Les espèces ont été ensuite regroupées en quinze groupes en tenant compte de leur habitat préférentiel et de leur distance de dispersion (tableau 4.1). Dans ce travail, le choix a été fait de communiquer sur des espèces virtuelles (mammifères forestiers moyen disperseurs...). Quelques exemples d'espèces potentiellement incluses dans ces groupes ont toutefois été indiquées. Mais cette information a été utilisée avec précaution car bien que les groupes d'espèces soient composés d'espèces aux caractéristiques similaires, il est possible d'observer une importante variabilité entre les espèces exemples. L'acceptation et la légitimité de ces regroupements en assemblages d'espèces, établis ici sans concertation pourraient être améliorés en prenant en compte les avis des experts de la biodiversité locale (4.2.2).

ID	Habitat préférentiel du groupe d'espèces	Groupe taxonomique dominant	Distance de dispersion (courte : 0 à 1 km, moyenne : 1 à 10 km, longue : 10 à 100 km)	Exemples d'espèces présentes dans chaque groupe d'espèces
1	Milieux aquatiques et forestiers	Amphibiens	Courte	<i>Lissotriton helveticus</i> , <i>Pelophylax ridibundus</i>
2	Milieux aquatiques et zones humides	Amphibiens, mammifères	Moyenne	<i>Bombina variegata</i> , <i>Ichthyosaura alpestris</i> , <i>Lutra lutra</i>
3	Milieux aquatiques	Oiseaux	Longue	<i>Ardea cinerea</i> , <i>Pandion haliaetus</i> , <i>Alcedo atthis</i>
4	Zones humides	Amphibiens	Courte	<i>Salamandra salamandra</i> , <i>Rana dalmatina</i>
5	Zones humides	Reptiles, oiseaux	Moyenne	<i>Natrix natrix</i> , <i>Anthus pratensis</i>
6	Zones humides à proximité des milieux forestiers	Oiseaux	Longue	<i>Scolopax rusticola</i> , <i>Tringa ochropus</i>
7	Zones humides à proximité des milieux ouverts	Oiseaux	Longue	<i>Circus pygargus</i> , <i>Milvus migrans</i>
8	Milieux forestiers	Mammifères	Moyenne	<i>Sciurus vulgaris</i> , <i>Martes martes</i> , <i>Capreolus capreolus</i>
9	Milieux forestiers	Oiseaux	Moyenne	<i>Dendrocopos minor</i> , <i>Strix aluco</i> , <i>Periparus ater</i>
10	Milieux forestiers	Oiseaux	Longue	<i>Asio otus</i> , <i>Parus major</i>
11	Milieux ouverts	Insectes, reptiles	Courte	<i>Maniola jurtina</i> , <i>Podarcis muralis</i>
12	Milieux ouverts	Oiseaux	Moyenne	<i>Ficedula hypoleuca</i> , <i>Phylloscopus collybita</i>
13	Milieux ouverts	Oiseaux	Longue	<i>Alauda arvensis</i> , <i>Tyto alba</i>
14	Milieux semi-ouverts	Oiseaux	Moyenne	<i>Emberiza cirulus</i> , <i>Caprimulgus europaeus</i>
15	Milieux semi-ouverts	Oiseaux	Longue	<i>Phylloscopus bonelli</i> , <i>Hippolais polyglotta</i>

Tableau 4.1. · Groupes d'espèces retenus dans le projet ECOMOLY (Bourgeois et Sahraoui 2020).

4.2.2. · EXEMPLE D'UNE APPROCHE MULTI-ESPÈCES PARTICIPATIVE

Les approches multi-espèces constituées par des profils d'espèces³⁹ réelles ou virtuelles présentent l'intérêt de pouvoir être co-construites avec des experts naturalistes (Bourgeois et Sahraoui 2020) et d'éviter les critiques potentielles des spécialistes de telle ou telle espèce pour qui l'approche modélisatrice sera jugée, parfois à raison, comme trop simplificatrice et réductrice selon les échelles d'analyse et les objectifs.

Le premier atelier mené avec les partenaires de Saint-Étienne Métropole avait pour objectif de construire collectivement et de manière concertée les profils d'espèces pertinents pour modéliser la TVB sur le territoire en paramétrant les critères suivants :

- Les habitats impliqués
- La surface minimale de l'habitat
- Les taxons à prendre en compte
- Leurs distances de dispersion
- Des exemples d'espèces protégées
- Des exemples d'espèces ordinaires

³⁹ Le terme « profils d'espèces » a été préféré au terme de « groupes d'espèces » par les participants. Cette expression sera donc celle utilisée dans les sections se référant à ce travail.

Cette approche multi-espèces participative a été rendue possible par la présence de naturalistes aux spécialités diverses (figure 4.3) tant d'un point de vue taxonomique (oiseaux, mammifères...) que géographique (Massif du Pilat, Gorges de la Loire...)

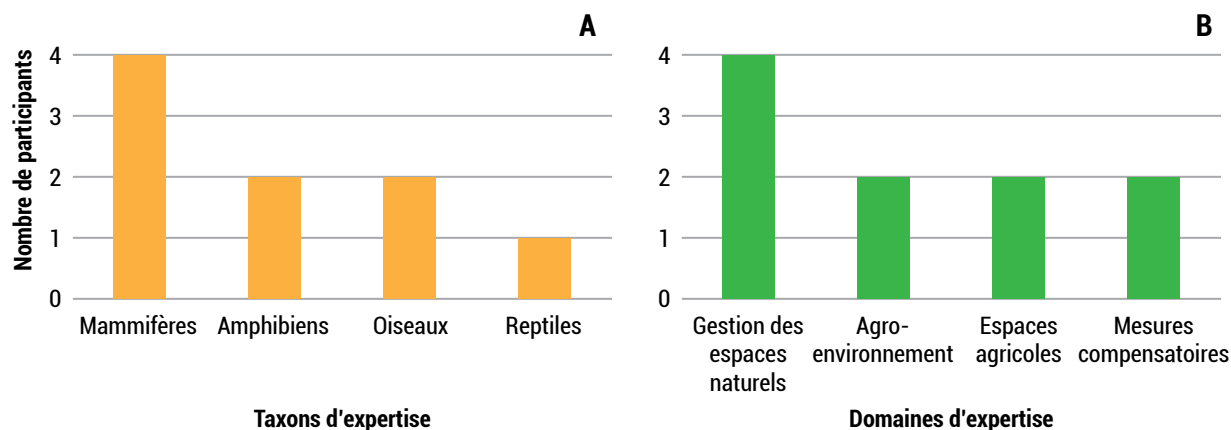


Figure 4.3. · Fréquences des taxons d'expertises (A) et des domaines d'expertise (B) déclarés des participants aux ateliers TVB de Saint-Étienne Métropole. D'après Julie Codina.

Pour initier cette concertation, nous avons présenté l'outil Miro (tableau blanc virtuel et collaboratif) aux participants du premier atelier avec un tableau central comprenant les différents profils créés lors de l'étude sur l'impact écologique de l'A45 (Bourgeois et Sahraoui 2020) (encadré 4.3 et tableau 4.1). La zone géographique était beaucoup plus large que le territoire de Saint-Étienne Métropole, ce qui pouvait rendre certains profils d'espèces moins pertinents à l'échelle de l'agglomération, mais ils ont permis de constituer une première base de travail. Autour du tableau central constituant la synthèse des profils d'espèces, des boîtes à *post-it* « virtuels » ont été disposées et permettaient aux acteurs de construire les profils en fonction des critères (figure 4.4).

La réalisation de cet atelier a été plutôt longue (environ 3 heures de travail collaboratif). En effet, outre la présentation des objectifs et des généralités sur les questions de connectivité écologique (encadré 4.2), il a fallu aussi prendre le temps d'expliquer le principe d'une approche multi-espèces, et du choix d'espèces focales, représentatives de différents profils écologiques. Les participants issus des collectivités ou des conservatoires d'espaces naturels, souvent plus en lien avec les problématiques d'aménagement du territoire ont bien compris la nécessité de simplification et d'agrégation des espèces par profils. En revanche, les participants liés aux associations naturalistes avaient parfois du mal à généraliser leurs connaissances très détaillées sur telle ou telle espèce, souvent menacée ou emblématique (ex. : Busard cendré). Pour parvenir à atteindre nos objectifs, nous sommes partis de certaines espèces que les participants connaissaient bien. Il a dans ce cas été possible de caractériser les traits fonctionnels de plusieurs espèces. Nous avons insisté auprès des participants sur la nécessité d'identifier des espèces aussi diverses que possible pour éviter la sur-représentation de taxons tels que les oiseaux et les amphibiens dont certains experts étaient spécialistes.

Une fois que plusieurs espèces connues ont été caractérisées par leur type d'habitat, la surface minimale de leurs taches d'habitat et leur distance de dispersion, nous avons pu commencer le travail d'agrégation par profils. Dans certains cas, les regroupements étaient évidents, même s'il fut parfois

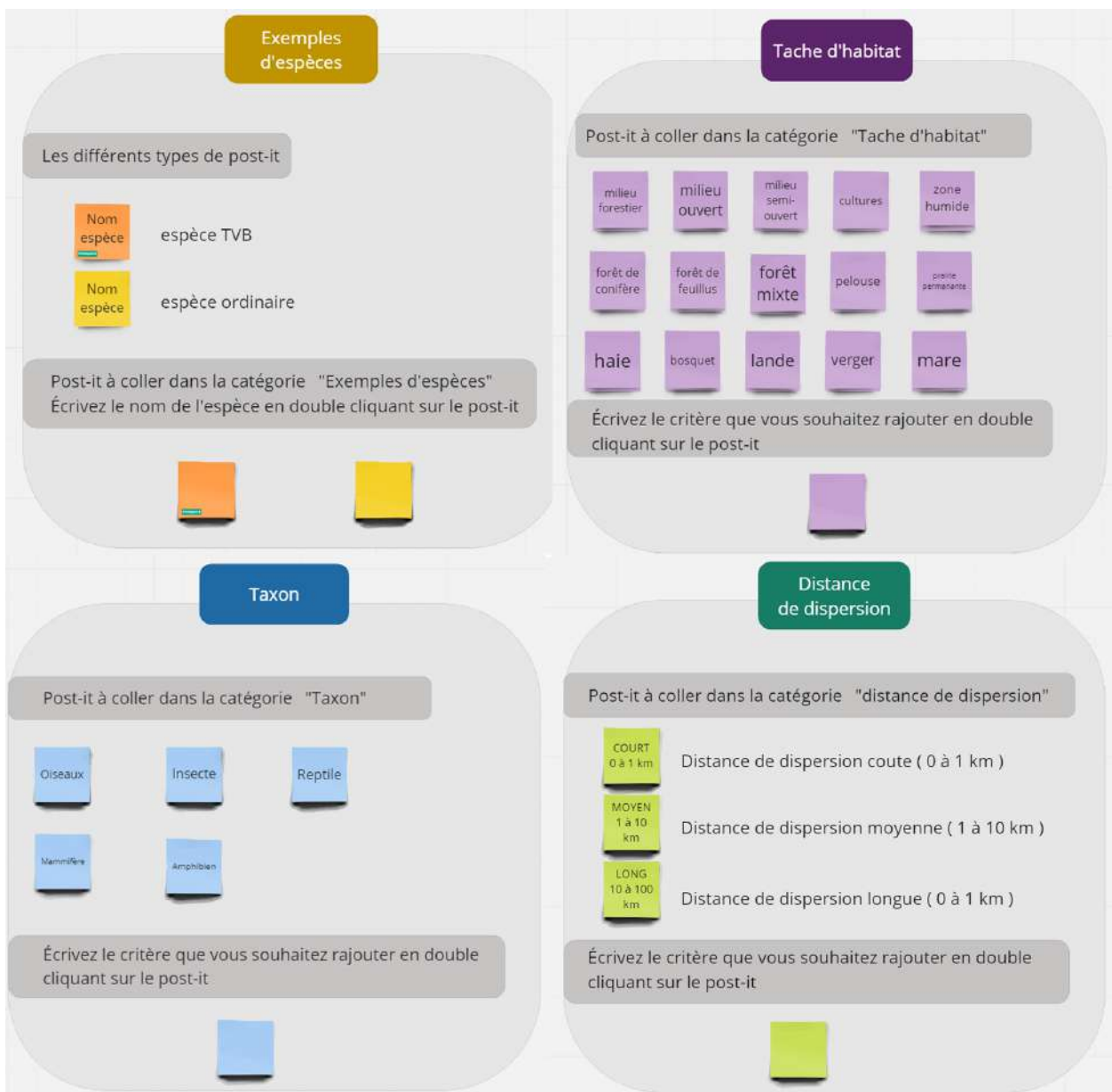


Figure 4.4. · Extraits du tableau blanc interactif de l'application Miro utilisée pour mettre en place une approche multi-espèces de façon participative. Les quatre boîtes à *post-it* en haut regroupent les quatre grands critères utilisés lors de la création des profils (type de tache d'habitat, distance de dispersion, taxons et exemples d'espèces). En bas, le tableau central permet la création de chaque profil d'espèces.

difficile de convaincre les partenaires que certains profils pouvaient mélanger plusieurs taxons. Dans d'autres cas, les regroupements étaient plus délicats puisque certains profils comprenaient finalement des espèces assez diverses. Néanmoins, un consensus a finalement pu être trouvé et 11 profils d'espèces ont été définis⁴⁰. Ces profils, très généraux, ont été nommés en fonctions des enjeux écologiques identifiés par les partenaires sur le territoire (tableau 4.2 et figure 4.5).

Noms des profils	Numéro profil (Story Map Arcgis Online)	Numéro profil (tableau Miro)
Prairies humides en milieu ouvert, zones menacées	1	3
Les forêts, zone d'interface	2	5
Les infrastructures urbaines, zone défavorable	3	6
Les haies, zones structurantes de la trame agricole	4	7
Les pelouses sèches, zone à reconnecter	5	8
Hétérogénéité du paysage agricole, zone de diversité	6	9
La densité urbaine, zone de dangers ou zone refuge	7	10
Milieux ouverts non-agricoles, zone à maintenir	8	11
Les cours d'eau, zones refuges et de déplacements	9	2
Les mares, zones relais de la trame agricole	10	1
Les forêts, zone de continuité	11	4

Tableau 4.2. - Profils d'espèces retenus à la suite du premier atelier participatif avec les partenaires du Contrat Vert et Bleu de Saint-Étienne Métropole. Les numéros des profils présentés dans la *story map ArcGIS Online* diffèrent de ceux présentés dans les captures d'écran du tableau blanc Miro.

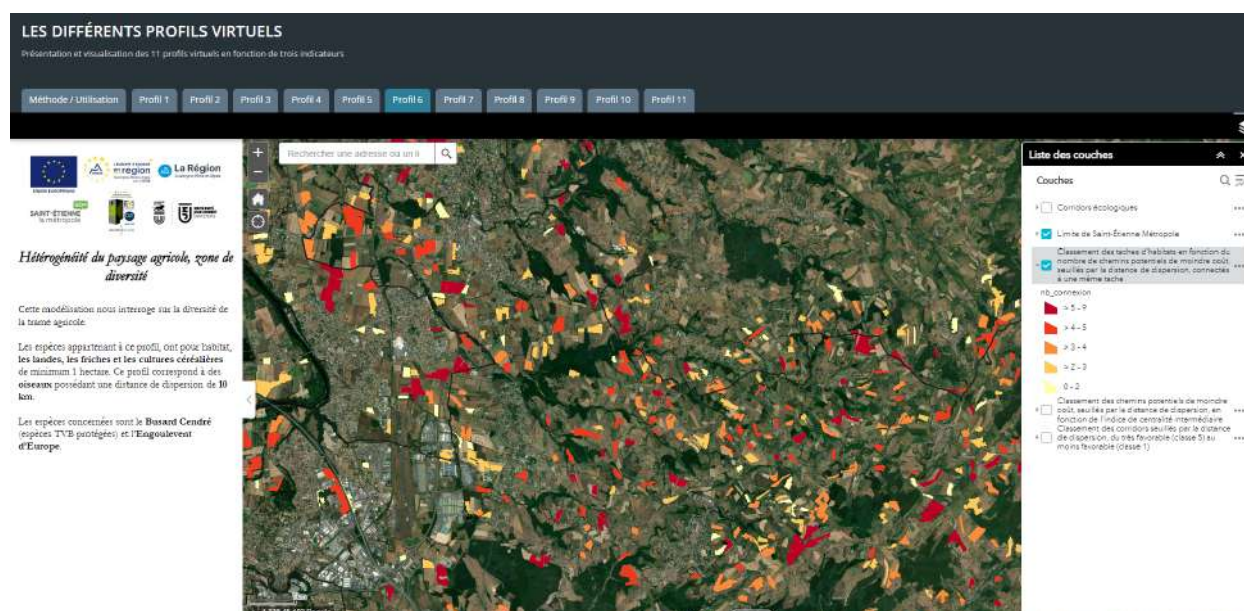


Figure 4.5. - Capture d'écran de la *story map ArcGIS Online* présentant le profil d'espèces n°6. Cette figure se veut illustrative des résultats de l'approche multi-espèces uniquement. Les questions de représentation cartographique de la modélisation par graphes paysagers sont abordées dans le chapitre 5.

⁴⁰ Les détails des différents profils d'espèces retenus sont consultables publiquement ici : <https://arcg.is/09y9OC>

En définitive, même si la proposition initiale de profils faites dans Bourgeois et Sahraoui (2020) leur paraissait parfois discutable, les profils finalement retenus par les experts (et sur une zone d'étude un peu différente) ne sont pas forcément très éloignés des propositions initiales. Cet aspect a déjà été discuté par Clevenger *et al.* (2002) qui montraient que les modélisations à partir de dires d'experts n'étaient pas forcément plus proches des analyses empiriques que celles réalisées uniquement à partir de la littérature scientifique. Comme dans le travail similaire conduit par Johan Sahraoui et ses collègues à l'échelle de Bordeaux Métropole (Sahraoui *et al.* 2021), les partenaires de notre projet ont remarqué que les continuités identifiées ne correspondaient pas toujours à des hotspots de biodiversité connus et que des données empiriques de terrain étaient nécessaires pour compléter les modèles. Ils ont toutefois convenu qu'à une telle échelle de travail, et pour autant de profils d'espèces différents, il était difficile d'obtenir ce type de données.



Ce travail a permis de valoriser les connaissances des acteurs locaux et de mener un débat intéressant permettant d'ajuster collectivement l'image que nous nous faisons des capacités de telle ou telle espèce. Par contre, la prise en compte d'espèces représentatives représente parfois mal d'autres espèces de la même famille. Il est de plus impossible de prendre en compte tous les paramètres du cycle de vie des individus et des interactions entre espèces.

Retour d'un participant à l'atelier multi-espèces participatif.

La mise en place d'une approche multi-espèces participative est finalement plus chronophage qu'une approche classique s'appuyant sur la littérature scientifique. Elle nécessite en effet de travailler en amont la littérature pour pouvoir guider les participants, de préparer les ateliers, de les diriger, puis de parvenir à en réaliser une synthèse fidèle pour obtenir des résultats qui peuvent finalement être assez similaires. Même si le rapport coût/bénéfice (en termes de temps) n'est pas forcément optimal, ce type d'atelier permet d'impliquer les participants dans le projet dès le début du processus de modélisation. En effet, le choix des espèces et des milieux à prendre en compte pour l'élaboration d'une TVB est très souvent sujet à discussion et l'intégration des partenaires dès cette phase préparatoire permet une meilleure compréhension de la modélisation effectuée par la suite.

4.3. · PARAMÉTRER LE MODÈLE SELON LES TRAITs FONCTIONNELS DES ESPÈCES

4.3.1. · PARAMÉTRER LE MODÈLE À PARTIR DE LA LITTÉRATURE SCIENTIFIQUE

Les paramètres en entrée dans le modèle de simulation doivent être soigneusement choisis pour représenter au mieux les processus écologiques. Dans Graphab, les principales informations à renseigner sont les suivantes :

- Carte d'occupation du sol avec valeurs de coût associées, et classe(s) d'occupation du sol qui constitue(nt) l'habitat de l'espèce ciblée
- Surface minimale des taches d'habitat
- Distance de dispersion de l'espèce

D'autres paramètres plus techniques doivent aussi être définis mais ce sont les paramètres principaux qui nous intéressent puisque, au-delà de leur caractère obligatoire, ce sont ceux qui peuvent le plus être déterminés avec des non spécialistes de la modélisation.

En l'absence de données empiriques, ces paramètres doivent être déterminés à partir des informations issues de la littérature scientifique. On peut en général trouver des informations sur les préférences d'habitat de telle ou telle espèce, la taille de leur domaine vital ou encore leur distance de dispersion. Ces informations peuvent être collectées dans des articles spécialisés sur l'espèce ciblée (ex : [Wauters et al. 2010](#) sur l'écureuil roux) ou dans des fiches de synthèse comme celles réalisées par l'INPN (ex : [Sordello 2012](#) sur le chat forestier). Elles sont souvent difficiles à synthétiser puisqu'elles peuvent être incomplètes et/ou issues d'études réalisées dans des contextes géographiques différents de la zone d'étude retenue. Malgré tout, elles peuvent aider à choisir les classes d'occupation du sol nécessaires à distinguer et de réfléchir à leur agencement lors de l'assemblage de la carte (3.2.2). Les informations obtenues sur les domaines vitaux des espèces cibles peuvent aussi aider à l'identification des surfaces minimales (forcément plus petites) des taches d'habitat retenues dans le modèle. Les distances de dispersion relèvent aussi souvent d'estimation puisqu'elles peuvent varier en fonction des individus d'une même espèce notamment selon leur sexe. Il convient de choisir également si la distance de dispersion retenue sera une valeur maximale, moyenne ou médiane. Comme le montrent [Sutherland et al. \(2000\)](#), ces distances peuvent être aussi estimées à l'aide de relations allométriques qui indiquent des distances de dispersion potentielles en fonction du taxon, du poids et du régime alimentaire des individus (voir exemples d'application dans [Mimet et al. 2016](#) et [Sahraoui et al. 2017](#)).

Le paramétrage le plus complexe à effectuer est l'attribution de valeurs de coûts à chaque classe d'occupation du sol. En effet, les scientifiques utilisant les chemins de moindre coût dans leurs études ont du mal à justifier précisément les valeurs choisies pour chaque classe d'occupation du sol ce qui peut être critiqué ([Zeller et al. 2012](#)). En effet, la relation entre les types d'occupation du sol et les résistances aux déplacements nécessite une bonne connaissance des coûts réels de mouvement de espèces considérées (dépendance énergétique, mortalité) en fonction des milieux traversés. Les suivis d'individus peuvent aider à effectuer ce paramétrage mais ne concernent forcément que quelques espèces ([Zeller et al. 2018](#)). Ainsi ces valeurs de coûts peuvent être déterminées par des données de terrain ([Pressey 2004](#) ; [Kadoya 2009](#)) ou des dires d'experts mais sont le plus souvent issues d'une interprétation de la littérature scientifique ([Clevenger et al. 2002](#) ; [Pullinger et Johnson 2010](#)). En effet, plusieurs études montrent que les résultats (notamment les chemins de moindre coût calculés) peuvent largement varier en fonction des valeurs absolues assignées à chaque type d'occupation du sol et leur caractère plus ou moins contrasté ([Beier et al. 2009](#) ; [Gonzales et Gergel 2007](#) ; [Rayfield et al. 2010](#) ; [Murekatete et Shirabe 2018](#) ; [Daniel et al. 2023](#)). [Savary et al. \(2022\)](#) suggèrent notamment de travailler à l'aide de plusieurs scénarios de coûts, plutôt que d'en choisir un seul pour optimiser le réalisme des chemins de moindre coût. En pratique cela n'est pas toujours possible et les analyses réalisées se limitent le plus souvent à un seul scénario de coût pour une espèce donnée. Lorsqu'un seul scénario de coût doit être réalisé, il semble préférable d'utiliser des valeurs de coûts contrastées par exemple selon une échelle logarithmique (ex. : 1-10-100-1000-10000) ([Verbeylen et al. 2003](#) ; [Rayfield et al. 2010](#)). En complément, j'ai aussi montré que les résultats obtenus en termes de variation de connectivité entre un état initial et plusieurs scénarios étaient

plutôt stables si l'on changeait les valeurs arrondies à la dizaine par des valeurs aléatoires, pourvu que l'ordre des valeurs de coûts soient respectées (ex : scénario 1-87-185-445 au lieu de 1-10-100-1000) (Bourgeois 2015). Au final, bien que les choix des valeurs de coûts attribués aux classes d'occupation du sol resteront toujours critiquables (Zeller *et al.* 2018), des dizaines d'études scientifiques (dont mes travaux) sont malgré tout réalisées à partir des valeurs de coûts estimées à partir de la littérature, à défaut de disposer de données empiriques. Ces choix méthodologiques ne sont pas neutres puisqu'ils sont susceptibles d'influencer les résultats des modèles. Pour tenter de les objectiver, il est possible de mettre à profit un processus d'intelligence collective avec les experts, pour tendre vers des choix plus concertés, et rendre in fine le modèle plus légitime auprès des utilisateurs finaux. Dans tous les cas, que le processus de calibrage du modèle soit participatif ou non, basé sur la littérature scientifique ou les dires d'experts, l'essentiel est toujours d'être conscient de ces limites, et de rester prudent lors de l'interprétation des résultats de la modélisation (Daniel *et al.* 2023).

4.3.2. · PARAMÉTRER LE MODÈLE DE MANIÈRE PARTICIPATIVE

Le choix des paramètres des modèles de simulation des réseaux écologiques est toujours complexe à effectuer et surtout à justifier. Parmi tous ces paramètres, mon expérience m'a permis de noter que les choix les plus critiqués sont ceux relatifs aux comportements des espèces, plutôt qu'aux choix de paramétrages plus complexes tels que le type de graphe, le choix des métriques de connectivité ou le paramétrage de celles-ci. Cela s'explique par le fait que nos résultats de simulations ont souvent vocation à être présentés auprès des élus, du grand public et le plus souvent auprès des praticiens, en particulier ceux spécialisés dans la gestion environnementale. Parmi ces différents publics, on retrouve parfois des naturalistes amateurs qui ont pour certains une très bonne connaissance des espèces animales retenues dans les modèles. Dans ce cas, il est facile pour eux de pointer l'exception, le type d'occupation du sol générique qui ne correspond pas forcément à l'habitat réel de l'espèce, ou telle valeur de coût jugée hasardeuse. À l'inverse, les modèles de simulation des réseaux écologiques comme Graphab ou Conefor Sensinode ne sont développés que par une poignée de chercheurs dans le monde entier et la bonne compréhension de ces modèles n'est souvent possible que par une formation avancée des utilisateurs⁴¹. En ce sens, les paramétrages du modèle en lui-même sont plus rarement discutés par les non spécialistes, les chercheurs bénéficiant dans ce cas de l'effet « boîte noire » du logiciel.

Puisqu'aucun modèle n'est parfait, et n'a d'ailleurs pas vocation à l'être, plusieurs stratégies sont possibles pour convaincre les différents publics cibles sur les valeurs de paramétrage choisies. La première méthode consiste simplement à ne pas détailler tous les choix techniques effectués et de ne discuter que des résultats obtenus ce qui peut évidemment conduire à renforcer l'effet boîte noire et renforce les suspicions des personnes les plus vigilantes (Bourgeois *et al.* 2022). La deuxième méthode consiste à mettre en œuvre une approche multi-espèces, sans nommer explicitement les espèces choisies (Sahraoui *et al.* 2017) afin d'éviter qu'un spécialiste d'une espèce donnée contredise les choix effectués et ne remette en cause l'intégralité du modèle ou qu'un élu se serve de l'argument qu'une espèce n'est pas présente sur son territoire pour délégitimer le travail de recherche. Enfin, la

⁴¹ Pour aider à la diffusion du logiciel Graphab, et permettre sa bonne utilisation dans le milieu opérationnel, nous organisons des formations « initiation » ou « avancée » 2 à 3 fois par an à Besançon. En fonction de mes disponibilités, j'y participe ponctuellement et forme les stagiaires, entre autres, sur les questions « multi-espèces » développées dans ce chapitre.

troisième méthode, que je présenterai ici, consiste à intégrer les non scientifiques dans l'ensemble de la démarche de modélisation, du choix des espèces ou groupes d'espèces (4.2.2) au choix des paramétrages liés à ces espèces (Sahraoui *et al.* 2021 ; Bourgeois *et al.* 2023). En ce sens, ils sont acteurs dans le processus de modélisation et seraient beaucoup plus enclins à utiliser par la suite les résultats obtenus pour mettre en place des stratégies opérationnelles de gestion de la biodiversité. Mais ces résultats passent en réalité encore rarement le cap de l'appropriation par les élus et leur mise en application concrète (Sahraoui et De Godoy Leski, *sous presse*).

Le choix des paramétrages liés aux traits fonctionnels des espèces a constitué le cœur de notre deuxième atelier participatif dans le cadre du CVB de Saint-Étienne Métropole. Les questions de l'habitat préférentiel, de la surface des taches d'habitats et des distances de dispersions avaient déjà été discutées dans le premier atelier puisqu'elles étaient nécessaires à la constitution de profils d'espèces les plus homogènes possibles. Les objectifs du deuxième atelier étaient de constituer une carte d'occupation du sol adaptée à chaque profil d'espèces et de déterminer des valeurs de coûts de résistances aux déplacements pour chacune des classes d'occupation du sol retenues.

Comme pour le premier atelier, l'outil tableau blanc Miro a permis de mettre en œuvre cette approche participative à distance. Après avoir rappelé les caractéristiques de chaque profil, nous avons proposé un espace permettant la hiérarchisation de chaque classe d'occupation du sol en fonction de leur résistance aux déplacements (très favorable, favorable, neutre, défavorable, barrière) (figure 4.6). Chaque participant était libre de piocher des *post-it* représentant chaque classe d'occupation du sol et de leur attribuer un coût de résistance. Certains *post-it* étaient laissés vierges de manière à autoriser l'inclusion d'une classe d'occupation du sol non identifiée jusqu'alors. Certaines classes n'existaient pas mais étaient facilement réalisables en fonction d'autres données, par exemple les ripisylves qui constituaient une nouvelle classe créée à partir des couches de végétation et des cours d'eau. Pour certaines classes, les choix étaient relativement consensuels. Pour d'autres ils furent plus débattus, notamment dans des cas de profils complexes où des compromis ont dû être effectués, particulièrement dans les cas où certains profils regroupaient plusieurs taxons (espèces terrestres et volantes qui n'ont pas les mêmes contraintes de déplacement). D'autres cas étaient difficiles à trancher, puisque même les experts n'avaient pas forcément une idée précise du comportement de telle espèce face à telle classe d'occupation du sol (la vigne s'apparente-t-elle à de la végétation classique ? Une roche nue est-elle similaire à un espace goudronné ? etc.)

La dimension participative de cet atelier nous a aidé à affecter des coûts à chaque classe d'occupation du sol. Nous avons ensuite repris les résultats pour attribuer des valeurs numériques (1-10-100-1000 etc.) en fonction des propositions des participants. La connaissance des bases de données utilisées et notre expérience en matière de cartographie d'occupation du sol nous a ensuite permis de produire une carte d'occupation du sol pour chaque profil d'espèces, avec les valeurs de coûts associés. Ces dernières étapes nécessitant des traitements géomatiques ont été réalisées sans les participants tout comme la modélisation des graphes paysagers et les calculs de métriques de connectivité qui nécessitent du temps et des paramétrages difficilement compréhensibles par les non spécialistes. Ce même principe a aussi été celui retenu par Sahraoui *et al.* (2021), avec des paramétrages participatifs, mais des réalisations techniques individuelles puisque celles-ci peuvent difficilement être réalisées à plusieurs mains.

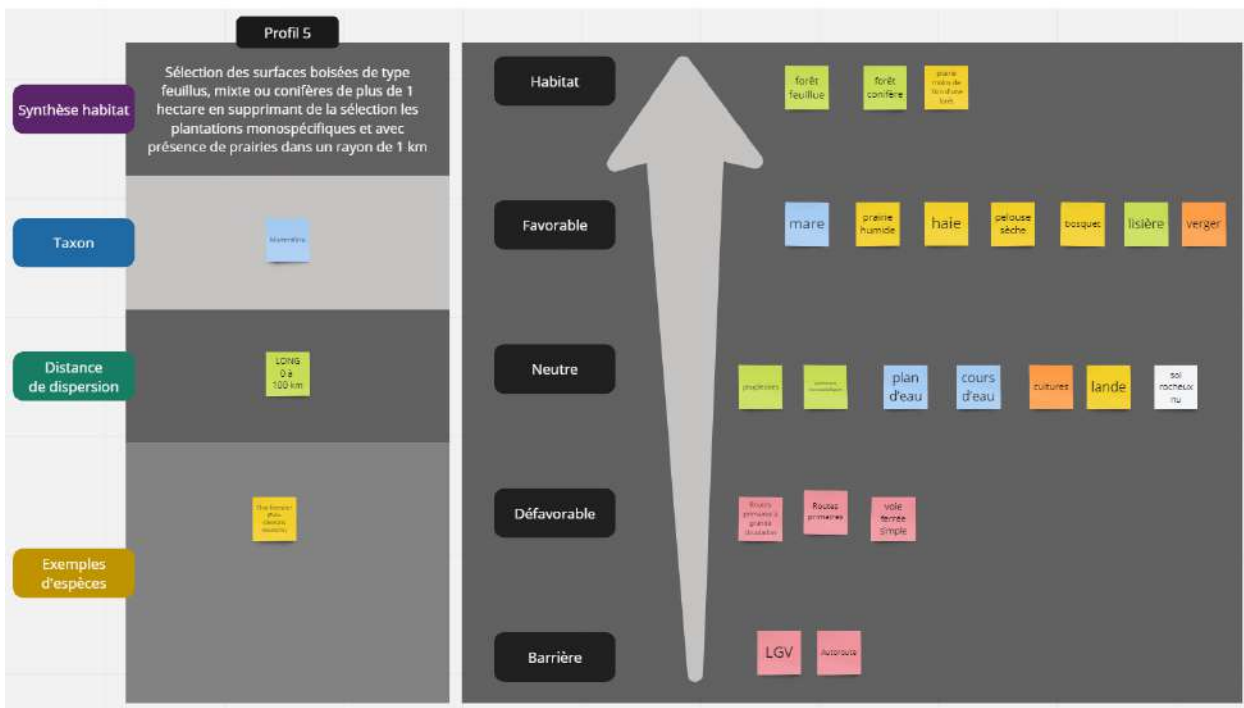
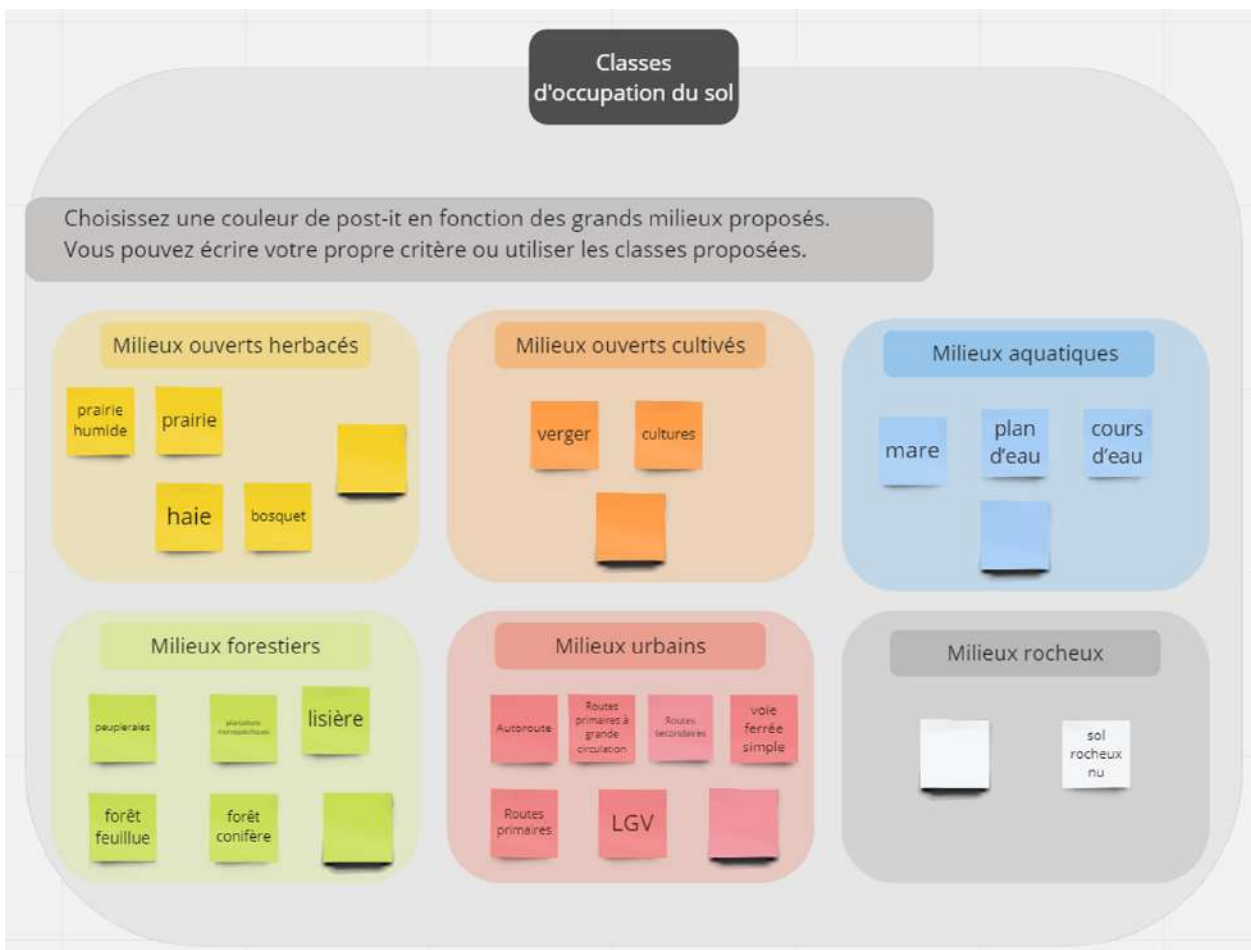


Figure 4.6. - Extrait du tableau Miro participatif réalisé lors de l'atelier 2. En haut, la boîte à post-it comprend différents types d'occupation classés par milieux. En bas, exemple d'un profil d'espèces défini lors de l'atelier 1 avec l'espace de hiérarchisation des classes d'occupation du sol selon leur degré de résistance aux déplacements.

4.4. · MODÉLISATION DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES DE SAINT-ÉTIENNE MÉTROPOLE

La dernière partie de ce travail réalisé avec les partenaires de Saint-Étienne Métropole a donc été réalisée sans dimension participative. Nous avons en revanche utilisé les avis des participants pour paramétrer le logiciel Graphab et modéliser les réseaux écologiques de chaque profil d'espèces à l'échelle du territoire. Pour chacun des profils, nous avons donc utilisé comme support la carte d'occupation du sol à laquelle les valeurs de coûts « direx d'experts » ont été attribuées. À partir de ces informations et de celles collectées sur les traits fonctionnels des groupes d'espèces, des graphes paysagers ont été réalisés pour chacun des profils. Ces graphes ont permis le calcul de plusieurs métriques de connectivité telles que l'indice de centralité intermédiaire (*BC*). Nous avons également proposé des résultats visualisables sous forme de corridors de moindre coût. Le résultat final consiste en une représentation cartographique interactive des taches d'habitat, des chemins de moindre coût, des corridors potentiels et de la métrique *BC* attribuée à chaque tache d'habitat, et ce pour chaque profil d'espèces (figure 4.7). Les représentations cartographiques choisies ont été influencées par les discussions lors des ateliers 1 et 2. J'y reviendrai plus en détail dans le chapitre 5 consacré aux questions de cartographie des réseaux écologiques.

Lors de cette approche participative, les participants étaient volontaires pour adhérer à cette démarche. Comme dans les travaux de Sahraoui *et al.* (2021) menés avec les acteurs du territoire de Bordeaux Métropole, l'ensemble de nos participants étaient affiliés à des postes liés à la gestion de la biodiversité. En ce sens, ces personnes n'étaient pas novices dans le domaine et il ne fut pas utile de les convaincre sur le bien-fondé des approches réticulaires présentées. En revanche, ils n'étaient pas tous au fait des méthodes possibles de modélisation des réseaux écologiques, en particulier par les graphes paysagers. Les ateliers ont permis aux participants de mieux comprendre des méthodes en « entrant » directement dans le modèle. Ils ont assez vite pris conscience que les échanges et débats autour des paramétrages de Graphab allaient avoir « des incidences sur les résultats cartographiques ». Mais au final, bien que des débats très techniques sur certains choix furent amorcés (« non, on ne peut pas attribuer exactement les mêmes coûts au castor et la loutre ! »), les participants ont très bien compris l'intérêt de la démarche, et se sont pris au jeu de la simplification, pour ne pas dire de la vulgarisation de leurs connaissances naturalistes. Une des limites à pointer est sans doute que comme tout utilisateur de modèles de simulation spatiale, les participants ont été entraînés dans une démarche visant à déterminer des chiffres précis coûte que coûte (valeurs de coûts, distances de dispersion) sur des traits fonctionnels de groupes d'espèces virtuels ce qui peut s'apparenter à une hérésie pour des experts naturalistes. Un participant nous a en effet notifié que « la méthode [bien que jugée pertinente par ailleurs], semble nous éloigner du -réel- au profit de la théorie et qu'elle donne l'illusion qu'elle produit la vérité sur la fonctionnalité du territoire alors qu'elle apporte une hypothèse chargée de choix scientifiques mais présentant des limites » et qu'il est « très difficile de poser des coûts « parlants » pour les espèces car on a du mal à ressentir les conséquences de tel ou tel choix. La méthode devient très théorique au fur et à mesure des différents choix ». Toutefois, l'approche a également été jugée comme « très pragmatique et plutôt réaliste en comparant avec les ressentis terrains ».

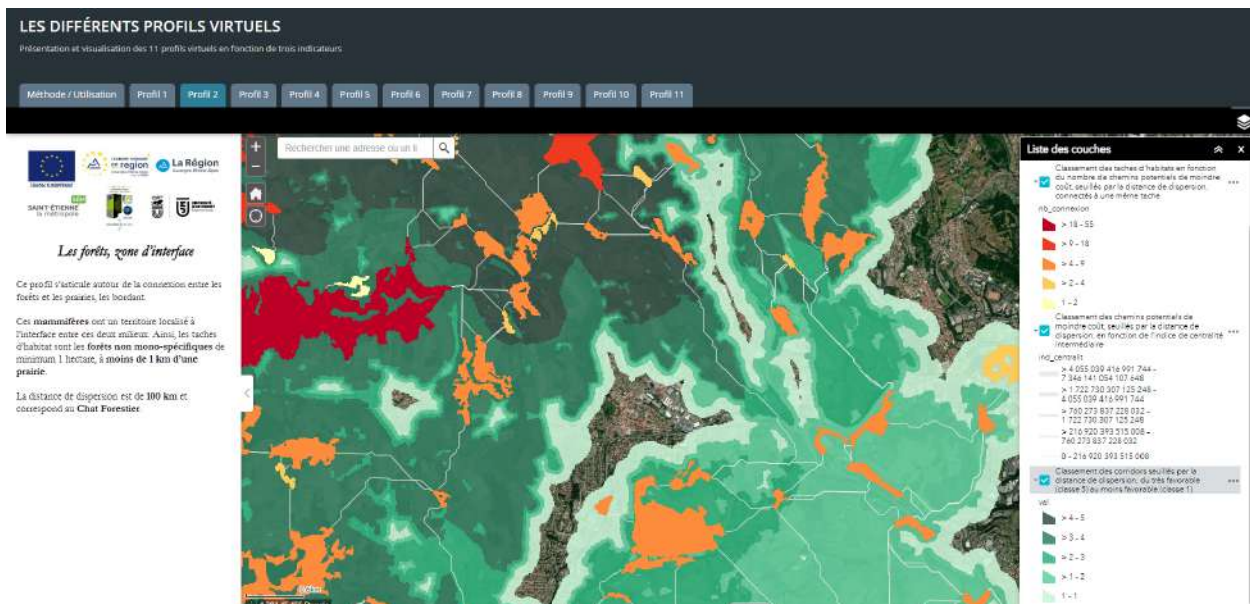


Figure 4.7. · Extrait de la story map ArcGIS Online présentant un résultat de modélisation des réseaux écologiques pour un profil forestier (profil 2). Le dégradé de vert représente les corridors écologiques potentiels selon leur caractère plus ou moins favorable. Le dégradé du jaune vers le rouge représente le nombre de chemins de moindre coût connectés à une même tache. Les traits gris représentent les chemins de moindre coût et leur épaisseur correspond à leur importance variable selon l'indice de centralité intermédiaire (BC).

CONCLUSION

Que retenir au final de cette modélisation participative ? J'utilise l'outil Graphab depuis maintenant plus de 10 ans et j'ai eu l'occasion de le tester dans de nombreux contextes, de la pure théorie à des cas beaucoup plus pratiques. J'ai testé des paramétrages de différente nature, certains totalement théoriques, d'autres « au doigt mouillé » (juste pour « s'amuser »), d'autres à partir de recherches bibliographiques fastidieuses et d'autres, comme ici, en présence d'experts. Sans nul doute, l'approche la plus lourde et la plus chronophage est l'approche participative. Il est alors légitime de se demander si, finalement un tel investissement en vaut la peine alors que certains chercheurs répondent assez clairement par la négative (Clevenger *et al.* 2002). De façon très pragmatique, l'intégration des experts dans la démarche ne permet pas une plus-value significative, dans la mesure où, au final, l'approche multi-espèces se termine en général par une sélection de 10 à 15 profils selon le territoire et ses spécificités et où les profils finissent par être assez ressemblants d'un territoire à l'autre. Sans faire une comparaison exhaustive de Sahraoui *et al.* (2017) *versus* Bourgeois et Sahraoui (2020) *versus* Sahraoui *et al.* (2021) *versus* Bourgeois *et al.* (2018) et d'autres, les groupes d'espèces sont toujours assez similaires, de par leur nature et par leur nombre, certes comme les auteurs des études précitées... Pour être complet sur ce point, il convient de noter que l'étude de Meurant *et al.* (2018) détermine également un nombre de groupes d'espèces similaire aux nôtres (14) mais les auteurs montrent qu'un nombre limité (entre 5 et 7) est suffisant pour prendre en compte les enjeux de biodiversité dans leur cas d'étude québécois.

Loin de moi l'idée de nier l'intérêt de la participation des experts dans le paramétrage de la modélisation. Au contraire, ils nous apportent des informations et des éclairages qui permettent de renforcer notre connaissance et de progresser au fil des années dans le réalisme de nos approches et de confronter leur vision avec notre point de vue scientifique, parfois jugé déconnecté des réalités de terrain. L'autre intérêt majeur, comme le pointent également Sahraoui *et al.* (2021) et Tarabon *et al.* (2022) est d'impliquer les acteurs de la gestion de la biodiversité dans ces approches puisque ces personnes ont ensuite le pouvoir de mener à bien des actions concrètes en faveur de la biodiversité, et d'influencer leurs responsables et élus sous couvert « d'aide à la décision ». En d'autres termes, la collaboration étroite avec les acteurs des territoires et les modélisations d'accompagnement participatives permettent, pour les praticiens de s'appuyer sur des modèles scientifiques, et pour les scientifiques de s'assurer une forme de légitimité de la part de la sphère opérationnelle. En quelque sorte, un partenariat « gagnant-gagnant ».



Le monde de la recherche peut apporter beaucoup à l'ingénierie territoriale : ouverture d'esprit liée aux méthodes utilisées, aux outils mobilisables, aux croisements de données ou d'approches innovantes mais sa principale limite est le temps. Le temps de la recherche n'est pas souvent compatible avec les exigences de l'action territoriale, ce qui est très dommage. A contrario, l'action territoriale apporte certainement beaucoup à la recherche appliquée en l'ancrant dans une réalité territoriale et des contraintes (financières, administratives, réglementaires ...) qui ne lui sont pas courantes.

Retour d'un participant à l'atelier multi-espèces participatif.



La dimension « recherche » est un enrichissement des projets et des procédures du type Contrat Vert et Bleu. La remise en question de ce qui est fait et la proposition de nouvelles méthodes, outils pour mieux cerner les enjeux biodiversité des territoires est un plus porté par la recherche

Retour d'un participant à l'atelier multi-espèces participatif.

CONCLUSION DE LA PARTIE 2

Lors de cette partie, j'ai souhaité insister sur les aspects méthodologiques liés à la modélisation des réseaux écologiques d'abord en ce qui concerne le choix crucial des données. J'ai pu montrer que les données de biodiversité étaient difficiles à mobiliser et que de nombreux travaux pertinents s'en affranchissaient. Malgré tout, il est incontestable de souligner la plus-value de ces données pour asseoir une légitimité scientifique aux modèles de simulations et leur donner une dimension réellement opérationnelle dans les territoires. Les participants aux ateliers TVB confirment d'ailleurs cet aspect : « *un travail de validation des données obtenues par des personnes de terrain est aussi à prévoir* » tout comme les différentes synthèses bibliographiques effectuées sur le sujet (Correa Ayram *et al.* 2016 ; Fletcher Jr. *et al.* 2016 ; Foltête *et al.* 2020). Les données cartographiques elles, sont moins disparates et plus faciles à mobiliser, à condition de bien prendre en compte les différents modes de production de ces bases de données, leurs dates d'acquisition et de mobiliser correctement les outils SIG nécessaires à leurs traitements.

Ensuite, la question du paramétrage des modèles a été abordée. Si pour des raisons de ressources humaines et financières, et de disponibilité des différents protagonistes, ces paramétrages sont le plus souvent basés sur des revues de la littérature scientifique, les approches participatives sont pertinentes pour aider les chercheurs à calibrer leurs modèles et pour chercher une forme de légitimité auprès des différents acteurs territoriaux. Les participants sont généralement de bonne volonté pour participer à la co-construction des modèles avec une sensation positive de pouvoir aider à la production des résultats. Les discussions ont été très enrichissantes, et les argumentaires développés par chacun ont généralement permis d'avancer dans la bonne direction pour obtenir des paramétrages satisfaisants. Il est toutefois toujours difficile d'évaluer si chaque acteur y trouve son compte, tant les positions professionnelles ou idéologiques peuvent varier, par exemple entre les chasseurs et la LPO, entre les urbanistes et la chambre d'agriculture etc.

Enfin, si les sciences participatives dans le domaine de la géographie de l'environnement ont pu être contestées par la recherche académique lors de leur expansion depuis les années 2000 (La Branche 2009), ces dispositifs ont néanmoins su démontrer à la fois leur contribution à une recherche de qualité et leur capacité à être les uniques fournisseurs de données à certaines échelles spatiales et temporelles (Julliard 2017). Au-delà de la production de données, les sciences participatives ont démontré leur intérêt dans la co-construction de modèles spatialement explicites et dans la discussion et l'interprétation de résultats obtenus sur des thématiques environnementales spécifiques comme démontré ici. Il faut également prendre en compte le fait que toute science n'est pas participative et que toute recherche n'a pas forcément vocation à l'être (Houllier *et al.* 2017). Les méthodes et les événements participatifs ne doivent pas être considérés comme un objectif en soi mais un moyen pour arriver à une fin. Ils servent ainsi à développer et/ou consolider les interactions nécessaires entre science et société, pour permettre d'initier ou de renforcer le dialogue avec, et entre les différents acteurs territoriaux.



Partie 3

**Pour qui modéliser les réseaux écologiques ?
Exemples de communication et de diffusion
des résultats auprès des non-scientifiques**

“ Sélectionner et généraliser les attributs cartographiques d'un hypothétique réseau écologique suppose d'être en mesure d'appréhender toute la complexité scientifique des relations écologiques et spatiales tout en les confrontant aux caractéristiques propres à un territoire. ”

R. Vimal & R. Mathevet (2010)

INTRODUCTION DE LA PARTIE 3

La modélisation de la connectivité des habitats a deux objectifs fondamentaux, parfois complémentaires. En premier lieu, les résultats obtenus peuvent aider à améliorer la connaissance scientifique, d'un point de vue méthodologique et/ou thématique notamment sur les interactions espèces/milieus dans le cadre d'une recherche fondamentale. En second lieu, les résultats issus de la modélisation peuvent aussi être utilisés dans une perspective de recherche appliquée pour aider à gérer la biodiversité. Cela peut s'inscrire dans une démarche de conservation, ou pour atténuer les effets des activités anthropiques telles que les évolutions urbaines (nouvelles infrastructures, nouveaux bâtiments) dans une optique de planification sensible aux problématiques environnementales. Pour tenter d'opérationnaliser les résultats scientifiques issus des modélisations, il est nécessaire que les chercheurs produisent un effort de vulgarisation de leurs travaux, au sens positif du terme. Il ne s'agit pas en effet de simplifier à outrance les résultats scientifiques et leur faire perdre de leur substance, mais plutôt de communiquer efficacement sur ces résultats et les retranscrire à l'aide de supports mobilisables par les communautés non-scientifiques. Ces supports peuvent être des résultats quantitatifs (calculs de métriques de connectivité par exemple), qui peuvent aussi en complément être cartographiés pour les rendre spatialement explicites. Dans cette partie, je montre comment les réseaux écologiques peuvent être mobilisés pour dialoguer avec différents types d'acteurs (citoyens, élus, praticiens) sur la problématique globale de la gestion de la biodiversité. Je présente les potentialités de ces échanges dans le cadre de projets d'aménagement à différentes échelles : une grande infrastructure de transport terrestre, des zonages dans les PLU jusqu'à la parcelle d'habitat collectif.

Dans le **chapitre 5**, je montre comment les réseaux écologiques peuvent être traduits dans les documents d'urbanisme et de planification (SCOT, PLU...) et comment les modèles de réseaux écologiques pour la Trame Verte et Bleue pourraient être plus objectivés par une démarche scientifique, mais aussi rendus plus opérationnels grâce à la modélisation de la connectivité par les graphes paysagers. Le **chapitre 6** traite également de cette question de la diffusion des résultats issus de la modélisation de la connectivité, essentiellement par le biais de la cartographie, mais dans une perspective de communication à la fois à destination du « grand public » et des responsables politiques.

Page de garde Partie 3 : Interpolation spatiale d'une métrique de connectivité locale pour l'écureuil roux, avec une symbologie cartographique adaptée pour être visuelle.

Carte centrée sur Lyon 5^{ème} et Sainte-Foy-lès-Lyon.

Fond de carte : ESRI

Chapitre 5

Mobiliser les résultats de modélisation des réseaux écologiques pour guider la planification urbaine dans une optique de gestion de la biodiversité

“ La Trame Verte et Bleue a obligé les acteurs des territoires à « jouer » avec les continuités écologiques, de façon plus ou moins coopérative et asymétrique (par exemple l'influence d'un SCoT sur un PLU(i) est prévu dans la loi et non l'inverse). Et nous savons que plus nous jouons, mieux nous jouons ”

Julie Chaurand (2017)

*Page de garde Chapitre 5 : Réflexions
collectives autour des zonages du PLU de
la Talaudière en présence d'un élu de la
commune et de citoyens mobilisés contre
l'autoroute A45*

Photographie : Marie Detemple

INTRODUCTION

Depuis le milieu de la décennie 1990, les réseaux écologiques ont largement été reconnus comme des outils pertinents pour la mise en place de politiques de gestion environnementale pour protéger la biodiversité (Ahern 1995 ; Bennett 1999). Pourtant, au fur et à mesure de l'intérêt croissant qui leur a été porté par la communauté scientifique (chapitre 2), de nouveaux besoins sont apparus en termes d'aménagement du territoire, pour rendre ce concept mobilisable par les gestionnaires et praticiens en aménagement du territoire (Zetterberg *et al.* 2010 ; Bergsten et Zetterberg 2013). Plusieurs études insistent sur l'importance de la dimension spatiale des réseaux écologiques puisque les gestionnaires ont besoin de savoir où agir pour maintenir la fonctionnalité de ces réseaux et plus généralement la biodiversité sur un territoire donné (Theobald *et al.* 2000 ; Gurrutxaga *et al.* 2010). Plus spécifiquement, Foltête *et al.* (2014) indiquent trois priorités principales (non ordonnées) pour une planification soucieuse de la bonne fonctionnalité des réseaux écologiques :

- 1) localiser les taches les plus vulnérables du réseau écologique d'une espèce donnée afin de prioriser les zones à protéger.
- 2) localiser et quantifier le degré de perturbation des changements d'occupation du sol pour une espèce donnée, soit pour atténuer les impacts d'un projet existant, soit pour anticiper les impacts d'un projet d'aménagement.
- 3) déterminer où sont les lieux les plus propices d'un réseau écologique à restaurer pour améliorer la connectivité des habitats d'une espèce donnée.

Plutôt que de se focaliser uniquement sur une espèce donnée pour traiter ces questions, les approches multi-espèces permettent de traiter ces questions de manière plus appliquée au maintien de la biodiversité dans un territoire (4.2). Dans ce chapitre, je montre d'abord comment sont habituellement représentés les réseaux écologiques dans les documents de planification, surtout depuis la mise en place des Trames Vertes et Bleues (TVB) en France au début de la décennie 2010 (5.1). Ces résultats, souvent proposés sous forme cartographique présentent certaines limites, notamment par leur modélisation parfois trop simpliste et leur difficulté d'utilisation. Dans la section 5.2, je montre des exemples possibles de sorties cartographiques issues de la modélisation des réseaux écologiques notamment les résultats de la modélisation participative mise en place dans le cadre du Contrat Vert et Bleu (CVB) de Saint-Étienne Métropole et comment ceux-ci ont pu être mobilisés par les acteurs de ce territoire pour protéger la fonctionnalité des réseaux écologiques de plusieurs profils d'espèces (priorité 1). Pour illustrer concrètement les autres priorités, je développe ensuite deux cas d'études issus de mes travaux personnels. En section 5.3.2, je discute des potentialités des graphes paysagers pour guider et prioriser la planification de zones à urbaniser dans l'ouest Lyonnais (priorité 2). Dans la section 5.3.3, je montre comment la modélisation pourrait être mobilisée pour mettre en place des politiques de renaturation en ville, dans les parcelles d'habitat collectifs du Grand Lyon (priorité 3).

5.1. ANALYSE CRITIQUE DES REPRÉSENTATIONS CARTOGRAPHIQUES CLASSIQUES DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES

Au cours de la décennie 1990, l'approche réticulaire de la protection de la nature est privilégiée à l'approche stationnaire qui visait à protéger des îlots de biodiversité (ou réservoirs) comme les aires protégées, mais sans prise en compte des interactions possibles entre eux ([chapitre 2](#)). Le concept de réseau écologique se développe au milieu des années 1990 avec les premiers réseaux écologiques paneuropéens ([Jongman 1995](#)). En France, les premières traductions opérationnelles des réseaux écologiques sont impulsées par le dispositif des TVB qui prévoit trois niveaux d'application ([Amsallem *et al.* 2010](#)) :

- Les orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques ;
- Les Schémas Régionaux de Cohérence Écologique (SRCE) transformés désormais en Schémas Régionaux d'Aménagement, de Développement Durable et d'Égalité des Territoires (SRADDET) qui visent à identifier et cartographier le réseau écologique à l'échelle régionale en respectant les orientations nationales ;
- Les communes et intercommunalités qui doivent prendre en compte ces documents pour élaborer ou mettre à jour leurs documents d'urbanisme et de planification (SCOT, PLUi, PLU...).

Pour mettre en œuvre la politique TVB, le Ministère en charge de l'écologie s'appuie sur le Centre de Ressources Trame Verte et Bleue. De 2010 à 2017, ce dernier a suivi sur le plan technique et scientifique l'élaboration des SRCE. Plusieurs rapports techniques et méthodologiques ont proposé des synthèses complètes, réalisées avec différents partenaires (CEMAGREF⁴² désormais IRSTEA⁴³, CEREMA⁴⁴, MNHN) (p. ex. [Dehouck et Amsallem 2017](#) ; [Sordello *et al.* 2017](#)). Je ne chercherai pas ici à faire une synthèse de ces rapports, d'ailleurs déjà effectuée dans des articles plus concis ([Amsallem et Dehouck 2018](#) ; [Vanpeene *et al.* 2018](#)). Ces bilans et synthèses montrent qu'il existe une grande diversité de méthodes utilisées pour définir et cartographier les réservoirs de biodiversité et les corridors, entre les différentes régions mais parfois même au sein d'une même région pour différentes sous-trames. Je choisis de me focaliser avec un regard critique dans cette section sur les aspects cartographiques des réseaux écologiques afin de montrer, à l'échelle française quelques exemples de cartographie des TVB mises en place par les différentes collectivités, en particulier les régions⁴⁵. Ces cartographies sont issues de plusieurs méthodes d'élaboration des TVB. Des méthodes distinctes d'identification des réservoirs de biodiversité et des corridors ont été développées par les différentes régions ([Sordello *et al.* 2017](#)) mais je ne présenterai ici que les résultats cartographiques qui permettent de visualiser les continuités écologiques dans leur ensemble (réservoirs + corridors). Ces continuités sont en général identifiées à partir de sous-trames (milieux forestiers, milieux herbacés, milieux humides...).

⁴² CEMAGREF : Centre d'Étude du Machinisme Agricole et du Génie Rural des Eaux et Forêts

⁴³ IRSTEA : Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture

⁴⁴ CEREMA : Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement

⁴⁵ Les SRCE ont été élaborés pour la plupart au début des années 2010 alors que la réforme territoriale des régions n'avait pas encore eu lieu. Les régions mentionnées lorsqu'il est question des SRCE seront donc les anciennes régions (Franche-Comté, Lorraine...) existantes avant 2016.

5.1.1. · DILATATION-ÉROSION

La technique de dilatation-érosion, appelée également fermeture morphologique, nécessite l'utilisation d'outils SIG et permet d'identifier de manière automatique les corridors potentiels les plus directs entre deux réservoirs de biodiversité (Amsallem *et al.* 2010) (figure 5.1).

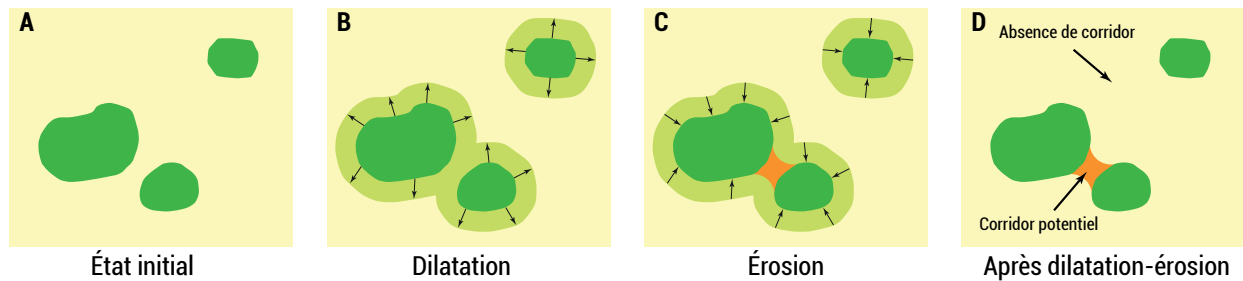


Figure 5.1. · Méthode de la dilution-érosion (ou fermeture morphologique). La dilution-érosion se réalise en plusieurs étapes à l'aide d'un outil SIG. A : sélection des réservoirs de biodiversité (ou taches d'habitat). B : la dilatation consiste à réaliser une zone tampon (*buffer*) à une distance donnée des taches d'habitat, par exemple la moitié de la distance de dispersion de l'espèce ciblée. Les zones tampons doivent bien être fusionnées ensemble (*dissolve*) lors de cette opération. C : l'érosion consiste à appliquer une zone tampon négative de la même distance. D : après cette opération, ne subsistent que les zones tampons qui se superposaient initialement en B avant leur fusion. Selon cette méthode, les corridors potentiels reliant les réservoirs sont séparés au maximum de la distance de dispersion de l'espèce.

Lors de l'élaboration des SRCE, 8 régions ont indiqué avoir utilisé la méthode de dilution-érosion pour au moins une sous-trame (Sordello *et al.* 2017) (figure 5.2).

La méthode de dilution-érosion pour cartographier les réseaux écologiques présente l'avantage d'être très facile à mettre en œuvre, à condition bien sûr de disposer d'une cartographie d'occupation du sol et d'informations minimales sur les capacités de déplacement et préférences d'habitat de l'espèce ciblée. Mais ces conditions sont de toutes façons nécessaires à toute cartographie des réseaux écologiques (partie 2). Les partenaires de notre travail participatif dans le cadre du CVB de Saint-Étienne Métropole (chapitre 4) reconnaissent tous la simplicité de la démarche. Mais justement, cette démarche est aujourd'hui trop « simple » : à l'exception d'une participante, cette méthode est jugée comme « moyennement pertinente ». En effet, ils mettent en avant le fait que la méthode simplifie à l'extrême les déplacements entre les réservoirs de biodiversité et que des informations complémentaires sur la nature de la matrice paysagère entre ces corridors est nécessaire. Dans leur enquête réalisée auprès de 29 structures (ex : bureau d'études, collectivités) chargées de cartographier les TVB à l'échelle de divers territoires, Dehouck et Amsallem (2017) font à peu près le même constat puisque certains organismes leur ont indiqué que la méthode de dilution-érosion n'est pas adaptée



Je comprends l'avantage de « détecter » des corridors, pour ensuite pouvoir potentiellement les expertiser mais la représentation me semble trop simpliste, et amène à porter un regard sur un tout petit secteur dit « corridor ». Or, j'aurais davantage besoin de caractériser l'ensemble de l'espace jaune [la matrice paysagère] pour y porter des actions ou enrichir les projets d'aménagement pour une meilleure prise en compte de la fonctionnalité écologique

Retour d'un partenaire du CVB Saint-Étienne Métropole sur la méthode de dilution-érosion.

puisqu'elle ne fait pas apparaître certains éléments du paysage : « *il suffit d'un mur imperceptible à l'œil nu sur une photographie aérienne qui remet en cause le tracé des corridors* ». Seules 4 structures sur les 29 interrogées ont utilisé cette méthode. Lorsque cette méthode a été utilisée, la majeure partie l'a mise en place pour élaborer un premier état des lieux, et valider ensuite les corridors sur le terrain avec les acteurs locaux.

À l'exception de la citation ci-dessus, il est surprenant que dans les divers rapports et entretiens, il ne soit pas ou très peu mentionné le fait que cette méthode de dilatation-érosion est finalement beaucoup plus proche d'analyses de connectivité structurelle que de connectivité fonctionnelle, pourtant censée être prise en compte dans les TVB. En effet, seule la distance entre les réservoirs de biodiversité est considérée, sans prise en compte des obstacles potentiels entre les taches pouvant perturber les déplacements des espèces. En résumé, les cartographies des réseaux écologiques issues de la méthode de dilatation-érosion sont simples à mettre en œuvre, mais beaucoup trop simplistes pour représenter efficacement la réalité écologique d'un territoire. Les cartographies des réseaux écologiques se doivent aujourd'hui d'être plus ambitieuses et dépasser ces méthodes qui relèvent plus d'un exercice d'initiation aux SIG pour des étudiants de licence qu'une réelle analyse des fonctionnalités écologiques d'un territoire.

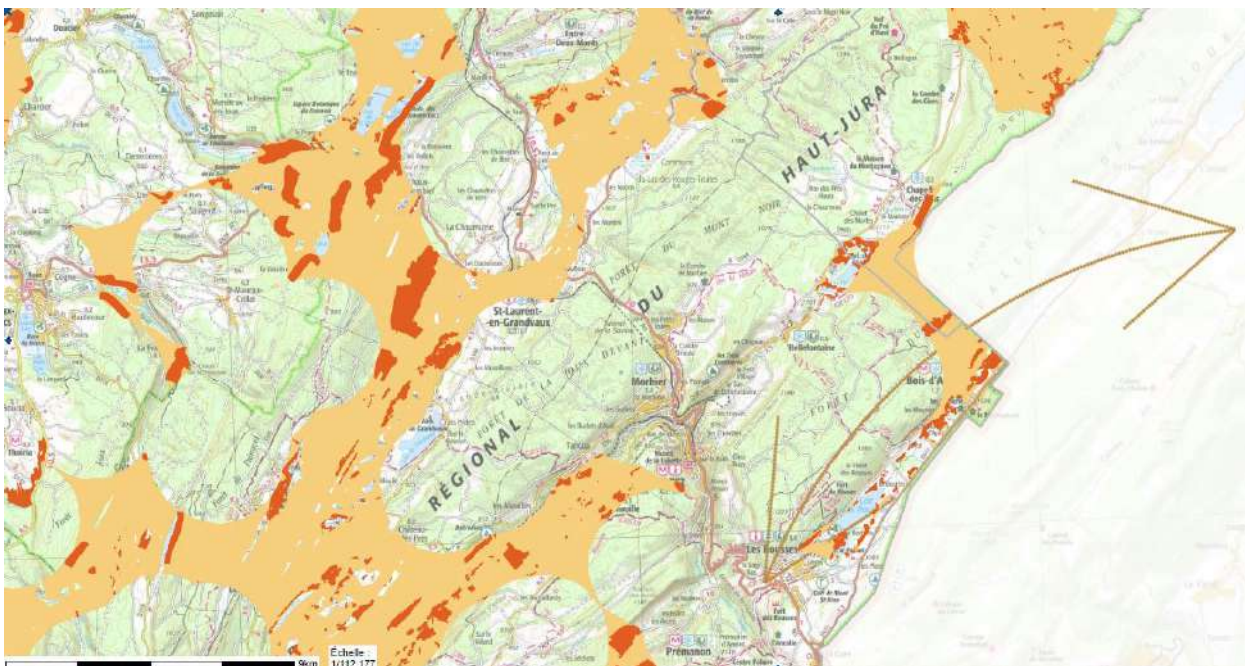


Figure 5.2. · Exemple de l'application de la méthode de dilatation-érosion dans le SRCE Franche Comté. La carte est issue d'une capture d'écran de l'outil régional de visualisation du SRCE disponible sur https://carmen.application.developpement-durable.gouv.fr/9/SRCE_FC.map#. Les polygones orange foncé correspondent aux réservoirs de la sous-trame des milieux xériques. Les réservoirs de biodiversité potentiels distants de moins de 2 kilomètres sont reliés par les corridors en orange clair (dilatation-érosion). Cette figure permet aussi de montrer la complexité de gestion dans les zones frontalières, comme ici avec la Suisse (flèche marron à l'est) où les corridors ne dépassent pas la frontière. Ce même problème se retrouve aussi entre les régions françaises qui n'ont pas les mêmes méthodes d'élaboration de la TVB (Billon et al. 2020).

5.1.2. · ANALYSE DE PERMÉABILITÉ DES MILIEUX

Lors de ses déplacements, un individu va rencontrer successivement différents milieux entre ses habitats dont la perméabilité va plus ou moins faciliter sa progression. Pour une sous-trame donnée, des coefficients de perméabilité (ou à l'inverse de friction) sont associés à une espèce ou un groupe d'espèces (Amsallem *et al.* 2010). En d'autres termes, il s'agit des valeurs de coûts associés à chaque classe d'occupation du sol (2.3.3 et 4.3.1). Pour élaborer des cartographies de perméabilité des milieux, deux types de calculs ont été effectués à l'aide d'outils SIG dans les SRCE (Sordello *et al.* 2017) :

- Les espaces de perméabilité des milieux : il s'agit de déterminer l'aire potentielle de déplacement des espèces, qui constitue un continuum. Dans ce type de représentation, les réservoirs de biodiversité sont les zones sources. Le continuum spatial est déterminé à partir des zones sources à l'aide des distances-coûts, dessinant ainsi autour de chaque réservoir, une zone potentiellement accessible par les espèces. Une fois que le coût cumulé des chemins atteint une valeur donnée, la valeur des pixels devient nulle. Des auréoles sont ainsi dessinées autour de chaque réservoir. Si deux auréoles se rejoignent, un corridor potentiel est identifié entre les deux réservoirs. Les corridors ont alors une représentation surfacique (figure 5.3).

- Les chemins de moindre coût (2.3.3) : dans ce type de représentation, les chemins les moins coûteux entre chaque réservoir de biodiversité sont identifiés. Les corridors sont alors représentés de manière linéaire. Il est aussi possible de combiner ces deux représentations comme cela a été fait dans le SRCE Midi-Pyrénées (figure 5.4).

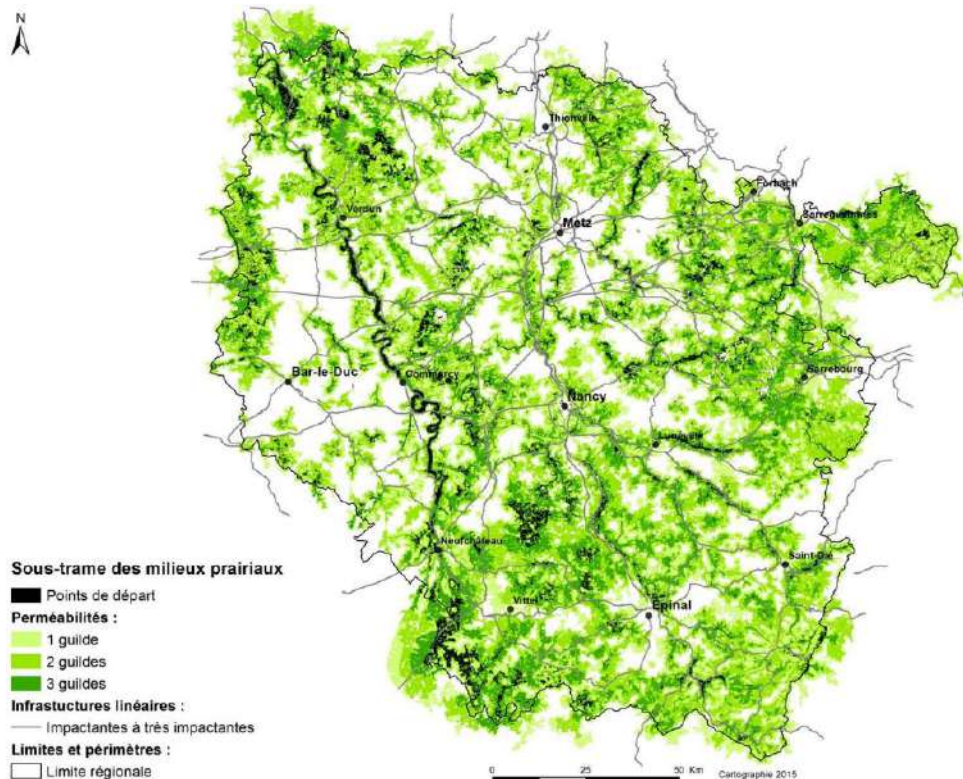


Figure 5.3. · Représentation des espaces de perméabilité des milieux dans le SRCE de la région Lorraine. Carte extraite du volume 2 du SRCE Lorraine (Élaboration de la Trame Verte Et Bleue).



Figure 5.4. - Illustration d'une combinaison cartographique entre l'analyse de perméabilité des milieux (gradients de verts) et les chemins de moindre coûts (en jaune) entre des réservoirs de biodiversité (en rouge). Cette carte a été réalisée par le bureau d'étude ECOTONE dans le cadre du SRCE Midi-Pyrénées (volume 1 SRCE MP Rapport). Elle est présentée telle quelle, sans localisation, échelle, ni légende.

Sordello *et al.* (2017) recense 8 régions utilisant les espaces de perméabilité des milieux et 10 régions utilisant les chemins de moindre coût. Sur les 29 structures interrogées par Dehouck et Amsellem (2017), 11 utilisent l'une ou l'autre de ces méthodes. Ces méthodes sont plus complexes à mettre en œuvre que la dilatation-érosion mais elles sont malgré tout plus utilisées car elles représentent mieux la fonctionnalité des réseaux écologiques. En effet, les obstacles potentiels

aux déplacements sont cette fois-ci pris en compte, bien qu'ils ne puissent pas forcément tous être représentés sur une carte en 2D, à l'instar des murs de clôture ou falaises (Vimal et Mathevet 2011). Bien que plus populaire, à juste titre, que la cartographie des réseaux écologiques par dilatation-érosion, l'analyse de perméabilité présente plusieurs limites. Bien entendu, la sempiternelle question du choix de l'attribution des valeurs de coûts et de la distance de dispersion choisie, surtout pour plusieurs espèces, peut faire débat (chapitre 4) mais en termes de représentation cartographique, les résultats sont également discutables.

En effet, dans les différents rapports et articles sur les TVB, il n'est jamais mentionné le fait que les cartographies de perméabilité des milieux ne relient pas les taches (ou réservoirs) entre eux. Si un réservoir est isolé des autres, alors une aire potentielle de déplacement des espèces sera tout de même dessinée autour de celui-ci à l'instar d'une aire de chalandise. Mais dans ce cas, les corridors seront inexistantes puisque de par sa définition, un corridor doit relier deux réservoirs de biodiversité. Nous sommes alors face à des cartographies qui ne représentent pas forcément les corridors, bien qu'elles soient parfois présentées comme telles (Sordello *et al.* 2017).



En matière de cartographie, et notamment lors de l'élaboration des documents d'urbanisme, cette méthode me paraît plus adaptée [que la dilatation-érosion] pour représenter la trame fonctionnelle

Retour d'un partenaire du CVB Saint-Étienne Métropole sur la méthode d'analyse de perméabilité des milieux.

Les chemins de moindre-coûts quant à eux dépassent cet écueil puisqu'ils représentent les déplacements potentiels les moins coûteux entre chaque réservoir et montrent donc effectivement des corridors potentiels. L'inconvénient de cette représentation cartographique est le caractère linéaire des chemins de moindre-coût, qui peut donner l'impression qu'un seul chemin est possible alors que ce n'est forcément pas le cas dans la réalité, sauf dans des configurations paysagères très contraintes (les ruisseaux pour des espèces aquatiques par exemple).

En résumé, les cartographies des réseaux écologiques issues des méthodes d'analyse de perméabilité des milieux sont plus lourdes à mettre en œuvre que d'autres (dilatation-érosion, interprétation visuelle) mais sont plus représentatives de la fonctionnalité des réseaux écologiques malgré des limites de représentation cartographique qui sont toutefois moins importantes que celles évoquées pour la dilatation-érosion.

5.1.3. · INTERPRÉTATION VISUELLE

La méthode d'interprétation visuelle consiste à identifier les continuités écologiques visuellement à partir de photo-interprétation de photographies aériennes et/ou de cartes d'occupation du sol (Amsallem *et al.* 2010). À une échelle plus fine, l'interprétation visuelle peut être utilisée pour identifier des petits éléments dans le paysage comme les linéaires de haies (Dehouck et Amsallem 2017). Par exemple, le SRCE Bretagne propose une cartographie des grandes continuités écologiques à l'échelle régionale en utilisant la méthode d'interprétation visuelle (figure 5.5).

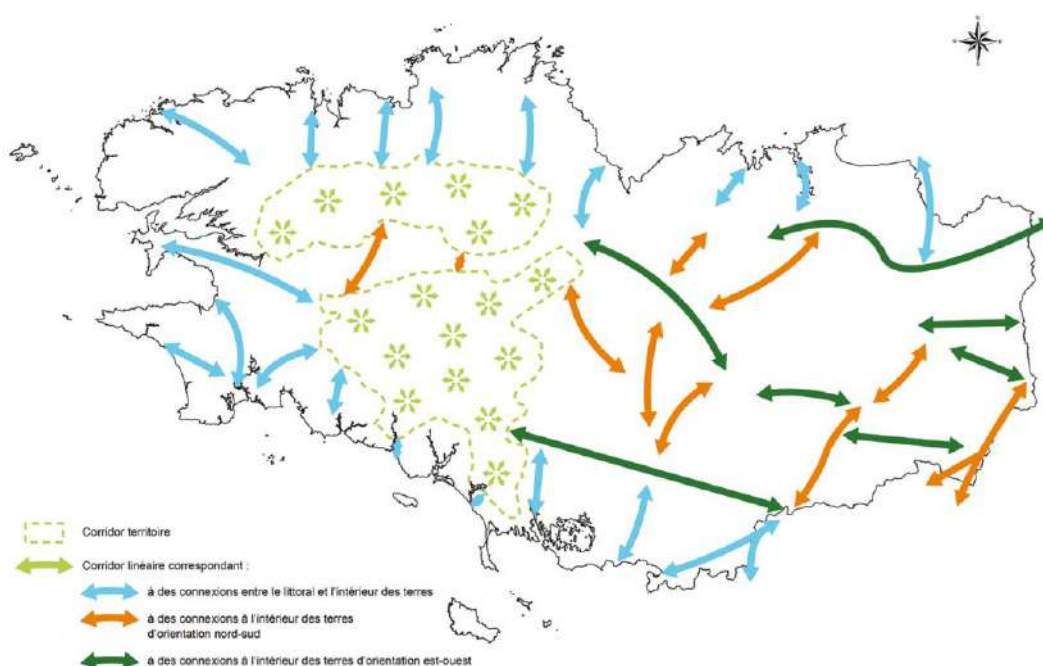


Figure 5.5. · Exemple d'une cartographie des réseaux écologiques utilisant la méthode d'interprétation visuelle. Carte extraite en l'état depuis le SRCE Bretagne. Ce type de cartographie ne présente pas réellement d'intérêt : les directions cardinales n'ont pas de sens d'un point de vue écologique, la notion de « corridor territoire » est extrêmement floue, les flèches ne relient pas des réservoirs de biodiversité. Cette cartographie, même si elle a été réalisée à partir d'analyses plus complexes ne peut être utilisée par personne : ni par les gestionnaires qui ne savent pas comment l'utiliser, ni par les politiques ou les citoyens qui n'ont aucun point de repère visuel concret.

D'autres régions combinent cette méthode avec d'autres comme par exemple la perméabilité des milieux (figure 5.6). Dehouck et Amsellem (2017) indiquent que l'ensemble des 29 structures interrogées utilisent cette méthode à un moment ou à un autre de leur processus de modélisation des réseaux écologiques. Dans certains cas, le travail est fait en amont, et aide à investiguer plus précisément certaines zones clés, souvent par des études de terrain. D'autres le font en aval, suite à l'utilisation d'une autre méthode (dilatation-érosion ou analyse de perméabilité des milieux) afin de schématiser les résultats obtenus. Sordello *et al.* (2017) indiquent que 8 régions ont eu recours à de l'interprétation visuelle pour la cartographie de leurs continuités écologiques. Deux d'entre elles (Nord-Pas-de-Calais et Champagne-Ardenne) n'ont pas utilisé de méthodes complémentaires contrairement aux autres (figure 5.6).

”

Cette représentation simpliste apparait souvent sur les PLU, mais n'apporte pas grand-chose. Au niveau régional, cela a certes permis d'identifier les secteurs où porter des actions mais au niveau local, même à l'échelle d'un SCOT, je n'attends plus cette représentation. L'ensemble de la «matrice blanche» a son importance entre les «patates» vertes.

Retour d'un partenaire du CVB Saint-Étienne Métropole sur la méthode d'interprétation visuelle.

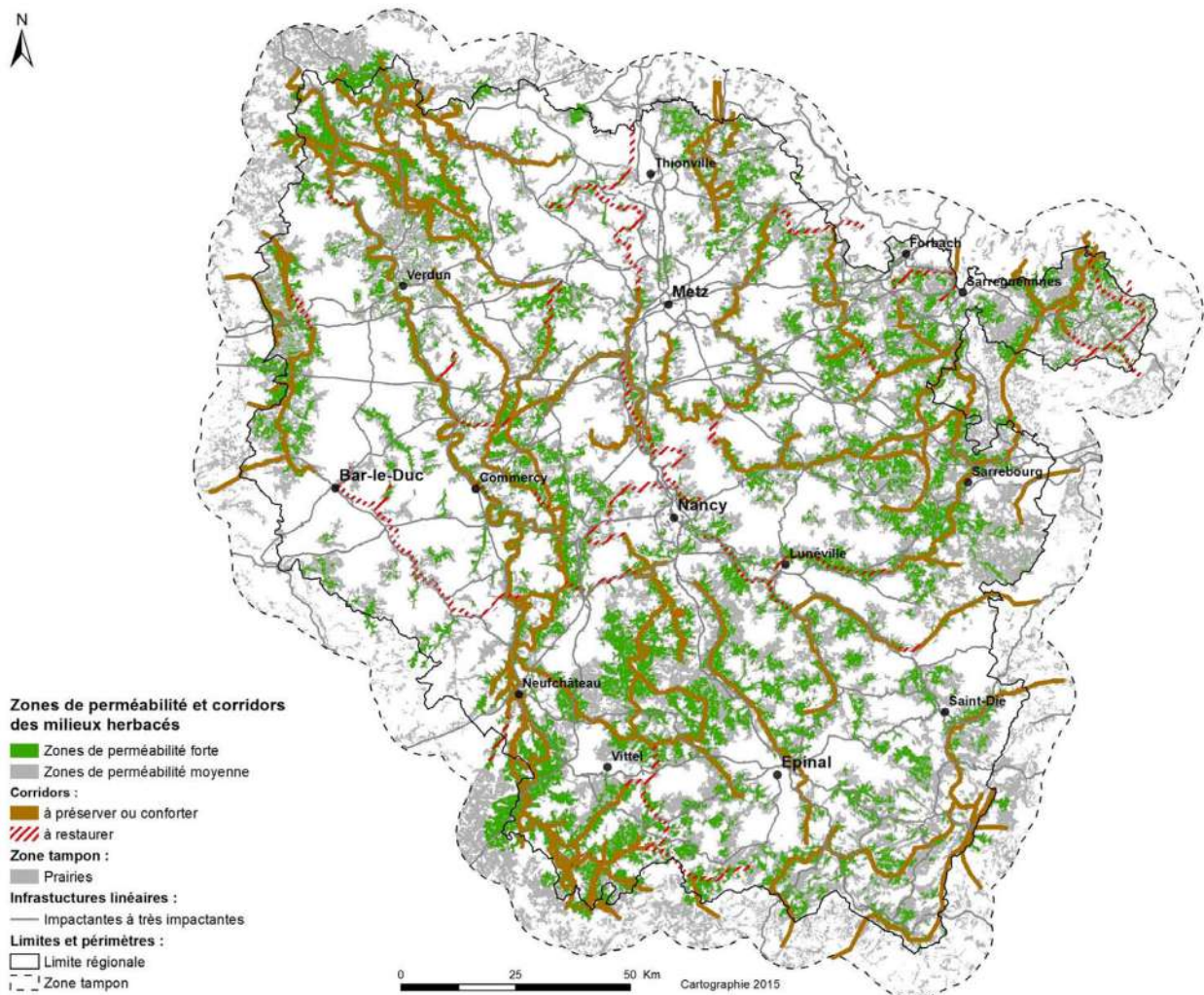


Figure 5.6. - Représentation cartographique d'une méthodologie d'élaboration d'un SRCE combinant l'analyse de perméabilité des milieux (gradients de couleurs verts) et l'interprétation visuelle (corridors dessinés manuellement en marron et en pointillés rouge). Carte extraite du volume 2 du SRCE Lorraine (Élaboration de la Trame Verte Et Bleue).

Cette méthode d'interprétation visuelle semble simple à mettre en œuvre, à une échelle régionale puisque de façon triviale, il « suffit » de dessiner des flèches sur une carte d'occupation du sol (figure 5.5). Cette méthode présente l'avantage de proposer une bonne synthèse au niveau régional, ou de mettre en avant certaines zones clés, à différents niveaux d'échelles. Mais elle n'est malheureusement pas toujours très rigoureuse d'un point de vue scientifique, surtout lorsqu'aucune autre méthode n'est utilisée en complément (encadré 5.1). Elle peut de plus être finalement bien plus chronophage que des traitements automatiques à l'aide de SIG, et reste hautement subjective. La question de l'utilisation effective de ces cartes au niveau local est de toutes façons problématiques puisque l'on voit mal comment appliquer des mesures de conservation au niveau local (quelle parcelle à protéger de l'urbanisation ? ; où creuser une nouvelle mare ?) en ayant pour seul support des éléments graphiques telles que des flèches tracées au niveau régional.



La méthode est intéressante pour expliquer le fonctionnement des corridors et pour les documents d'urbanisme mais devient vite difficile à appréhender sur le terrain et demande un gros travail pour retranscrire efficacement à la parcelle des vues à grande échelle

Retour d'un partenaire du CVB Saint-Étienne Métropole sur la méthode d'interprétation visuelle.

Encadré 5.1. - Approche pédagogique : exercices pratiques de cartographie des TVB dans des cours d'écologie du paysage (niveau M1)

Dans le cadre de mes cours d'écologie du paysage en Master 1, je cherche à montrer à mes étudiants comment construire une Trame Verte et Bleue à l'échelle d'un territoire donné. Pour ce faire, je leur montre d'abord comment créer une carte d'occupation du sol à partir de données brutes (encadré 3.3) puis je leur présente les différentes méthodologies utilisées par les collectivités territoriales pour cartographier les TVB. La carte bretonne (figure 5.5) montre tout l'intérêt de la démarche que je leur présente (« *mais Monsieur, elle ne sert à rien cette carte !* »). Pour illustrer cela de manière pratique, nous travaillons sur des postes informatiques à l'aide de QGIS à partir de la carte d'occupation du sol créée lors d'une séance précédente. L'objectif est d'abord de leur montrer quelques méthodes simples à mettre en œuvre, d'abord la dilatation-érosion, puis l'interprétation visuelle à partir de cette dilatation-érosion et enfin les réseaux écologiques définis en distance euclidienne (figure 5.7). La distance-coût est présentée uniquement de manière théorique, étant trop gourmande en temps de calculs pour être utilisée dans un outil SIG classique pendant une séance de cours. Elle est revanche mobilisée plus tard à l'aide de Graphab. Cet exercice me permet de montrer aux étudiants à la fois la facilité de mise en œuvre de ces approches cartographiques classiques des TVB mais aussi de pointer ensemble leurs limites. Par exemple, ils identifient très vite les limites de l'approche par dilatation-érosion, qui ne prend pas en compte les potentielles barrières aux déplacements dans le paysage. La présentation de ces approches cartographiques est un bon moyen de leur montrer par la suite l'intérêt des modélisations plus robustes des réseaux écologiques par les graphes paysagers en les formant à l'outil Graphab.

Encadré 5.2. (suite)

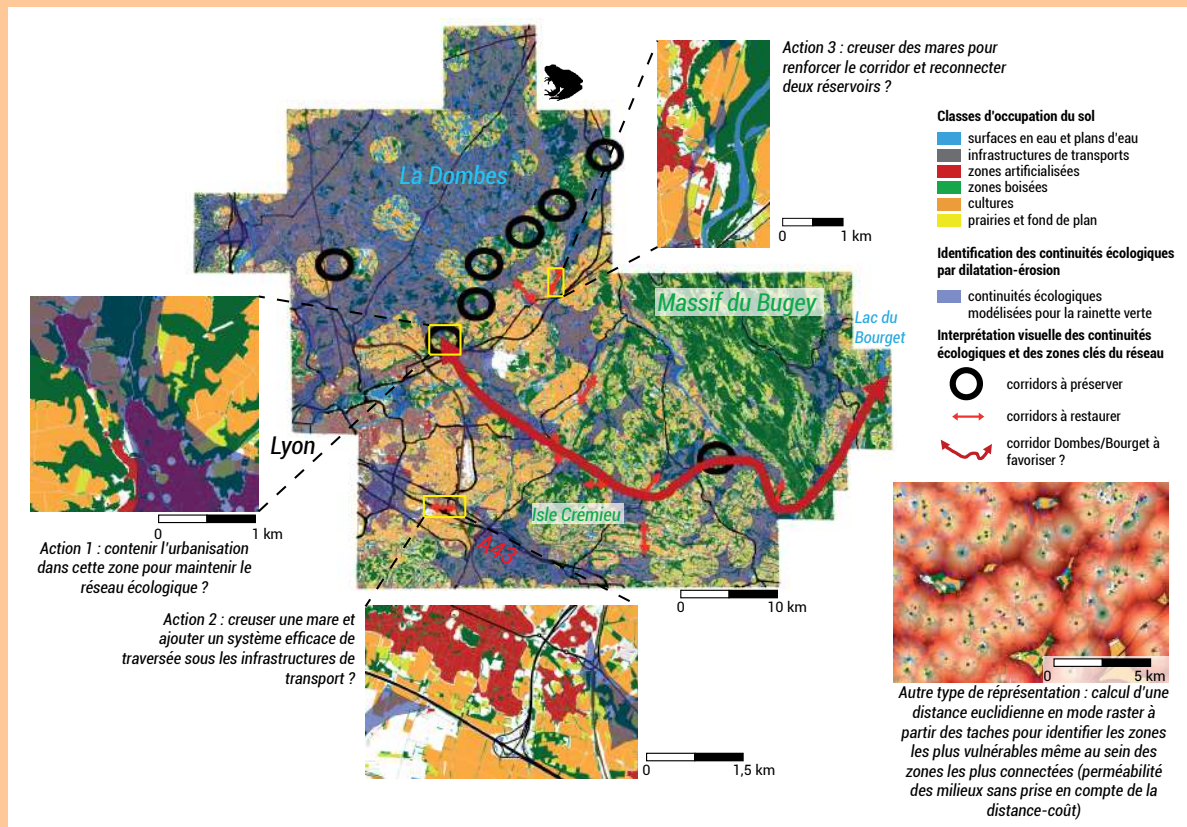


Figure 5.7. - Mobilisation de différentes méthodes de cartographie des continuités des réseaux écologiques dans le cadre d'une séquence pédagogique en Master 1. Exemple de la rainette verte dans l'est lyonnais.

5.1.4. · BILAN DES MÉTHODES CLASSIQUES DE CARTOGRAPHIE DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES

Ma posture de chercheur par rapport aux représentations cartographiques des continuités écologiques dans les TVB peut apparaître comme très critique, et la critique est d'autant plus facile que je n'ai pas participé à l'époque à l'élaboration des SRCE régionaux. Comme je le montre succinctement avec quelques cartes, les régions ont utilisé des méthodes différentes, ce qui résulte souvent en une harmonisation difficile au niveau national (Clauzel et Bonneville 2019 ; Billon *et al.* 2020). Les cartographies mises en œuvre dépendent ainsi de chaque structure, et de la manière selon laquelle chacune a jugé telle ou telle méthodologie pertinente, selon les enjeux de son territoire, son expérience, ses compétences ainsi que le temps et les données dont elle dispose (Dehouck et Amsellem 2017).

Ces résultats hétérogènes dépendent aussi du contexte du processus d'élaboration de ces SRCE. La loi Grenelle 1 de 2009 fixait comme objectifs « la création d'ici à 2012, d'une trame verte et d'une trame bleue ». Les SRCE ont finalement tous été adoptés fin 2015, à l'exception de la Picardie (Vanpeene *et al.* 2018). Ce décalage d'au moins 3 ans montre que la conception des SRCE a été très

délicate, et de fait très chronophage avec des orientations nationales floues (par exemple « *remettre en bon état les continuités écologiques* »), des termes pas toujours stabilisés ni consensuels comme celui de « réseau écologique » (Vimal *et al.* 2012b ; Sahraoui *et al.* 2021), de nombreuses données à mobiliser (Bourgeois 2023), des concertations à mettre en œuvre (Vimal et Mathevet 2011 ; Bourgeois *et al.* 2023) ou encore des choix méthodologiques à définir en accord avec tous les partenaires (Chaurand 2017). Les résultats différenciés entre les régions dépendent bien évidemment des ressources humaines et financières allouées à l'élaboration de ces SRCE, pouvant être hétérogènes entre les différentes collectivités (Liénard et Clergeau 2011 ; Sordello *et al.* 2017). Finalement, aucune méthode d'identification des continuités écologiques et des TVB n'a été reconnue comme étant la meilleure manière de faire (Dehouck et Amsallem 2017), ce qui serait de toutes façons un vœu pieu étant donné les contextes régionaux parfois très différents. Pour tenter d'améliorer les cartographies précédemment présentées, je propose dans la section suivante de montrer quelques autres représentations alternatives des réseaux écologiques, fondées sur les recherches scientifiques menées dans le cadre du développement de l'outil Graphab.

5.2. · LES REPRÉSENTATIONS CARTOGRAPHIQUES DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES ISSUES DE LA THÉORIE DES GRAPHS

Les premières phases d'élaboration des Trames Vertes et Bleues en France ont été confiées aux régions, qui ont travaillé sur les SRCE avec des chargés de mission en interne et/ou avec des bureaux d'études embauchés pour ces missions. Finalement, les chercheurs sont intervenus pour synthétiser les approches réalisées et pointer leurs atouts et limites selon différents angles d'approche. Ils ont pu être mobilisés à divers stades, lors des phases de concertation ou de médiation mais n'ont dans la plupart des cas, pas réalisé le travail opérationnel de réalisation des SRCE. Lors de l'élaboration des SRCE, des outils tels que Graphab commençaient à peine à se développer. Deux régions (Franche-Comté et Limousin) ont indiqué avoir utilisé le logiciel pour leurs SRCE, mais pour calculer les moindres coûts (Sordello *et al.* 2017), sans bénéficier de tous les apports potentiels de la théorie des graphes, notamment le calcul de métriques de connectivité. Dehouck et Amsallem (2017) indiquent qu'une « *méthode peu commune a été citée au cours des entretiens réalisés avec l'ensemble des structures interrogées, celle de la théorie des graphes* ». Depuis le logiciel a évolué et est devenu davantage utilisé par les non-scientifiques, j'y reviendrai en conclusion de cette section.

5.2.1. · CARTES DE NŒUDS ET DE LIENS : VUE TOPOLOGIQUE DU GRAPHE

La fonctionnalité principale de l'outil Graphab (et d'autres comme Conefor Sensinode, Igraph...) est de modéliser des graphes paysagers. Aussi, la première représentation cartographique possible est de simplement représenter un réseau écologique à l'aide de nœuds et de liens (figure 5.8).

Cette représentation permet d'avoir un aperçu rapide du réseau écologique d'une espèce cible (ou d'un groupe d'espèces) avec des tailles de cercles qui représentent et schématisent la capacité des taches d'habitat (souvent la taille) ainsi que les liens montrant les déplacements potentiels des individus entre ces nœuds. Je suis d'ailleurs toujours plutôt surpris de la réaction enthousiaste de mes étudiants qui construisent un graphe pour la première fois. En effet, ils comprennent très rapidement comment se structure le réseau écologique et quels sont les lieux clés du réseau, sans même calculer de métriques de connectivité, et cela en seulement quelques clics, à condition bien

sûr de leur fournir données et paramétrages adéquats. Lors de la réalisation de nos ateliers avec Saint-Étienne Métropole, seuls trois participants connaissaient ce type de représentation par la théorie des graphes et aucun ne l'avait utilisée jusqu'alors. Ils mettent en avant, à juste titre, la grande schématisation de ce type d'approche et avaient du mal à voir, du moins initialement, comment utiliser concrètement ce type de cartographie. Certains pensent que cette représentation simplifiée peut être utile pour servir de support de communication avec les élus dans le sens où elle est une amélioration de la méthode d'interprétation visuelle.

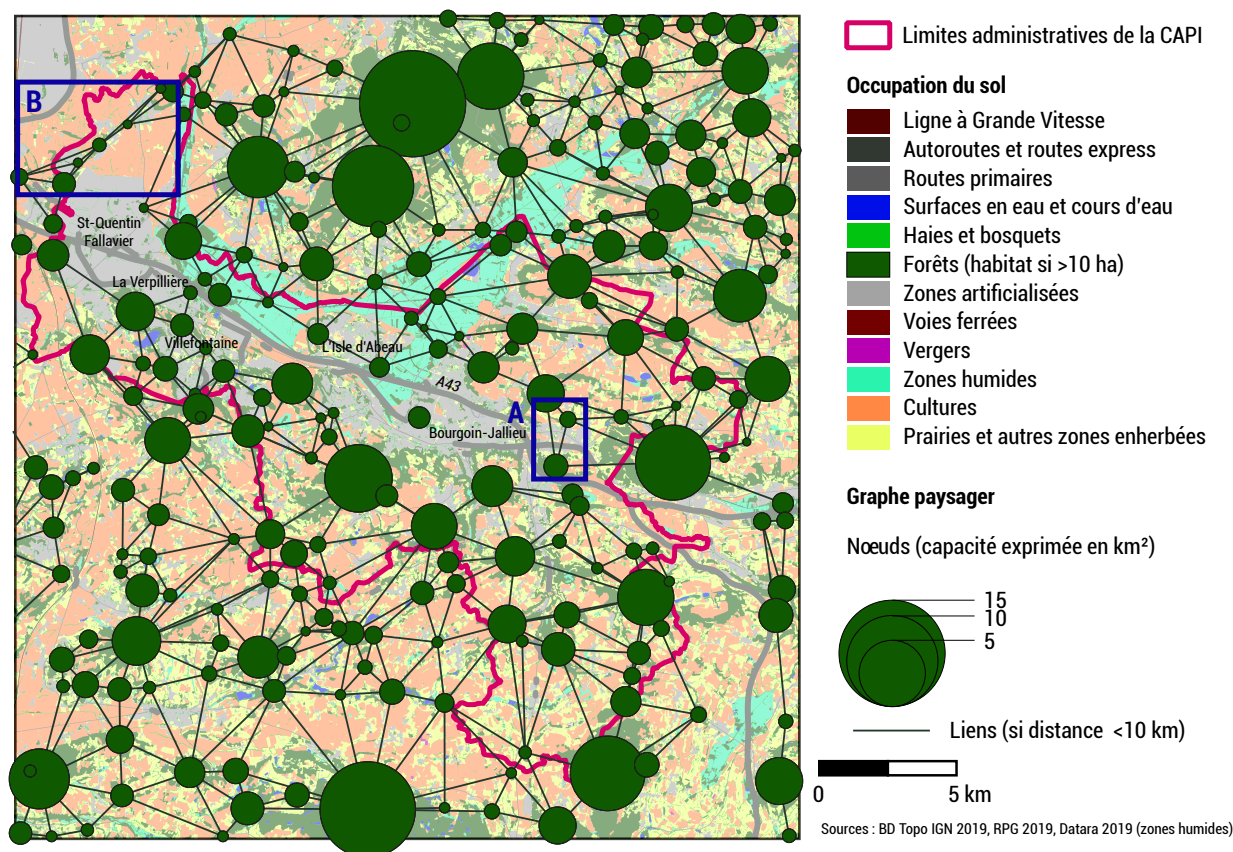


Figure 5.8. - Représentation d'un réseau écologique sous forme de graphe paysager (nœuds et liens). Exemple pour une espèce forestière à moyenne capacité de dispersion sur le territoire de la Communauté d'Agglomération Porte de l'Isère (CAPI). Ce cas d'étude met en évidence l'importance de considérer des zones plus larges que les seules entités administratives. En effet, ici, les réservoirs principaux de biodiversité sont localisés en dehors des limites administratives, au Nord (Isle Crémieu) et au Sud (Collines du Dauphiné). L'encadré A montre deux liens traversant l'autoroute alors que les chemins de moindre coût passent sur un tunnel à l'est de l'encadré. L'encadré B montre la zone où les corridors écologiques sont représentés dans la [figure 5.9](#).

Malgré ces retours, parfois positifs, parfois dubitatifs, parfois mal compris (« *les points verts correspondent à des milieux (mares ?) ou des individus d'une même espèce ?* »), la représentation par nœud et par lien n'a pas forcément vocation à être utilisée en tant que support de communication, ou dans des documents de planification. La représentation schématique n'est pas toujours compatible avec la représentation cartographique que l'on se fait d'un territoire. En effet, un lien peut relier deux taches, par un chemin de moindre coût tortueux, passant par exemple par un tunnel sous une autoroute. Le lien, lui sera représenté de manière directe entre les deux nœuds et certains lecteurs de

la carte ne comprennent pas toujours que le lien traverse directement l'autoroute alors qu'il s'agit d'une espèce terrestre (encadré A dans [figure 5.8](#)) En fait, cette représentation n'a pas forcément vocation à être utilisée en tant que telle, puisque le graphe est avant tout un support mathématique de calcul, qui permet de calculer des métriques de connectivité. Malgré tout, la représentation cartographique par graphe a été jugée par nos partenaires au moins aussi pertinente, si ce n'est plus, que les interprétations visuelles faites dans certains SRCE ([figure 5.5](#)). Elle présente l'avantage de pouvoir se faire rapidement avec un logiciel dédié contrairement à l'interprétation visuelle qui doit être faite manuellement.

”

Cette méthode me semble utile uniquement lorsque l'on veut savoir quel élément du paysage est crucial dans l'objectif du déplacement de telle ou telle espèce. Elle ne montre pas vraiment les chemins utilisés par la faune. Elle est également utile dans le cas, par exemple, pour des mares, pour voir les ruptures de continuité et donc les populations qui sont potentiellement isolées.

Une combinaison de la représentation classique des réservoirs + corridors schématiques (tâches reliées par des flèches), et de la méthode des graphes (réservoirs et chemins de moindre coût) mériterait d'être testée pour voir si le résultat serait pertinent. L'utilisateur pourrait ainsi bénéficier du meilleur des deux approches et d'une transcription graphique ajustée mais trop schématique.

Retour d'un partenaire du CVB Saint-Étienne Métropole sur la représentation cartographique par nœuds et liens d'un graphe paysager.

5.2.2. - CORRIDORS DE MOINDRE COÛT

Une bonne alternative à la représentation topologique du graphe est de le représenter dans sa version « réaliste ». Dans ce type de représentation, qui s'apparente beaucoup plus à une carte classique, les nœuds sont représentés par les taches d'habitat alors que les liens sont représentés par les chemins de moindre-coût entre ces taches d'habitat. Cette méthode a été utilisée dans les SRCE qui ont mis en place l'analyse de perméabilité des milieux par les chemins de moindre coût ([5.1.2](#)). D'autres outils moins spécialisés que Graphab permettent de réaliser cela (ArcGIS par exemple), mais avec des temps de calcul beaucoup plus long, sans permettre par la suite de hiérarchiser ces liens. Pour éviter la représentation des corridors sous forme linéaire, et de donner l'impression d'un chemin unique entre deux taches, Graphab offre la possibilité d'utiliser la fonction corridors ([figure 5.9](#)).

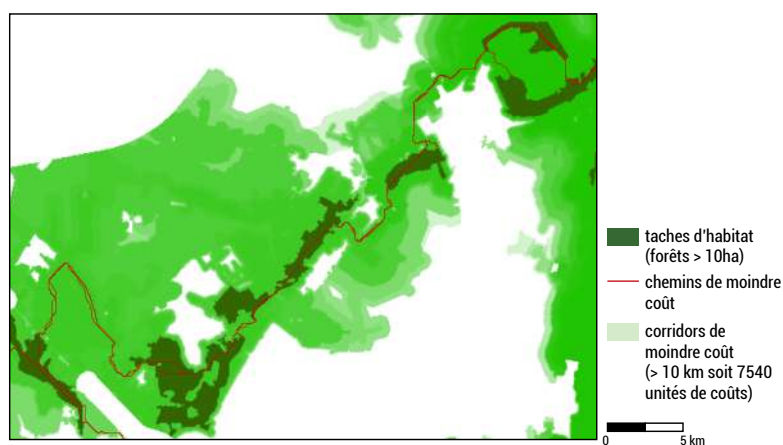


Figure 5.9. - Exemple de modélisation des corridors de moindre coût en mode vectoriel à l'aide de Graphab. Plus le dégradé de vert est intense, plus le nombre de corridors de moindre coût se superposant est important. La carte est extraite de la zone encadrée en B dans la [figure 5.8](#).

Pour une distance de coût donnée, un polygone est généré entre une tache d'habitat et une autre, englobant forcément le chemin de moindre coût. Cette méthode diffère de l'analyse de perméabilité des milieux classique où les surfaces ne suivent pas les liens et peuvent donc s'arrêter à une distance donnée de la tache (5.1.2). La sortie cartographique permet de montrer des corridors de moindre coût, c'est-à-dire toutes les zones entre deux taches potentiellement accessibles pour une espèce. Un jeu de transparence appliqué à chacune de ces couches, si elles sont vectorielles, permet de percevoir les zones où les chemins sont les plus nombreux et donc de délimiter des corridors surfaciques et non linéaires, beaucoup plus proches de la réalité écologique. Une sortie raster est également possible, avec des valeurs de pixels qui sont pondérées par le nombre de surfaces de moindre coût se superposant à chaque pixel. En complément, les chemins de moindre coût peuvent être superposés à ces différentes surfaces de moindre coût. Cette méthode de cartographie par corridors à l'aide de Graphab n'a pas été utilisée dans les SRCE (elle n'était de toutes façons pas développée à l'époque) mais a en revanche été mobilisée dans l'étude participative de Sahraoui *et al.* (2021) à Bordeaux Métropole et avec nos partenaires du CVB de Saint-Étienne Métropole. Dans les deux cas, nous avons conclu que cette méthode de représentation cartographique des réseaux écologiques était celle qui permettait de combiner le mieux les dimensions scientifiques et opérationnelles des réseaux écologiques.



Cette approche est plus simple à comprendre pour le quidam, et laisse plus de latitude pour préciser les fuseaux les plus probables de déplacements. Ainsi, en matière de cartographie, et notamment lors de l'élaboration des documents d'urbanisme, cette méthode me paraît plus adaptée pour représenter la trame fonctionnelle

Retour d'un partenaire du CVB Saint-Étienne Métropole sur la représentation cartographique par corridors de moindre coût.

Dans ces deux approches participatives, nos partenaires se sont bien rendus compte de la difficulté de mise en place de cette approche concernant le calibrage des coûts pour « *mettre en place un protocole fiable* » mais jugent que cette méthode est la plus précise et rigoureuse « *en théorie* » puisqu'elle permet « *de se faire une idée de la fonctionnalité d'un secteur et de proposer une stratégie d'action pour améliorer les choses* ». D'un point de vue de la mise en application, certains pensent que cette méthode est efficace et facilement traductible dans des documents de planification à l'échelle locale alors que d'autres pensent que les élus seront réticents à utiliser ces cartes issues de modélisation scientifique, pouvant être jugée difficiles à comprendre. Concernant le grand public, les avis sont très tranchés : certains ne nos partenaires jugent ces cartes « *simples à comprendre pour le quidam* » alors que d'autres pensent qu'elles sont à l'inverse « *trop complexes à comprendre pour les non-initiés* ». D'après les différents retours d'expérience obtenus au fil des années (dont certains sont détaillés dans le **chapitre 6**), j'aurais tendance à dire que la représentation par graphe n'est pas si évidente à comprendre pour les non-initiés, de par son caractère trop schématisé qui s'éloigne de la représentation réelle, ou du moins cartographique que l'on se fait d'un territoire. En revanche, les cartographies présentant les corridors et les chemins de moindre coût sont, elles, plus intelligibles. En effet, les tracés des chemins et les gradients de couleurs des corridors qui font ressortir les points de passage les plus fréquents permettent une lecture plus aisée. Je ne dirais donc pas qu'elles sont « *simples à comprendre pour le quidam* », mais qu'elles peuvent l'être, peut-être avec un peu de pédagogie.

Ce type de représentation, malgré la difficulté du choix des valeurs de coûts est malgré tout l'une de celles qui est la plus adaptée pour les approches multi-espèces, nécessaires dans le cadre de la modélisation des TVB. En effet, les corridors surfaciques peuvent se superposer pour une espèce, mais peuvent également être cumulés avec ceux d'autres espèces pour percevoir les zones qui comportent le plus de passages favorables à plusieurs d'entre elles. C'est la raison principale pour laquelle ce choix de représentation cartographique a été adopté pour la restitution finale cartographique du CVB de Saint-Étienne Métropole (figure 5.10).

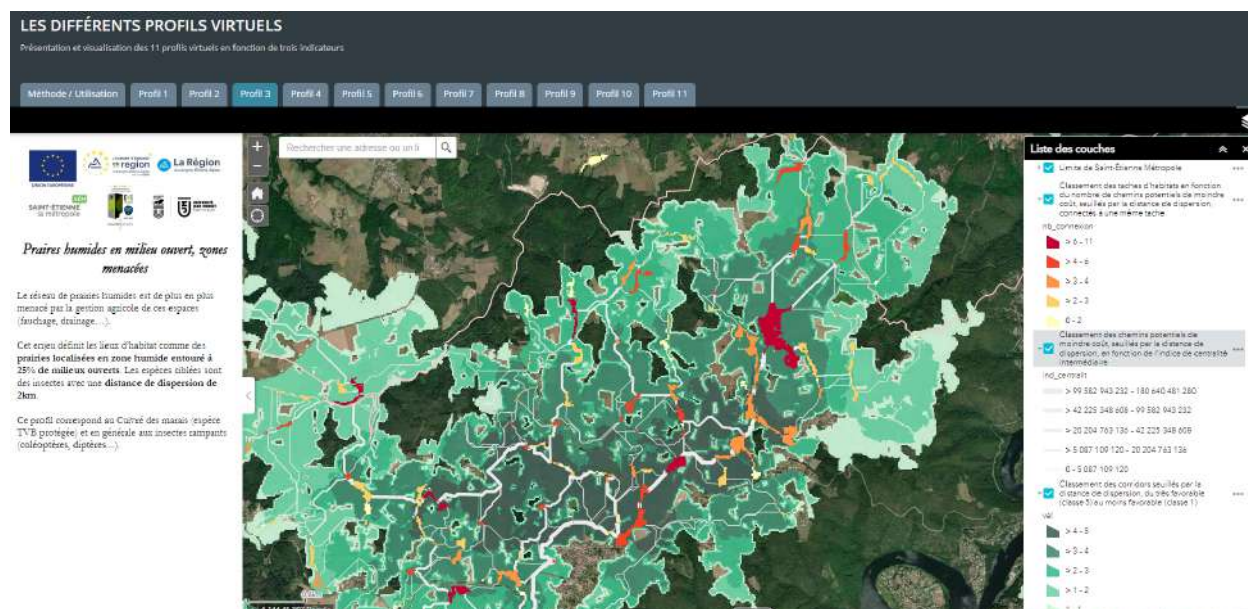


Figure 5.10. - Résultats des modélisations des réseaux écologiques réalisées à la suite de l'approche participative mise en place avec les partenaires du CVB de Saint-Étienne Métropole pour un profil d'espèces lié aux prairies humides en milieu ouvert. Les corridors les plus favorables (plusieurs points de passages) figurent en vert foncé. Les couleurs sur les taches représentent le nombre de chemins de moindre coût rejoignant chaque tache. La représentation par cercles proportionnels n'a pas été retenue pour conserver l'aspect réaliste du graphe, et ne pas confondre cette représentation cartographique avec celle des graphes paysagers dont la taille des cercles traduit une autre variable (généralement la surface). Les liens sont pondérés selon la valeur de la métrique BC , qui met en évidence les liens les plus importants du réseau. La *story map* est disponible ici : <https://arcg.is/09y90C>

5.2.3. · BILAN DES CARTOGRAPHIES DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES ISSUES DE GRAPHAB

Les propositions cartographiques présentées dans les deux sections précédentes présentent l'avantage d'améliorer les représentations cartographiques classiques présentées précédemment et utilisées dans les SRCE. Par rapport à ces approches elles permettent :

- 1) La prise en compte des aspects de connectivité fonctionnelle, contrairement à la dilatation-érosion.
- 2) La représentation des réseaux écologiques de manière simplifiée comme avec les interprétations visuelles (nœuds et liens). Les nœuds et liens ne représentent pas des dynamiques sous formes de flèches ou de zonages mais elles peuvent être enrichies de couleurs traduisant

quantitativement et spatialement des métriques locales de connectivité.

3) L'amélioration de la robustesse scientifique des approches par perméabilité des milieux. Les chemins de moindre coût sont utilisés pour modéliser des corridors surfaciques, plus réalistes car toujours situés entre deux taches d'habitat (ou réservoirs de biodiversité) potentiellement accessibles pour une espèce donnée.

Bien que la représentation par corridors permette de prendre en compte plusieurs espèces (à condition de réaliser plusieurs projets et de les cumuler dans un outil SIG), les nœuds et liens restent eux, focalisés sur une seule espèce cible (ou groupe d'espèces). Une méthode possible pour éviter cet écueil consiste à utiliser des interpolations spatiales, pour représenter des métriques de connectivité à l'échelle du pixel, et de rendre possible des combinaisons multi-espèces (6.1.3).

Faut-il alors nécessairement recommander l'utilisation de modèles scientifiques pour élaborer les TVB à différentes échelles et pour différents territoires ? Objectivement, il est évident que face aux directives nationales de mise en œuvre des TVB, les gestionnaires locaux n'ont pas attendu le développement et la démocratisation des outils plus perfectionnés tels que Graphab. Mais la temporalité de la recherche scientifique permet l'innovation contrairement aux temporalités des praticiens qui sont beaucoup plus contraintes dans le temps.

Ces innovations doivent cependant être communiquées et expliquées aux différents acteurs des territoires concernés. En effet, les SRCE ont montré que les acteurs des territoires s'appuient quasiment exclusivement sur des cartes d'occupation du sol, détaillées à des niveaux inégaux en utilisant très peu les données, informations et connaissances « naturalistes-écologiques » issues de la recherche scientifique (Chaurand 2017). Julie Chaurand (2017) conclut sa thèse en insistant sur le fait que « pour que l'innovation issue de la recherche scientifique soit versée dans les projets des territoires, il est nécessaire que les chercheurs soient associés et s'associent davantage aux projets, ce qui pour le moment fait défaut à la TVB ». Au sens de Lardon *et al.* (2015) qui argumentent leur propos en faveur de dispositifs de « recherche-

formation-action », nous proposons depuis quelques années des formations à l'utilisation de l'outil Graphab, à destination des praticiens chargés de prendre en compte les aspects liés à la connectivité écologique. En couplant cela avec les cours d'écologie du paysage mobilisant l'outil Graphab, l'outil devient peu à peu utilisé dans les milieux non-académiques puisque les étudiants connaissent l'outil et l'importent parfois dans leur structure professionnelle ou leur structure de stage. Le travail de médiation scientifique et de modélisation participative engagé avec les partenaires du CVB de Saint-Étienne Métropole a montré comment les outils de la recherche peuvent être mobilisés dans une perspective d'action territoriale. Au moment où j'écris ces lignes (été 2023), la responsable stéphanoise du Contrat Vert et Bleu nous a indiqué que les résultats cartographiques issus de nos

”

Le monde de la recherche peut apporter beaucoup à l'ingénierie territoriale : ouverture d'esprit liée aux méthodes utilisées, aux outils mobilisables, aux croisements de données ou d'approches innovantes ... mais sa principale limite est le temps. Le temps de la recherche n'est pas souvent compatible avec les exigences de l'action territoriale, ce qui est très dommage. A contrario, l'action territoriale apporte certainement beaucoup à la recherche appliquée en l'ancrant dans une réalité territoriale et des contraintes (financières, administratives, réglementaires...) qui ne lui sont pas courantes

Retour d'un partenaire du CVB Saint-Étienne Métropole sur la pertinence des collaborations entre les sphères scientifiques et opérationnelles

travaux participatifs étaient actuellement en train d'être mobilisés par le service planification de la métropole et l'Agence d'Urbanisme (EPURES) dans le cadre de la réalisation du PLUi.

Même si l'outil Graphab n'est pas toujours utilisé, pour différentes raisons (culture scientifique, formation, compétences), la TVB a ouvert l'opportunité pour les territoires de travailler sur les questions de préservation de la biodiversité de manière réticulaire (Chaurand 2017), malgré des difficultés d'application opérationnelles encore prégnantes (Chaurand *et al.* 2019).

5.3. · ET MAINTENANT ON CONSTRUIT OÙ AVEC VOS RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES ?

5.3.1. · DE LA « TVB DE PAPIER » À LA « TVB DE PROJET ET D'ACTION » : DES DEMANDES FORTES MAIS UNE MISE EN ŒUVRE COMPLEXE.

Au printemps 2021, j'ai été invité par des anciens étudiants⁴⁶ à participer à une émission tournée dans la région bisontine⁴⁷ sur la question des incidences de la perte de biodiversité sur la qualité de vie en présence de spécialistes de la question et d'élus du territoire (figure 5.11).



Figure 5.11. · Tournage d'une émission organisée par le SMSCOT Besançon Cœur de Franche-Comté et l'AUDAB à Chemaudin-et-Vaux (25) le 21/05/21 : « *les incidences de la perte de biodiversité sur notre qualité de vie* ». De gauche à droite : Laure Mattioli (animatrice), Alexandre Laubin (LPO Franche-Comté), Marc Bourgeois (UMR 5600 EVS, Univ. Lyon 3), Jean Paul Michaud (président du SMSCOT), Didier Aubry (maire de Mercey-le-Grand). Non présente sur la photo : Anne-Caroline Prévost (MNHN, en visio).

J'étais attendu plus particulièrement sur la question des relations entre planification urbaine et écosystèmes naturels. Cette rencontre était organisée sur un plateau de télévision et était retransmise en direct aux élus du territoire qui pouvaient poser des questions aux différents intervenants. C'est de ces échanges que provient le titre de cette section « *Et maintenant on construit où avec vos réseaux écologiques ?* » qui m'a inspiré le titre d'une communication réalisée en février 2022 au colloque ThéoQuant de Besançon (Bourgeois 2022).

⁴⁶ Chargés de mission à l'Agence d'urbanisme Besançon centre Franche-Comté (AUDAB) et au Syndicat Mixte du Schéma de Cohérence Territorial Besançon Cœur Franche-Comté (SMSCoT)

⁴⁷ L'intégralité de l'émission est accessible sur YouTube : <https://www.youtube.com/watch?v=ayhMunEz8j4>

Cette rencontre a permis de mettre en relation mes recherches scientifiques focalisées sur la modélisation des réseaux écologiques avec les besoins des élus sur le terrain en termes de planification urbaine et écologique. Les participants à ces échanges étaient concernés par les questions de biodiversité sur leur territoire et ont souvent fait remonter le fait qu'ils « voulaient bien faire » mais ne disposaient pas toujours des bons outils pour mettre en place des politiques de planification urbaine respectueuses de la biodiversité et plus particulièrement des continuités écologiques. Tout comme les chargés de mission des différentes structures en charge de la planification (SCOT, agence d'urbanisme), ils pointent des difficultés réelles d'application sur le terrain des grands principes de la TVB retranscrits dans les documents tels que les SRCE et les SRADDET. Ces difficultés peuvent être expliquées par plusieurs facteurs, souvent déjà identifiés dans la littérature spécialisée sur la question. Au-delà de la diversité des méthodes de cartographie des continuités écologiques utilisées dans les SRCE, un des problèmes majeurs concernant leur application sur le terrain est qu'ils n'ont « *pas eu le temps de vivre* » (Vanpeene *et al.* 2018) puisqu'ils ont été rapidement intégrés dans les SRADDET, des schémas régionaux intégrant depuis 2016 différentes politiques sectorielles sur des thématiques encore plus larges que celles des TVB (transports, gestion des déchets, enjeux climatiques...) ce qui diminue l'ambition initiale donnée aux réseaux écologiques (Chaurand *et al.* 2019). De plus, la TVB suit une logique top-down dans la mesure où les orientations nationales doivent se décliner au niveau des SRCE, puis ensuite au niveau local. La bonne adéquation des SRCE avec les orientations nationales telles que le maintien des continuités écologiques d'intérêt national est difficile à mettre en œuvre, notamment pour des questions d'échelle d'analyse (Sordello 2017) mais la compatibilité des documents régionaux avec les orientations locales déclinées dans les SCOT ou les PLU(i) l'est encore plus (Cormier *et al.* 2010 ; Alphanhéry et Fortier 2011; Debray 2016). En effet, que ce soit pour un PLU ou dans le cadre de la réalisation d'un projet d'aménagement local, cette problématique demeure importante car dans les deux cas, les continuités écologiques doivent être déclinées à la parcelle (Dehouck et Amsallem 2017). La bonne articulation entre les niveaux de gouvernance est ainsi un levier essentiel pour passer d'une « *TVB de papier* » à une « *TVB de projet et d'actions* » qui ne se limite pas à un état des lieux (Chaurand 2017).

Les échanges avec les élus et les acteurs de la planification locale avaient essentiellement pour but de les acculturer et de les sensibiliser aux questions de la prise en compte de la biodiversité dans leurs projets d'aménagement en insistant sur différents aspects, les services écosystémiques par exemple, ou plus spécifiquement les continuités écologiques en ce qui me concerne. En effet, les concepts d'écologie du paysage ne sont pas toujours simples à mobiliser par les acteurs des territoires du fait de leur complexité et des incertitudes liées à la modélisation et/ou au manque de connaissances sur certaines espèces. Ces concepts restent souvent abstraits et sont difficiles à traduire concrètement dans le cadre des documents locaux d'aménagement (Chaurand 2017). Les élus et gestionnaires des territoires ont alors besoin d'outils leur permettant de créer, d'affiner ou de modifier leurs zonages (par exemple zones naturelles, zones à urbaniser) et de savoir où, et comment mettre en place des actions en faveur de la biodiversité.

5.3.2. · CAS D'ÉTUDE 1 : COMMENT PRIORISER L'URBANISATION DANS LES ZONES À URBANISER ?

5.3.2.1. · CONTEXTE DU CAS D'ÉTUDE 1 (OUEST LYONNAIS)

Les élus et acteurs locaux de l'aménagement ont désormais pour la plupart bien conscience de l'impact délétère de certains projets sur les écosystèmes. Mais ils se retrouvent toujours face à un dilemme entre croissance économique de leur territoire et maintien de la biodiversité. Très concrètement, plusieurs élus ont fait part de leur besoin d'ouvrir des zones d'urbanisation résidentielle afin d'attirer des jeunes ménages susceptibles d'inscrire leurs enfants à l'école du village pour éviter les fermetures de classes. D'autres aimeraient développer des zones d'activité économique pour relocaliser certaines activités et favoriser l'emploi sur le territoire. Pour éviter une trop grande fragmentation des habitats écologiques, plusieurs stratégies existent : favoriser l'habitat collectif, limiter le nombre de constructions autorisées dans les documents d'urbanisme réglementaire, ou trouver des leviers d'actions pour faire interdire certains projets. Dans certains cas, une opposition conflictuelle est nécessaire pour limiter les nouveaux projets, et émane souvent des citoyens regroupés en collectifs, parfois soutenus par leurs élus, contre des projets de grands groupes industriels et/ou soutenus par l'État ou les collectivités locales. Les exemples sur le seul territoire français sont nombreux ces dernières années (aéroport de Notre-Dame des Landes, autoroute A45, *center-parc* de Roybon, méga-bassines de Sainte-Soline...) mais force est de constater que sur l'ensemble des projets d'aménagement et d'artificialisation des sols, ces grands projets sont minoritaires mais très médiatisés de par leur envergure et les conflits sociétaux qu'ils génèrent. Au contraire, le grignotage quasi-quotidien d'espaces naturels et agricoles au profit de nouvelles constructions suscite moins d'oppositions alors même que le Ministère de la Transition Écologique et de la cohésion des territoires indique que 20 000 à 30 000 hectares sont artificialisés chaque année et que cette artificialisation augmente presque 4 fois plus vite que la population. De manière encore plus marquée suite aux confinements successifs du début des années 2020, cette artificialisation des sols est en partie due à une envie croissante des ménages de se rapprocher de la nature avec si possible une maison individuelle avec jardin (Boutreux *et al.* 2020 ; Simard 2020). D'un côté, l'État souhaite accélérer les politiques de Zéro Artificialisation Nette (ZAN)⁴⁸ alors que de l'autre, certains élus locaux, surtout dans les communes rurales et périurbaines tentent d'inciter à la construction sur leur territoire, pour répondre aux demandes de leurs actuels ou futurs administrés.

Face au constat que de nouveaux logements sont toujours nécessaires pour répondre à l'augmentation croissante de la population, ma posture scientifique va plutôt dans le sens de l'optimisation de la localisation des nouvelles zones résidentielles plutôt que de chercher à tout prix à les endiguer. Dans mes travaux de thèse, j'ai cherché à comparer plusieurs scénarios de développement résidentiel dans la région bisontine selon leurs impacts potentiels sur les réseaux écologiques de plusieurs espèces animales (Bourgeois 2015 ; Tannier *et al.* 2016a ; Bourgeois *et al.* 2018). En France, d'autres études ont également cherché à modéliser les impacts de scénarios d'urbanisation sur la connectivité écologique comme à Toulouse (Tarabon *et al.* 2020) ou à Bordeaux (Sahraoui *et al.* 2021). Ces scénarios ont tous un point commun : ils proposent

⁴⁸ Au moment où j'écris ces lignes (juin 2023), une proposition de loi proposée par le Parlement est examinée et vise à faciliter la mise en œuvre des objectifs de Zéro Artificialisation Nette.

des zones à urbaniser selon les scénarios les « moins pires » au regard de certains critères, par exemple l'impact sur la connectivité écologique d'une espèce, ou de plusieurs groupes d'espèces parfois combinés. Au départ, des zones non urbanisables sont définies (surfaces en eau, fortes pentes, zonages de protection...) et par défaut, l'ensemble du paysage restant reste potentiellement urbanisable. Ces scénarios peuvent aider à guider l'élaboration de zonages de planification. Mais le transfert de connaissances entre les sphères scientifiques et opérationnelles reste difficile dans ce domaine et les recommandations formulées par les scientifiques sont souvent méconnues, ou rarement entendues (Vimal *et al.* 2012a ; Gippoliti et Battisti 2017).

Suite aux échanges mentionnés plus haut avec le SCOT de l'agglomération bisontine, j'ai pu constater que sur de nombreux territoires, les élus étaient contraints par leurs zonages réglementaires, dès lors que les PLU(i) étaient approuvés. Au lieu de travailler sur des scénarios d'urbanisation dans des zones qui ne seraient pas forcément ouvertes à l'urbanisation, j'ai choisi de me concentrer sur les zonages existants, à savoir les zones AU (à urbaniser) des PLU. Il s'agit de montrer comment il est possible de prioriser l'urbanisation dans des zones dédiées à cet effet, au regard de critères écologiques. En d'autres termes, évaluer l'importance des zones AU en termes de connectivité des habitats des espèces pour prioriser l'urbanisation dans celles-ci. Ce travail n'a pas encore été valorisé par une publication scientifique hormis une communication dans un colloque (Bourgeois 2022).

5.3.2.2. · DONNÉES MOBILISÉES

Pour ce travail, j'ai utilisé sur des données existantes collectées dans le cadre du projet ECOMOLY. En premier lieu, la carte d'occupation du sol utilisée est la même que pour le projet et couvre une zone d'étude d'environ 60 km de côté dans l'ouest Lyonnais, englobant l'ouest lyonnais, Saint-Étienne et le projet d'autoroute A45 (figure 5.12). Les zones AU des PLU ont été collectées sur le Géoportail de l'Urbanisme, mais la zone d'étude comportait de nombreuses lacunes. Il a alors fallu chercher les PLU de chaque commune de la zone, en passant le plus souvent par les intercommunalités et parfois par les bureaux d'étude en charge de l'élaboration des PLU(i). Pour les données manquantes, des stagiaires⁴⁹ m'ont aidé à collecter individuellement les données manquantes par de nombreux échanges téléphoniques et/ou par mails. Malgré cette recherche systématique, il n'a pas été possible d'obtenir les zones AU pour 48 communes sur les 314 de la zone d'étude soit 15 %. Des traitements géomatiques ont permis d'estimer les potentielles zones AU de ces communes afin d'obtenir une base de données complète.

5.3.2.3. · SIMULATION DE L'URBANISATION À L'HORIZON 2030

La première partie de la méthodologie avait pour objectif de simuler l'urbanisation dans les zones AU, à l'aide d'un modèle de simulation, pour obtenir une spatialisation et une quantification réaliste des logements à construire à l'horizon 2030. Pour ce faire, nous avons collecté et consulté tous les Documents d'Orientation et d'Objectifs (DOO) des SCOTs concernés (Piot 2020). Ces documents présentaient tous des objectifs en termes de logements à l'horizon 2030 mais il fut parfois difficile de les harmoniser. En effet, certains indiquaient précisément un nombre de logements à atteindre par commune ou par profil de communes alors que certains donnaient des objectifs plus flous, à l'échelle des EPCI par exemple. Faute de mieux, le nombre de logements à atteindre a dans ce cas été ventilé en fonction de l'état actuel. Nous obtenons au final un tableau indiquant pour

⁴⁹ Gérémine Girard, Raphaëlle Cano et Pauline Piot.

chaque commune le nombre de logements à construire à l'horizon 2030 en détaillant le nombre de logements individuels et collectifs attendus.

Nous avons ensuite utilisé le module « Développement Résidentiel » (ResDev) de l'outil MobiSim (Tannier *et al.* 2016b) qui permet de simuler l'urbanisation dans chaque commune avec pour paramètres d'entrée le nombre de logements total à construire dans la zone, la répartition des logements par commune, la répartition individuel/collectif et un zonage sous forme raster pour spatialiser le développement résidentiel (figure 5.13).

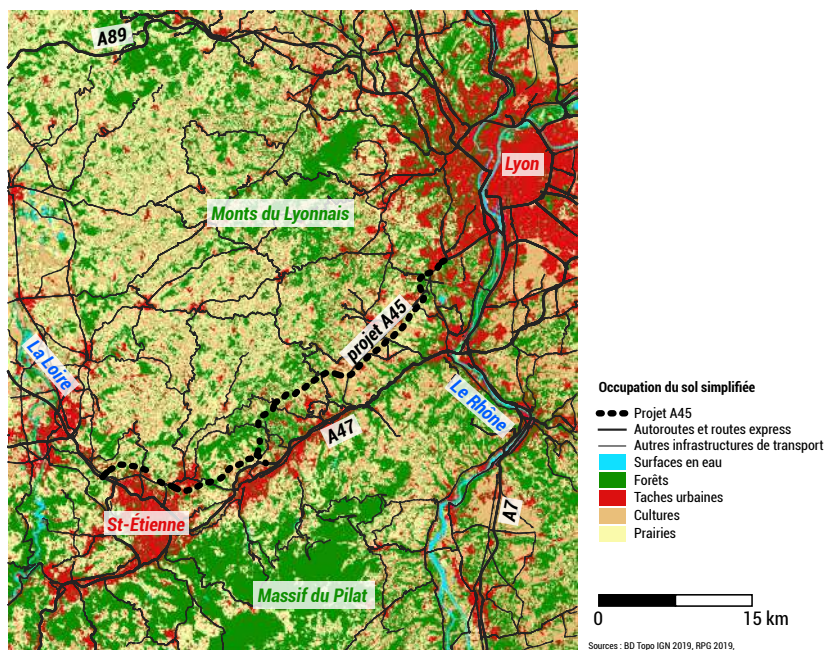


Figure 5.12. - Zone d'étude du cas d'application 1 (ouest lyonnais).

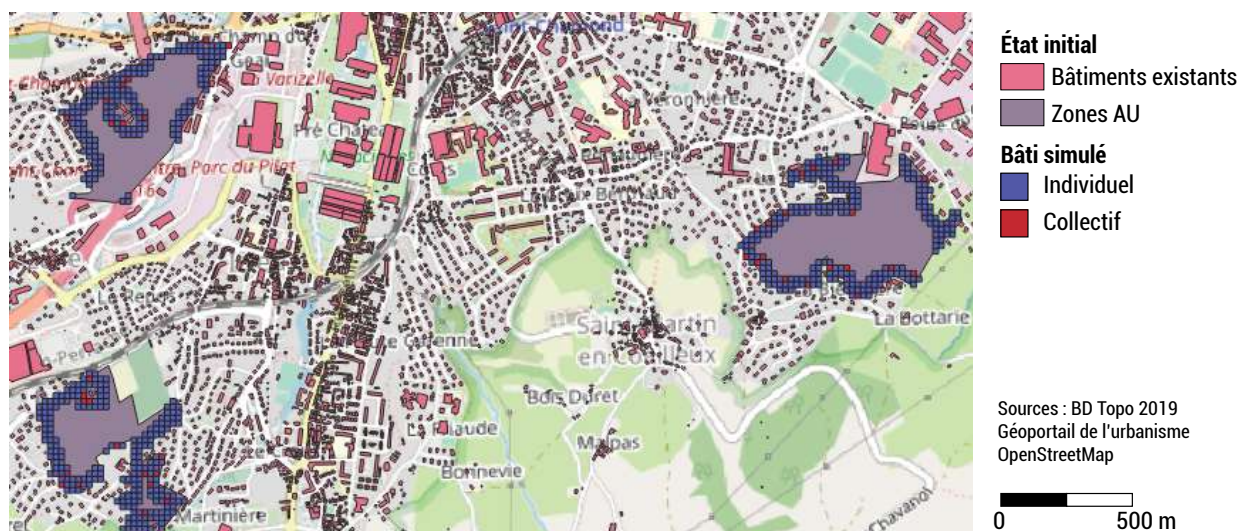


Figure 5.13. - Simulation des bâtiments résidentiels (individuels et collectifs) dans les zones AU de la commune de Saint-Chamond (42), selon les préconisations du SCOT Sud Loire. Le modèle a été paramétré pour simuler l'urbanisation la quantité d'urbanisation dans chaque commune d'abord dans les zones AU, puis ensuite à proximité du bâti existant. La taille d'une cellule est de 400 m² ce qui correspond environ à la taille moyenne d'une nouvelle parcelle de maison individuelle (340 m²). Outil : Mobisim ResDev développé par Gilles Vuidel (Tannier *et al.* 2016b).

5.3.2.4. MODÉLISATION DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES POUR LE SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE

La deuxième partie de la méthodologie concerne le volet écologique. Selon les profils d'espèces identifiés dans Bourgeois et Sahraoui (2020) sur une zone d'étude plus petite, mais incluse totalement dans la zone d'étude de ce travail, j'ai simplifié l'approche multi-espèces à l'extrême en retenant 4 groupes d'espèces, deux espèces terrestres, deux espèces volantes et deux types de milieux (forestiers et ouverts).

Pour chacun de ces groupes d'espèces, des valeurs de coûts ont été attribuées à chaque classe d'occupation du sol. Pour le scénario d'urbanisation réaliste, dit « scénario de référence », un graphe paysager a été réalisé à l'état initial, puis après ajout des nouvelles zones urbanisées, pour chaque groupe d'espèces. La métrique *EC* a été calculée à l'aide de chaque graphe et permet d'évaluer le taux de variation de la métrique entre l'état initial et le scénario de référence en 2030 pour les quatre groupes.

Partant du principe que toutes les zones AU avaient vocation à être urbanisées, j'ai aussi testé un scénario « béton » dans lequel toutes les zones AU sont remplacées par la classe d'occupation du sol associée au bâti. Ce scénario est moins réaliste, mais permet de montrer l'impact maximum théorique sur la connectivité écologique si les PLU(i) n'étaient pas révisés pendant plusieurs années.

5.3.2.5. ÉVALUATION DE LA CONTRIBUTION DE CHAQUE ZONE AU À LA CONNECTIVITÉ ÉCOLOGIQUE

Les deux scénarios précédents sont intéressants à tester puisqu'ils sont représentatifs d'une politique de « laisser-faire » dans laquelle on conserve les zonages existants et l'on urbanise sans chercher à prendre en compte la préservation des continuités écologiques. Pourtant, la logique de zonage dans les documents d'urbanisme est souvent considérée comme un modèle urbanistique ségréatif et mono-fonctionnel (Cormier et Carcaud 2009) et rend de fait difficile l'appréhension des processus écologiques dynamiques et diffus sur les territoires puisqu'elle néglige la question des fonctionnalités écologiques (Chaurand *et al.* 2019). Dans les deux scénarios suivants, je cherche à montrer quelle pourrait être l'influence d'une politique de planification cherchant à prioriser l'urbanisation dans les zones AU en fonction de la connectivité des habitats des quatre profils d'espèces. Ce type de planification pourrait permettre d'intégrer la connectivité des habitats, processus fonctionnel, dans des zonages dont la forme géométrique contrainte permet difficilement d'intégrer a priori ce type de dynamiques.

Pour mettre en place cette méthode, j'ai calculé la métrique *EC* en urbanisant une à une les 1409 zones AU. Par rapport à l'état initial, on obtient ainsi une perte de connectivité globale pour l'ensemble de la zone d'étude, pour chaque zone AU. Les impacts potentiels sont souvent très faibles puisque le changement d'occupation du sol ne peut concerner que quelques ares et au maximum quelques hectares sur une zone de 3600 km². Mais cette méthode permet néanmoins de hiérarchiser toutes les zones entre elles et de montrer lesquelles sont les plus importantes pour le maintien de la connectivité écologique, pour chacun des groupes d'espèces étudiés. Dans certains cas, l'impact potentiel d'une zone AU sur la connectivité globale est totalement nul. C'est le cas lorsque la zone ne se situe ni sur une tache d'habitat, ni sur un chemin de moindre coût. Dans ce cas, les zones ont été départagées en fonction de leur distance à une tache d'habitat ou à un chemin de moindre coût,

partant du principe que plus la tâche est proche de l'un ou l'autre de ces éléments, plus le risque de perturbation est élevé pour la continuité écologique en question.

Pour chaque groupe d'espèces, un classement des zones AU est donc établi en fonction de leur impact sur la connectivité. Pour représenter une logique de priorisation de l'urbanisation en fonction des zones AU, j'ai simulé le scénario « vert-tueux », qui comprend le même nombre de logements par commune que dans le scénario de référence, mais en urbanisant d'abord dans les zones où l'impact sur la connectivité écologique est potentiellement le plus faible. Pour prendre en compte l'aspect multi-espèces, le classement de chaque zone est la moyenne des classements des quatre groupes d'espèces. Comme dans le scénario de référence, c'est la distance aux bâtiments qui permet de départager les pixels à urbaniser au sein de ces zones. À l'inverse, j'ai aussi réalisé un quatrième scénario, nommé « kill-connect ». Comme son nom l'indique, je priorise l'urbanisation dans les zones où la connectivité des habitats des quatre profils d'espèces est censée être la plus élevée. Ce scénario n'est pas forcément réaliste, mais il est celui qui montre quel serait le pire impact possible sur la connectivité écologique, en respectant les nombres de logements préconisés, contrairement au scénario « béton » qui s'en affranchit.

5.3.2.6. LA DIFFICILE ADÉQUATION ENTRE LES DOCUMENTS DE PLANIFICATION

Dans le cadre de l'élaboration des SRCE, plusieurs travaux ont montré leur méthodologie de construction différentes entre régions, et les difficultés d'assemblage lorsqu'il s'agissait de travailler à des échelles supra-régionales ou nationales (Sordello *et al.* 2017 ; Clauzel et Bonneville 2019 ; Billon *et al.* 2020). En travaillant à une échelle locale, au sein de la même région Auvergne-Rhône Alpes, nous nous sommes aperçus, lors de la phase préliminaire de ce travail (Piot 2020) que les mêmes problématiques émergeaient au niveau local. Les SCOTs ne donnent pas des objectifs harmonisés en termes de logements. Bien qu'il soit compréhensible que les logiques politiques soient différentes d'un territoire à un autre, il est plutôt étonnant de constater qu'il y a autant de méthodologies d'élaborations de SCOTs que de SCOTs comme pour les TVB régionales. Mais au final ce qui ressort le plus des résultats est parfois l'incompatibilité entre les documents de planification. Les PLU(i) sont censés respecter les préconisations plus globales des SCOTs, or ce n'est pas forcément le cas. En effet, parfois le nombre de logements à construire excède largement la surface ouverte à l'urbanisation dans les zones AU, même en prenant en compte le fait que certains bâtiments puissent être collectifs⁵⁰ (figure 5.14). À l'inverse, certains territoires ont des surfaces de zones à urbaniser bien plus importantes que le nombre de logements qui sont censés être construits. Sur l'ensemble de la zone d'étude, le premier cas de figure est plus fréquent puisque notre modèle ne parvient pas à ajouter le nombre de logements requis dans toutes les zones AU. Il est à noter que les logements qui ne peuvent pas être construits sur une commune donnée ne sont pas reportés sur une autre. Dans ce cas, tous les logements prévus auraient trouvé leur place, mais le principe de respect des préconisations des SCOTs en matière de logements n'aurait alors pas été respecté.

⁵⁰ Ce phénomène est également dû au fait que l'on ne considère que les nouvelles constructions, et donc pas les nouveaux logements qui pourraient remplacer des logements vacants, ou être créés par du renouvellement urbain (destruction de friches industrielles par exemple). Ces cas sont néanmoins minoritaires dans la zone d'étude et ne concernent souvent que les grandes agglomérations comme Lyon et Saint-Étienne.

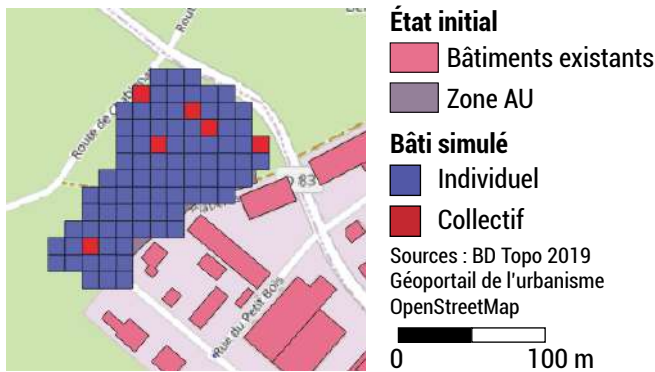


Figure 5.14. - Exemple d'une saturation d'une zone AU dans la commune de Mornant (69). Dans ce cas, le nombre de logements préconisés dans les SCOT est supérieur à la place allouée actuellement dans les zones AU.

5.3.2.7. - DES IMPACTS FAIBLES MAIS DIFFÉRENCIÉS

Les résultats obtenus suite à ce travail sont similaires à ceux obtenus dans mes travaux de thèse puisque les impacts globaux sur la connectivité des habitats des espèces cibles est faible (figure 5.15). En effet, au maximum la perte de connectivité globale est de -1,43 % pour le profil 4, dans le scénario « béton » où toutes les zones AU sont urbanisées. L'impact le plus fort pour le scénario de référence, censé être le plus réaliste est -0,44 % pour le profil 4. Par contre, au-delà des valeurs brutes, il est intéressant de noter que le scénario « vert-tueux », qui est censé préserver la connectivité, a des impacts au moins deux fois moins faibles que le scénario « kill-connect ». Les taux de variation oscillant autour de 1 % peuvent paraître faibles mais ne sont finalement pas négligeables puisque si l'on se base sur 10 ans, voir 20 pour obtenir un remplissage total des zones AU, ce pourcentage appliqué à l'échelle française causerait la perte tous les 10-20 ans de plus d'un département français (1/100) au détriment de l'urbanisation. De plus, il n'est pas possible de connaître le réel impact d'une perte de connectivité de 1% sur le maintien de certaines espèces. Pour certaines espèces abondantes avec une bonne capacité d'adaptation, ce taux sera doute négligeable mais pour d'autres il est pourrait être critique pour le maintien des populations. Le manque de connaissance concernant le point de bascule en termes de connectivité des habitats et de maintien des populations (*tipping-point*) invite à la prudence sur les résultats issus de l'interprétation de ces modèles (Gonzalez *et al.* 2017 ; Miller-Rushing *et al.* 2019).

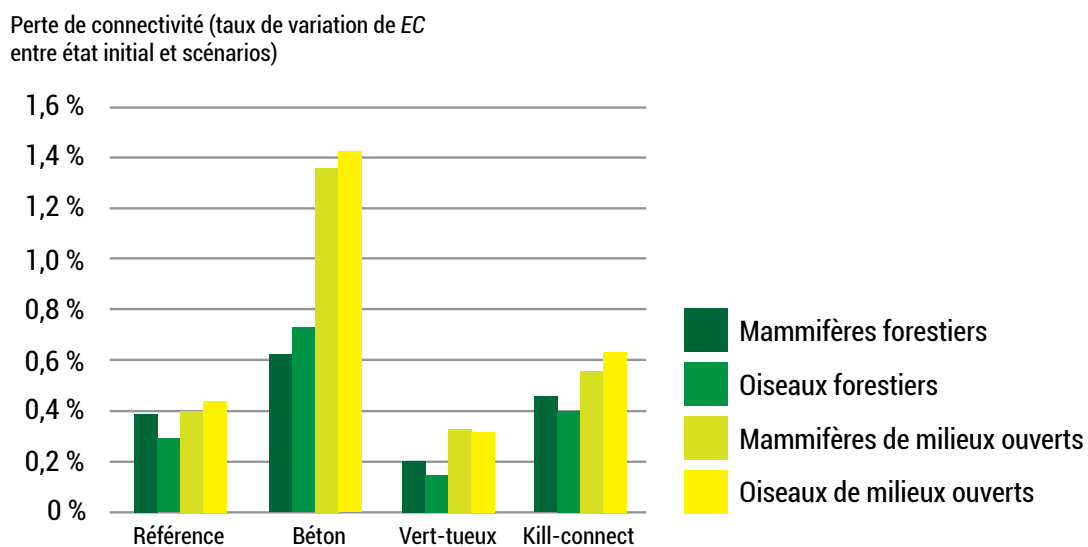


Figure 5.15. - Résultats des impacts écologiques potentiels de chaque scénario d'urbanisation pour les quatre groupes d'espèces étudiés dans l'ouest lyonnais.

5.3.2.8. COMMENT INTÉGRER LES RÉSULTATS DANS LA PLANIFICATION URBAINE ?

En tout état de cause, le plus important à retenir de ce travail exploratoire est la proposition d'une méthodologie permettant de prioriser les zones à urbaniser selon un critère donné, ici la connectivité écologique. La possibilité pour les élus et gestionnaires d'avoir accès à ce type d'information permettrait sans doute de mieux prioriser les aménagements et d'orienter la planification dans une direction la plus respectueuse possible du maintien des continuités écologiques (figure 5.16). L'idéal serait bien entendu d'anticiper encore plus ces aménagements en construisant les PLU à partir de ces informations (encadré 5.2).

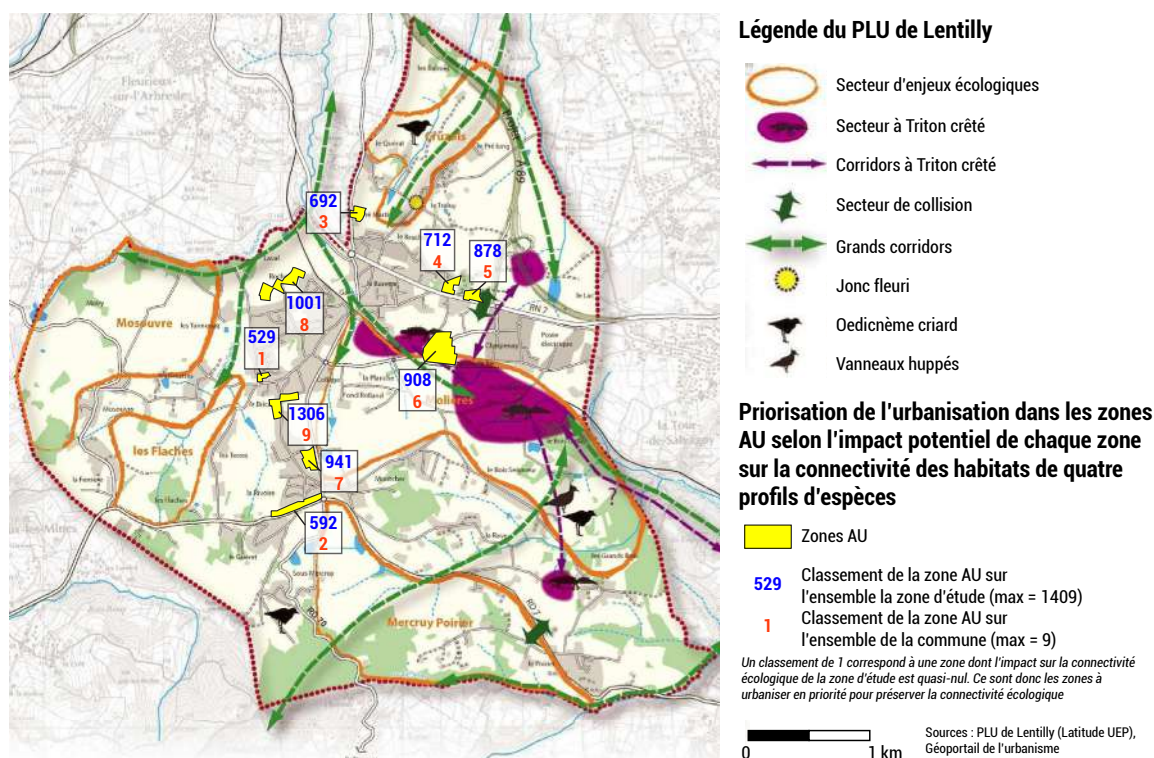


Figure 5.16. - Exemple de superposition d'une carte issue du PLU de Lentilly (69) (enjeux écologiques) avec les zones AU pondérées issues des résultats de modélisation de l'urbanisation et des réseaux écologiques. Les classements constituent le classement moyen de chaque groupe d'espèces. Les zones les plus hautes dans le classement seraient en théorie à urbaniser en priorité puisque leur impact sur la métrique de connectivité globale EC est plus faible que pour les autres.

Ce cas d'étude se veut illustratif de la manière dont certains résultats issus de la recherche scientifique pourraient être retranscrits et utilisés dans le cadre de la planification urbaine. Mais pour cela, les documents d'urbanisme doivent être en bonne adéquation avec les documents de planification plus globaux (SCOT, SRADDET) et les compétences scientifiques doivent être expliquées et transférées vers les sphères opérationnelles et décisionnelles. En complément de ces modèles, des validations de terrain sont nécessaires pour envisager un véritable processus de recherche-action (Beier *et al.* 2008 ; Cushman *et al.* 2013). Ainsi, un travail à une échelle communale rend possible la collecte de données faune-flore et des inventaires sur des espèces particulières pour compléter les résultats issus de la modélisation ou des cartographies plus globales, parfois biaisées par des informations non visibles sur les photos aériennes en 2D, ou par des dates d'acquisition de données trop anciennes (Amsallem et Dehouck 2018).

Encadré 5.2. - Le rétrozonage dans les PLU(i)

Ce cas d'étude se focalise sur les zones à urbaniser planifiées actuellement dans les documents d'urbanisme. Mais à l'échelle temporelle de la simulation effectuée (2020-2030), il est évident que certains zonages ne sont pas gravés dans le marbre. De nouvelles zones à urbaniser seront sans doute créées dans la révision des PLU(i) de certaines communes ou intercommunalités, permettant de répondre au manque de place pour loger le nombre de personnes attendues dans les projections des SCOTs. Inversement, une nouvelle logique apparaît peu à peu dans certains territoires : le rétrozonage. Contrairement à ce qui a été réalisé jusqu'alors où l'on observe généralement une augmentation des surfaces ouvertes à l'urbanisation, certaines collectivités comme la Métropole de Lyon retirent des zones à urbaniser dans leur PLU(i), ce qui est une des solutions les plus efficaces pour parvenir aux objectifs de « Zéro Artificialisation Nette » et ainsi reconsidérer la pertinence de certaines zones AU qui se situeraient par exemple dans des zones d'intérêt majeur pour la biodiversité. Cette politique du rétrozonage permet de favoriser une inversion du regard sur l'aménagement, en considérant d'abord les enjeux écologiques avant d'envisager les projets économiques pour mettre en place ces deux politiques de territorialisation conjointement en intégrant les concepts d'écologie du paysage dans la planification (Chaurand *et al.* 2019). Enfin, il est possible de prendre en compte les fonctionnalités écologiques en dépassant la logique stricte du zonage dans les PLU(i) à travers des outils tels que les Orientations d'Aménagement et de Programmation (OAP) (Debray 2016). La logique des OAP permet aux collectivités d'ajuster les enjeux de leurs territoires pour guider un urbanisme écologique, sous forme d'incitation plutôt que de contrainte. Ces OAP peuvent concrètement se traduire par des applications prenant en compte les concepts d'écologie du paysage en incitant par exemple à la perméabilité des clôtures, l'optimisation du pourcentage de la superficie d'espaces verts ou le maintien des fonctionnalités écologiques (Chaurand *et al.* 2019).

5.3.3. - CAS D'ÉTUDE 2 : COMMENT PRIORISER LA VÉGÉTALISATION DES ESPACES VERTS DES HABITATS COLLECTIFS ?

Cette section reprend dans les grandes lignes une partie de la méthodologie et des résultats soumis récemment dans *Urban Forestry and Urban Greening* (Bourgeois *et al.*, en révision). Il a été réalisé dans le cadre du projet COLLECTIFS mais ne mobilise pas les données de biodiversité collectées sur les sites d'étude.

5.3.3.1. - POURQUOI ÉTUDIER LES ESPACES VERTS DES HABITATS COLLECTIFS ?

Les espaces verts urbains sont essentiels pour maintenir et restaurer la connectivité des habitats dans les villes (Beninde *et al.* 2015 ; Fahrig 2019 ; Ribeiro *et al.* 2022). Malgré des études approfondies sur la contribution à la connectivité de différents types d'espaces verts urbains (3.1.5), la contribution spécifique des Espaces Verts situés dans les parcelles d'Habitat⁵¹ Collectif (EVHC) n'a pas encore été étudiée spécifiquement. L'estimation de cette contribution est cruciale étant donné les multiples rôles que remplissent ces espaces verts dans la planification urbaine. Au-delà des surfaces importantes que les EVHC ajoutent à la surface de végétation globale de certains quartiers ou villes (Bellec 2018), ces espaces verts ont une situation stratégique dans l'espace urbain en produisant des services écosystémiques directement à proximité du lieu de résidence

⁵¹ Dans cette section, le terme « habitat » est utilisé plusieurs fois avec un sens différent : les « habitats collectifs » concernent les populations humaines, et correspondent à des logements alors que les « habitats » ou « habitats écologiques » correspondent aux espèces animales. Par exemple, l'habitat de l'écureuil roux est constitué par les grands arbres.

des habitants. Dans les villes européennes, les habitats collectifs sont de plus en plus importants à mesure que l'on se rapproche du cœur des villes. Les espaces verts, eux, sont plus abondants en dehors des cœurs urbains historiques. Le plus souvent, les espaces verts des habitats collectifs sont ainsi plus abondants à l'interface entre centre-ville et banlieue. Dans ces espaces très contraints spatialement, ils peuvent entrer en conflits avec les autres usages du sol non végétalisés comme des parkings automobiles, aires de jeux artificialisées, accès de secours... En complément, la forte densité de population à l'intérieur et à proximité de ces parcelles renforce l'importance sociale de ces espaces verts, bien que ces usages peuvent induire dans certains cas une pression sur la biodiversité locale. Nous formulons l'hypothèse que la taille et la distribution des parcelles d'habitat collectif dans la matrice urbaine leur confère une importance stratégique pour la connectivité, mais que la faible qualité environnementale de leur aménagement (artificialisation, diversité, composition et configuration paysagère) limite grandement leur connectivité qui est loin de son potentiel maximal. La renaturation de ces espaces pourrait ainsi permettre un gain considérable de connectivité globale sur l'ensemble du territoire. L'identification de la contribution de ces espaces verts des habitats collectifs à la connectivité globale et par extension à la biodiversité urbaine est donc un enjeu stratégique important pour guider des politiques d'aménagement urbain et paysager durables.

Ce cas d'étude vise à démontrer la contribution stratégique des espaces verts situés dans les parcelles des habitats collectifs à la connectivité des réseaux d'habitats de plusieurs espèces animales. Pour ce faire, nous avons modélisé les réseaux écologiques à l'aide de graphes paysagers. Nous avons ici évalué la connectivité des habitats pour quatre taxons animaux présentant des traits fonctionnels distincts à l'échelle de la métropole de Lyon. Ensuite, nous avons testé l'impact de cinq scénarios de changement d'occupation du sol dans les parcelles des habitats collectifs. Enfin, nous avons identifié les sites qui amélioreraient le mieux la connectivité globale à l'échelle métropolitaine dans une perspective d'action stratégique.

5.3.3.2. SÉLECTION DES ESPÈCES FOCALES ET DÉFINITION DES SCÉNARIOS DE CHANGEMENTS D'OCCUPATION DU SOL

La carte d'occupation du sol utilisée pour la métropole de Lyon a une résolution de 1 mètre et comprend 35 classes, donc cinq qui distinguent différentes hauteurs de végétation (voir 3.2.1 et figure 3.16). Pour guider des stratégies de planification urbaine et de conservation de la biodiversité, il est préférable d'adopter une approche multi-espèces (Lechner *et al.* 2017 ; Albert et Chaurand 2018). Nous nous sommes focalisés ici sur 4 taxons « tolérants à la ville » (*urban-tolerant*) capables de vivre dans des environnements urbains et suburbains : le hérisson européen (*Erinaceus europaeus*), l'écureuil roux (*Sciurus vulgaris*), les passereaux (avec un habitat forestier) et les papillons de nuit (avec un habitat dans les milieux ouverts)

Nous avons modélisé l'état initial de l'occupation du sol et cinq scénarios différents de changement de l'occupation du sol affectant les 20 978 parcelles des habitats collectifs (figure 5.17). Deux de ces scénarios correspondent à des états de référence (S1 et S2) avec la connectivité théorique maximale et minimale qui pourrait être atteinte pour chaque taxon dans la zone d'étude. Les objectifs de ces changements simulés de l'occupation du sol étaient (i) de cartographier et de quantifier les variations de connectivité de l'habitat pour chaque scénario et taxon, (ii) d'aborder le dilemme

entre l'amélioration de la qualité des espaces verts existants ou l'extension de leur quantité avec une qualité sous-optimale, (iii) de contextualiser et d'encadrer les gains théoriques de connectivité entre le minimum et le maximum théoriques, et (iv) de montrer la contribution d'espaces verts spécifiques à la connectivité des habitats.

Pour l'état initial et pour chacun des scénarios et pour chaque taxon, des graphes paysagers ont été modélisés à l'aide de Graphab. Cette modélisation a permis le calcul de métriques de connectivité globale pour chaque projet (*EC*) et des métriques de connectivité locale (*IF*) pouvant être spatialisées au niveau des taches d'habitat, ou agrégées à la parcelle.

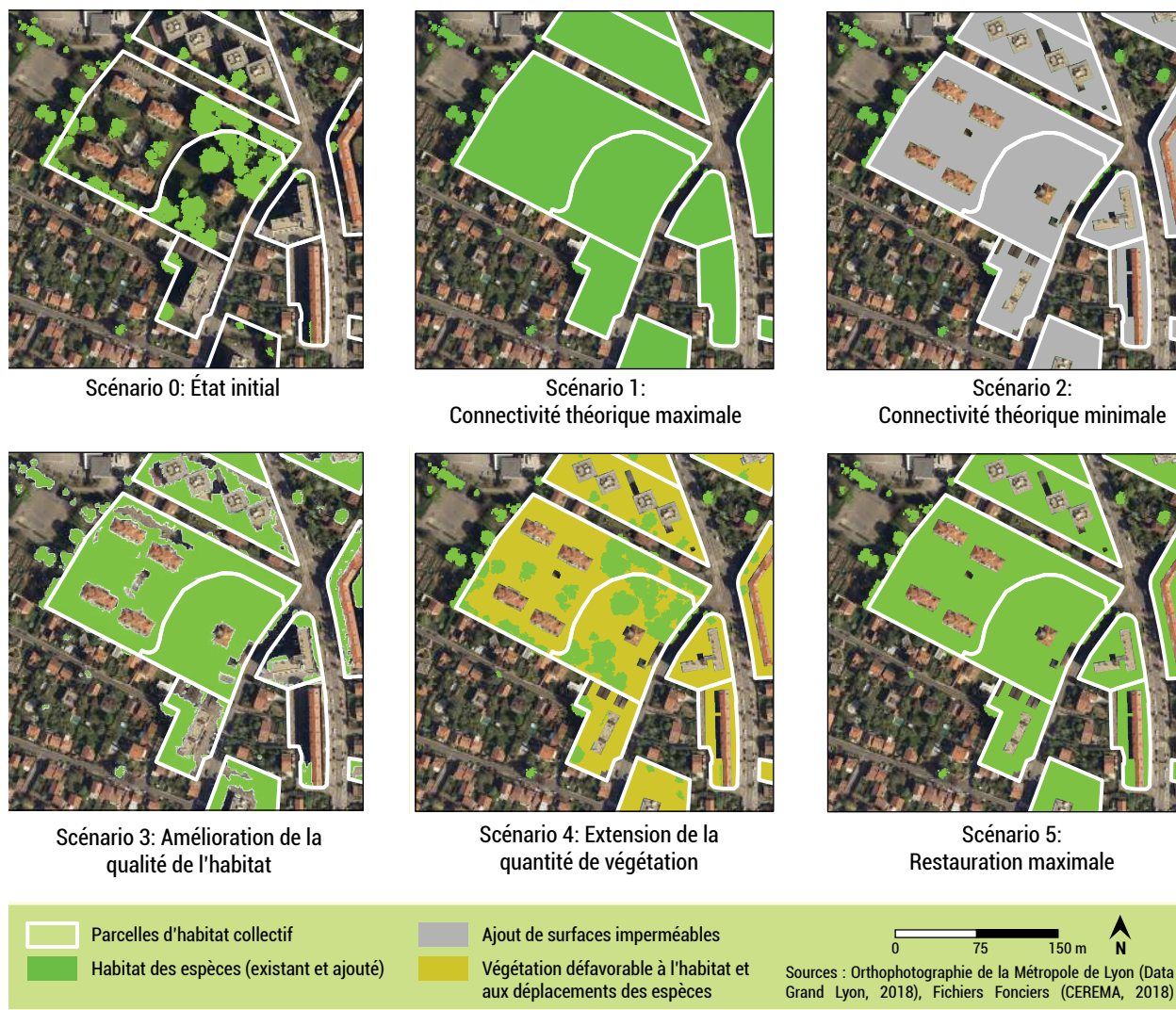


Figure 5.17. - Illustration des scénarios de changements d'occupation du sol dans quelques parcelles d'habitat collectif de la métropole de Lyon (Quartier Saint Irénée, Lyon 5^{ème} arrondissement). Les détails des scénarios sont présentés dans Bourgeois et al., (en révision).

5.3.3.3. RÉSULTATS À L'ÉCHELLE GLOBALE

Dans le scénario 1 (connectivité théorique maximale), toutes les parcelles d'habitat collectif ont été remplacées par des habitats favorables à chaque taxon, ce qui a augmenté la superficie des taches d'habitat pour tous les taxons (jusqu'à deux fois la superficie initiale pour l'écureuil roux). Cependant, pour tous les taxons, le gain de connectivité a été inférieur au gain de surface d'habitat (figure 5.18). La différence dans les augmentations relatives est plus importante pour les espèces terrestres que pour les espèces volantes. Les mêmes tendances de gain de connectivité ont été observées pour le scénario 5 (restauration maximale) et, dans une moindre mesure, pour le scénario 3 (amélioration de la qualité de l'habitat). Le scénario 4 (amélioration de la quantité d'espaces verts de qualité sous-optimale), qui n'a pas modifié la superficie de l'habitat mais a augmenté la quantité globale de végétation, n'a que légèrement augmenté la connectivité pour les passereaux, mais l'a diminuée pour les autres taxons. Dans le scénario 2 (connectivité théorique minimale), où toutes les parcelles des habitats collectifs ont été transformées en surfaces imperméables, le taux de perte de connectivité était supérieur à la perte d'habitat pour le hérisson et les passereaux et légèrement inférieur pour l'écureuil et les papillons de nuit. Tous ces résultats montrent que les changements entre la quantité d'habitat et la valeur de *EC*, qui dépendent principalement des distances de dispersion des taxons et des changements de la matrice urbaine, ne sont pas toujours fortement corrélés (figure 5.18). Ils permettent de justifier l'intérêt de l'utilisation de métriques de connectivité fonctionnelle plutôt que de s'intéresser uniquement à des métriques structurelles telles que la perte quantitative d'habitat.

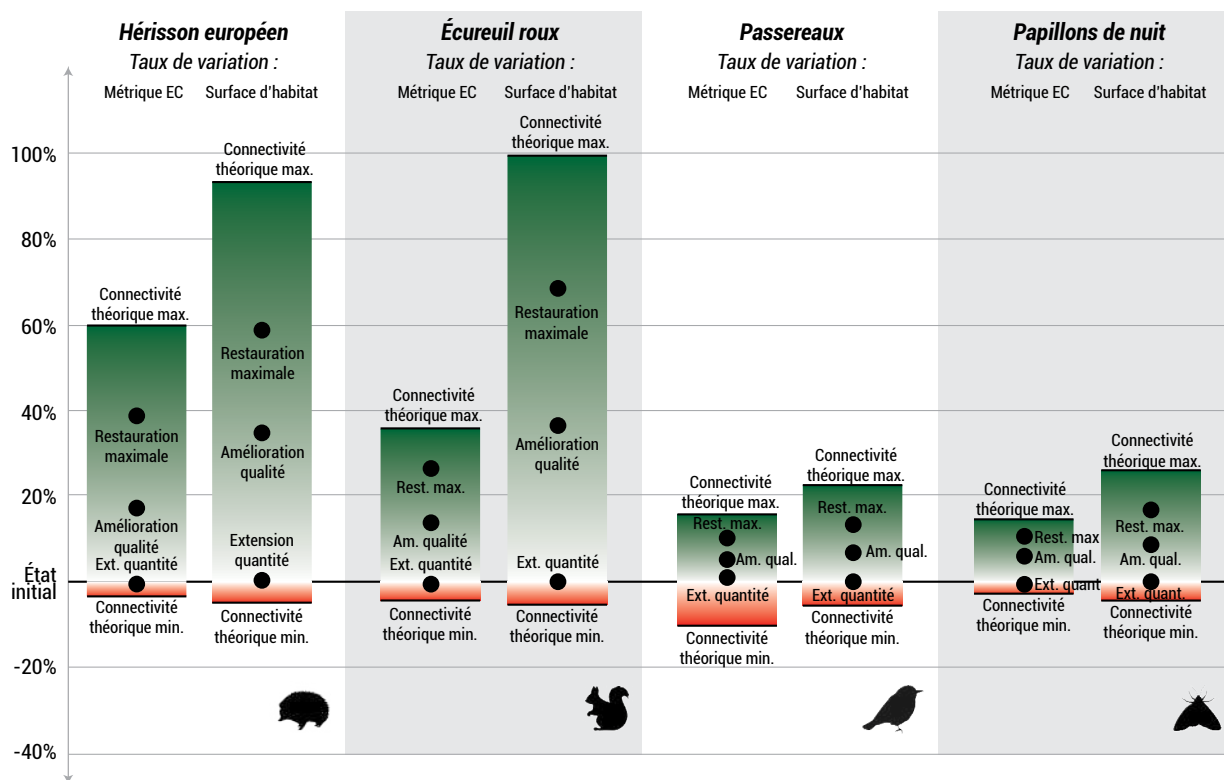


Figure 5.18. - Résultats des scénarios de changements d'occupation du sol dans les parcelles d'habitat collectif en termes de variation de la métrique *EC* et de surface d'habitat pour les quatre taxons sélectionnés.

Pour résumer, les différentes évolutions des valeurs de connectivité globale obtenues pour ces cinq scénarios par rapport à l'état initial ont montré que :

- La végétation des parcelles des habitats collectifs est importante pour la connectivité globale du réseau. Si elles sont toutes supprimées, il y a une perte de 4 à 5 % de la connectivité globale pour tous les taxons étudiés.

- Le reverdissement de ces parcelles pourrait entraîner d'importants gains potentiels de connectivité, en fonction de la stratégie adoptée (de 6 % à 100 % de gains).

- Le reverdissement des parcelles sans ajout de taches d'habitat n'améliore pas la connectivité.

5.3.3.4. RÉSULTATS À L'ÉCHELLE LOCALE

Pour les quatre taxons, les valeurs de *IF* étaient plus élevées dans la partie ouest de la zone d'étude, plus boisée, à l'état initial (figure 5.19). Malgré les différences entre les quatre taxons, l'ajout de taches d'habitat dans les quartiers déjà initialement plus verts a permis un flux de connectivité potentiel plus élevé que les ajouts affectant les quartiers les plus urbanisés (figure 5.20). Néanmoins, le flux de connectivité ne s'explique pas uniquement par la position dans le gradient urbain-rural, car il subsiste une variabilité dans les gains de connectivité au sein des quartiers (par exemple dans l'est lyonnais). Le gain de la métrique *IF* est spatialement différencié en fonction des taxons étudiés et montre des patrons spatiaux différents. Par exemple, la figure 5.20 suggère que les opérations de végétalisation pourraient être légèrement plus efficaces dans le centre-ville (entre le Rhône et la Saône) pour le hérisson que pour l'écureuil.

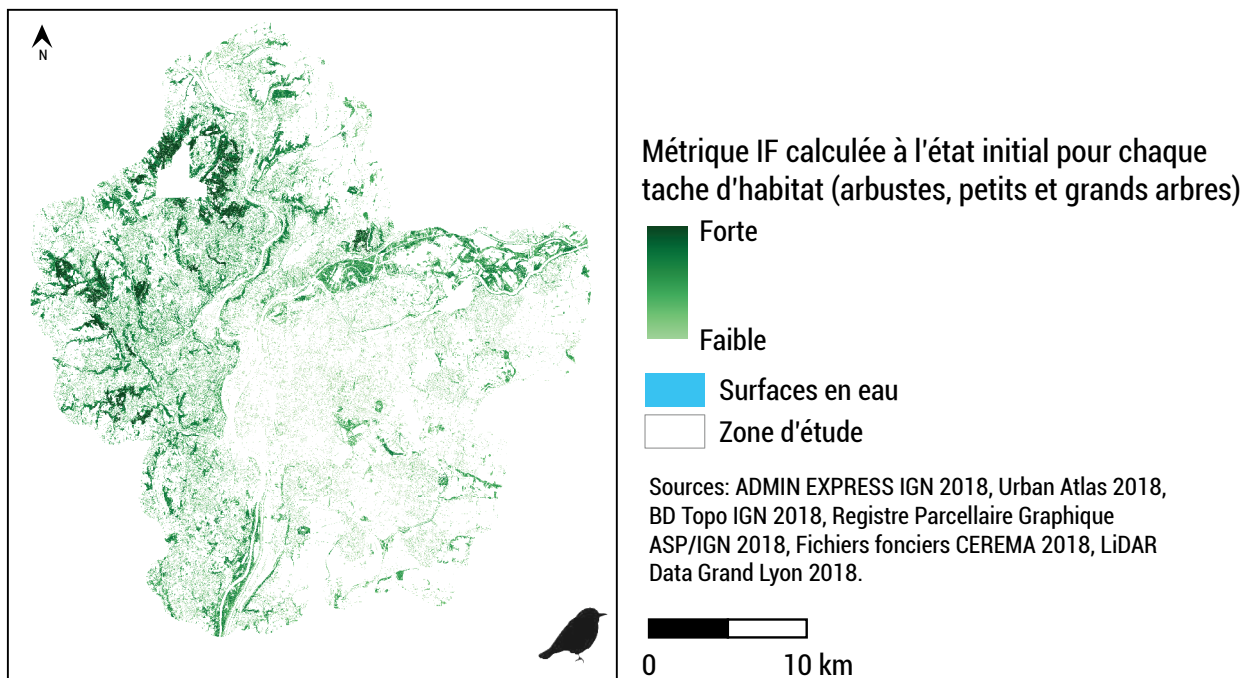
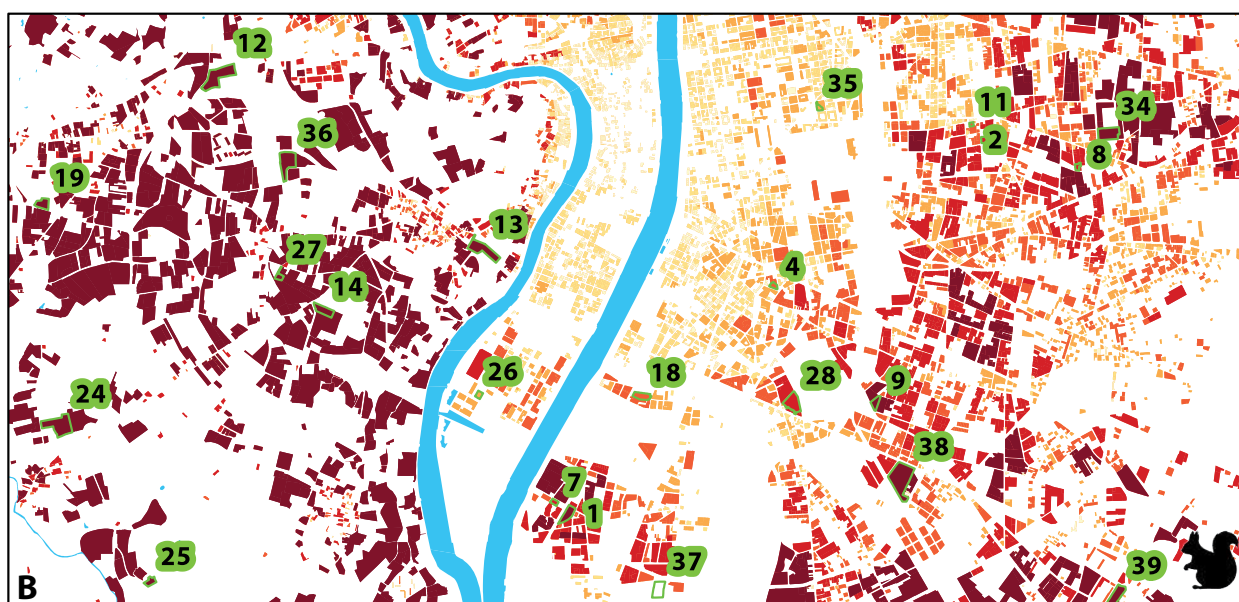
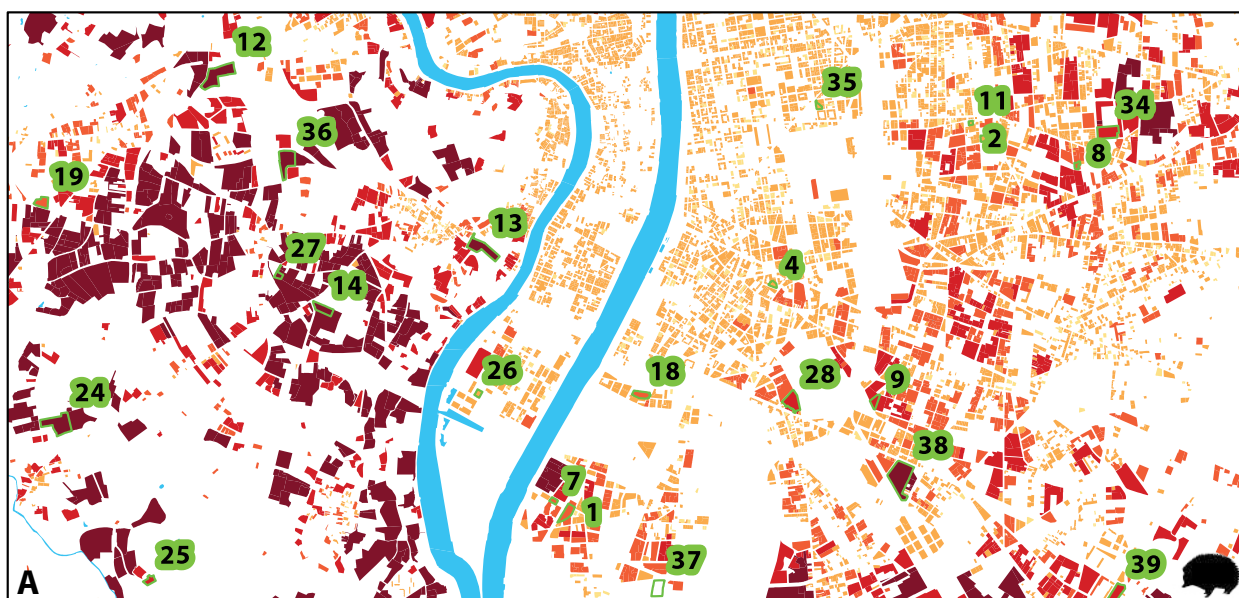


Figure 5.19. - Spatialisation de la métrique *IF* dans les taches d'habitat potentiels des passereaux forestiers à l'échelle de la métropole de Lyon. La zone blanche au nord-ouest correspond à la base militaire du Mont Verdun où les données d'occupation du sol haute résolution ne sont pas disponibles.



Taux de variation de la métrique IF par parcelle d'habitat collectif entre l'état initial et le scénario 5 (restauration maximale)

Fort
Faible

Surfaces en eau
37 Sites d'étude du projet COLLECTIFS

0 2 km

Sources: BD Topo IGN 2018, Fichiers Fonciers CEREMA 2018.

Figure 5.20. - Évolution de la métrique *IF* entre l'état initial et le scénario 5 de restauration maximale. Exemples pour le hérisson européen (A) et l'écureuil roux (B).

5.3.3.5. · QUANTIFIER ET SPATIALISER LA CONNECTIVITÉ POUR GUIDER LES POLITIQUES DE GESTION DE LA BIODIVERSITÉ

Comme dans d'autres études menées sur les jardins privés, nos résultats soulignent l'importance d'une gestion efficace des espaces verts urbains pour maintenir ou augmenter la connectivité écologique globale (Mimet *et al.* 2020 ; App *et al.* 2022). En effet, l'amélioration de la qualité de l'habitat (S3), ou l'augmentation drastique des surfaces d'habitat dans ces parcelles (S5) ont conduit à des gains de connectivité deux fois plus importants que le reverdissement massif avec une qualité sous-optimale des surfaces imperméabilisées (jusqu'à 68,7 % pour les écureuils dans le scénario 5).

Nos résultats ont également montré que le potentiel d'amélioration de la connectivité est beaucoup plus important pour les espèces terrestres que pour les espèces volantes, qui sont moins sensibles à la perméabilité de la matrice urbaine entre les taches d'habitat.

Par conséquent, l'amélioration de la connectivité des espaces verts urbains pour les espèces moins mobiles ne peut se limiter à l'augmentation de la quantité de végétation. En effet, lorsque l'on augmente la quantité d'espaces verts (scénario 4), la connectivité n'est pas ou peu améliorée lorsque ces nouveaux espaces verts ne sont pas des habitats appropriés pour les taxons focaux. Par conséquent, l'ajout d'un seul type d'espaces verts, dont la qualité n'est pas optimale dans les villes, ne permet pas non plus d'améliorer la connectivité globale des habitats.

L'utilisation de scénarios très contrastés a montré que pour obtenir des effets positifs sur la connectivité des habitats pour plusieurs taxons, il faut agir conjointement à plusieurs niveaux. En d'autres termes, favoriser une mesure de conservation et la pousser à l'extrême ne permet pas d'obtenir des résultats optimaux en matière de conservation. Par exemple, dans le centre-ville, le scénario 3 n'améliore pas significativement la connectivité car les espaces verts manquent dans le quartier. Enfin, nous pensons que le succès des opérations de renaturation dépendra des taxons ciblés et de l'emplacement des parcelles d'habitat collectifs dans les réseaux écologiques. En centre-ville, il est indispensable de travailler à la fois sur la quantité et la qualité des espaces verts, alors qu'en banlieue, la priorité est plutôt de travailler sur leur qualité.

En complément de ces résultats quantitatifs globaux, la spatialisation des métriques de connectivité à l'échelle locale a permis d'identifier les parcelles d'habitat collectifs pour lesquelles les gains (ou les pertes) de connectivité sont les plus importants (figure 5.20). Bien que cette spatialisation fournisse des informations cartographiques utiles pour la gestion, il ne faut pas oublier qu'elle suppose que tous les changements de l'occupation du sol sont effectués en même temps, dans toutes les parcelles, ce qui est impossible dans la réalité. Pour pallier à cela, il est possible aussi d'évaluer la contribution de chacune des parcelles à la connectivité globale, comme présenté dans le cas d'étude précédent. J'y reviendrai dans le chapitre 6.

5.3.3.6. · QUELLES PERSPECTIVES DANS LE CADRE DE POLITIQUES DE RENATURATION ?

Ce cas d'étude lyonnais a montré que pour augmenter substantiellement la connectivité, il est pertinent de coordonner les actions sur un réseau de parcelles car les effets ne sont pas forcément cumulatifs et augmentent de manière disproportionnée les bénéfices des actions de renaturation lorsqu'elles sont menées conjointement sur plusieurs parcelles.

Les améliorations potentielles de connectivité mises en évidence par ces scénarios amènent à penser qu'en agissant en fonction des opportunités et des moyens humains et financiers disponibles (figure 5.21), il est possible d'améliorer la connectivité globale de manière ciblée et réaliste. Ces types de résultats peuvent favoriser des actions en faveur d'un aménagement paysager respectueux de la biodiversité. Puisque qu'une simple végétalisation ne suffit pas à améliorer la connectivité (scénario 4), l'aménagement paysager doit être réalisé correctement en ciblant les espèces indigènes et leurs besoins en termes de composition et de configuration du paysage pour avoir un impact positif sur la biodiversité (Goddard *et al.* 2013 ; Muratet et Fontaine 2015 ; Mimet *et al.* 2020). Les politiques de renaturation en milieux urbains s'apparentent en effet encore trop souvent à des opérations de paysagisme cosmétique qui sont davantage des éléments de mobilier urbain que des supports d'écosystèmes (Jacob-Rousseau 2020). La qualité écologique de ces espaces verts et leur bonne gestion ne peuvent être obtenues que par une bonne coordination des jardiniers sur l'ensemble du territoire et une évolution de leurs pratiques écologiques (Goddard *et al.* 2010 ; Gazzard *et al.* 2021 ; Van Helden *et al.* 2020 ; App *et al.* 2022). Mais ces pratiques doivent aussi être acceptées par les citoyens qui veulent plus de nature, mais une « nature sous contrôle » (Robert et Yengué 2018) avec des demandes parfois antinomiques, par exemple de la biodiversité, mais sans végétation spontanée, avec des pelouses bien tondues.

La spatialisation des mesures de connectivité locale permet de cartographier ces résultats et de cibler les zones prioritaires dans la gestion du paysage. Les cartographies produites comme dans la figure 5.20 permettent de préciser les continuités écologiques à l'échelle de la parcelle, ce qui constitue un défi majeur pour nombre de gestionnaires locaux (Amsallem et Dehouck 2018). Le diagnostic de l'état des réseaux écologiques sur le territoire réalisé par la modélisation de la connectivité fonctionnelle constitue ainsi un niveau intermédiaire et complémentaire entre l'approche cartographique de la TVB et les inventaires écologiques menés *in situ* (Clauzel 2021).



Figure 5.21. · Exemple de végétalisation d'un parking à Lyon (Place Jules Guesde, Lyon 7^{ème}). Ce type d'opération se fait le plus souvent par opportunité, et en fonction des moyens financiers alloués (ici 170 000 €). Photos : à gauche, Google Street View ; à droite, M. Bourgeois.

CONCLUSION

En France, la prise en compte des réseaux écologiques dans les politiques d'urbanisme et d'aménagement du territoire se traduit de manière opérationnelle par la politique des Trames Vertes et Bleues mise en œuvre depuis le début des années 2010 à la suite du Grenelle de l'Environnement. Ce modèle unique n'est pourtant pas toujours adapté pour mettre en œuvre des politiques de conservation efficaces puisque les TVB sont modélisées à de larges échelles, et fondées le plus souvent uniquement sur des données d'occupation du sol plus ou moins détaillées selon des protocoles scientifiques plus ou moins rigoureux (Sordello *et al.* 2017). En tout état de cause, les larges échelles de travail empêchent la validation systématique des modèles ce qui peut être problématique lorsqu'il s'agit de mettre en œuvre des mesures concrètes de conservation (Boitani *et al.* 2007).

Malgré ces limites, les collectivités territoriales, et en premier lieu les régions ont été contraintes par l'État d'élaborer très rapidement des Schémas Régionaux de Cohérence Écologique. Ces documents ont le plus souvent résulté en un état des lieux des enjeux écologiques d'un territoire, associé avec des atlas cartographiques des continuités écologiques de ce même territoire. La carte a été utilisée comme un objet médiateur : les acteurs de l'ingénierie territoriale ont eu besoin de créer des cartes pour spatialiser les continuités écologiques alors que les élus et gestionnaires locaux en charge de la planification ont besoin également de cartographies, mais plutôt sous forme de zonages pour développer, ou parfois limiter certains projets de développement. Les collectivités territoriales ont ainsi un rôle déterminant de coordination, de communication et de médiation entre les acteurs et les territoires (Nay et Smith 2002). Puisqu'elles sont à la fois protectrices de l'environnement et aménageuses du territoire, les collectivités territoriales peuvent lier les acteurs de l'environnement et de l'aménagement (Chaurand *et al.* 2019).

Mais malgré ce potentiel médiateur, dans toutes les régions, la cartographie de la TVB s'est trouvée confrontée aux réalités des territoires, et a mis en exergue la nécessité de mobiliser des connaissances scientifiques et techniques parfois lacunaires (Vimal et Mathevet 2011). L'élaboration des SRCE s'est déroulée de manière diverse, selon les moyens financiers, humains et temporels dédiés dans chaque région (Dehouck et Amsallem 2017 ; Sordello *et al.* 2017). Dans certains cas, des approches participatives, ou *a minima* des concertations ont permis d'échanger sur les thématiques TVB entre les spécialistes de la protection de la nature, les acteurs de l'aménagement et de la planification, les élus etc. (Vimal *et al.* 2012a). Plus rarement, les scientifiques ont été invités à participer à l'élaboration de ces documents (Vimal et Mathevet 2011). Dans d'autres cas, les SRCE ont été réalisés avec un minimum de concertation, évitant ainsi les confrontations entre les différents points de vue. Dans le cadre de la planification d'une TVB, à une échelle plus fine (PNR), Vimal et Mathevet (2011) ont montré que l'objet cartographique pouvait cristalliser les rapports de force entre des acteurs aux enjeux contradictoires et n'ayant pas forcément les mêmes attentes vis-à-vis de la TVB. Les mêmes auteurs indiquent que la cartographie d'une TVB doit se fonder sur une représentation intelligible et mobilisatrice pour que l'utilisateur final du document puisse construire sa propre interprétation en faisant évoluer le consensus en même temps que l'usage du modèle.

Ces différents aspects expliquent sans doute en partie les différences de méthodes observées en termes d'élaboration et de représentations cartographiques des TVB (Sordello *et al.* 2017). Les cartographies ainsi réalisées ne sont pas toujours pertinentes pour être mobilisables à des échelles plus locales notamment dans le cadre de documents d'urbanisme et de planification. Les méthodes de modélisation par les graphes paysagers sont à même de produire des résultats cartographiques plus robustes scientifiquement et plus pertinents pour l'aménagement mais leur utilisation requiert une formation avancée et un accompagnement des utilisateurs potentiels de ces outils. Outre la formation et l'autonomisation des futurs utilisateurs, une des possibilités est de mettre en place des dispositifs de modélisation d'accompagnement, comme cela a été fait dans le cadre du CVB de Saint-Étienne Métropole ou pour la modélisation de scénarios d'urbanisation prospectifs pour la métropole bordelaise (Sahraoui *et al.* 2021 ; Bourgeois *et al.* 2023). Ce type de dispositif est à même de produire des résultats pertinents, mobilisables par les différents praticiens qui se sont investis dans la construction du modèle et qui sont moins à même de critiquer l'effet « boîte noire » de ces outils. Une autre possibilité consiste à ne pas mettre en œuvre une approche participative dès le début du processus comme dans les deux cas d'études présentés dans ce chapitre. En revanche, dans ce cas, la méthodologie doit être suffisamment bien expliquée et les cartes produites doivent être intelligibles par toutes et tous pour espérer qu'elles soient utiles *in fine* aux gestionnaires et décisionnaires.

La spatialisation des réseaux écologiques sous la forme de métriques de connectivité à l'échelle locale peut être utile pour intégrer la connectivité des habitats dans les outils de planification afin d'améliorer les indicateurs de biodiversité à l'échelle des projets de développement urbain (Masson et Frascaria-Lacoste 2020). Elles peuvent aussi servir de base pour la conception de pratiques d'aménagement paysager pertinentes, qui favoriseront le maintien de la connectivité écologique et, par conséquent, la biodiversité à long terme dans ces espaces urbains. Enfin, les cartes qui montrent clairement les impacts positifs de la connectivité peuvent être utiles pour une meilleure inclusion de tous les citoyens et parties prenantes dans la prise de décision (chapitre 6).

Chapitre 6

Interpoler pour interpeller. La cartographie des réseaux écologiques comme support de communication dans les sphères politiques et citoyennes



“

Une carte efficace est aussi une carte jolie, qui attire et qui captive. C'est une carte qu'on a envie de regarder”

”

N. Lambert et C. Zanin (2016)

Page de garde Chapitre 6 : Atelier cartographique lors de la journée de mobilisation contre l'autoroute A45 le 22 septembre 2018 à la Talaudière (Loire). Ici, les cartes présentées sont relatives à l'occupation du sol et la connectivité écologique.

Non floutés sur la photo : Marc Bourgeois et Yohan Sahraoui

Photographie : Marie Detemple

INTRODUCTION

Le géographe anglais Brian Harley fut l'un des premiers à considérer la cartographie comme une construction sociale et non comme une représentation objective du réel (Harley 1989). Il dépeint la cartographie comme un outil puissant qui porte en elle un discours idéologique et qui permet pour les puissants (les détenteurs du pouvoir) d'imposer des valeurs et des croyances à la société (Gould et Bailly 1995). Or, si la carte peut effectivement être utilisée pour la propagande des puissants et des souverains, elle peut aussi servir à la contestation ou à la résistance (Zwer et Rekacewicz 2021) en proposant des arguments pour défendre ou contester telle ou telle vision du monde (Lambert et Zanin 2016). Si la carte doit continuer à remplir son rôle d'illustration pour des recherches pointues, elle doit aussi avoir une fonction d'outil de communication entre décideurs, praticiens et citoyens (Zanin 2022).

Dans le chapitre 5, j'ai montré quels types de cartographies pouvaient potentiellement être les plus aptes à représenter les réseaux écologiques, pour un aménagement et une planification prenant en compte les problématiques de continuités écologiques comme les Trames Vertes et Bleues. Ces supports cartographiques sont plutôt destinés aux praticiens spécialistes de la gestion de la biodiversité et aux responsables politiques locaux souhaitant développer ou orienter leurs projets de développement de manière plus respectueuse de la biodiversité.

Dès 2018, j'ai souhaité questionner les modalités de réception de certains types de représentations cartographiques. Le projet de construction de l'autoroute A45 entre Lyon et Saint-Étienne a constitué un laboratoire d'étude pour cette expérimentation. En mobilisant des collègues issus de la géographie sociale⁵², nous avons montré avec Yohan Sahraoui les apports des cartographies socio-environnementales dans le cadre d'une mobilisation citoyenne contre ce projet d'autoroute (Bourgeois *et al.* 2022). Pour cela, nous avons utilisé des représentations cartographiques différentes de celles présentées jusqu'alors en termes de connectivité des habitats, en partant du principe que le cartographe doit séduire et convaincre son public en proposant des formes et des couleurs attrayantes ainsi que des modes de représentation originaux voir innovants (Zanin 2022). Dans la première section de ce chapitre, je reviens sur la difficulté de produire des cartographies simples et efficaces de connectivité des habitats écologiques et je présente des méthodes de cartographie fondées sur des principes d'interpolation spatiale de métriques de connectivité. Je développe ensuite deux cas d'étude. Le premier est focalisé sur l'autoroute A45 où les cartes servent ici à présenter aux citoyens des arguments contre un projet de grande infrastructure de transport. À l'inverse, le deuxième cas d'étude montre comment ces mêmes méthodes cartographiques peuvent éveiller les consciences citoyennes en faveur de projets d'aménagement, ici concernant les bienfaits de la végétalisation des parcelles d'habitat collectif dans la Métropole de Lyon.

⁵² Et plus particulièrement Judicaelle Dietrich (UMR 5600 EVS, Université Lyon 3)

6.1. · UNE MÉTHODE ALTERNATIVE DE MODÉLISATION DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES : L'INTERPOLATION SPATIALE

6.1.1. · REPRÉSENTER LES FLUX : UN DÉFI CARTOGRAPHIQUE

La représentation cartographique des réseaux écologiques est toujours délicate, d'abord parce qu'elle doit permettre d'identifier des zones d'habitat d'espèces animales sauvages, souvent discrètes, parfois nocturnes, parfois de très petite taille avec des niches écologiques mouvantes difficiles à délimiter spatialement. De plus, ce type de cartographie suppose de représenter des flux et des mouvements dans le paysage ce qui est un défi majeur pour tout cartographe (Bahoken 2022). *A minima*, les flux doivent être représentés par au moins une ligne reliant deux points (Grasland 2009). Ces approches dynamiques peuvent être représentées en jouant sur l'épaisseur des traits, parfois combinée à l'ajout de flèches mais ces cartes peuvent vite devenir illisibles si le nombre de flux représenté est trop important (Bahoken 2022). Il est alors possible de passer d'une représentation discrète à une représentation continue pour rendre la carte plus lisible (Tobler 1981).

L'approche par graphes paysagers permet de représenter ces flux dans le paysage sous forme de nœuds et de liens, mais sans calcul de métriques, les graphes ne traduisent pas l'intensité des échanges potentiels entre les taches d'habitat. Le calcul de métriques de connectivité locale, tels que *IF* permettent de pondérer les nœuds du graphe et de les représenter graphiquement selon une palette de couleurs traduisant l'intensité des flux d'interaction. La métrique *BC*, elle, permet en outre de pondérer les liens selon leur importance. Mais les cartographies résultantes peuvent être rapidement surchargées et peu efficaces en termes de communication cartographique, notamment dans le cas où les taches d'habitat sont petites et nombreuses, comme c'est souvent le cas en milieu urbain. Après le calcul de métriques de connectivité, il est possible d'avoir recours à une interpolation spatiale, pour décliner les valeurs de la métrique à l'ensemble du continuum spatial et les représenter sous forme de gradients de couleurs.

6.1.2. · PRINCIPES DE L'INTERPOLATION SPATIALE

De nombreux phénomènes spatiaux tels que les données de présence d'espèces animales se répartissent spatialement sans rupture au niveau des frontières administratives qui peuvent alors apparaître comme des coupures artificielles. Pour représenter ces données discrètes de manière continue, un procédé mathématique, le potentiel, permet de calculer en tout point de l'espace la valeur d'une variable quantitative absolue localisée dans son voisinage (Lambert et Zanin 2016). Le potentiel est une méthode d'interpolation spatiale développée par le physicien John Q. Stewart (1942) par analogie avec le modèle gravitaire. La méthode de calcul des potentiels permet de définir la quantité d'une variable absolue pondérée par la distance (euclidienne, routière, chemin de moindre-coût etc.) selon une fonction décroissante. Cette méthode permet de simplifier les structures spatiales et de les mettre en évidence en éliminant le bruit lié à l'hétérogénéité du maillage (Lambert et Zanin 2016). De cette manière il est possible de napper des phénomènes continus de manière plus ou moins artificielle sur les cartes. En effet, plus les points sont nombreux, réguliers et rapprochés, plus précisément le phénomène continu est représenté (Morel 2021). Au final, ces cartes lissées permettent de produire des images synthétiques, compréhensibles et dotés d'une forte dimension esthétique (Lambert et Zanin 2016). Cette dimension esthétique, avec un choix de couleurs judicieux est essentielle pour que la carte soit un réel outil de communication

(Jégou 2022), *a fortiori* lorsqu'elle est destinée à un public non initié (Bourgeois *et al.* 2022).

6.1.3. · INTERPOLER LES MÉTRIQUES DE CONNECTIVITÉ LOCALES

L'interpolation spatiale des métriques de connectivité permet de traiter deux problématiques différentes. La première consiste à représenter de manière plus explicite des potentiels de connectivité pour rendre les calculs de métriques plus lisibles d'un point de vue cartographique. La deuxième permet de comparer spatialement des potentiels de connectivité pour des espèces dont les réseaux d'habitat sont différents. 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 (Lookingbill *et al.* 2010 ; Ribeiro *et al.* 2011 ; Awade *et al.* 2012 ; Foltête *et al.* 2012b). 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.* 2012a ; Galpern et Manseau 2013). Dans le cas présent, ce type d'interpolation doit faciliter la visualisation cartographique de la connectivité et de permettre la comparaison entre des 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.* 2012a) (figure 6.1a).

- soit la somme pondérée des valeurs des taches dans une distance inférieure ou égale à la distance de dispersion (multi-rattachement) (Sahraoui *et al.* 2017) (figure 6.1b).

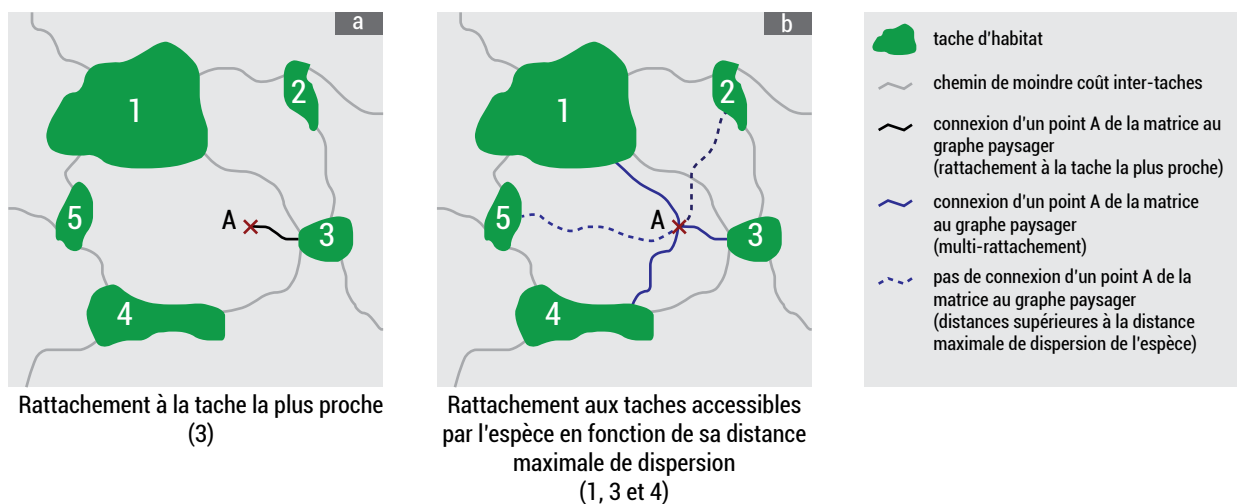


Figure 6.1. · Exemple théorique de généralisation d'une métrique de connectivité à un point de la matrice paysagère. D'après Foltête *et al.* (2012a).

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 . Cette distance est calculée en unités de coûts. L'interpolation spatiale prend donc en considération la résistance de la matrice paysagère. Dans les exemples qui suivent, la méthode d'interpolation utilisée est celle du multi-rattachement (p. ex. [Sahraoui et al. 2017](#) ; [Bourgeois et Sahraoui 2020](#)), présentée en [figure 6.1b](#) et formalisée de la manière suivante :

$$gIF(i)_i = \sum_{j=1}^n IF_{(j)} \times \omega_{ij}$$

où $gIF(i)_i$ 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 .

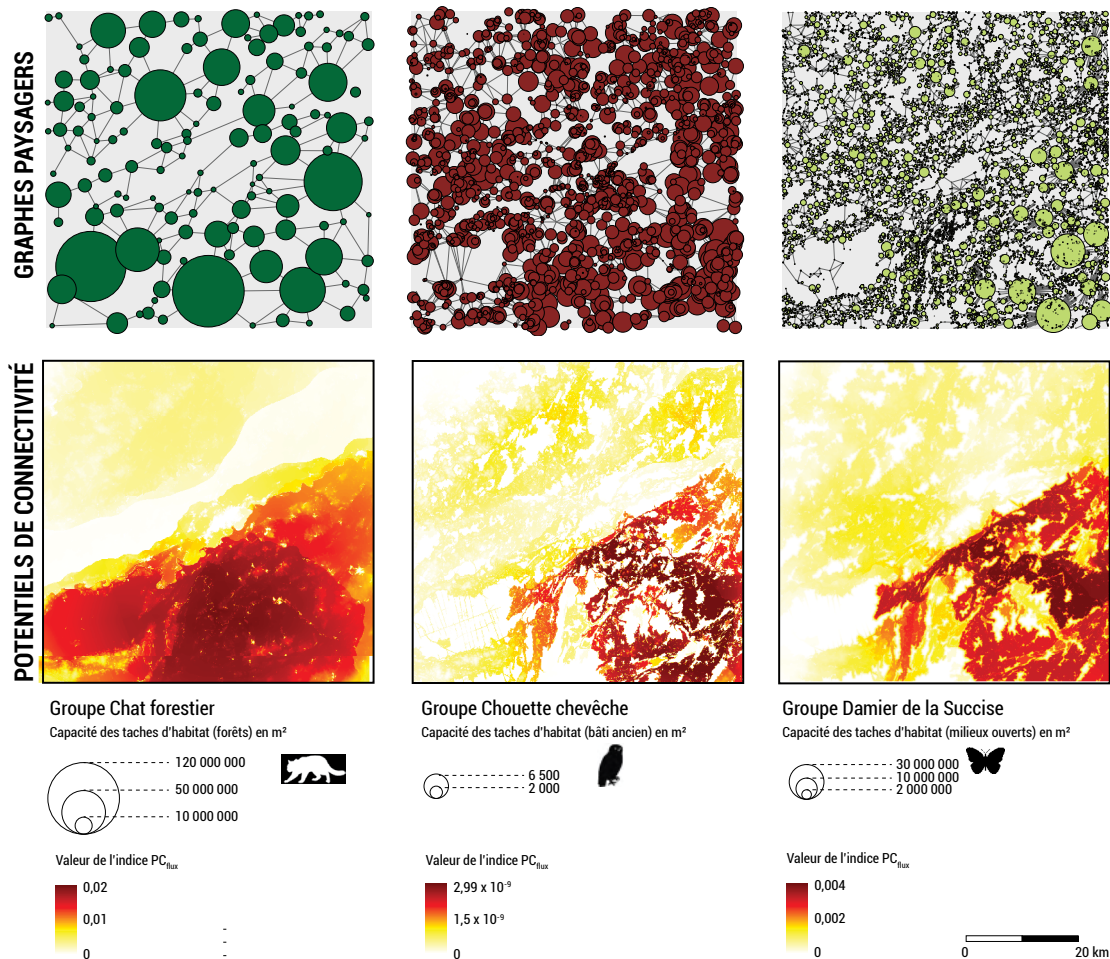


Figure 6.2. - Comparaison entre une représentation par graphes paysagers et par potentiel de connectivité pour plusieurs espèces avec des habitats différents. La métrique interpolée est le PC_{flux} (similaire à IF). Les cas d'études sont issus de [Bourgeois \(2015\)](#). Les indications spatiales ne sont pas indiquées pour éviter la surcharge sur cette figure illustrative. La ville de Besançon (25) se situe au centre de chaque carte.

Ce type d'interpolation permet d'obtenir une valeur de connectivité potentielle pour chaque cellule de la matrice paysagère de l'espèce ciblée (figure 6.2). Plus les cellules sont éloignées du réseau écologique, moins leurs valeurs de connectivité potentielle sont élevées. Cette interpolation repose sur deux hypothèses fortes :

- les propriétés de connectivité locale et de distribution spatiale des espèces sont fortement liées
- le degré de présence potentiel des espèces décroît à mesure que l'on s'éloigne des taches

D'un point de vue écologique, on peut légitimement se poser la question de ce que signifie la valeur du pixel pour une espèce. Il n'est pas vraiment possible de savoir à partir de quelle valeur de connectivité l'individu peut réellement être présent ou même simplement se déplacer. Toutefois, ces modèles présentent l'avantage de s'affranchir des modèles discrets du paysage en présentant des potentiels d'habitat ou de déplacements sous forme de continuums spatiaux (Manning *et al.* 2004). Ces modèles de représentation, bien qu'imparfaits, permettent toutefois de s'appliquer à plusieurs espèces aux exigences écologiques variées (Fischer et Lindenmayer 2006). Comme de nombreux modèles d'interpolation spatiale en géographie, ils permettent d'examiner des relations entre des données qui ne sont généralement pas associées (Grasland *et al.* 2000). Dans le cas présent, il s'agit de comparer des potentiels de connectivité d'espèces qui n'ont pour certaines que très peu de relations directes en termes d'utilisation du paysage pour leurs exigences écologiques propres. Ces cartes de potentiel aident à mettre en évidence des patrons de répartition et d'agencements spatiaux de la connectivité. Elles servent aussi à montrer des comparaisons objectivées et quantitatives dans le temps en fonction d'hypothèses de simulation, par exemple en quantifiant pour chaque pixel d'une carte les impacts potentiels d'un projet d'aménagement (encadré 6.1). Elles peuvent alors contribuer à guider des politiques futures ou à représenter des impacts écologiques potentiels de manière simplifiée, à destination d'un public non-initié à ce type de représentation spatiale.

Encadré 6.1. - Cas d'application issu de l'interpolation spatiales de métriques de connectivité

Ce cas d'application a été présenté lors du colloque ThéoQuant 2017 et lors d'une journée des utilisateurs du logiciel Graphab en juin 2017. Il figure de manière plus détaillée dans le document de restitution de toutes les communications présentées par les praticiens et les chercheurs ce jour-là (Girardet et Clauzel 2018). Pour produire la figure 6.3, j'ai utilisé des données issues de la modélisation des réseaux écologiques d'un groupe d'espèces de mes travaux de thèse (Bourgeois 2015). La carte présentée ici est issue du calcul et de la cartographie de deux potentiels de connectivité, à l'état initial (2010), puis après ajout de nouvelles zones bâties issues de la simulation de nouvelles zones bâties (scénario de périurbanisation compacte à l'horizon 2030). Pour chaque tache d'habitat, une métrique de connectivité locale similaire à IF (ici le PC_{flux}) a été calculée. Cette métrique a ensuite été interpolée à l'ensemble du continuum spatial selon le principe du multi-rattachement (figure 6.1). Pour chaque valeur de connectivité interpolée (donc pour chaque pixel), le taux de variation entre t_0 et t_{+1} a été calculé. La carte permet donc d'identifier les zones où la connectivité serait potentiellement la plus affectée suite au développement résidentiel simulé. Suite à ces calculs, j'ai sélectionné les 10 plus grandes zones où la perte de connectivité potentielle serait supérieure à 10 %. En termes d'aménagement, ces zonages pourraient être par exemple classés en zones non urbanisables pour éviter que l'urbanisation future n'y dégrade encore plus la connectivité à l'avenir. Ces zones pourraient être aussi confrontées à d'autres zonages de protection ou

Encadré 6.1. (suite)

d'inventaires existants (ZNIEFF, Arrêtés de protection de biotope...) et si la perte de connectivité prévue pour l'espèce ciblée devient trop importante, alors il pourrait être opportun de tester une autre configuration pour l'urbanisation future.

Ce travail exploratoire présente toutefois certaines limites, en particulier le caractère statique de l'approche dans la mesure où tout évolue en même temps et qu'il n'est pas forcément possible de savoir à quelle construction est lié tel ou tel impact. Pour cela il serait possible d'utiliser une approche itérative, en simulant l'urbanisation petit à petit, et identifier les points de bascule dans certaines zones en termes de perte de connectivité. Dans tous les cas, ce type de carte permet de mettre en avant des impacts potentiels pour la connectivité qui sont distants des nouvelles constructions et de montrer ainsi l'importance de l'approche réticulaire pour évaluer les impacts potentiels sur la biodiversité.

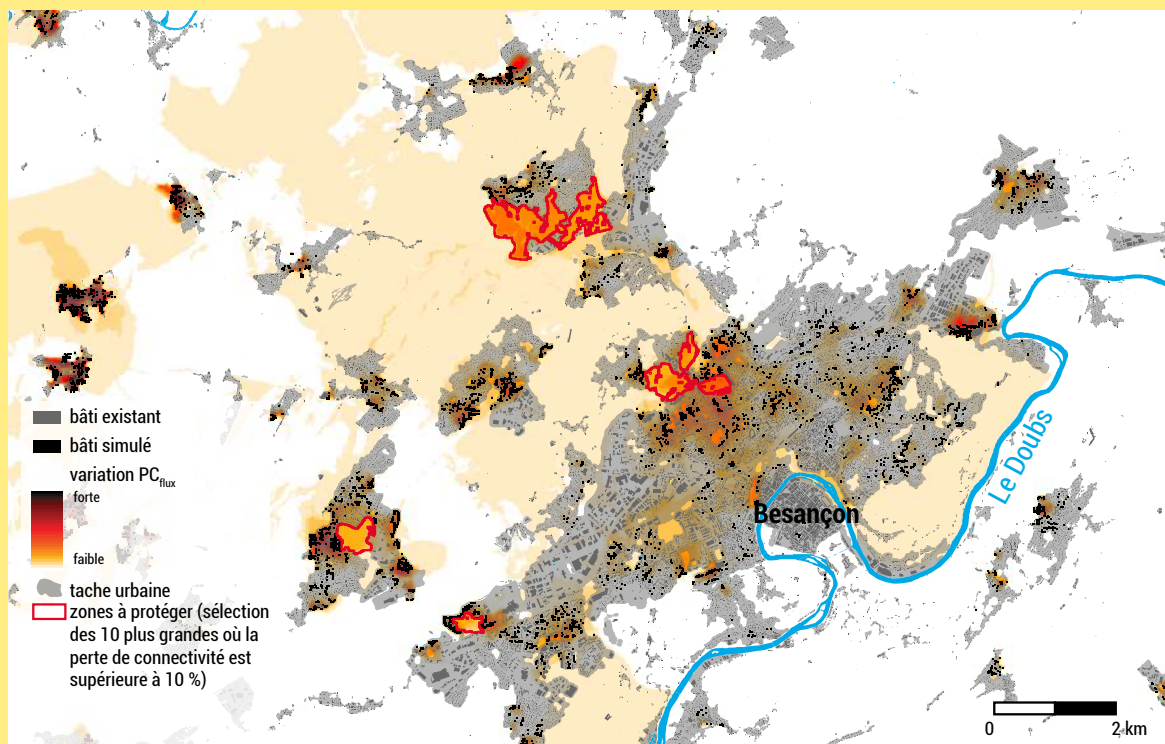


Figure 6.3. - Variations locales de connectivité entre l'état initial (2010) et le scénario « périurbain régulé » (2030), pour seize groupes d'espèces animales (Bourgeois 2015 ; Bourgeois *et al.* 2018).

6.2. · DES CARTES CONTRE UNE AUTOROUTE : EXEMPLE DE LA MOBILISATION CONTRE L'AUTOROUTE A45

6.2.1. · SIG, CARTOGRAPHIE ET MOBILISATION CITOYENNE

Les réflexions sur les implications sociales, politiques et épistémologiques de la cartographie, des SIG et des technologies associées pour représenter les personnes et les lieux ont émergé dans les années 1990 à partir de l'initiative « *GIS and society* ». Ce programme de recherche reliait la théorie sociale critique et les SIG en se concentrant sur les implications sociales des SIG (Sheppard 1993 ; Pickles 1995 ; Pavlovskaya 2018). Ensuite, la construction d'une forme de

recherche critique sur les SIG a questionné les pratiques contemporaines des SIG et des technologies associées, ainsi que les postures et pratiques des SIG alternatifs, tels que les SIG participatifs (Pavlovskaya 2006 ; Wilson 2017). Ces travaux ont progressivement gagné en popularité à partir des années 2000 (Schuurman 2004 ; Crampton et Krygier 2005 ; Cope et Elwood 2009 ; Crampton 2010), combinant le potentiel de la cartographie, des technologies de l'information et des progrès de la critique sociale pour ouvrir de nouvelles possibilités en tant qu'outils de transformation sociale (Pavlovskaya 2018) et pour contester les oppressions et inégalités (Schwanen et Kwan 2009). Les pratiques et les processus décisionnels dans lesquels les SIG sont utilisés, ainsi que le positionnement intellectuel des SIG en tant que méthodologie de recherche en géographie ont ainsi été modifiés (Elwood 2006). L'initiative « *GIS and society* » a également conduit au développement de sous-domaines, dont les SIG participatifs.

Les SIG participatifs sont considérés comme un moyen d'améliorer l'accès aux SIG et aux données géographiques numériques, de rendre les applications SIG inclusives et de permettre une prise de décision spatiale démocratique (Craig *et al.* 2002). Les pratiques technologiques, sociales et politiques des SIG participatifs sont nées des efforts combinés des chercheurs en SIG et d'autres groupes d'utilisateurs plus néophytes pour accéder aux SIG et les adapter à leurs connaissances et à leurs besoins (Elwood 2006). Ces approches, qui se concentrent sur le contexte et les problèmes plutôt que sur la technologie, cherchent à mettre l'accent sur l'implication des communautés ou des populations marginalisées dans la production et/ou l'utilisation de l'information géographique (Dunn 2007). Ces approches se sont depuis développées, en grande partie en raison de leur fort potentiel pour faire le lien entre le monde technique de l'aménagement du territoire dirigé par des experts et les connaissances ascendantes et locales issues de l'expérience vécue (Brown et Kyttä 2014). Elles offrent ainsi un moyen d'accroître le dialogue entre experts et non-experts (Stieb *et al.* 2019).

Face à ces constats, l'objectif général de la recherche présentée ici était de questionner la contribution des SIG et de la production d'informations cartographiques représentant les différents impacts régionaux d'un projet d'autoroute dans le contexte d'une mobilisation citoyenne où s'expriment des positions contrastées et concurrentes. Nous avons cherché à analyser comment la conception des cartes et leur présentation peuvent être utilisées pour ouvrir et alimenter le débat sur la construction du projet d'autoroute A45 et comment leur utilisation peut permettre aux habitants locaux d'obtenir une meilleure compréhension globale du projet. Trois hypothèses ont constitué la base de notre réflexion :

- Les cartes constituent un support de discussion original pour débattre des impacts d'un projet d'aménagement à travers des rencontres participatives, comme le soulignent Rydin et Natarajan (2016).

- Les cartes présentent une vision objectivée de l'espace et du projet, permettant aux citoyens de mieux s'appropriier les avantages et inconvénients du projet (Dransch *et al.* 2010).

- Le débat et les discussions autour du projet sont plus efficaces si la lecture des cartes par le grand public est guidée par des chercheurs focalisés sur certains thèmes, qui révèlent les processus derrière les données et leur représentation.

6.2.2. · LES POSTERS DE LA TALAUDIÈRE

Des entretiens préliminaires avec les citoyens mobilisés contre l'A45 ont permis de mettre en lumière plusieurs problèmes liés au projet, tels que le coût de la construction (48 km de long, 4 tunnels et 11 viaducs), le financement par les taxes locales, régionales et nationales, le coût du futur péage (11 € pour un aller-retour), la mauvaise accessibilité pour les habitants situés entre les agglomérations de Lyon et Saint-Étienne, l'exposition à la pollution et la coupure de zones à haute valeur agricole (agriculture biologique, production en circuit court, vignobles et vergers) ou environnementale (telles que les zones humides, les forêts et les espaces ouverts). Cependant, le processus décisionnel au niveau étatique et local (réservation de zones dans les plans d'urbanisme, budget voté par les collectivités, textes réglementaires approuvés) a été rapide, faisant craindre aux opposants (en 2016) que la construction de l'autoroute puisse débuter dès 2019. Les incertitudes liées au projet, à sa réalisation et à son calendrier, contribuaient ainsi à maintenir les habitants dans une situation à la fois d'attente et d'incertitude en termes de perspectives foncières, résidentielles et de qualité de vie.

Le 22 septembre 2018, plusieurs centaines de personnes se sont regroupées à la Talaudière (42) pour une journée de mobilisation festive contre le projet d'autoroute A45 (encadré 6.2) à l'initiative des membres de la coordination anti-A45. Nous avons été invités en tant que chercheurs à prendre part au débat, et nous avons carte blanche pour organiser un stand « recherche » sous un chapiteau. Certains collègues ont animé des débats à des moments ponctuels de la journée, et d'autres, dont je fais partie, ont animé des ateliers cartographiques participatifs (figure 6.4). Les cartes avaient pour but de montrer une vision spatiale globale de la région, avec quelques thématiques ciblées (politique, logement, trafic, foncier, réseaux écologiques) (tableau 6.1).

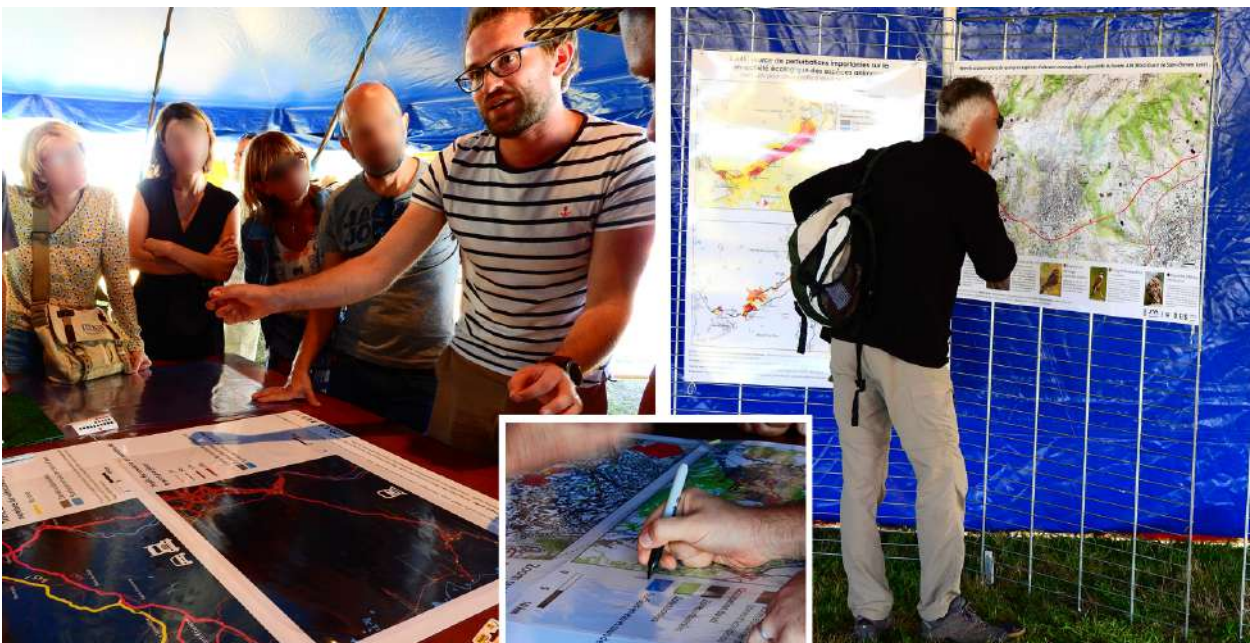


Figure 6.4. · Ateliers cartographiques participatifs lors de la journée de mobilisation contre l'autoroute A45 à la Talaudière (42) le 22 septembre 2018.

	Titre	Thème	Carte 1	Carte 2
Poster 1	1993 – 2018 : 25 ans autour du projet de l'A45	Historique et politique	Position politique des communes traversées par le projet A45 (pour ou contre le projet d'autoroute) (figure 6.5)	Camp politique des communes traversées par le projet A45
Poster 2	Le triangle Lyon - Vienne - Saint-Étienne : un espace à forte densité de trafic routier et ferroviaire	Trafic et mobilités	Trafic routier en nombre de véhicules par jour hors zones intra-urbaines	Trafic ferroviaire en nombre de trains par jour
Poster 3	À proximité du fuseau A45, de nombreuses zones sont déjà ouvertes à l'urbanisation dans les PLU	Foncier et logement	Carte globale de la zone d'étude avec les AU des PLU	Zoom sur la Talaudière avec les zones AU et le positionnement du tracé A45 dans la commune
Poster 4	Avec ou sans l'A45, une forte croissance urbaine est attendue entre Lyon et Saint-Étienne durant les prochaines années	Logement	Part de logements en maison individuelle prévus par commune entre 2018 et 2030	Nombre de logements prévus pour 2030 et augmentation de la population prévue pour 2030, par rapport à la population 2017 des communes
Poster 5	Relevés d'observations de quelques espèces d'oiseaux remarquables à proximité du fuseau A45 (Nord-Ouest de Saint-Étienne, Loire)	Écologie et environnement	Carte unique	Carte unique
Poster 6	Évaluation de l'impact potentiel de l'autoroute A45 sur la connectivité écologique de onze groupes d'espèces animales	Écologie du paysage	Carte d'occupation du sol de la zone d'étude	Modélisation des impacts écologiques potentiels de l'A45 pour quinze groupes d'espèces
Poster 7	L'A45, source de perturbations importantes sur la connectivité écologique des espèces animales ? Exemples pour deux profils d'espèces différenciés (figure 6.7)	Écologie du paysage	Mesures de connectivité écologiques simulées pour plusieurs oiseaux préférant les milieux ouverts	Mesures de connectivité écologiques simulées pour des amphibiens préférant les zones humides

Tableau 6.1. - Liste des posters présentés à la Talaudière. Deux d'entre eux (6 et 7) sont présentés dans ce travail. Les autres sont tous disponibles (traduits en anglais) dans le matériel supplémentaire de Bourgeois et al. (2022)



Participant : « Pourquoi la commune de Saint-Andéol-le-Château reste blanche » (sur une carte présentant les zones AU des PLU)

Chercheurs : « Car nous n'avons malheureusement pas pu obtenir le zonage du PLU de cette commune, contrairement aux autres ».

Participant : « Impossible ! Vous n'avez pas cherché, donnez-moi votre mail je vous l'envoie demain sans faute »

La carte est encore à ce jour toujours en attente d'être complétée...



Participant (très) militante : « Vous proférez des mensonges sur cette carte ! [évolution des logements prévus dans la zone A45 à l'horizon 2030] Vous ne pouvez pas mettre une évolution de 100 % du nombre de logements en rouge foncé sur cette commune alors que l'on passe de 100 à 200 habitants ! Celle-ci où l'on passe de 10 000 à 15 000 c'est bien plus grave pour les mobilités et elle figure en jaune ! »

Nous lui avons pourtant expliqué que les cercles proportionnels montrant les stocks visaient justement à nuancer la représentation en aplats de couleurs mais le pouvoir visuel de la couleur fut plus puissant que nos arguments.

Encadré 6.2. - L'A45 : un serpent de mer de l'aménagement. Extraits de Dietrich et Bourgeois (2023).

Le projet d'autoroute A45 vise à relier par un second axe rapide la métropole de Saint-Étienne avec celle de Lyon. De La Fouillouse à Brignais, son objectif est de dédoubler une autoroute existante, l'A47, 5 à 10 km plus au nord de cette dernière, en connectant ainsi l'A72 en direction de Clermont-Ferrand au sud-ouest lyonnais, aux Sept-Chemins, qui marque le début de l'A450, déjà réalisée (Figure 6.5). Il s'agit donc de créer une liaison entre deux communes périurbaines, toutes deux considérées comme des points noirs de circulation, qui possèdent déjà un réseau routier et autoroutier dense.

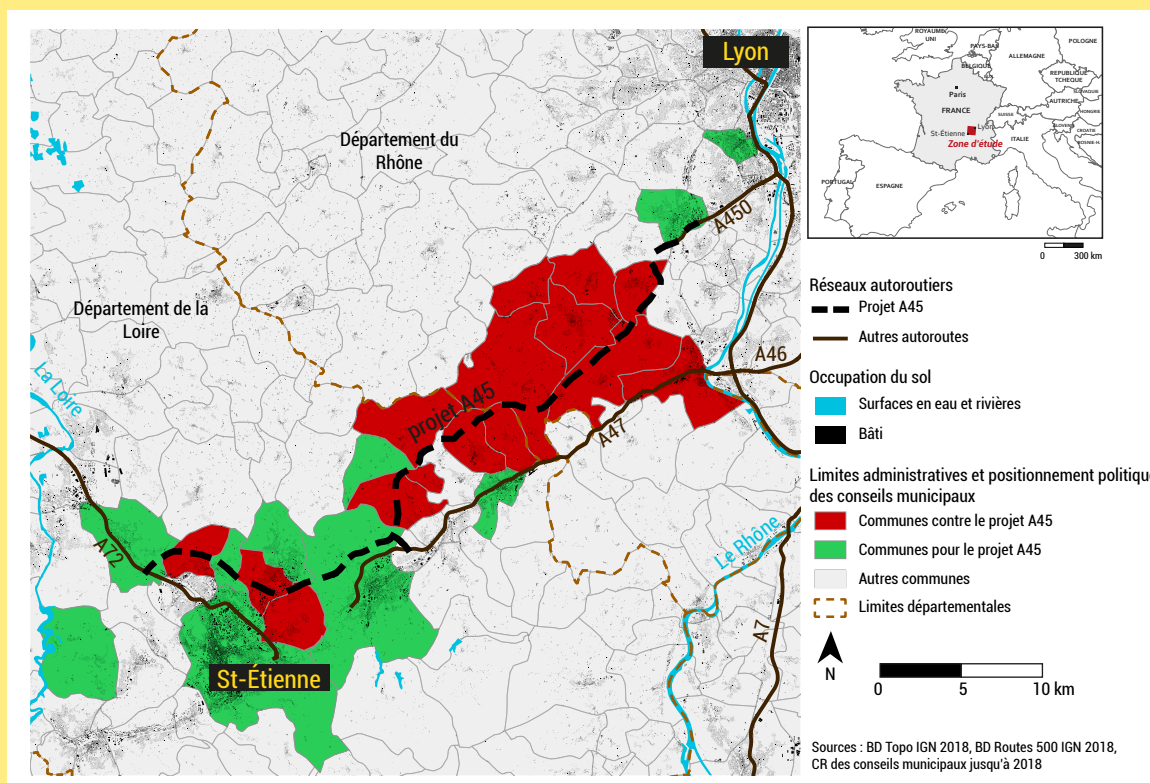


Figure 6.5. - Localisation du projet A45 et positionnement des conseils municipaux des communes par rapport au projet.

Le projet a émergé et a suscité une première opposition dès la fin des années 70, relancé en 1993 avec la réalisation des études préliminaires. Entre les périodes de mises en sommeil et de réactivation, environ tous les 10 ans, le dossier, tel un « serpent de mer » pour la région, est marqué par de nombreuses incertitudes, en particulier sur sa probable réalisation. Après la déclaration d'utilité publique (DUP), en 2008, et le vote du financement par les collectivités locales en 2016, les collectifs contre ce projet se sont vivement mobilisés, dénonçant la légitimité du projet, jusqu'à la suspension du projet par Elisabeth Borne, alors ministre des Transports à la fin 2018. À l'époque, la DUP était toujours d'actualité (elle a expiré en juillet 2020). À terme, l'A45 devait être connectée à l'Anneau des Sciences, surnom valorisant attribué au Contournement Ouest Lyonnais qui connaît, lui aussi, une opposition durable de la part des habitant.e.s de cette partie de l'agglomération.

Encadré 6.2. (suite)

Un collectif des opposant.e.s au projet A45 s'est peu à peu structuré (figure 6.6), regroupant des acteurs assez variés, tels que des groupes ou associations qui ont un peu d'expérience dans la lutte locale contre les projets d'aménagement de l'agglomération – comme les groupes opposés aux infrastructures lourdes dans l'ouest lyonnais – ainsi que des militant.e.s formés par des organisations du type Alternatiba, ATTAC, ... Les organisations écologistes telles que les associations de sauvegarde des coteaux (du Lyonnais, du Jarez), la Ligue de Projection des Oiseaux (LPO), la Fédération Rhône-Alpes de Protection de la Nature (FRAPNA) et des naturalistes bénévoles sont aussi engagés dans cette contestation. À cela s'ajoutent des associations locales, d'échelle communale qui se consacrent au bien-être des habitant.e.s (« Bien-vivre à ... ») ainsi que des communes qui se sont progressivement positionnées contre le projet, comme La Talaudière, commune résidentielle de l'agglomération stéphanoise, historiquement contre l'A45, (longtemps seule dans ce cas dans le département de la Loire).



Figure 6.6. - Manifestation de quelques membres de la coordination anti-A45 devant la préfecture de Lyon le 14 septembre 2018. Photo : René Raffin (*Le Progrès*)

Pour réaliser ces différentes cartes, des traitements de données à l'aide de SIG et un travail d'infographie a été nécessaire. L'adjectif « participatif » concernant ce travail mérite d'être questionné. En effet, la carte peut être soit envisagée sous l'angle de la participation du public (non cartographe) à son processus de conception et de réalisation, ou soit considérée comme un

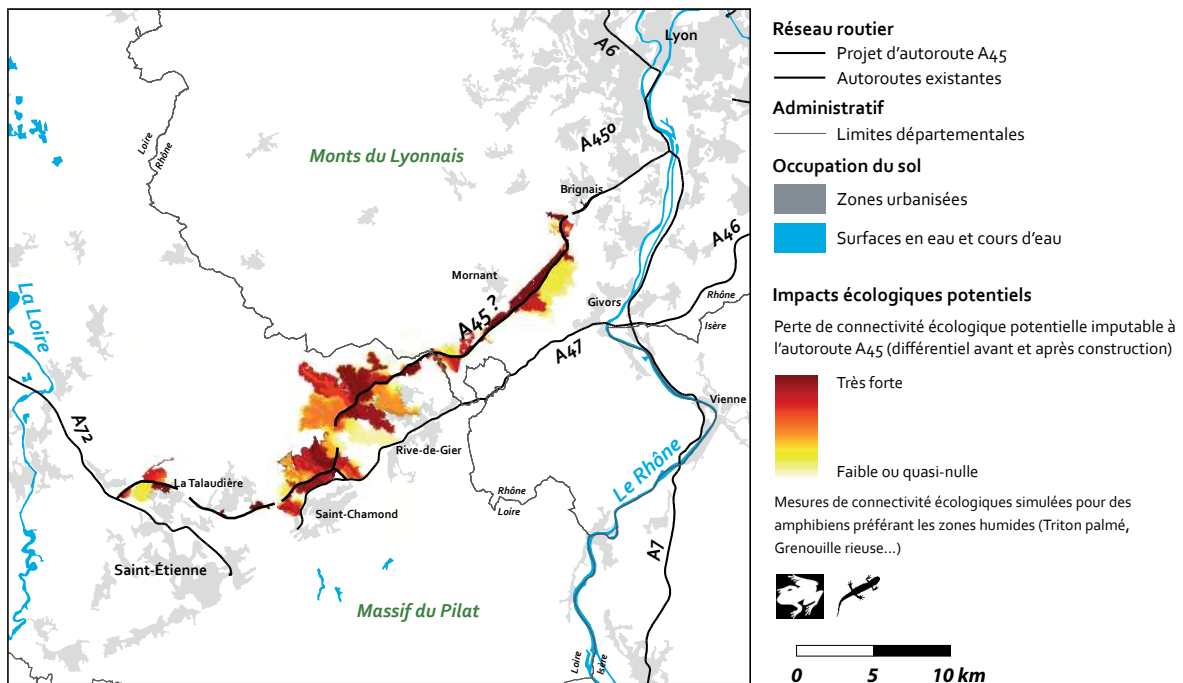
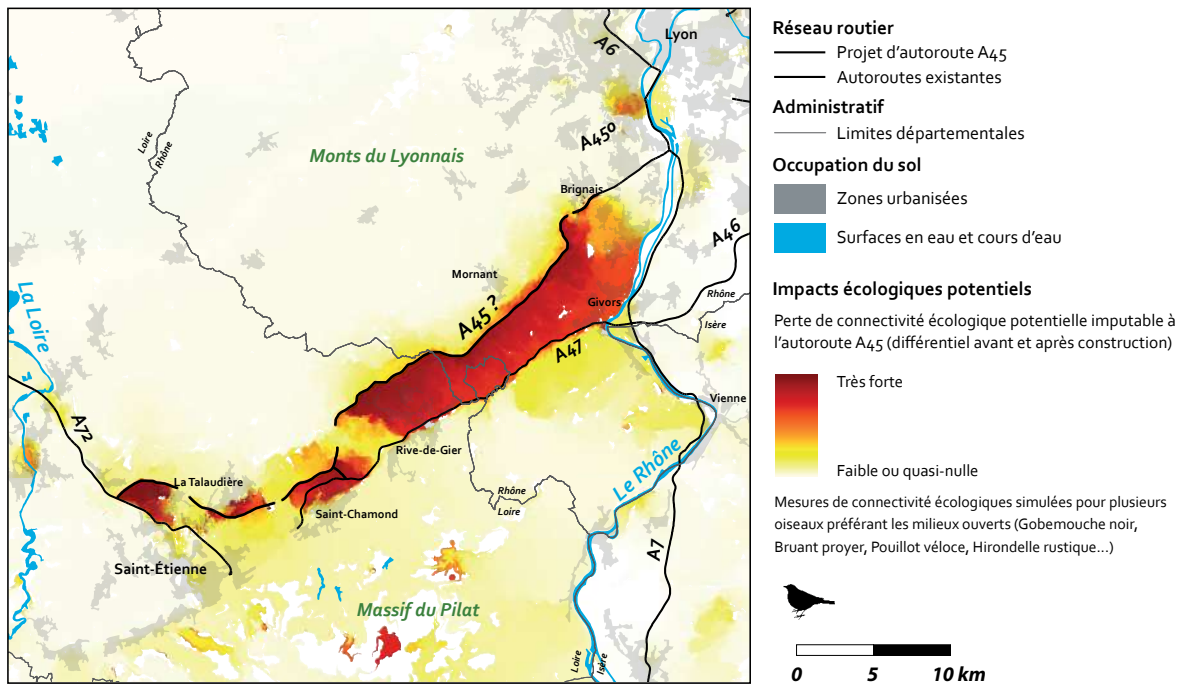
support iconographique privilégié pour la participation et l'engagement du public dans un débat ou un projet (Hirt et Roche 2013). Les cartes de la TVB de Saint-Étienne Métropole (chapitre 4) ont été réalisées selon la première approche. Dans le cas de ce travail sur l'A45, j'ai réalisé les cartographies en amont de la manifestation, sans concertation préalable avec le public ciblé. Ce travail s'inscrit donc ici dans la deuxième catégorie de participation. Les SIG ne sont donc pas ici utilisés de manière strictement participative comme cela a pu être fait dans d'autres contextes (Craig *et al.* 2002) mais ils servent en revanche à alimenter un dispositif participatif par diffusion de production cartographiques d'experts (Joliveau *et al.* 2013). La participation est donc considérée ici comme un dialogue entre les représentations expertes et habitantes du territoire concerné (Noucher 2013).

Comme mentionné par plusieurs auteurs (Monmonier 1991 ; Pavlovskaya 2006 ; Wood *et al.* 2010 ; Jacobs *et al.* 2015), ces cartes devaient faire l'objet de choix de représentation assumés afin qu'elles ne soient pas utilisées de manière abusive que ce soit par les « pro » ou « anti A45 ». Lors de ces ateliers, les participants étaient invités à annoter les cartes par exemple en localisant leur lieu de résidence ou en proposant des solutions alternatives à l'autoroute (figure 6.4). Certains participants ont notamment dessiné un nouveau pont à Givors sur le Rhône pour résoudre les problèmes de bouchons dans cette zone. Ils pouvaient ainsi mieux s'approprier les cartes en les personnalisant avec la possibilité de s'exprimer autour de celles-ci, soit oralement, soit graphiquement.

Parmi des cartes plus classiques présentant les enjeux locaux en matière de foncier, de logement ou de mobilité, j'ai choisi de mettre en lumière les enjeux liés à l'impact potentiel du projet d'autoroute sur la connectivité des habitats des espèces animales. Par ailleurs une fresque avait été réalisée par les associations naturalistes montrant les différentes espèces animales menacées par le tracé de l'autoroute, celles dont l'habitat était situé au niveau du fuseau prévu. Cette fresque réalisée en amont de nos travaux présentait l'intérêt majeur de sensibiliser les citoyens, et si possible les porteurs du projet, aux impacts de l'autoroute sur la biodiversité locale. Toutefois, comme souvent, cette représentation ne prenait nullement en compte l'aspect réticulaire lié aux déplacements des espèces dans le paysage. Le message se concentrait sur la perte d'habitat stricte pour certaines espèces, sans évoquer la question des réseaux écologiques. L'objectif pour nous était de sensibiliser les citoyens au concept de réseau écologique, en démontrant que les impacts écologiques de l'autoroute n'étaient pas délimités spatialement strictement le long du fuseau prévu. Après plusieurs essais de cartographie plus classique des réseaux écologiques (chapitre 5), aucune ne donnait entièrement satisfaction puisqu'elles étaient soit trop simplistes, soit trop complexes et ne permettaient pas de spatialiser les impacts potentiels sur la connectivité écologique. La méthode d'interpolation spatiale des métriques de connectivité présentée en 6.1.3 a été utilisée pour ces cartes. Pour les 15 groupes d'espèces étudiés, j'ai mesuré une métrique de connectivité locale pour chaque tache d'habitat que j'ai ensuite interpolée à l'ensemble du continuum spatial. Cette opération a été réalisée à l'état initial et après ajout du tracé d'autoroute. Deux exemples de groupes d'espèces différenciés ont été présentés au public lors de la manifestation (figure 6.7 et encadré 6.3). En complément, j'ai aussi souhaité réaliser une carte synthétique des impacts pour l'ensemble des groupes d'espèces qui montre pour chaque pixel, la perte la plus importante de connectivité parmi les 15 groupes d'espèces (figure 6.9). Cette carte représente donc le pire scénario et met en lumière les impacts sur toutes les espèces sans se focaliser sur un groupe en particulier (encadré 6.4).

L'A45, source de perturbations importantes sur la connectivité écologique des espèces animales ?

Exemples pour deux profils d'espèces différenciés



Collecte des données et définition des groupes d'espèces : Gérémine Girard et Ismail Sanchez-Penas (printemps 2018) - Master Géosystèmes Environnementaux et Master Géographies Numériques

Sources : BD Topo IGN 2018, corpus bibliographique recensant les informations sur les préférences des espèces

Calculs réalisés avec le logiciel Graphab : Marc Bourgeois et Gilles Vuidel (laboratoire ThéMA - Besançon)

Réalisation : Marc Bourgeois (septembre 2018) - Université Lyon 3 Jean Moulin - Laboratoire Environnement Ville Société



Figure 6.7. - Poster présenté en l'état (n°7) lors de la journée de mobilisation contre l'autoroute A45 le 22 septembre 2018 à la Talaudière (42). Les deux profils d'espèces ont été choisis pour montrer des résultats spatialement contrastés, avec des habitats et des traits fonctionnels différents, en particulier la distance de dispersion.

Encadré 6.3. - Approche pédagogique : quelle réception des posters par les étudiants de géographie ?

Dans le cadre d'un cours de Licence 3 critique sur les bases de données géoréférencées, je consacre habituellement la dernière séance de cours à la présentation des posters « A45 ». Lors de cet atelier, je dispose les posters sur des tables dans la salle et propose aux étudiants de se déplacer librement pour les consulter sans explication préalable (figure 6.8). L'exercice consiste à deviner les sources de données géographiques utilisées pour réaliser les cartes présentées. Ensuite, une synthèse des bases de données est effectuée et le projet d'autoroute est présenté mais l'objectif principal est de tester la réception des étudiants sur ces types de cartographie et de voir ce qu'ils en retirent sans que je les influence à l'oral. Lors de cet exercice, je suis conscient que les étudiants ne sont pour la plupart pas au courant des tenants et des aboutissants du projet et qu'ils n'ont pas encore eu de cours d'écologie du paysage à ce moment de leur cursus. Au final, les questions posées et les interrogations restent similaires à celles posées par les participants à la journée de mobilisation de la Talaudière. Plus de questions concernent le projet, mais moins de question concernent la sémiologie cartographique, ce qui semble logique (et rassurant) pour des géographes.

Comme lors de la journée de mobilisation, les cartes d'interpolation spatiale de la connectivité attirent l'œil par leurs couleurs vives et sont scrutées plus attentivement que les autres. Ils semblent comprendre les concepts de connectivité et de réseaux écologiques derrière ces cartes, sans même savoir ce qu'est un graphe paysager ou une métrique de connectivité. Après avoir réalisé trois fois cet exercice devant une cinquantaine d'étudiants à chaque fois (+ les participants à la journée du 22/09/18), je pense donc que cette méthode cartographique est suffisamment claire pour être testée dans d'autres contextes, par exemple pour guider les élus et les praticiens dans l'élaboration de politiques de planification, voire même les promoteurs immobiliers dans la cadre de la réalisation de leurs projets (conclusion).

Par ailleurs, les étudiants sont en général ravis de revenir au papier dans un format de cours plus informel après plusieurs séances derrière les ordinateurs à tenter de faire fonctionner tant bien que mal des outils SIG. La carte papier, bien qu'en voie de disparition, devient plus rare et est donc de fait plus appréciée, comme la lettre manuscrite reçue dans notre boîte aux lettres, plus originale et personnelle qu'un email.



Figure 6.8. - Réutilisation des posters A45 pour des ateliers cartographiques avec les étudiants dans le cours de L3 « Analyse des données géoréférencées »

Les cartographies réalisées montrent que les impacts potentiels sur la connectivité sont certes plus importants à proximité du tracé de l'autoroute mais que ces impacts peuvent parfois être très distants du tracé prévu, parfois situés à plus de 5 kilomètres de celui-ci, y compris pour des espèces peu mobiles (exemple des amphibiens sur la [figure 6.7](#)). Ce phénomène a été souligné par de nombreux participants et démontrent ainsi l'intérêt de ce type de cartographie en termes de communication. Le choix des couleurs chaudes (rouge/marron) pour les impacts forts a permis aux participants de percevoir très rapidement là où les pertes de connectivité seraient les plus importantes. En revanche, les participants plus spécialisés sur ces thématiques (ex : naturalistes bénévoles) ont souvent posé

des questions complémentaires pour comprendre la méthodologie de réalisation de ces cartes, en pointant l'effet « boîte noire » du modèle utilisé pour leur réalisation. Des explications ont alors dû leur être fournies pour guider leur lecture de la carte surtout dans le but de ne pas fausser leur interprétation. Bien que ces cartes ne représentent que l'un des impacts environnementaux du projet (ici sur la connectivité), les cartes étaient souvent perçues par les participants comme des zonages de perte immédiate d'habitat, et de biodiversité alors que ce n'est en réalité pas le cas. Les diminutions, ou extinctions locales des populations d'espèces (sauf sur le tracé) ne pourraient en effet se produire qu'à l'échelle de plusieurs générations d'individus, sans prendre en compte leurs capacités d'adaptation au changement.

”

Participant : « *Mais qu'est-ce que cette tache rouge dans le Massif du Pilat ?* » ([figure 6.7](#))

M. Bourgeois : « *il s'agit d'un impact potentiel fort sur la connectivité. Cela est dû au fait qu'un chemin de déplacement potentiel important entre deux taches est rompu par l'autoroute. Et donc que la tache d'habitat existante sera moins alimentée par les flux d'individus après construction* »

Participant : « *Ah donc ces oiseaux vont disparaître du Pilat ?* »

MB : « *pas forcément mais les populations d'individus pourraient être affectées sur plusieurs générations* »

Malgré ces explications, la personne est visiblement repartie convaincue qu'elle ne verrait plus jamais de Gobemouche noir dans le Pilat si l'autoroute était construite...

Encadré 6.4. · Comment faire mentir les cartes ?

Mark Monmonier, dans son ouvrage « *Comment faire mentir les cartes* » ([Monmonier 1991](#)) présente dans son ouvrage tout un panel de techniques cartographiques utilisables pour orienter le lecteur selon la doctrine défendue par le concepteur de la carte. Il y indique notamment qu'avec les cartes, le mensonge est facile mais essentiel et que les pieux mensonges sont des éléments essentiels du langage cartographique. En réalisant les cartes d'impacts potentiels issues de l'interprétation spatiales des métriques de connectivité, je me suis rendu compte qu'un grand nombre de possibilités de représentations cartographiques s'offraient à moi. Pour des raisons matérielles, et surtout pour des raisons d'efficacité en matière de communication, il n'était pas souhaitable de présenter les résultats de tous les groupes d'espèces étudiés. Il a donc fallu en choisir deux parmi les quinze ([figure 6.7](#)) en privilégiant deux profils divers, avec des impacts spatiaux différenciés. Par ailleurs, j'ai souhaité aussi mettre en avant l'approche multi-espèces retenue, en la synthétisant en une seule carte. C'est là que la question de représentation cartographique est essentielle. En effet, différentes méthodes sont possibles. Par exemple, pour un pixel, il est possible de représenter le pire impact pour l'un des groupes d'espèces, de moyenniser tous les impacts en les normalisant ou en les pondérant selon l'importance donnée à chaque groupe, ou encore de représenter le groupe d'espèces le plus affecté par le projet dans telle zone donnée ([figure 6.9](#)). D'un point de

Encadré 6.4. (suite)

vue scientifique, toutes les cartes sont valides. Elles présentent toutes les mêmes biais déjà évoqués (que signifie un pixel pour une espèce ?). Mais une carte doit avant tout être réalisée en fonction d'un message à faire passer, pour communiquer sur une problématique territoriale (Zanin 2022). Ainsi, la carte choisie a été celle représentée en figure 6.9A, qui présente le scénario du pire avec des impacts très marqués qui, pour certains participants « font peur ». Alors que finalement, la carte qui présente la moyenne des impacts (figure 6.9C) aurait été beaucoup plus lissée, mais aurait sans doute beaucoup moins marqué les esprits. Mensonge cartographique ? Choix assumé de représentation pour s'engager contre le projet d'autoroute ? Déformation volontaire de la réalité écologique ? Pour Lambert et Zanin (2016), il faut polémiquer, contester, dessiner sa propre vision du monde en réalisant des cartes qui font bouger les lignes et en menant un combat cartographique. Les cartes « A45 » s'inscrivent-elles dans ces recommandations ? Je laisserai le lecteur ou la lectrice de ce mémoire en juger !

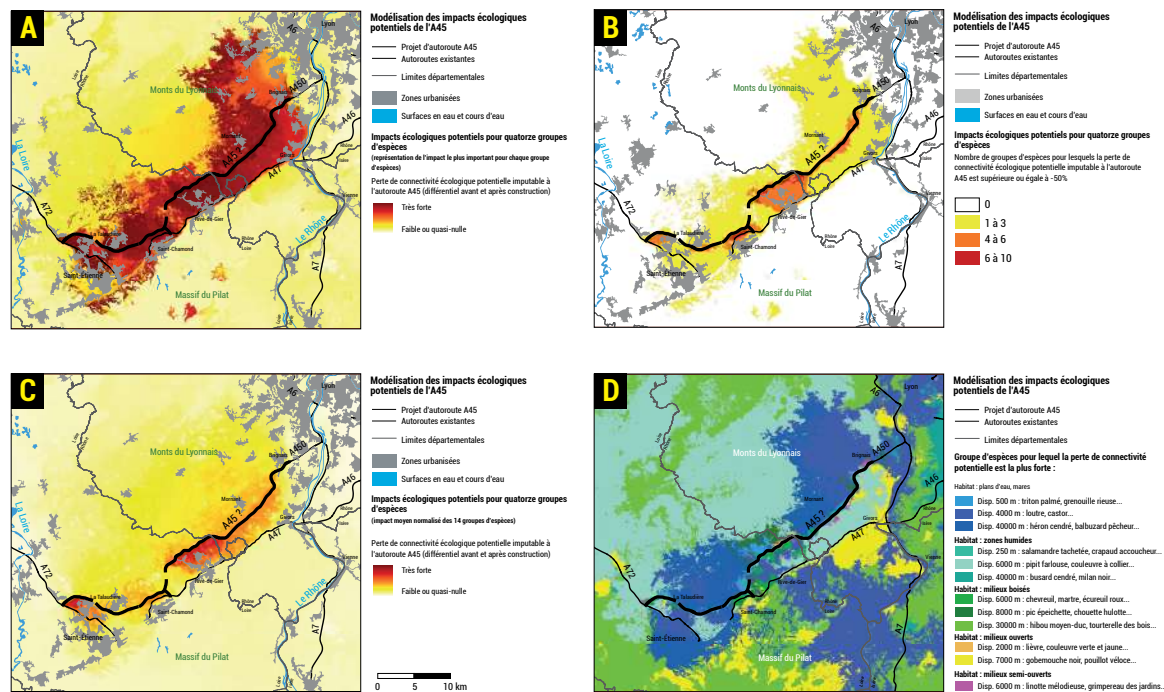


Figure 6.9. - Exemples de différents types de cartographie et de sémiologie utilisés à partir des mêmes données d'interpolation de la métrique *IF*. La carte A présente pour chaque pixel la plus forte perte de connectivité pour chacun des groupes d'espèces. La carte B présente pour chaque pixel, le nombre de groupes d'espèces où la perte de connectivité est supérieure à 50 %. La carte C présente pour chaque pixel, le taux moyen de perte de connectivité pour chaque groupe après normalisation. La carte D présente pour chaque pixel, le groupe d'espèces pour lequel la perte de connectivité est la plus forte.

6.2.3. · DE L'AIDE À LA DÉCISION VERS L'AIDE À LA MOBILISATION ?

Lors de cette journée de mobilisation, les échanges des chercheurs avec les participants étaient nécessaires pour assurer la bonne compréhension des cartes et pour initier le débat autour de chacune des thématiques présentées. En ce sens, les cartes n'ont pas été réalisées pour être lues individuellement sans accompagnement. Les légendes étaient réduites au minimum, sans explication méthodologique à la différence de posters au format scientifique. Les différentes cartes ont toutes interpellé les participants mais ce sont celles centrées autour des questions de connectivité qui furent les plus discutées et débattues. Cela est sans doute lié à trois facteurs : le premier concerne la méthode de réalisation des cartes, issues de modélisations informatiques complexes pour le grand public qui nécessitent des explications supplémentaires. Le deuxième est lié à la sémiologie graphique. Ces cartes présentent des gradients de couleurs vifs qui attirent l'œil, ce qui était l'objectif en réalisant des cartes de potentiel de connectivité (« interpoler pour interpeller »). Enfin, la thématique, liée aux impacts environnementaux et plus spécifiquement sur la biodiversité était chère à de nombreux participants, comme le témoignait la présence de nombreux stands d'associations naturalistes lors de l'évènement.

Les cartes de connectivité présentées, issues de méthodes complexes de modélisation ont été simplifiées au maximum pour permettre au grand public de les comprendre le plus rapidement possible. Bien que nous ayons jugé que la compréhension de ces cartes a finalement été assez bonne, nous sommes conscients qu'ils représentent les impacts de l'autoroute sur la biodiversité d'un point de vue non objectif (*encadré 6.4*). Les choix de couleurs (rouge foncé pour une forte perte de connectivité) et les seuils de discrétisation choisis (à partir de quelle valeur le gradient devient rouge ?) sont non neutres et nous permettent d'orienter la lecture de la carte des participants (*Monmonier 1991 ; Lambert et Zanin 2016 ; Mericskay 2022*), ici pour insister visuellement sur l'effet de fragmentation des habitats écologiques par une grande infrastructure de transport terrestre (*Forman et Alexander 1998 ; Cushman 2006 ; Fu et al. 2010 ; Girardet et al. 2013*).

La présentation de ces cartes de connectivité écologique a été l'un des arguments forts pour insister sur les effets négatifs de l'A45. Comme l'on pouvait s'y attendre, il est évident que lors d'une journée de mobilisation contre le projet d'autoroute, les porteurs et défenseurs du projet ne seraient pas présents, et que nos cartes serviraient sans doute à renforcer les convictions des citoyens déjà convaincus. Certaines de nos cartes, en particulier celles des impacts écologiques ont été régulièrement photographiées, et étaient très appréciées par les participants puisqu'elles permettaient de justifier leur combat. Inversement, les cartes présentant les fortes prévisions attendues de population le long du tracé d'autoroute et celles montrant la saturation du trafic routier et ferroviaire ont été moins longuement examinées, puisque d'une certaine manière, elles permettaient de justifier la construction d'un nouvel axe pour désengorger le trafic et anticiper les déplacements futurs entre Lyon et Saint-Étienne. Elles ont toutefois permis de débattre autour de nouvelles solutions de mobilité pour améliorer la situation actuelle sans construire de nouvelle autoroute.

Comme cela fut démontré par Léa Sébastien (2017), nous avons confirmé que les mobilisations contre les projets de grandes infrastructures de transports développent des nouveaux attachements territoriaux qui impliquent une redécouverte des valeurs environnementales et patrimoniales du

territoire concerné. Les cartes présentées ont aussi permis de mettre en évidence spatialement les prévisions de développement résidentiel dans la zone, prévues par les SCOTs et les PLU et dont les habitants n'avaient souvent conscience ni de leur ampleur, ni de leur localisation. Par exemple, un élu d'une des communes traversées par le fuseau autoroutier nous a évoqué sa difficulté à répondre à ces préconisations en termes de quantités de nouveaux logements à prévoir et d'espace disponible à dédier à cette urbanisation. Il nous a fait part de son manque de compétences pour trouver les bons arguments pour permettre le développement de sa commune tout en préservant au maximum la biodiversité ce qui fait écho aux problèmes soulevés dans le [chapitre 5 \(5.3\)](#). Cela pose sérieusement la question sur la capacité d'agir à un niveau très local dans ce contexte en répondant aux préconisations supra-communales (SCOT), voir nationales (DUP pour le projet A45).

Pour revenir à des questions plus cartographiques, notre approche présente l'inconvénient de n'être basée que sur des cartes statiques. Une autre approche utilisée dans la planification, la gestion des risques et de l'environnement consiste à utiliser des cartes dynamiques, interactives ou en ligne, de tels supports étant reconnus comme susceptibles d'améliorer la participation ([Kingston 2007](#) ; [Nuojuua 2010](#) ; [Mericskay 2022](#) ; [Noucher 2013](#)), la communication d'informations et la collecte de données pour un débat spatialement explicite ([Schwarz et Bräuer 2021](#)). Par exemple, des études sur la communication des risques ont montré les avantages de jouer avec l'étendue et l'échelle et à sélectionner des scénarios alternatifs ([Becu et al. 2017](#) ; [Stephens et al. 2017](#) ; [Abrami et Becu 2021](#)), ainsi que l'utilité des écrans partagés pour comparer les cartes ([Cinnamon et al. 2009](#)). Dans le cas présent, de telles alternatives auraient pu être intéressantes afin de comparer les impacts de l'autoroute selon différents scénarios de construction. Malheureusement, dans le cas de ce projet, aucun autre tracé alternatif n'a été envisagé par les porteurs du projet. De plus, d'un point de vue logistique il était difficile de savoir à l'avance quels auraient été les besoins et les attentes des participants et à quel point ils auraient été à l'aise ou non avec des outils plus difficiles à manipuler techniquement ([Caley et al. 2008](#)). Dans tous les cas, l'outil Graphab n'est pour le moment pas adapté pour mener des expérimentations de simulations participatives et le logiciel n'a pas été conçu pour cela contrairement à d'autres expérimentations menées à l'aide de jeux sérieux ([Becu et al. 2017](#)).

La journée de mobilisation nous a permis de présenter nos recherches au grand public et de démontrer comment les citoyens peuvent mobiliser les travaux de recherche scientifique pour s'engager et/ou prendre position dans un contexte de conflit lié à un projet d'aménagement ([Dietrich et Grim 2019](#)). Même si nous sommes convaincus de la robustesse scientifique de toutes nos cartes, qu'elles traitent de questions foncières, de logement, de mobilité ou de connectivité, nous avons pu nous rendre compte que les choix cartographiques réalisés orientaient les participants dans leurs réflexions. La plupart du temps, les cartes ont permis de légitimer les positions des participants, tous étant positionnés contre le projet d'autoroute.

Le projet d'autoroute A45 fut finalement abandonné en juillet 2020, près de deux ans après cette mobilisation, la Déclaration d'Utilité Publique ayant été abandonnée et non renouvelée. Il serait prétentieux de notre part de corréliser la présentation de « simples » cartes dans le cadre d'une journée de mobilisation à l'abandon du projet alors que des associations locales militaient depuis plus de 30 ans contre ce projet. Néanmoins, les relations construites entre la recherche et les actions de mobilisation au cours de ce travail ont permis de montrer comment la recherche en géographie et aménagement, souvent utilisée pour l'aide à la décision pouvait aussi servir d'aide à la mobilisation.

6.3. · DES CARTES POUR LA VÉGÉTALISATION : EXEMPLE DU PROJET COLLECTIFS

6.3.1. · ÉVALUER L'IMPACT DE LA VÉGÉTALISATION DANS 40 PARCELLES D'HABITAT COLLECTIF

La cartographie peut servir à illustrer des propos textuels de manière parfois neutre, mais souvent orientée. Elle peut aussi être utilisée pour la contestation et la mobilisation comme démontré dans le cadre du projet A45 mais peut aussi être mobilisée pour mettre en œuvre des projets plus vertueux, favorables cette fois-ci à la biodiversité. Le cas d'étude que je présente ici s'inscrit dans le cadre du projet COLLECTIFS. Il est contextualisé dans le [chapitre 5 \(section 5.3.3\)](#) et détaillé largement dans Bourgeois *et al.* ([en révision](#)). Ce travail de recherche a permis d'évaluer l'impact de plusieurs scénarios de renaturation, et dans ce cas, de végétalisation à l'échelle de la métropole de Lyon. Si ce travail permet de visualiser quelles seraient les parcelles d'habitat collectifs les plus intéressantes à végétaliser pour améliorer la connectivité des habitats de plusieurs taxons animaux, il présente l'inconvénient de s'appuyer sur un état de simulation initial à t_0 et un état de simulation final à t_{+1} où toutes les modifications sont réalisées en une seule fois. Pour analyser plus finement la contribution de la végétalisation d'une parcelle donnée à l'ensemble de la connectivité, nous avons effectué un test itératif sur les 40 collectifs ciblés dans le cadre du projet COLLECTIFS ([figure 3.8](#)). D'une certaine façon, le choix de ces 40 collectifs, bien que réduit fait sens puisque ce sont dans ces copropriétés ou logements sociaux que certains habitants ou conseils syndicaux sont engagés dans des démarches de végétalisation ou du moins de changements de pratiques paysagères dans leur parcelle. Cette partie du travail visait à démontrer :

- Quelle est la contribution de chaque parcelle à la connectivité globale du réseau écologique de deux espèces terrestres (Hérisson européen et Écureuil roux) sur l'ensemble de la métropole de Lyon ?

- Quelle est la contribution de chaque parcelle à la connectivité locale du réseau ? En d'autres termes, quelles sont les améliorations potentielles de connectivité pour le quartier environnant la parcelle d'étude concernée ?

À l'aide de ces résultats, nous avons choisi de créer des supports cartographiques compréhensibles pour les habitants des parcelles concernées afin de les sensibiliser à l'importance des approches réticulaires pour protéger et maintenir la biodiversité en ville et présenter par la même occasion l'état actuel des espaces végétalisés à l'échelle de la métropole de Lyon.

Pour répondre à ces deux questions, nous avons utilisé la méthode d'ajout de taches, initialement développée par Foltête *et al.* (2014) pour prioriser des mesures de restauration écologique et implémentée par la suite par Clauzel *et al.* (2015) et Tarabon *et al.* (2021) parmi d'autres. Ici, pour les 40 parcelles d'habitat collectif, nous avons ajouté les taches d'habitat dans chaque parcelle une à une pour les taxons étudiés en remplaçant l'ensemble de la parcelle existante par la classe d'habitat des espèces, en conservant seulement le bâti existant. Pour chacun des 40 sites d'étude, nous avons calculé une métrique de connectivité globale (*EC*) et une métrique de connectivité locale (*IF*). En comparant les valeurs globales de *EC* entre l'état initial et l'état de restauration maximal, nous avons pu classer les 40 collectifs. Pour chaque taxon, nous avons hiérarchisé chaque parcelle selon

leur contribution à la connectivité globale du réseau. Un classement permet donc de connaître les parcelles qui seraient à végétaliser en priorité pour prioriser le maintien de la connectivité de telle ou telle espèce (figure 6.10). Il est possible aussi de pondérer les classements en fonction de l'importance donnée à telle ou telle espèces ou de proposer des classements moyens pour plusieurs espèces.

Pour chaque parcelle et chaque taxon, nous avons aussi calculé la métrique locale *IF* avant et après végétalisation. Comme dans le cadre du projet A45, cette métrique a été interpolée à l'ensemble du continuum spatial pour rendre ces analyses de connectivité plus faciles à comprendre pour un public de non spécialistes (Bourgeois *et al.* 2022). Les résultats permettent d'obtenir des cartes de gain potentiel de connectivité de chaque parcelle, interpolées sur l'ensemble de la zone d'étude (figure 6.11).

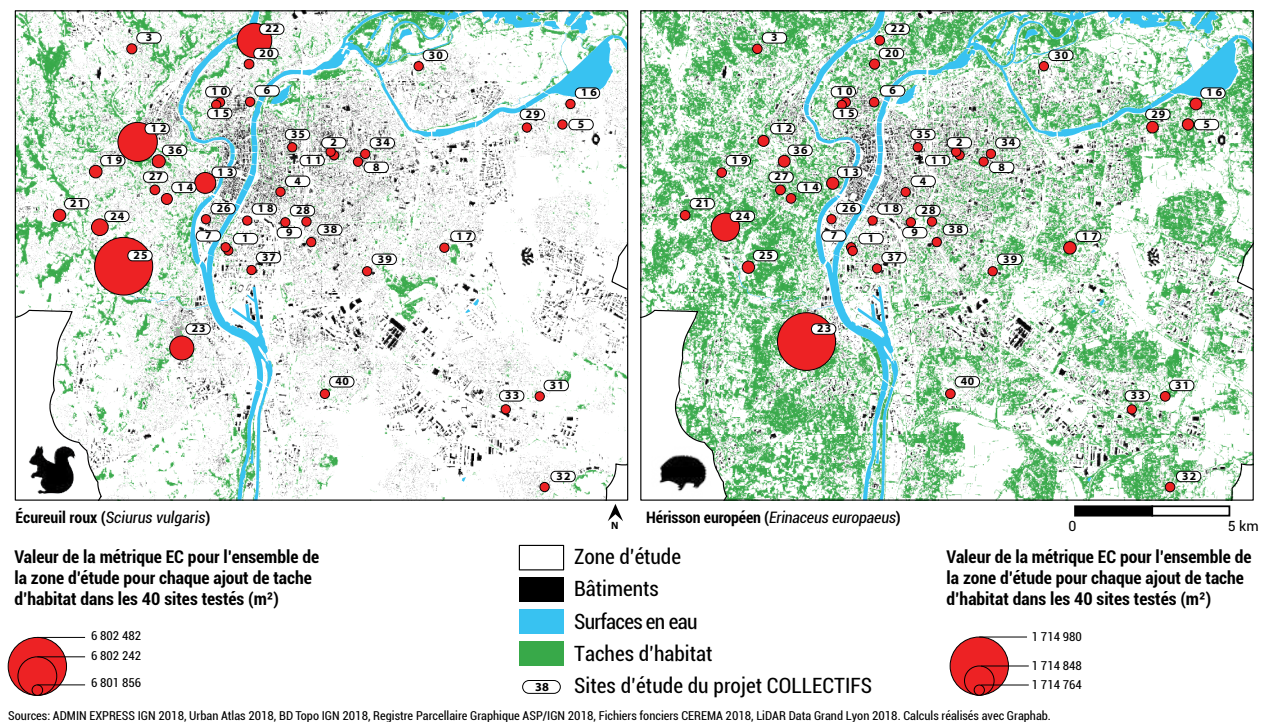


Figure 6.10. - Contributions de chaque ajout de tache d'habitat dans les 40 parcelles des sites d'étude à la connectivité globale de la zone d'étude. Les disques rouges représentent les parcelles où la végétalisation (avec l'ajout de taches d'habitat) serait le plus efficace pour améliorer la connectivité globale. D'après Bourgeois *et al.* (en révision).

6.3.2. - QUELLES PERCEPTIONS DES HABITANTS SUR CES RÉSULTATS ?

Le 27 avril 2023, nous avons organisé avec l'équipe de COLLECTIFS une soirée de restitution des résultats scientifiques du projet à destination des habitants des sites d'études retenus. La majeure partie des résultats concernait les analyses issues des inventaires de biodiversité réalisés en partie de manière participative qui seront présentés dans la thèse de Thomas Boutreux. Un espace de la salle était dédié pour une exposition de posters que j'ai réalisés sur la thématique de la connectivité des habitats écologiques (figure 6.12). Deux posters dont celui présenté en figure 6.13 présentaient l'état initial de la connectivité des habitats de deux taxons, et l'évolution potentiel du flux de connectivité potentielle (métrique *IF*) en cas de végétalisation simultanée de toutes les parcelles

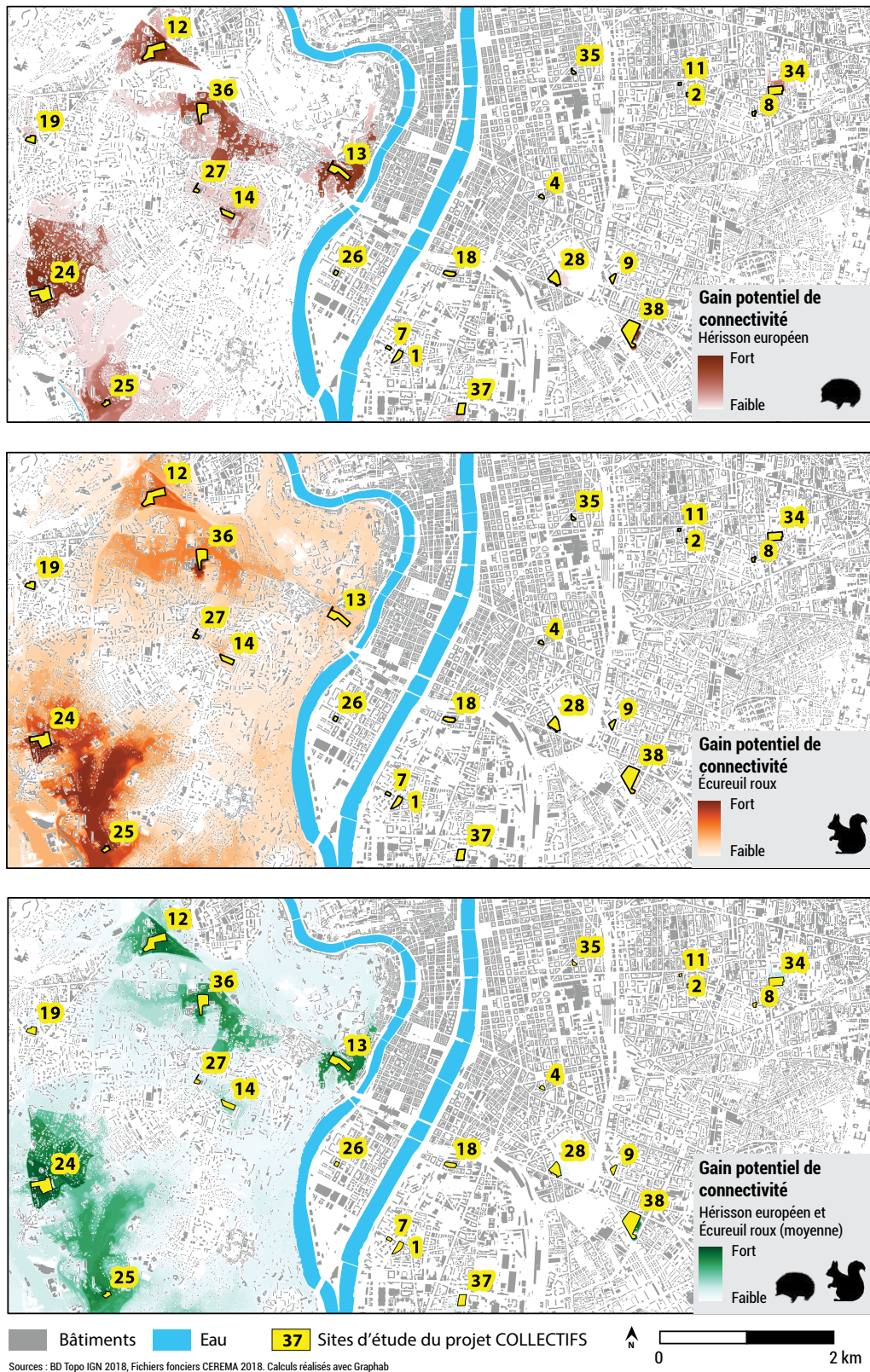


Figure 6.11. - Interpolations spatiales de la métrique *IF* pour deux espèces dans le centre et la proche banlieue de Lyon. Les couleurs des pixels traduisent l'évolution plus ou moins marquée de la connectivité potentielle en cas d'ajout de taches d'habitat dans chacun des sites d'étude. La dernière carte propose une agrégation entre les deux profils d'espèces, ici par une moyenne effectuée après normalisation des taux pour chaque espèce. D'après Bourgeois et al. (en révision).

d'habitat collectif. Les résultats issus de l'ajout de taches dans les 40 sites d'études ont été présentés dans un autre poster (figure 6.14). Fort de l'expérience du débat cartographique mené quelques années auparavant avec les habitants mobilisés contre l'A45, j'ai décidé de nouveau de représenter sur ce poster des potentiels de connectivité issus de l'interpolation spatiale de la métrique *IF* dans chaque tache d'habitat.

Les retours des habitants des 40 sites d'études ont été d'un certain point de vue similaires à ceux des habitants mobilisés contre l'A45 dans la mesure où les personnes intéressées par les résultats cartographiques avaient besoin d'explications supplémentaires concernant la modélisation. Mais en revanche, les personnes présentes lors de cette soirée étaient bien plus au fait des notions de réseau écologique et de connectivité. La difficulté majeure a été de leur expliquer la différence entre les cartes statiques, qui montrent malgré tout un flux de connectivité, mais à l'état initial, avec les cartes d'évolutions qui montrent les évolutions potentielles du flux de connectivité en cas de végétalisation des parcelles des copropriétés. De prime abord, les habitants cherchent d'abord leur lieu de résidence, réflexe habituel, que j'ai éprouvé de nombreuses fois en cours : lorsque je demande aux étudiants d'aller où ils veulent sur Géoportail, ils vont d'abord chez eux ! Une fois qu'ils se sont repérés, les habitants des collectifs se sont naturellement tournés d'abord vers la carte la plus esthétique, celle qui présente les potentiels de connectivité. Seulement après, ils ont essayé



Figure 6.12. - Présentations en plénières et ateliers autour des posters de connectivité dans le cadre de la soirée de restitutions habitant.e.s du projet COLLECTIFS le 27 avril 2023 à la Cité des Halles (Lyon 7^{ème}). Photos : Marc Bourgeois et Aline Chalchat.

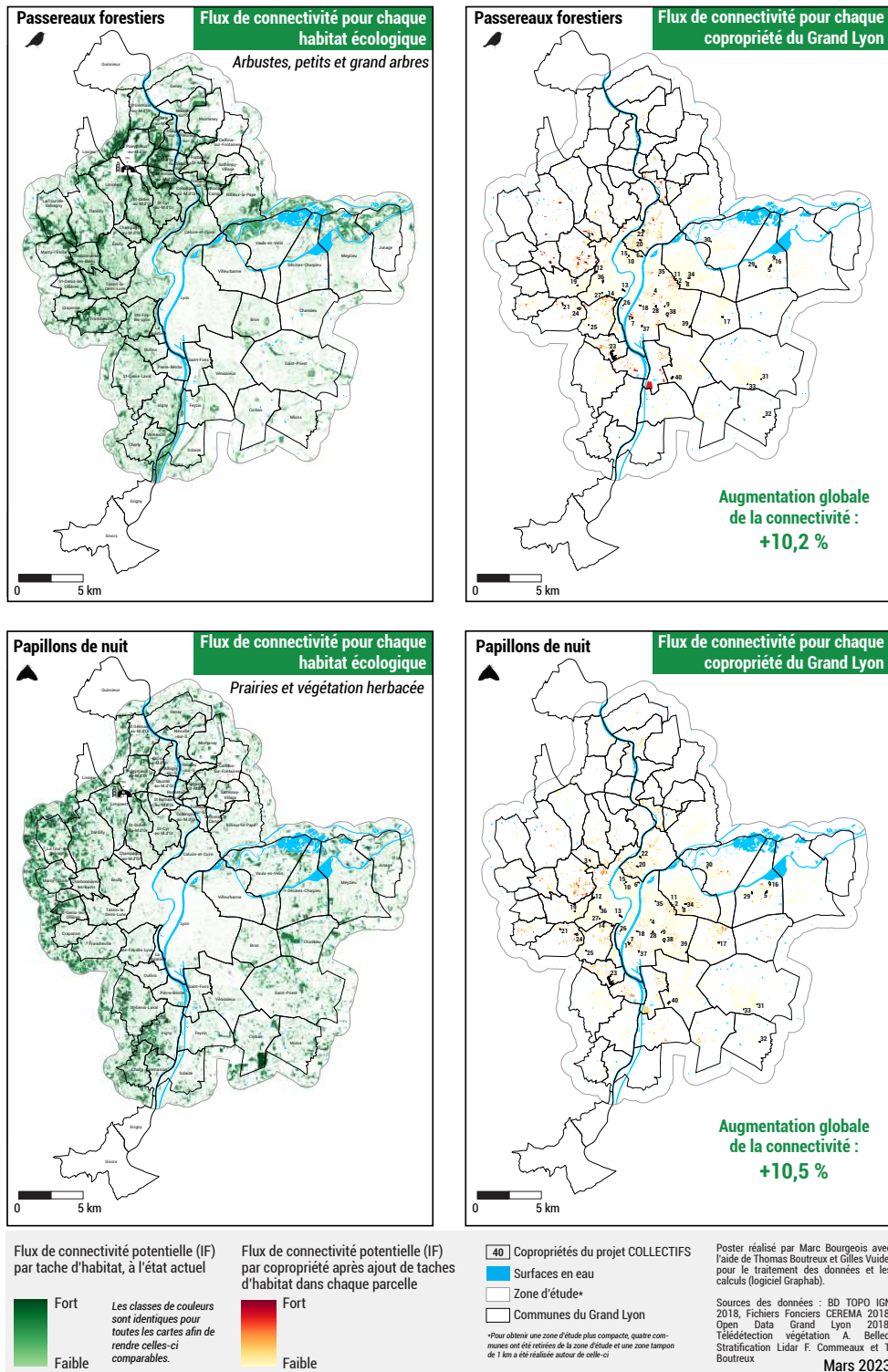


Figure 6.13. - Cartographie des flux de connectivité potentielle pour deux groupes d'espèces à l'état initial pour les taches d'habitat (à gauche) et pour chaque parcelle d'habitat collectif après ajout des taches d'habitat des espèces dans chacune d'entre elles. Ce poster a été présenté tel quel lors de la soirée COLLECTIFS pour les habitant.e.s le 27 avril 2023.

de comprendre les autres en me demandant des explications. La carte de potentiel de connectivité (figure 6.14) a eu l'impact que j'avais imaginé. En effet, les habitants sont surpris, ou ravis, de voir que la végétalisation de leur parcelle ne profiterait pas qu'à leur bien être personnel, mais pourrait être bénéfique à l'ensemble d'un quartier, du moins en termes de connectivité potentielle. En revanche, la dichotomie est/ouest montrée sur les cartes est à double tranchant. En effet, les cartes ont tendance à suggérer que les plus

forts gains de connectivité seraient obtenus dans les zones déjà bien pourvues en espaces verts. Ce qui est normal, puisque la métrique calculée intègre la notion de flux. Végétaliser une parcelle totalement déconnectée du réseau n'aurait ainsi qu'un impact positif très limité sur la connectivité. Certains habitants m'ont donc fait remarquer qu'il faudrait d'abord travailler sur l'ouest lyonnais, pour obtenir plus rapidement des résultats bénéfiques, et travailler dans un second temps sur les quartiers les plus carencés en végétation, donc dans l'est lyonnais. Pourtant cette approche ne fait pas l'unanimité puisque les habitants de l'est lyonnais pensent au contraire qu'il faut d'abord mener des opérations de végétalisation dans les quartiers les plus minéralisés initialement.

L'opposition est/ouest observée en termes de végétation et de flux de connectivité est représentative des contrastes sociaux dans la Métropole de Lyon. En effet, en simplifiant, l'ouest lyonnais, mieux pourvu en végétation correspond aux zones les plus riches de la métropole (si l'on fait abstraction du centre historique) alors que l'est est généralement plus pauvre, et de fait, plus carencé en végétation. Les cartes présentées mettent ainsi en avant une corrélation entre le niveau de vie et l'accès à la végétation, synonyme d'une biodiversité plus riche, mais aussi d'accès à des îlots de fraîcheurs et des aménités dites « vertes » (parc urbains, jardins, aire de loisirs). Sans avoir mené une véritable étude scientifique sur ces relations, il semblerait que dans le contexte lyonnais, les contrastes environnementaux soient aussi révélateurs des contrastes socio-économiques, ce qui serait loin d'être une exception comme le démontrent plusieurs études dans des contextes urbains très différents par exemple en Australie, aux États-Unis, au Chili ou dans plusieurs villes à l'échelle mondiale (Mennis 2006 ; Luck *et al.* 2009 ; Wu *et al.* 2019 ; Muñoz-Pacheco et Villaseñor 2023).

Lors de la présentation des posters réalisés lors de la soirée de restitution du projet COLLECTIFS aux habitants, j'ai pu échanger avec une élue du 7^{ème} arrondissement. Pour elle, les cartes proposées sont très intéressantes et les habitants sont de plus en plus preneurs des résultats issus de travaux scientifiques. Personnellement, elle n'avait jamais vu ce type de résultats. Mais malgré tout, elle m'a fait remarquer que la carte présentée n'est pas vraiment favorable à son arrondissement puisque comparativement à d'autres zones de la métropole, les gains potentiels de connectivité sont extrêmement faibles pouvant donner l'illusion que toute action de végétalisation (souvent coûteuse) serait vaine et inutile d'un point de vue écologique ce qui peut paraître décourageant en termes d'action publique locale (figure 6.15). Elle a toutefois noté que certaines actions locales (ici publiques) ne sont pas forcément visibles sur les modèles comme la mise en application d'un fauchage raisonné au Parc de Gerland. Elle a également à juste titre mentionné le fait que la

”

Je ne suis pas surpris des faibles valeurs de connectivité dans l'est lyonnais : tout est minéral ici on a très peu de verdure. Moi je pense que la SNCF a un rôle capital à jouer. Regardez, les axes ferroviaires traversent la métropole de part et d'autre, il faut créer de grandes coulées vertes le long des voies ferrées pour renforcer les flux écologiques entre le centre-ville et les espaces périphériques.

Retour d'un habitant d'un des 40 sites d'études lors de la soirée de restitution du projet COLLECTIFS aux habitants.

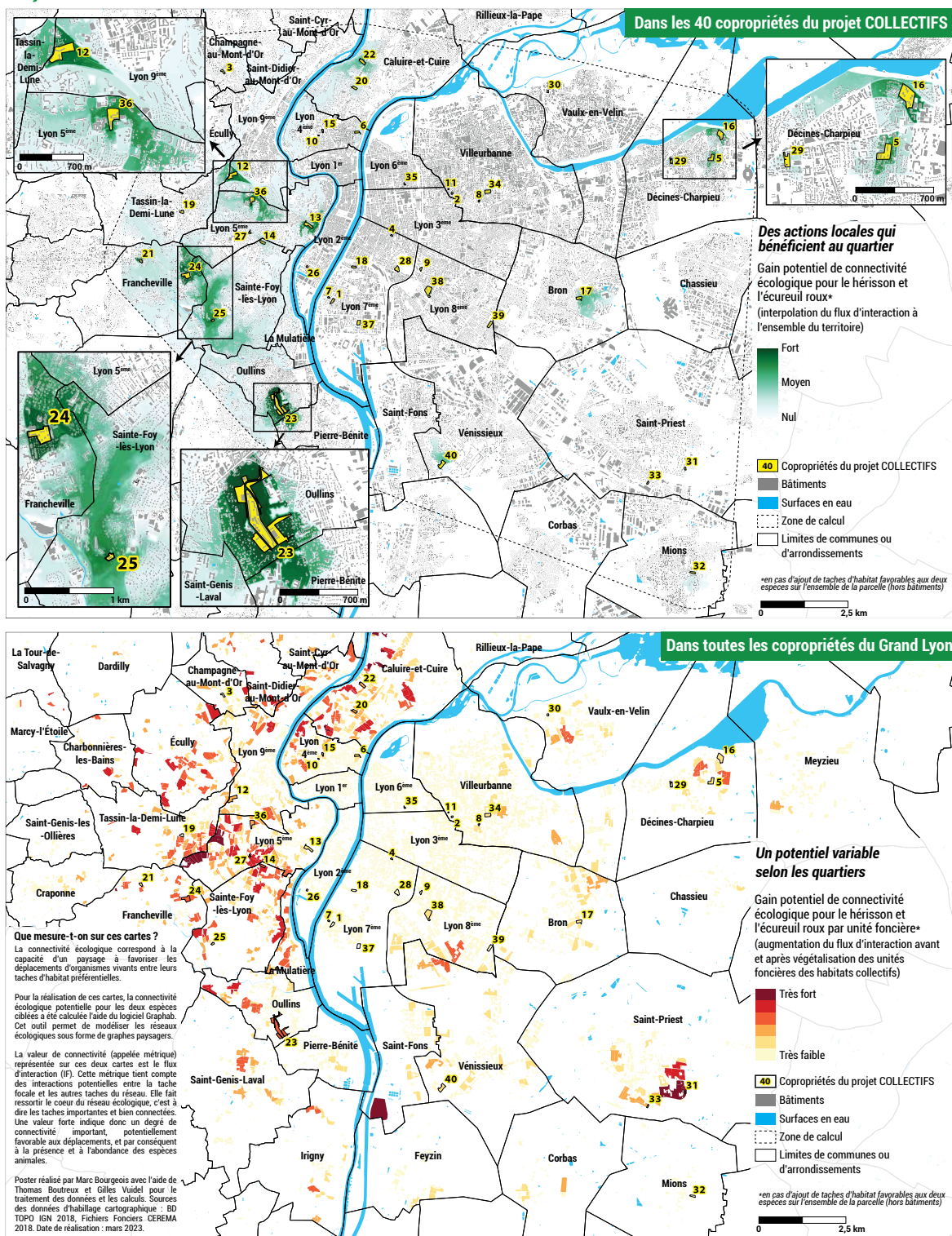


Figure 6.14. - Évaluation et spatialisation de l'impact potentiel de la végétalisation des parcelles d'habitat collectifs de la Métropole de Lyon. La carte en haut montre les résultats de l'ajout de taches dans chaque site d'étude alors que la carte du bas montre l'évolution potentielle de la connectivité de chaque parcelle en cas de changements simultanés. Ce poster a été présenté tel quel lors de la soirée COLLECTIFS pour les habitant.e.s le 27 avril 2023.

(re)végétalisation ne doit pas servir uniquement à améliorer la connectivité des habitats écologiques et qu'elle peut avoir des effets positifs en termes de bien être des habitants, de qualité des sols, de réduction de l'îlot de chaleur urbain ou d'infiltration de l'eau, constat réalisé dans d'autres travaux, par exemple par Robert et Yengué (2018). En conclusion de nos échanges, elle m'a indiqué qu'elle était surprise par cette approche cartographique inédite pour elle et n'imaginait pas que les géographes pouvaient être impliqués et forces de proposition sur les problématiques de nature en ville.

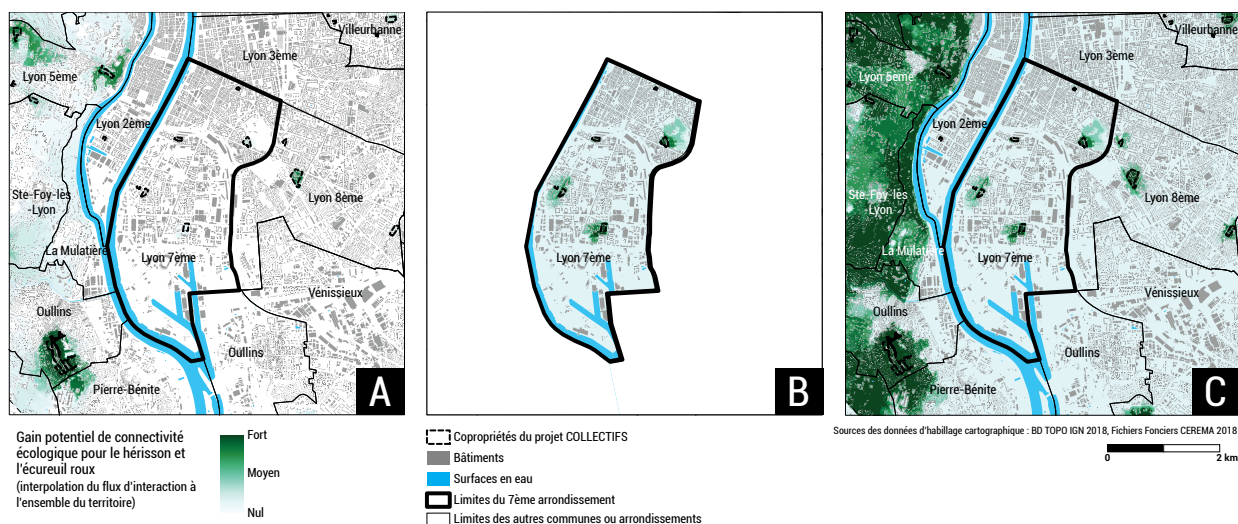


Figure 6.15. - Exemple de changements de discrétisations à des fins de communication. La carte A est extraite du poster présenté en figure 6.14 pour lequel une ajointe à la mairie du 7^{ème} trouvait que les résultats étaient peu visibles. En changeant la discrétisation et en recentrant sur le 7^{ème} arrondissement, la carte B permet de mieux mettre en valeur les bénéfices de la végétalisation des sites d'étude de cet arrondissement. En revanche, si l'on utilise la même discrétisation sur le reste du territoire (carte C), l'exagération de représentation est flagrante. À l'instar des essais cartographiques suggérés précédemment (encadré 6.4), la carte B montre qu'en adaptant la discrétisation à l'échelle d'analyse concernée, les résultats peuvent être beaucoup plus intéressants et surtout plus communicatifs. Faut-il voir ici un mensonge cartographique ? Certains diront que cela peut être fait « pour la bonne cause », d'autres au contraire y verraient sans doute une orientation des résultats à des fins politiques. Selon moi, l'important est de rendre le message cartographique compréhensible : la carte A est adaptée pour l'échelle métropolitaine alors que la carte B est nécessaire pour communiquer à l'échelle du 7^{ème} arrondissement.

6.3.3. · L'INTÉRÊT DES MÉTRIQUES LOCALES ET DE LEUR INTERPOLATION POUR LES POLITIQUES DE VÉGÉTALISATION

La spatialisation des mesures de connectivité à l'échelle locale permet d'identifier les parcelles d'habitat collectif pour lesquelles les gains de connectivité seraient les plus importants en cas de végétalisation optimale (5.3.3.6). Bien que cette spatialisation fournisse des informations cartographiques utiles pour la gestion, il ne faut pas oublier qu'elle suppose que tous les changements d'occupation du sol sont effectués en même temps, dans toutes les parcelles, ce qui est impossible dans la réalité. C'est pourquoi, en ciblant 40 sites d'étude, nous illustrons comment la planification urbaine pourrait réellement orienter les mesures de conservation à des échelles réalistes. Notre

méthodologie d'ajout de parcelles d'habitat une à une dans chacune des parcelles focales nous a permis de classer ces 40 parcelles en fonction de leur contribution à la connectivité globale du réseau écologique. Ce type de classification peut être utilisé pour hiérarchiser les politiques de végétalisation en fonction des ressources financières et des objectifs politiques. En réalité, les taxons étudiés devraient être étudiés simultanément. Des mesures spécifiques pour plusieurs taxons peuvent être développées dans un nombre limité de parcelles, choisies par exemple en fonction de critères de faisabilité économique et sociale. Les mesures sélectionnées peuvent être optimisées en travaillant plus spécifiquement sur les résultats obtenus pour chacun des scénarios simulés.

De plus, la cartographie des potentiels de gains de connectivité réalisés sur l'ensemble de la zone d'étude a montré l'impact positif que la gestion d'une parcelle peut avoir sur son voisinage. Ce type de carte peut être discutable d'un point de vue écologique, car elle met certes en évidence des zones où les espèces peuvent se déplacer très rarement mais ces cartes de potentiels présentent un intérêt réel pour sensibiliser les citoyens, les aménageurs et les politiques à la notion de réseau écologique (Bourgeois *et al.* 2022). En effet, la sensibilisation des citoyens à chaque action pouvant favoriser la biodiversité à l'échelle de leur parcelle résidentielle peut avoir des répercussions importantes sur l'ensemble du réseau écologique (Cameron *et al.* 2012). Il convient toutefois d'être prudent sur le message communiqué par ce type de carte. En effet, dans les quartiers très carencés en végétation, les résultats montrent que l'impact de la végétalisation de telle parcelle est peu important pour la connectivité globale du réseau écologique. Ces résultats pourraient permettre la priorisation de la végétalisation de certaines parcelles, mais selon ce modèle les quartiers déjà bien dotés d'espaces verts seraient prioritaires. Mais il pourrait aussi être possible de prendre le problème à revers. En effet, les cartographies montrent que l'état initial du réseau écologique du quartier a un impact important sur les bénéfices de connectivité observés pour chaque parcelle individuelle. Ces résultats pourraient alors inviter à redoubler d'efforts dans les quartiers dépourvus d'espaces verts afin d'améliorer leur état écologique. Il pourrait alors être utile dans un premier temps de travailler à partir de simples cartes de végétation pour pouvoir dans un second temps travailler plus spécifiquement sur les questions de connectivité écologique.

Les cartographies des analyses de connectivité réalisées dans le cadre du projet COLLECTIFS ont permis aussi de mettre en évidence d'une autre manière les quartiers plus ou moins carencés en végétation. Finalement, plusieurs participants ont été interpellés par les dichotomies est-ouest en termes de végétation qui sont révélateurs d'injustices socio-spatiales à l'échelle de la métropole. Et les espaces ont ici été analysés sous le prisme de la connectivité, mais dans le cadre plus large du projet COLLECTIFS, d'autres aspects des espaces verts urbains sont abordés, d'un point de vue plus social, notamment autour des questions de représentation et de perception de la biodiversité (thèse en cours d'Éloïse Bellet). Sans rentrer ici dans le détail, il est clair que les espaces verts urbains sont certes, essentiels pour la biodiversité mais ont aussi plusieurs autres fonctions en étant fournisseurs de nombreux services écosystémiques (Breuste *et al.* 2013 ; Cilliers *et al.* 2013 ; Robert et Yengué 2017).

CONCLUSION

L'utilisation des SIG pour produire des cartes consultables par le grand public est une méthode de communication classique en géographie. Ce type de cartographie peut présenter un intérêt particulier dans différents contextes pour apporter des informations par exemple sur les risques naturels (Dransch *et al.* 2010 ; Rinner *et al.* 2010 ; Becu *et al.* 2017 ; Liu *et al.* 2017), l'exposition environnementale (Stieb *et al.* 2019) ou les risques sanitaires tels que ceux liés à la pandémie de Covid-19 (Mooney et Juhász 2020). Plusieurs études ont montré l'intérêt des modèles de simulation et des cartes issues de ces modèles pour communiquer efficacement l'information autour de projets d'aménagement comme les zones de développement urbain (Becu *et al.* 2015 ; Rydin et Natarajan 2016), des projets éoliens (Simão *et al.* 2009) ou la construction de nouveaux réseaux routiers (Banerjee et Ghose 2016). Toutefois, pour que le public soit dans des conditions optimales de réception, certaines conditions sont requises. D'abord, le public ciblé doit pouvoir se repérer facilement sur la carte avec des repères familiers (lieux d'habitation, de travail etc.) (Dransch *et al.* 2010). Les participants doivent également être en mesure de s'approprier le matériel pour renforcer leur participation. Pour des supports physiques, il peut être proposé aux participants des feutres, des gommettes ou tout type de matériel leur permettant d'annoter, modifier, formuler des propositions pour avoir le sentiment de pouvoir agir et de faire entendre leur voix (Bourgeois *et al.* 2022). Pour les supports numériques, le même principe doit être adopté mais une vigilance particulière devra être apportée à la convivialité et la simplicité d'utilisation de l'application concernée (Mericskay 2022 ; Noucher 2022). Enfin, les cartes doivent être adaptées au public ciblé. C'est la raison pour laquelle, ici, dans un contexte de modélisation des réseaux écologiques, des méthodes différentes de représentation spatiale ont été utilisées telles que les potentiels de connectivité interpolés à l'ensemble des zones d'étude malgré les limites de ce type de représentation en termes de significativité écologique réelle.

La revue de Stieb *et al.* (2019) présente trois niveaux d'utilisation des cartes : la lecture (par exemple pour rechercher, identifier, mesurer), l'analyse (par exemple pour reconnaître, réarranger, comparer, discriminer) et l'interprétation pour faire des déductions sur les relations spatiales. Les deux expériences présentées ici, dans deux contextes différents, ont montré que les participants utilisaient les cartes à ces trois niveaux, auxquels s'ajoute la possibilité que les cartes puissent faire évoluer le débat sur la manière dont le projet pourrait avoir un impact sur la vie quotidienne des habitants, c'est-à-dire une utilisation plus indirecte des cartes.

À l'heure du Géoweb, des bases de données collaboratives et des réseaux sociaux, un modèle de communication cartographique comme celui-ci où le cartographe produit une carte finalisée à destination d'un public peut paraître désuète et mérite d'être repensée (Mericskay 2022). Toutefois, dans les deux cas d'étude, les participants (certes pas toujours « jeunes » pour la plupart) ont pris le temps de consulter les cartes et ce support de communication a paru pour certains plus original et plus facile à s'approprier qu'une application en ligne. En effet, il est aujourd'hui beaucoup plus rare de prendre le temps d'analyser une grande carte au format papier que de les consulter à travers un écran.

CONCLUSION DE LA PARTIE 3

La question des réseaux écologiques et de la notion de connectivité associée est cruciale pour espérer améliorer la biodiversité, ou a minima tenter de la maintenir. Mais pour être réellement mobilisées, ces approches réticulaires se heurtent à des difficultés de modélisation et de représentation. Les cartes issues de ces résultats ont alors une importance cruciale en termes de communication. Elles peuvent aider à prendre des décisions ou au moins à éveiller les consciences citoyennes sur ces thématiques. Pourtant, il est difficile de développer des représentations cartographiques efficaces des réservoirs de biodiversité et surtout des flux écologiques, par définition mouvants et difficiles à percevoir sur le terrain. Les cartes représentées doivent être adaptées au public ciblé : un aménageur aura besoin de zonages précis alors qu'un citoyen cherchera plutôt à comprendre le phénomène et analyser quelles pourraient être ses implications sur sa vie quotidienne. Les rencontres participatives ont été démontrées comme étant essentielles pour dialoguer et confronter différents points de vue (Becu *et al.* 2015 ; Rydin et Natarajan 2016) et pour que les participants s'approprient les résultats et renforcent leur engagement en politique, dans les associations ou plus généralement dans leurs pratiques quotidiennes (Houte *et al.* 2020). La thématique ciblée, disons environnementale au sens large, est aujourd'hui en vogue et ces questions intéressent à tous les niveaux. Mais malgré tout, il est encore aujourd'hui difficile de mettre en place des approches très interactives, par exemple sous forme de jeux de simulation, en général très appréciées que ce soient par les praticiens ou par les citoyens (Abrami et Becu 2021). Pour les questions de connectivité écologique, il est en effet difficile de simuler plusieurs configurations de changements rapides comme par exemple dans les travaux de Becu *et al.* (2017) sur les risques de submersion marine. Mais les changements environnementaux globaux sont des processus lents, malheureusement de moins en moins, et les scénarios alternatifs caricaturaux (Collective *et al.* 2012) sur des échelles temporelles longues (10-20 ans) sont nécessaires pour forcer le trait et accroître la visibilité des résultats pour renforcer la prise de conscience citoyenne et les décisions politiques territoriales qui en sont (parfois !) issues.

Conclusion

Perspectives et synthèse

“

*Et ce n'est pas que ton discours
Ne semble pas intéressant [...]
Mais [...]
Tu parles trop,
Tu parles trop,
Tu parles trop !*

”

**La Rue Kétanou
Tu Parles Trop (2002)**

“

*Moi j'verrais un pays
Qui ferait un compromis
Entre les mots écologie
Justice et économie
Parce que bien avant ma patrie
Et toutes les politcailleries
J'prône les causes humanitaires
Et j'suis amoureux de la terre*

”

**Les Cowboys Fringants
Lettre À Lévesque (2006)**

*Page de garde Conclusion : Coucher de soleil
au dessus de Besançon, photographié depuis
la Citadelle.*

Crédits : Djdjip, CC BY-SA 4.0, commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=50480330

Pour conclure ce volume scientifique, je propose dans un premier temps de me projeter sur les années futures en donnant quelques perspectives de recherches issues de mes réflexions avant de synthétiser brièvement l'ensemble de ce travail.

7.1. · SYNTHÈSE ET PERSPECTIVES À PLUSIEURS NIVEAUX D'ÉCHELLES

Dans l'objectif d'intégrer les enjeux de biodiversité dans les problématiques de planification, différents niveaux d'échelles territoriales pour spatialiser les réseaux écologiques doivent être envisagés. Philippe Clergeau évoque trois échelles : celle du paysage, celle du raccordement de la ville et de son extérieur et celle du site (Clergeau 2010). Afin de territorialiser les réseaux écologiques en prenant en compte à la fois l'espace géographique et ses acteurs, je me réapproprie ces échelles selon trois niveaux : l'échelle régionale et intercommunale (celle du paysage), l'échelle urbaine (la ville et son raccordement à l'extérieur) et l'échelle intra-urbaine (celle du site).

7.1.1. · À L'ÉCHELLE RÉGIONALE ET INTERCOMMUNALE

L'un des atouts de la modélisation spatiale est de considérer des échelles de travail plus larges que celles des écologues dont les études sont souvent contraintes spatialement par la disponibilité des données spécifiques de biodiversité sur des zones d'études très restreintes spatialement. En construisant des modèles à partir de bases de données cartographiques d'occupation du sol, le géographe peut se permettre de travailler sur de grandes zones d'étude avec souvent pour contrainte principale les capacités de calcul informatique. En assumant de s'affranchir parfois de certaines précisions (notamment les données biologiques), ces modèles permettent la spatialisation des patrons et processus écologiques à différentes échelles et la simulation de différents scénarios pouvant être utiles pour l'aide à la décision en termes de planification urbaine et/ou de gestion de la biodiversité. Les résultats issus de la modélisation permettent de proposer des analyses géographiques et territorialisées des réseaux écologiques telles que :

- Des analyses spatiales et cartographiques des patrons et processus de la biodiversité.
- Des évaluations quantitatives et objectivées de ces patrons et processus : métriques de connectivité, évaluation d'impacts potentiels...
- Des analyses plus sociétales comme les retours des politiques ou des citoyens suite aux résultats issus de la modélisation spatiale.

J'ai ainsi pu mener des travaux sur des zones d'étude de plusieurs dizaines de kilomètres carrés pour évaluer l'impact écologique des formes d'urbanisation dans une communauté d'agglomération (Bourgeois 2015 ; Tannier *et al.* 2016a ; Bourgeois *et al.* 2018), évaluer l'impact écologique d'un projet d'autoroute à une échelle régionale (Bourgeois et Sahraoui 2020 ; Bourgeois *et al.* 2022), évaluer l'impact écologique de l'urbanisation planifiée à une échelle régionale (Bourgeois 2022), modéliser une Trame Verte et Bleue à l'échelle d'une métropole (Bourgeois *et al.* 2023) ou encore évaluer la contribution des espaces verts des habitats collectifs à la connectivité des habitats là aussi à l'échelle d'une métropole (Bourgeois *et al.*, en révision). Dans le même esprit, je pense qu'il existe toujours un fort potentiel pour appliquer les méthodes présentées dans d'autres contextes et cas d'études selon les actualités et opportunités.

7.1.1.1. PERSPECTIVE : ÉVALUER LES IMPACTS DU TRAFIC ROUTIER SUR LA BIODIVERSITÉ

L'évaluation des impacts potentiels de l'évolution du trafic routier sur la biodiversité mériterait d'être analysée plus spécifiquement. En effet, peu de travaux ont permis de mettre en évidence des corrélations fortes entre trafic routier et perte de biodiversité. Il est surtout difficile de savoir exactement quelle a été l'influence de l'augmentation du trafic routier sur les modifications des écosystèmes observées ces dernières années. D'autres facteurs peuvent entrer en compte : changement climatique, nuisances sonores, pollution atmosphérique, fragmentation des habitats... Pour savoir dans quelle mesure le trafic routier est responsable d'une diminution locale de la biodiversité, il faudrait tenter d'isoler ces différents facteurs, ce qui peut paraître ardu mais pourrait être envisagé dans le cadre d'une recherche doctorale. Cela permettrait de mesurer ainsi l'impact bénéfique des mesures de réduction du trafic routier (transports en communs, mobilités douces) sur la biodiversité.

Il convient de préciser que de nombreuses études traitent des impacts du trafic routier, et plus généralement des infrastructures de transports sur la connectivité des habitats et parfois plus généralement sur la biodiversité (p .ex. Marsh *et al.* 2008 ; Fahrig et Rytwinski 2009 ; Gurrutxaga *et al.* 2010 ; Holderegger et Di Giulio 2010 ; Tarabon *et al.* 2022). Certaines d'entre elles ont permis d'identifier des coûts de résistance au déplacement de certaines espèces en fonction du trafic routier. J'ai également travaillé sur cette question dans mes travaux de thèse en utilisant un modèle de simulation du trafic routier et en comparant les impacts du trafic routier avec les impacts de la seule urbanisation. Ces résultats exploratoires montraient alors que pour certaines espèces, l'impact potentiel du trafic routier, en générant des effets de fragmentation linéaires sur plusieurs kilomètres était plus susceptible d'altérer la connectivité écologique que le développement résidentiel, plus diffus spatialement (Bourgeois 2015). Mais malheureusement, le modèle de simulation de trafic utilisé n'était pas généralisable à d'autres territoires puisque le modèle Mobisim utilisé avait été calibré avec des données conçues spécifiquement pour l'agglomération bisontine (Hirtzel 2015 ; Tannier *et al.* 2016b). La collaboration menée avec le LAET dans le cadre du projet 3EM a permis d'obtenir d'autres résultats préliminaires sur les relations entre trafic routier et biodiversité mais nous avons malheureusement été limités par l'accès aux données, en particulier celles de biodiversité et par l'utilisation difficile d'un modèle de simulation de trafic qui nécessitait d'investir beaucoup de temps et de moyens humains. Il pourrait être intéressant à l'avenir de tenter de coupler des modèles de simulation de trafic et des réseaux écologiques avec des données biologiques et si possible de généraliser cette méthodologie. D'autres paramètres pourraient être pris en compte par exemple l'exposition des espèces à différents types de pollution, qu'elles soient atmosphériques, sonore ou lumineuse ou aux risques de collision (p.ex. Coffin 2007 ; Wu *et al.* 2014 ; Koemle *et al.* 2018 ; Ghadiri Khanaposhtani *et al.* 2019).

7.1.1.2. PERSPECTIVE : AIDE À LA DÉCISION POUR LA RÉALISATION DES TRAMES VERTES ET BLEUES LOCALES

Les différents échanges de ces dernières années plus ou moins informels avec les acteurs des territoires, qu'ils soient élus ou praticiens m'ont permis de remarquer que la question des TVB et plus généralement des continuités écologiques était loin d'être solutionnée et continuaient à poser question, plus de 10 ans après la réalisation des SRCE régionaux. En effet les documents régionaux

généraux ont été réalisés « dans l'urgence » au début des années 2010, avec des méthodologies très différentes et peinent à être intégrés de manière concrète dans les opérations de planification (chapitre 5). Outre leur méthodologie de conception plus ou moins robuste, ils souffrent de problèmes d'échelles et de précision puisqu'ils sont souvent trop généraux et ne sont pas utilisables à l'échelle de la parcelle (Amsallem et Dehouck 2018 ; Linglart 2020). Ces dernières années, j'ai encadré plusieurs stages visant à élaborer des TVB à des échelles plus locales, intercommunales ou communales ce qui montre que la demande est encore forte dans le domaine. Nous sommes de plus en plus sollicités pour aider à la réalisation de ces projets à l'aide de l'outil Graphab. Les formations que nous réalisons sur le logiciel deux à trois fois par an sont souvent complètes et témoignent de l'intérêt croissant des praticiens des territoires à intégrer des modèles issus de la recherche scientifique dans leurs réflexions en matière de planification. Par exemple, les travaux menés avec Saint-Étienne Métropole dans le cadre du Contrat Vert et Bleu en 2020 commencent seulement à porter leurs fruits en 2023 et les résultats de modélisation participatives sont actuellement en train d'être intégrés dans l'écriture du PLUi. Malgré des échanges très récents avec les chargés de mission concernés, je n'ai encore pas d'exemples d'application concrets à présenter ici. Quand ces documents seront finalisés, j'espère pouvoir être en mesure d'investiguer le degré d'adéquation entre les résultats scientifiques issus de la modélisation et leur application concrète dans l'écriture d'un document d'urbanisme intercommunal. En d'autres termes, j'aimerais pouvoir montrer la bonne adéquation entre modélisation scientifique et réalité opérationnelle, demeurant encore délicate (Sahraoui et De Godoy Leski, sous presse). Ces résultats pourraient permettre de questionner les paramètres de modélisation et d'imaginer peut-être d'autres moyens de diffusion de ces connaissances dans les milieux non académiques.

Dans le même esprit, je souhaiterais bénéficier de mes contacts noués avec la Métropole de Lyon ces dernières années pour les accompagner dans la réalisation d'une Trame Verte et Bleue locale plus pertinente et plus précise que les documents qui existent jusqu'alors et intégrer cette réflexion pour la révision du PLUi. Pour aller plus loin qu'une « simple » prestation de services, il s'agirait de questionner quels peuvent être les apports de la recherche scientifique en écologie du paysage en matière de gestion de la biodiversité. Comment les préconisations des scientifiques issues de modèles de simulation des réseaux écologiques peuvent prendre en compte les enjeux financiers, politiques ou sociétaux liés à la planification urbaine et est-ce que la démarche scientifique peut suffisamment peser dans la balance face à ces enjeux pour être entendue et appliquée concrètement sur un territoire ? Ce travail pourrait aussi faire l'objet d'une recherche doctorale, sans doute nécessaire pour la réalisation d'un tel projet de concertation, souvent très chronophage.

7.1.2. · À L'ÉCHELLE URBAINE

La question des relations entre la ville et les processus écologiques a très tôt été au cœur de mes problématiques de recherche, en témoigne le titre de ma thèse « *Impacts écologiques des formes d'urbanisation* ». Dans mes travaux, j'ai intégré les questions de connectivité, y compris à l'échelle d'une ville, en l'occurrence Besançon. Mais il faut reconnaître que le contexte urbain local est très particulier, avec de nombreuses forêts et espaces verts dans, ou à proximité immédiate de la ville. Bien que comme partout, des progrès restent à faire en matière de biodiversité en ville, le cas d'étude n'était sans doute pas le plus représentatif de ces problématiques et invite à explorer d'autres zones urbaines.

En 2017, j'ai été invité par Philippe Clergeau (MNHN) à participer à la création d'un groupe de réflexion interdisciplinaire sur l'urbanisme écologique que nous avons appelé le GUE (Groupe sur l'Urbanisme Écologique). Ce groupe de travail est constitué de collègues issus de différentes disciplines (écologie, architecture, psychologie environnementale, géographie, urbanisme, paysagisme, botanique, philosophie) et a permis d'abord de proposer notre définition commune de l'urbanisme écologique (encadré 7.1).

Encadré 7.1. · Définition de l'urbanisme écologique selon les membres du GUE

Un urbanisme écologique est un urbanisme durable et résilient (dans le sens d'un retour possible à une fonctionnalité et non à un état antérieur). Il repose fondamentalement sur les rapports à l'environnement et à la nature ainsi que sur les notions de bien-être, de qualité environnementale et d'équité. Aujourd'hui, il est possible d'aller plus loin en se souciant du vivant pour lui-même et en affirmant que la biodiversité peut être structurante dans l'acte de conception et d'aménagement urbain. La notion de durabilité liée à l'anthropocentrisme doit être dépassée, la conception devenant alors pluri-disciplinaire et adaptative. La ville multi-fonctionnelle, neutre en carbone, inventant une nouvelle démocratie et une nouvelle économie, fait déjà partie des vœux exprimés par certaines métropoles mais les formes d'urbanisation sont encore à réinterroger.

Outre les échanges réguliers et enrichissants autour des travaux des participants, nous avons co-écrit un ouvrage « *Réinventer la ville avec l'écologie. Frottements interdisciplinaires* » (Groupe sur l'Urbanisme Écologique 2022). Dans un chapitre co-écrit dans cet ouvrage « *Pour un urbanisme du ménagement* » (Consalès *et al.* 2022), nous défendons le fait qu'un changement profond de paradigme en matière de planification et d'aménagement urbain est nécessaire pour opérer l'avènement d'un urbanisme véritablement écologique, c'est-à-dire d'un urbanisme défini par ses capacités de ménagement. Dans ce chapitre je défends le fait que la modélisation de l'espace et des scénarios sociaux et écologiques associés permettent de tracer la voie de l'urbanisme écologique en faisant dialoguer recherche et planification. Ainsi, l'un des défis majeurs actuellement en termes de modélisation serait de co-construire des modèles selon différents scénarios pour partager les enjeux (économiques, écologiques, sociaux, agricoles etc.) et de faire émerger des choix, qui se veulent plus opérationnels ou pertinents sur le plan territorial. Mon collègue écologue Sébastien Bonthoux précise qu'une approche de terrain est en complément nécessaire pour ne pas se déconnecter des lieux et éviter une trop forte abstraction et virtualisation des territoires (Consalès *et al.* 2022).

Ces réflexions invitent donc à passer de la théorie à l'action ce qui n'est pas sans poser de difficultés comme j'ai pu le démontrer au fil de mon argumentaire dans ce mémoire. Tout comme l'évolution de l'écologie du paysage a été concomitante de l'usage des SIG, l'évolution d'un urbanisme écologique est dépendante de nouvelles méthodologies (Clergeau 2020).

En matière d'écologie urbaine, un solide socle de nouvelles connaissances a été construit dans le cadre de la thèse de Thomas Boutreux. À l'aide de traitements géomatiques et statistiques, il a pu être possible de montrer comment favoriser un urbanisme écologique, avec une ville qui soit à la fois dense et compacte. Dans Boutreux *et al.* (soumis), nous montrons que les logements résidentiels collectifs offrent la possibilité de morphologies urbaines conciliant densité conséquente

de logements, taux de végétalisation satisfaisant pour les services écosystémiques, durabilité de la végétation face aux pressions et conflits d'usages tout comme faible empreinte carbone du bâti. Ces résultats permettent de proposer concrètement des modalités d'habiter la planète à l'équilibre entre durabilité (faible étalement urbain) et habitabilité (services écosystémiques et aménités du cadre de vie) tout comme des solutions «fondées sur la culture» face à la crise de la biodiversité, avec des interactions plus étroites entre les humains et la nature dans le contexte de crise d'amnésie environnementale de l'anthropocène urbain.

Sur la base d'une approche systémique portant sur 11 593 parcelles de logements collectifs dans la Métropole de Lyon, nous avons identifié des points de rupture cruciaux qui permettent d'équilibrer la densité de verdure et de logements. Un ratio d'espace ouvert (*Open Space Ratio - OSR*, défini comme les surfaces non bâties/surfaces totales de planchers) supérieur à 0,3 est un paramètre morphologique nécessaire pour atteindre un niveau de végétalisation suffisant (50 %) et durable (face aux pressions et conflits d'usages) pour les services écosystémiques. Concrètement, suivre cette préconisation offre la possibilité de végétaliser durablement 85 % de l'espace ouvert, alors qu'un $OSR < 0,3$ montre un effondrement du taux de végétalisation. L'*OSR* émerge comme une pierre de touche de la densité qualitative longuement débattue dans la littérature mais manquant jusqu'ici de repères. À partir de ces observations, nous proposons des lignes directrices pour des outils réglementaires efficaces qui émergent aujourd'hui dans la planification urbaine écologique.

Ces premiers résultats issus d'analyses géographiques du territoire ont pu être complétés par les inventaires de biodiversité réalisés dans le cadre du projet COLLECTIFS et seront présentés dans la thèse de Thomas Boutreux. Les premiers résultats ont permis de questionner la véritable valeur écologique des morphologies urbaines recommandées et les données suggèrent une vigilance encore plus forte sur les préconisations d'*OSR* car la richesse et l'abondance de taxons est sévèrement impactée lorsque $OSR < 0,5$. Autrement dit, un *OSR* compris entre 0,3 et 0,5 peut offrir un taux de végétalisation élevé et durable mais avec une biodiversité (donc des services écosystémiques) vulnérable et peu résiliente face aux changements globaux. En parallèle, les analyses menées sur quatre taxons ont permis de montrer l'intérêt stratégique de ces parcelles d'habitat collectif pour la connectivité des habitats écologiques (Bourgeois *et al.*, en révision).

7.1.2.1. PERSPECTIVE : COUPLER LES MODÈLES DE CONNECTIVITÉ AVEC LES INVENTAIRES DE BIODIVERSITÉ RÉALISÉS DANS LE PROJET COLLECTIFS

En termes de perspectives il reste encore de nombreux aspects à explorer sur ces questions de biodiversité en ville. En effet, lorsque les résultats des inventaires de biodiversité seront totalement disponibles, il pourrait être intéressant de les combiner avec les résultats théoriques de connectivité, pour des taxons à la fois modélisés et inventoriés tels que les passereaux préférant les milieux boisés. Ces analyses devraient permettre de montrer l'ampleur de la relation entre connectivité théorique et présence avérée des espèces dans le territoire. Des analyses statistiques de corrélation pourraient aussi montrer si la connectivité est un déterminant crucial de la biodiversité en ville ou si elle n'est qu'un facteur mineur parmi d'autres comme la qualité et taille de l'habitat, la configuration spatiale de l'espace environnant ou l'exposition aux nuisances environnementales.

7.1.2.2. PERSPECTIVE : ANALYSER LA BIODIVERSITÉ DANS D'AUTRES ESPACES VERTS URBAINS, LES JARDINS DES MAISONS INDIVIDUELLES

Une autre piste de recherche future pourrait être d'investiguer plus spécifiquement d'autres espaces verts urbains comme les jardins individuels. Ces espaces verts ont déjà été analysés dans d'autres études (p. ex. *Gaston et al. 2005* ; *Smith et al. 2006* ; *Mimet et al. 2020* ; *App et al. 2022*) mais la confrontation des résultats lyonnais à ces autres cas d'études pourrait permettre de montrer les spécificités de cette ville, ou au contraire montrer des résultats similaires à d'autres villes et permettre de monter en généralité, dans un premier temps sur les villes européennes.

Ces études pourraient constituer une piste future de prolongation du projet COLLECTIFS dans un autre contexte, avec la volonté d'intégrer là encore les habitants à la démarche. Dans ce contexte, un certain nombre de freins identifiés dans COLLECTIFS pourraient être levés, puisqu'en travaillant directement avec les propriétaires de maisons individuelles, nous pourrions nous affranchir des contraintes d'accès aux sites liées aux autorisations des conseils syndicaux, qui peuvent prendre du temps avec des issues parfois défavorables. Un certain nombre de données spatiales concernant les jardins individuels sont déjà disponibles, notamment grâce aux fichiers fonciers du CEREMA et pourraient être utilement complétés par de nouveaux inventaires de biodiversité ciblés sur ces espaces verts particuliers.

La valorisation des résultats du projet COLLECTIFS va également constituer une partie importante de mes activités de recherche dans les mois à venir, notamment par l'organisation des Rencontres de la biodiversité des habitats collectifs qui réunira à l'Hôtel de Ville de Lyon en octobre 2023 scientifiques, élus et praticiens engagés dans ces questions. Les échanges issus de ces rencontres donneront lieu à des retours d'expérience qui permettront d'identifier des bonnes pratiques en matière de gestion des espaces verts urbains et de fournir des préconisations, probablement sous la forme de rédaction d'un guide. Ces échanges pourront permettre de valoriser les résultats du projet COLLECTIFS à l'échelle nationale et d'engager des collaborations avec d'autres villes (praticiens, chercheurs, élus) pour mettre en place un réseau national visant à formuler des préconisations pour la biodiversité urbaine.

7.1.3. À L'ÉCHELLE INTRA-URBAINE

Les TVB régionales sont intéressantes pour obtenir une vision d'ensemble des continuités écologiques et permettre éventuellement des déclinaisons à des échelles plus locales pour l'élaboration de documents de planification comme les SCOTs ou les PLUi (*chapitre 5*). Toutefois, ces approches restent trop générales pour être réellement utilisables en milieu urbain, où les habitats des espèces sont plus rares, plus fragmentés et de taille souvent plus petite qu'en dehors des villes. En intra-urbain, ces contraintes nécessitent de travailler à l'aide de données cartographiques à haute résolution spatiale (*chapitre 3*), pouvant éventuellement être couplées avec des données biologiques (p. ex. *Balbi et al. 2019* ; *Balbi et al. 2021* ; *App et al. 2022*). Le plus souvent, les continuités écologiques définies à l'échelle intra-urbaine sont structurelles (alignement d'arbres, parcs urbains) et ne prennent pas en compte la complexité des flux de déplacements biologiques entre ces espaces verts urbains. Depuis quelques années, et plus particulièrement depuis les élections municipales de 2020 qui ont vu arriver au pouvoir des élus étiquetés « écologistes » dans de nombreuses villes de France (Lyon, Bordeaux, Strasbourg, Tours, Poitiers, Besançon...), les demandes sont croissantes pour

savoir comment utilement végétaliser les villes, et dans le meilleur des cas, intégrer des questions de connectivité fonctionnelles dans ces réflexions. Certaines approches scientifiques traitent déjà de ces questions, dont certaines auxquelles j'ai contribué directement, concernant la connectivité des espaces verts des habitats collectifs (Bourgeois *et al.*, en révision) ou les flux de dispersion génétique en milieu urbain (Savary *et al.*, soumis_b). D'autres approches plus opérationnelles montrent qu'il est possible de mettre en place des actions concrètes très locales sur certains territoires, comme la commune de Bouc-Bel-Air (13) qui a révisé son PLU pour la biodiversité (Philippart 2020). Pour travailler à une échelle fine, j'ai aussi démontré dans le chapitre 6 l'intérêt de mobiliser d'autres formes de représentation cartographique, comme les interpolations spatiales de métriques de connectivité. Ces techniques ont déjà été mobilisées en milieu périurbain (Sahraoui *et al.* 2017 ; Bourgeois et Sahraoui 2020) et en milieu urbain (Tarabon *et al.* 2021 ; Bourgeois *et al.*, en révision). Elles peuvent constituer une solution pour décliner les questions de connectivité globale à une échelle plus fine, telle que celle de la parcelle.

7.1.3.1. PERSPECTIVE : PRODUIRE DES INDICATEURS DE CONNECTIVITÉ ÉCOLOGIQUE APPLIQUÉS AUX LOTS IMMOBILIERS

Au printemps 2023, j'ai été sollicité par le cabinet de conseil en immobilier ARP-Astrance pour prendre part au comité scientifique d'un projet visant à produire des indicateurs de connectivité écologique appliqués aux lots immobiliers. Ce projet est porté par trois responsables scientifiques : Simon Tarabon (Ubiquiste), Hervé Moal (ARP-Astrance) et Céline Clauzel (LADYSS). Les objectifs sont les suivants :

- Donner un indicateur pour établir des priorités en matière de politique de biodiversité pour une aide à la compréhension et à la décision : quels sont les secteurs urbains où les enjeux de biodiversité sont importants ?
- Déterminer une information complémentaire à la valeur écologique intrinsèque des écosystèmes urbains : leur importance en termes de connectivité écologique
- Considérer tout espace comme un potentiel d'actions de biodiversité urbaine : de la préservation à la renaturation de la ville

Concrètement, il s'agit de mobiliser des méthodes présentées dans ce mémoire, notamment en mettant en place une approche multi-espèces (chapitre 4) et en utilisant des métriques de connectivité interpolées à l'ensemble du continuum spatial et réagrégées à la parcelle (chapitre 6).

Suivant ces méthodes, il s'agit de définir sur des territoires tests des secteurs à enjeux de maintien et d'amélioration de la connectivité en travaillant à une échelle très fine : celle de la parcelle. En proposant des cartes comme dans la figure 7.1, l'intérêt serait de classer et de hiérarchiser l'intérêt des lots immobiliers pour la connectivité écologique de plusieurs espèces animales. Ces cartes devraient servir d'outil d'aide à la décision pour ces acteurs de l'aménagement et devraient permettre de mettre en avant l'intérêt des méthodes présentées dans le chapitre 6 pour mettre en œuvre des actions concrètes à l'échelle intra-urbaine.

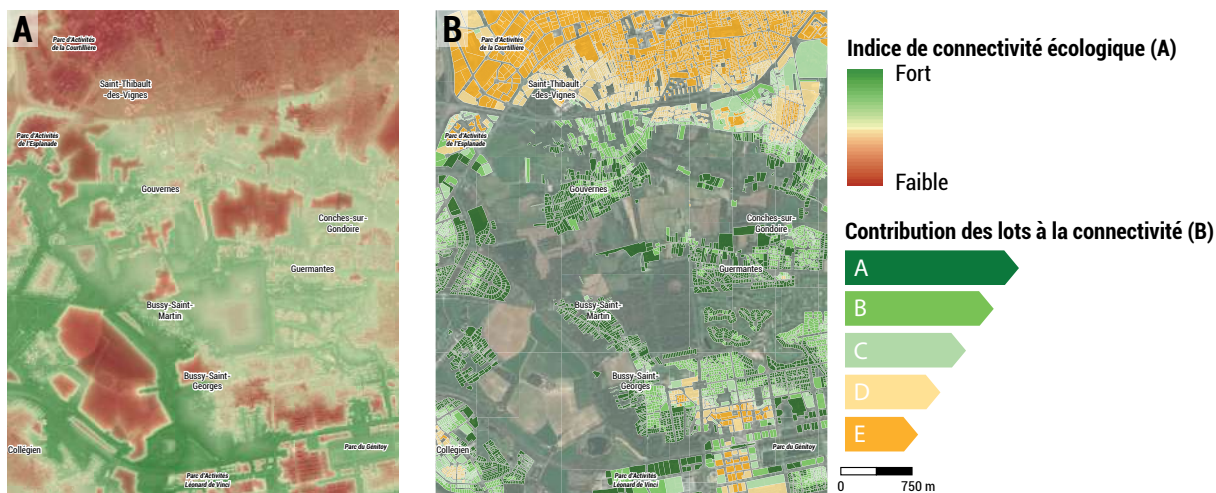


Figure 7.1. - Exemple de hiérarchisation des lots immobiliers selon des critères de connectivité écologique pour plusieurs espèces animales dans la communauté de communes de Marne-et-Gondoire (Seine-et-Marne). La carte A représente les métriques de connectivité *F* et *BC* interpolées et normalisées pour 9 groupes d'espèces. La carte B représente la moyenne des valeurs de l'indicateur dans chaque parcelle. Cette représentation cartographique finale sous forme d'étiquettes énergétiques, ici considérées comme des étiquettes de connectivité écologique, devraient permettre une appropriation concrète des résultats pour les promoteurs immobiliers souhaitant intégrer la biodiversité dans leurs projets. Extrait de la cartographie complète de la CC Marne et Gondoire (Simon Tarabon (Ubiquiste) et ARP/Astrance).

Les analyses sont actuellement centrées sur la région parisienne mais il est envisagé de reproduire ces méthodes à l'échelle de la métropole de Lyon, terrain d'étude où je pourrais mobiliser la carte d'occupation du sol haute résolution réalisée (figure 3.16) et les résultats de modélisations présentés précédemment dans ce mémoire (5.3.3 ; 6.3) et dans Bourgeois *et al.* (en révision). Ce travail pourrait trouver des articulations complémentaires avec l'une des perspectives évoquées ci-dessus (aide à la décision pour la réalisation des Trames Vertes et Bleues locales).

7.2. LA MODÉLISATION DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES : UN OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION OU UN PRÉTEXTE POUR INTÉGRER LA CONNECTIVITÉ DANS LES CONSCIENCES COLLECTIVES ?

L'écriture de ce mémoire d'HDR m'a permis de synthétiser et de mettre en perspective une grande partie de mes 7 années de recherches menées depuis 2016 à Lyon 3 au sein de l'UMR Environnement Ville Société. Les travaux précédents réalisés dans le cadre de ma thèse au laboratoire THÉMA de Besançon étaient presque exclusivement centrés autour de la modélisation spatiale. Depuis mon départ, je n'ai pas renié ces approches modélisatrices puisque les questions de modélisation des réseaux écologiques et plus spécifiquement de la connectivité des habitats ont constitué une base incontournable pour l'essentiel de mes travaux. Toutefois, j'ai travaillé depuis sur une approche plus intégratrice visant à faire dialoguer les trois thématiques « Environnement », « Ville » et « Société ».

J'espère pouvoir désormais me positionner en tant que géographe de la conservation qui tente de réconcilier la géographie humaine et sociale avec les approches écologiques et environnementales (Mathevet et Godet 2015). Ces dernières années m'ont ainsi permis d'ouvrir mes travaux vers des enjeux plus sociétaux liés à la biodiversité en intégrant explicitement les différents acteurs des territoires, qu'ils soient responsables politiques, praticiens ou citoyens.

J'ai notamment montré dans le **chapitre 1** l'importance des concepts et méthodes issues de l'écologie du paysage pour mettre en œuvre ce dialogue essentiel entre disciplines. La poursuite de cet état de l'art dans le **chapitre 2** m'a permis d'abord de revenir sur les changements de paradigme en matière de gestion environnementale, la conservation d'aujourd'hui étant plus explicitement focalisée sur les approches réticulaires avec un intérêt accru pour la conservation de la biodiversité ordinaire. Le développement des outils informatiques et des puissances de calcul a autorisé la conception de modèles de simulation informatiques progressivement plus complexes et perfectionnés, pour appréhender les processus écologiques à différentes échelles. Les avancées informatiques et scientifiques ont aussi permis de collecter et de traiter de données de différente nature, de plus en plus précises et détaillées, qu'elles soient biologiques ou cartographiques (**chapitre 3**). Ces modèles de simulation des réseaux écologiques comme Graphab ont été développés d'abord dans une perspective de recherche fondamentale pour parvenir à mieux comprendre certains phénomènes, notamment les relations entre les milieux naturels ou anthropisés avec la connectivité des habitats des espèces animales. Mais très vite, des applications potentielles dans le domaine de la recherche opérationnelle ont été mises en avant (Foltête *et al.* 2014). Et c'est là qu'apparaît toute la difficulté de la mise en œuvre d'une réelle recherche appliquée (**chapitres 4 et 5**). Il est en effet difficile pour les non-scientifiques de parvenir à utiliser à bon escient un modèle conçu par des scientifiques spécialistes de leur domaine. Qu'ils soient praticiens dans le domaine de biodiversité, élus politiques, ou « simples » citoyens, ils ont parfois du mal à comprendre le réel intérêt de ces modèles dans leurs domaines d'actions respectifs, et surtout ils n'ont pas forcément toutes les compétences et tous les outils requis pour les utiliser à bon escient, malgré leur bonne volonté affichée. Les chercheurs ont alors un rôle clé à jouer ici : soit ils continuent de développer ce type de modèle qui permettent des applications plus poussées sur des cas d'étude précis, soit ils cherchent à diffuser les connaissances scientifiques pour les rendre opérationnelles. J'aurais tendance à dire que les deux approches ne sont pas incompatibles. Au contraire, elles peuvent se nourrir l'une de l'autre. Les non-scientifiques peuvent faire valoir leurs connaissances de terrain pour améliorer la conception théorique des modèles et les scientifiques peuvent les accompagner pour guider la prise en main de ces outils. La modélisation d'accompagnement participative détaillée dans le **chapitre 4** illustre selon moi très bien cette fausse dichotomie. Nous avons aidé les praticiens à calibrer et à mettre en œuvre un modèle de simulation pour guider l'élaboration de leur TVB locale. En ce sens, ils ont développé ou consolidé un certain nombre de compétences relatives à la modélisation des réseaux écologiques. À l'inverse, nous, chercheurs, avons pu bénéficier de leur expertise pour comprendre leurs attentes, et pour calibrer notre modèle en faisant fonctionner « l'intelligence collective ». Ce type de démarche place la modélisation scientifique au cœur de la réflexion. Bien sûr, dans les faits, les résultats issus de ces travaux ne sont pas toujours utilisés comme nous le souhaiterions pour un grand nombre de bonnes raisons toutes aussi diverses que variées (positionnements politiques, moyens humains et financiers, cadres législatifs et réglementaires,

temporalités d'action etc.). Mais le modèle peut aussi servir de prétexte, pour ouvrir un débat en mettant en exergue des scénarios contrastés (6.3) ou pour alimenter/atténuer des revendications sociales fortes contre un projet (6.2). En ce sens, le modèle, qu'il soit un outil de simulation, ou une représentation cartographique peut servir à légitimer les actions de chacun et chacune. C'est une norme de légitimation qui permet de soutenir le discours scientifique et le gestionnaire en situation de controverse ou de tension (Dufour et Lespez 2020). Les chercheurs, eux, légitiment leurs modèles en mobilisant des non-scientifiques, qu'ils soient experts, citoyens ou élus politiques pour participer à son élaboration ou son paramétrage. Ces mêmes personnes peuvent également trouver leur intérêt en termes de partenariat puisqu'ils peuvent aussi légitimer leurs actions en s'appuyant sur ces modèles scientifiques. Mais pour que cela fonctionne, il faut briser les frontières entre les disciplines académiques, qui doivent dialoguer entre elles (géographie, aménagement, écologie, architecture...) et entre les sphères académiques et non-académiques (Mathevet 2010). Les approches participatives permettent ces décloisonnements puisque chacun peut apporter ses compétences, son expertise, son avis selon le niveau de participation envisagé. Pour des raisons d'efficacité, et souvent de temps disponible, il n'est pas toujours possible d'inclure autant de participation que souhaitée dans tous les projets. Mais toutes les formes de participation, qu'elles soient une véritable démarche concertée, ou plus modestement un discours pédagogique autour d'un support cartographique ont leur intérêt et permettent de transmettre et de mobiliser les connaissances scientifiques pour des publics variés.

Au final, la conservation de la biodiversité finit toujours par avoir rendez-vous avec les territoires et les acteurs (Mathevet et Marty 2015). J'espère avoir pu convaincre mon lectorat que le géographe a un rôle clé à jouer en tant que passeur entre les disciplines et qu'il peut largement contribuer à guider des politiques d'aménagement du territoire soucieuses de la biodiversité. L'objet « réseau écologique » permet de faire dialoguer différentes disciplines et différents corps de métiers. Autour d'un même projet, les écologues peuvent engager un dialogue et une concertation avec les aménageurs et les géographes qui peuvent alors mieux comprendre les conséquences et les enjeux de ce projet qu'ils soient issus de la géographie sociale, économique, politique ou environnementale. Et le géographe modélisateur que je suis peut utiliser les outils informatiques et cartographiques pour jouer ce rôle de passeur et de médiateur entre ces différents champs disciplinaires pour aider à aménager et ménager les territoires pour leur biodiversité.

Pour une géographie quantitative et qualitative, pour une géographie humaine et physique et pour une géographie environnementale plus sociale.

BIBLIOGRAPHIE

A

- Abrami G, Becu N (2021) Concevoir et utiliser des jeux de rôle pour la gestion de l'eau et des territoires. *Sciences Eaux & Territoires* 35(1) : 46-53.
- Ahern J (1995) Greenways as a planning strategy. *Landscape and Urban Planning* 33(1-3) : 131-155.
- Albert CH, Chaurand J (2018) Comment choisir les espèces pour identifier des réseaux écologiques cohérents entre les niveaux administratifs et les niveaux biologiques ? *Sciences Eaux & Territoires* 25 : 26-31.
- Alexandre F, Génin A (2016) Biogéographie. De la marginalisation à une science de l'environnement interdisciplinaire. In: Chartier D, Rodary E (éd) *Manifeste pour une géographie environnementale. Géographie, écologie, Politique*. Presses de Sciences Po, Paris, 439 p.
- Allen TFH, Starr TB (1982) *Hierarchy: Perspectives for Ecological Complexity*. University of Chicago Press, Chicago, 326 p.
- Alphandéry P, Fortier A (2011) Les associations dans le processus de rationalisation des données naturalistes. *Nature Sciences Sociétés* 19 : 22-30.
- Amengual J, Alvarez-Berastegui D (2020) A critical evaluation of the Aichi Biodiversity Target 11 and the Mediterranean MPA network, two years ahead of its deadline. *Biological Conservation* 225 : 187-196.
- Amsallem J, Dehouck H (2018) Comment préciser les continuités écologiques à l'échelle locale parcellaire ? *Sciences Eaux & Territoires* 25 : 32-33.
- Amsallem J, Deshayes M, Bonneville M (2010) Analyse comparative de méthodes d'élaboration de trames vertes et bleues nationales et régionales. *Sciences Eaux & Territoires* 3 : 40-45.
- Anderson MG, Ferree CE (2010) Conserving the stage: Climate change and the geophysical underpinnings of species diversity. *PLoS ONE* 5(7) : e11554.
- Andreassen HP, Ims RA (2001) Dispersal in patchy vole populations: role of patch configuration, density dependence, and demography. *Ecology* 82(10) : 2911-2926.
- Anile S, Bizzarri L, Lacrimini M, Sforzi A, Ragni B (2017) Home-range size of the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*): a report from two areas in Central Italy. *Mammalia* 82(1) : 1-11.
- Antrop M, Brandt J, Pinto-Correia T, Ramos IL, Blust G, Kozová M, Papadimitriou F, van Eetvelde V (2009) Why a European Chapter Of IALE? *International Association for Landscape Ecology Bulletin* 27(2) : 1-17.
- Anwar M, Borah J (2019) Functional status of a wildlife corridor with reference to tiger in Terai Arc Landscape of India. *Tropical Ecology* 60(4) : 525-531.
- 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.
- App M, Strohbach MW, Schneider AK, Schröder B (2022) Making the case for gardens: Estimating the contribution of urban gardens to habitat provision and connectivity based on hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Landscape and Urban Planning* 220 : 104347
- Arnould P, Simon L (2007) *Géographie de l'environnement*. Belin, Paris, 303 p.
- Austin MP (1999) A Silent Clash of Paradigms: Some Inconsistencies in Community Ecology. *Oikos* 86(1) : 170-178.
- Avon C, Bergès L (2016) Prioritization of habitat patches for landscape connectivity conservation differs between least-cost and resistance distances. *Landscape Ecology* 31(7) : 1551-1565.
- 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

- Babin D, Leclerc C, Bazile D (2022) Biodiversité : protéger 30 % de la planète... quid des 70 % restants ? *The Conversation*. <https://theconversation.com/biodiversite-protoger-30-de-la-planete-quid-des-70-restants-175779>
- Baguette M, Blanchet S, Legrand D, Stevens VM, Turlure C (2013) Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews* 88(2) : 310-326.
- Bahoken F (2022) Cartographier des flux et des mouvements. In: Mericskay B (éd) *Communication cartographique. Sémiologie graphique, sémiotique, géovisualisation*. ISTE Editions, Paris, p 103-146

-
- Balbi M, Croci S, Petit EJ, Butet A, Georges R, Madec L, Caudal JP, Ernoult A (2021) Least-cost path analysis for urban greenways planning: A test with moths and birds across two habitats and two cities. *Journal of Applied Ecology* 58(3) : 632-643.
- Balbi M, Petit EJ, Croci S, Nabucet J, Georges R, Madec L, Ernoult A (2019) Ecological relevance of least cost path analysis: An easy implementation method for landscape urban planning. *Journal of Environmental Management* 244(April) : 61-68.
- Banerjee P, Ghose MK (2016) Spatial analysis of environmental impacts of highway projects with special emphasis on mountainous area: an overview. *Impact Assessment and Project Appraisal* 34(4) : 279-293.
- Barbault R (1997) *Biodiversité*. Hachette, Paris, 160 p.
- Barnaud C, Mathevet R (2015) Géographie et participation : des relations complexes et ambiguës. In: Mathevet R, Godet L (éd) *Pour une géographie la conservation. Biodiversités, natures sociétés*. L'Harmattan, Paris, p 263-286
- Barreteau O, Antona M, D'Aquino P, Aubert S, Boissau S, Bousquet F, Daré W, Etienne M, Le Page C, Mathevet R, Trébuil G, Weber J (2003) Our companion modelling approach. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation* 6(2)
- Baudry J, Merriam H (1988) Connectivity and connectedness: functional versus structural patterns in landscape. In: Schreiber K-F (éd) *Connectivity in Landscape Ecology: proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association for Landscape Ecology*. Münster, p 23-28
- Beck J, Böller M, Erhardt A, Schwanghart W (2014) Spatial bias in the GBIF database and its effect on modeling species' geographic distributions. *Ecological Informatics* 19 : 10-15.
- Becu N, Amalric M, Anselme B, Beck E, Bertin X, Delay E, Long N, Marilleau N, Pignion-Mussaud C, Rousseaux F (2017) Participatory simulation to foster social learning on coastal flooding prevention. *Environmental Modelling and Software* 98 : 1-11.
- Becu N, Frascaria-Lacoste N, Latune J (2015) Experiential learning based on the NewDistrict asymmetric simulation game: results of a dozen gameplay sessions. *Hybrid Simulation & Gaming in the Networked Society: The 46th ISAGA Annual Conference*, Kyoto, p 6-19-84-6-19-90
- Beier P, Majka DR, Newell SL (2009) Uncertainty analysis of least-cost modeling for designing wildlife linkages. *Ecological Applications* 19(8) : 2067-2077.
- Beier P, Majka DR, Spencer WD (2008) Forks in the Road: Choices in Procedures for Designing Wildland Linkages. *Conservation Biology* 22(4) : 836-851.
- Beier P, Noss RF (1998) Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12(6) : 1241-1252.
- Bellec A (2018) *Dynamiques spatiales, temporelles et écologiques de la Métropole de Lyon : 1984-2015*. Thèse de doctorat, Université Lyon 3 Jean Moulin, 380 p.
- Bellec A, Gauthiez B, Fenet S, Kaufmann B (2019) Webarmature : Observatoire diachronique du territoire lyonnais. *Cybergeo: European Journal of Geography*. Disponible sur : <http://journals.openedition.org/cybergeo/32652>.
- Beninde J, Veith M, Hochkirch A (2015) Biodiversity in cities needs space: A meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters* 18(6) : 581-592.
- Bennett AF (1999) Linkages in the landscape: *The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN. Gland. 254 p.
- Berg L (1913) An attempt at the division of Siberia and Turkestan into landscape and morphological regions. *Collection of papers in honor of D. N. Anuchin's seventieth birthday*. Izdatel'stvo Imperatorskogo obshchestva Lyubitelei Estestvoznaniya, Antropologii i Etnografii pri Moskovskom universitete, Moscow, p 117-151
- Bergsten A, Zetterberg A (2013) To model the landscape as a network: A practitioner's perspective. *Landscape and Urban Planning* 119 : 35-43.
- Beroutchachvili N, Bertrand G (1978) Le géosystème ou «système territorial naturel». *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest* 49(2) : 167-180.
- Berry A, Becu N, Goubier O, Papoulias N, Long N, Vye D (2021) De la simulation à la simulation participative : apporter une vision intégrée de la rénovation urbaine aux aménageurs publics, à travers une démarche expérimentale. *NETCOM : Réseaux, Communication, Territoires* 34 (1-2) <https://shs.hal.science/halshs-03209079>
- Bertrand G (1978) Le paysage entre la Nature et la Société. *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest* 49(2) : 239-258.
- Bertrand G, Tricart J (1968) Paysage et géographie physique globale. Esquisse méthodologique. *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest* 39(3) : 249-272.
-

-
- Bienen L (2002) Informed Decisions Conservation Corridors and the Spread of Infectious Disease. *Conservation in Practice* 3 : 10-19.
- Billon L, Duchêne C, Gomes S, Grégoire A, Kremp M, Mustière S, Sordello R (2020) Mapping the French green infrastructure – an exercise in homogenizing heterogeneous regional data. *International Journal of Cartography* 6(2) : 241-262.
- Bingham H, Lewis E, Belle E, Stewart J, Klimmek H, Wicander S, Bhola N, Bastin L (2021) *Protected Planet Report 2020: Tracking progress towards global targets for protected and conserved areas*. UNEP-WCMC and IUCN, Cambridge, Gland
- 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.
- Bischoff N, Jongman RHG (1991) *Development of rural areas in Europe: the claim for nature*. Netherlands Scientific Council for Government Policy, The Hague, 206 p.
- Blaum N, Mosner E, Schwager M, Jeltsch F (2011) How functional is functional? Ecological groupings in terrestrial animal ecology: Towards an animal functional type approach. *Biodiversity and Conservation* 20(11) : 2333-2345.
- Bodin Ö, Saura S (2010) Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments. *Ecological Modelling* 221(19) : 2393-2405.
- Bœuf G (2014) *La biodiversité, de l'océan à la cité*. Fayard, Paris, 84 p.
- Bœuf G, Allain Y-M, Bouvier M (2012) L'apport des sciences participatives à la connaissance de la biodiversité en France. *La Lettre de l'OCIM* (144) : 8-18.
- Boitani L, Falcucci A, Maiorano L, Rondinini C (2007) Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology* 21(6) : 1414-1422.
- Bourgeois M** (2015) *Impacts écologiques des formes d'urbanisation. Modélisations urbaines et paysagères*. Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, 369 p.
- Bourgeois M** (2023) Modéliser la connectivité paysagère et les réseaux écologiques. In: Cossart É, Honegger A (éd) *Analyse territoriale des enjeux environnementaux*. ISTE Editions, Paris, p 180-213
- Bourgeois M** (2022) Et maintenant, on construit où avec vos réseaux écologiques ? *Quinzièmes Rencontres de ThéoQuant*. Besançon, France, 9-11 février 2022.
- Bourgeois M**, Boutreux T, Vuidel G, Savary P, Piot P, Bellec A, Kaufmann B (en révision). Assessing the strategic role of urban green spaces for habitat connectivity in multi-family residential plots. *Urban Forestry and Urban Greening*.
- Bourgeois M**, Cossart É, Fressard M (2018) Mesurer et spatialiser la connectivité pour modéliser les changements des systèmes environnementaux. Approches comparées en écologie du paysage et en géomorphologie. *Géomorphologie : Relief, Processus, Environnement* 23(4) : 289-308.
- Bourgeois M**, Sahraoui Y (2020) Modelling in the context of an environmental mobilisation: A Graph-based approach for assessing the landscape ecological impacts of a highway project. *Ekologia Bratislava* 39(1) : 88-100.
- Bourgeois M**, Sahraoui Y, Codina J, Mazagol P-O (2023) Intégration des sciences participatives dans des démarches de modélisation. In: Cossart É, Honegger A (éd) *Analyse Territoriale des enjeux environnementaux*. ISTE Editions, Paris, p 128-154
- Bourgeois M**, Sahraoui Y, Dietrich J (2022) The contributions of socio-environmental information maps in an environmental mobilisation: the case of a fight against a highway project in France. *Local Environment* 27(9) : 1102-1121.
- Boutreux T, **Bourgeois M**, Bellec A, Commeaux F, Kaufmann B (soumis). Addressing the sustainable urbanism paradox: operational reconciliation of dense and green morphologies. *Nature Publishing Journals: Urban Sustainability*.
- Boutreux T, **Bourgeois M**, Kaufmann B (2020) La protection de la biodiversité démarre en bas de nos immeubles. *Le Monde* 06/09/20. https://www.lemonde.fr/economie/article/2020/09/06/la-protection-de-la-biodiversite-demarre-en-bas-de-nos-immeubles_6051174_3234.html
- Bouwma IM, Jongman RHG, Butovsky RO (2002) Indicative map of the pan-European ecological network for Central and Eastern Europe; *Technical Background document*. ECNC - European Centre for Nature Conservation.
- Bowker G (2000) Biodiversity Datadiversity. *Social Studies of Science* 30(5) : 643-683.
-

-
- Brédif H, Simon L (2023) Accord de Kunming-Montréal sur la biodiversité : pourquoi on peut vraiment douter de son efficacité. *The Conversation*.
https://theconversation.com/accord-de-kunming-montreal-sur-la-biodiversite-pourquoi-on-peut-vraiment-douter-de-son-efficacite-197183?gclid=Cj0KCQjwrMkMbhCJARIsAHuEAPQO7vfm1fOecoBwCPQ_WcvCLer-UuzTcXSTfjavVp4wrXypFWZtKPYaAqkZEALw_wcB
- Breuste J, Schnellinger J, Qureshi S, Faggi A (2013) Urban Ecosystem services on the local level: Urban green spaces as providers. *Ekologia Bratislava* 32(3) : 290-304.
- Brossard T, Wieber J-C (1984) Le paysage : trois définitions, un mode d'analyse et de cartographie. *L'Espace géographique* 13(1) : 5-12.
- Brossard T, Wieber J (1980) Essai de formulation systématique d'un mode d'approche du paysage (A test to express a landscape conception by a systemic formulation). *Bulletin de l'Association de géographes français* 57(468-469) : 103-111.
- Brown G, Kytä M (2014) Key issues and research priorities for public participation GIS (PPGIS): A synthesis based on empirical research. *Applied Geography* 46 : 122-136.
- Bruinderink GG, Van Der Sluis T, Lammertsma D, Opdam P, Pouwels R (2003) Designing a coherent ecological network for large mammals in northwestern Europe. *Conservation Biology* 17(2) : 549-557.
- Buchanan GM, Butchart SHM, Chandler G, Gregory RD (2020) Assessment of national-level progress towards elements of the Aichi Biodiversity Targets. *Ecological Indicators* 116 : 106497.
- Bullock JM, Bonte D, Pufal G, Carvalho S, Chapman DS, García C, García D, Matthysen E, Delgado MM (2018) Human-Mediated Dispersal and the Rewiring of Spatial Networks. *Trends in Ecology & Evolution* 33(12) : 958-970.
- Burel F, Baudry J (1999) *Ecologie du paysage : concepts, méthodes et applications*. Tec & Doc, Paris, 359 p.

C

- Calabrese JM, Fagan WF (2004) A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(10) : 529-536.
- Caley LM, Shiode N, Shelton JA (2008) Community/campus partnership: tailoring geographic information systems for perinatal health planning. *Progress in Community Health Partnerships: Research, Education, and Action* 2(1) : 23-29.
- Cameron RWF, Blanuša T, Taylor JE, Salisbury A, Halstead AJ, Henricot B, Thompson K (2012) The domestic garden - Its contribution to urban green infrastructure. *Urban Forestry and Urban Greening* 11(2) : 129-137.
- Cantwell MD, Forman RTT (1993) Landscape graphs: Ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. *Landscape Ecology* 8(4) : 239-255.
- Caro TM, O'Doherty G (1999) On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* 13(4) : 805-814.
- Carrasco L, Papes M, Sheldon KS, Giam X (2021) Global progress in incorporating climate adaptation into land protection for biodiversity since Aichi targets. *Global Change Biology* 27(9) : 1788-1801.
- Cayuela H, Besnard A, Cote J, Laporte M, Bonnaire E, Pichenot J, Schtickzelle N, Bellec A, Joly P, Léna J-P (2020) Anthropogenic disturbance drives dispersal syndromes, demography, and gene flow in amphibian populations. *Ecological Monographs* 90(2) : 1-25.
- Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, García A, Pringle RM, Palmer TM (2015) Accelerated modern human – induced species losses : Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1(5) : e1400253.
- Chailloux M, Amsallem J (2018) BioDispersal: a QGIS plugin for modelling potential dispersal areas.
- Chartier D, Rodary E (2016) *Manifeste pour une géographie environnementale. Géographie, écologie, politique*. Presses de Sciences Po, Paris, 439 p.
- Charvolin F, Micoud A, Nyhart LK (2007) *Des sciences citoyennes ? La question de l'amateur dans les sciences naturalistes*. Éditions de l'Aube, La Tour d'Aigues, 256 p.
- Chassé P, Blatrix C, Frascaria-Lacoste N (2020) What is wrong between ecological science and policy ? *Ecology Letters* 23(12) : 1736-1738.
- Chassé P, Blatrix C, Frascaria-Lacoste N (2021) Determining the location of protected areas in France: Does "scientific interest" matter? *Perspectives in Ecology and Conservation* 19(3) : 379-386.
- Chaurand J (2017) *La cohérence interterritoriale des projets de continuités écologiques. L'exemple de la politique Trame verte et bleue en France*. Thèse de doctorat, Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement (AgroParisTech), 462 p.

-
- Chaurand J, Bigard C, Vanpeene-Bruhier S, Thompson JD (2019) Articuler la politique Trame verte et bleue et la séquence Éviter-réduire-compenser : complémentarités et limites pour une préservation efficace de la biodiversité en France. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* 19(1) : 1-25.
- Chemery J-B, Gasc G, Arama Y, Dubois N, De La Rocque J, Renoullin M (2018) *État des lieux des démarches participatives pour une gestion intégrée et durable de l'eau et des milieux aquatiques*. Paris 167 p.
- Chester CC (2015) Yellowstone to Yukon: Transborder conservation across a vast international landscape. *Environmental Science and Policy* 49 : 75-84.
- Cilliers S, Cilliers J, Lubbe R, Siebert S (2013) Ecosystem services of urban green spaces in African countries-perspectives and challenges. *Urban Ecosystems* 16(4) : 681-702.
- Cinnamon J, Rinner C, Cusimano MD, Marshall S, Bekele T, Hernandez T, Glazier RH, Chipman ML (2009) Evaluating web-based static, animated and interactive maps for injury prevention. *Geospatial Health* 4(1) : 3-16.
- Clauzel C (2021) *Réseaux écologiques et connectivité du paysage. De la modélisation spatiale à la gestion de la biodiversité*. Mémoire d'Habilitation à Diriger les Recherches, Université Paris 1 - Panthéon Sorbonne, 185 p.
- Clauzel C (2020) Connectivité/continuité écologique. *Dictionnaire Critique de l'Anthropocène*. CNRS Éditions, p 199-201
- Clauzel C, Bannwarth C, Foltete JC (2015) Integrating regional-scale connectivity in habitat restoration: An application for amphibian conservation in eastern France. *Journal for Nature Conservation* 23 : 98-107.
- Clauzel C, Bonneville C (2019) Apports de la modélisation spatiale pour la gestion de la trame verte et bleue. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <http://journals.openedition.org/cybergeo/32333>
- Clauzel C, Girardet X, Foltête J-C (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 : 125-34.
- Clergeau P (2010) De la biodiversité dans les villes. In: *Encyclopaedia Universalis* (éd) La Science au présent 2010. Paris, p 114-121
- Clergeau P (2020) *Urbanisme et biodiversité. Vers un paysage vivant structurant le projet urbain*. Éditions Apogée, Paris, 327 p.
- Clevenger AP, Wierzchowski J, Chruszcz B, Gunson K (2002) GIS-generated, expert-based models for identifying wildlife habitat linkages and planning mitigation passages. *Conservation Biology* 16(2) : 503-514.
- Clevenot L (2020) *Bassins autoroutiers et amphibiens en France : des fonctionnalités écologiques aux pratiques de gestion. Approche géographique d'un complexe socio-écologique*. Thèse de doctorat, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, 365 p.
- Coffin AW (2007) From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15(5) : 396-406.
- Collective CC, Dalton C, Mason-Deese L (2012) Counter (Mapping) actions: Mapping as militant research. *ACME: An International Journal for Critical Geographies* 11(3) : 439-466.
- Consalès J-N, Bailly É, Bonthoux S, **Bourgeois M**, Lagurgue X, Marchand D (2022) Pour un urbanisme du ménagement. In: Groupe sur l'Urbanisme Écologique (éd.) *Réinventer la ville avec l'écologie. Frottements Interdisciplinaires*. Éditions Apogée, Paris, p 24-41
- Cooke B, Kothari U (2001) *Participation: The New Tyranny?* Zed Books Ltd., Londres/New York, 224 p.
- Cope M, Elwood S (2009) *Qualitative GIS: A mixed methods approach*. Sage Publications Ltd, Los Angeles, 192 p.
- Cormier L, Carcaud N (2009) Les trames vertes : discours et/ou matérialité , quelles réalités ? *Projets de paysage* 2 : 1-20.
- Cormier L, Lajarte A, Carcaud N (2010) La planification des trames vertes, du global au local: réalités et limites. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <https://journals.openedition.org/cybergeo/23187>
- Correa Ayram CA, Mendoza ME, Etter A, Salicrup DRP (2016) Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. *Progress in Physical Geography* 40(1) : 7-37.
- 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.
- Cossart É (2018) Le changement global : un champ scientifique fécond pour le géographe. *Géoconfluences*. <http://geoconfluences.ens-lyon.fr/informations-scientifiques/dossiers-thematiques/changement-global/articles-scientifiques/changement-global>
-

- Cosson J-F, Roturier C, Desclaux D, Frey-Klett P (2017) Les sciences participatives et la démarche scientifique. *The Conversation*. https://theconversation.com/les-sciences-participatives-et-la-demarche-scientifique-85198?gclid=Cj0KCQjwrMKmBhCJARIsAHuEAPSVp2zEq_SMDr_YsD9kxq84WMlSeAcVC5Iy0unEVBL-hLXXp40M8IaAhxsEALw_wcB
- Costello MJ, May RM, Stork NE (2013) Can We Name Earth's Species Before They Go Extinct? *Science* 339(6118) : 413-416.
- Costello MJ, Wieczorek J (2014) Best practice for biodiversity data management and publication. *Biological Conservation* 173 : 68-73.
- Couderchet L, Amelot X (2010) Faut-il brûler les ZNIEFF ? *Cybergeo : European Journal of Geography* 498 : 1-26.
- Couvet D, Devictor V, Jiguet F, Julliard R (2011) Scientific contributions of extensive biodiversity monitoring. *Comptes Rendus Biologies* 334 : 370-377.
- Craig W, Harris T, Weiner D (2002) Introduction. In: Craig W, Harris T, Weiner D (éd) *Community Participation and Geographic Information Systems*, Taylor and Francis, p 1-16
- Crampton JW (2010) *Mapping: A Critical Introduction to Cartography and GIS*. Wiley-Blackwell, Malden, 232 p.
- Crampton JW, Krygier J (2005) An introduction to critical cartography. *ACME: An International Journal for Critical Geographies* 4(1) : 11-33.
- Crisp AMD, Laffan S, Linder HP, Monro A (2001) Endemism in the Australian Flora. *Journal of Biogeography* 28(2) : 183-198.
- Crooks KR, Sanjayan M (2006) *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, 730 p.
- Curtis JT (1956) The modification of mid-latitude grasslands and forest by man. In: Thomas WL, Sauer CO, Bates M, Mumford L (éd) *Man's Role in Changing the Face of the Earth*. University of Chicago Press, Chicago, p 721-736
- Cushman SA (2006) Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians : A review and prospectus. *Biological Conservation* 128 : 231-240.
- Cushman SA, McGarigal K, Neel MC (2008) Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators* 8(5) : 691-703.
- Cushman SA, McRae BH, Adriaensen F, Beier P, Shirley MD, Zeller KA (2013) Biological corridors and connectivity. In: Macdonald D, Willis K (éd) *Key topics in conservation biology 2*. Wiley-Blackwell, Malden, p 384-404

D

- Dajoz R (2003) *Précis d'écologie*. Dunod, Paris, 615 p.
- Daniel A, Savary P, Foltête J-C, Khimoun A, Faivre B, Ollivier A, Éraud C, Moal H, Vuidel G, Garnier S (2023) Validating graph-based connectivity models with independent presence-absence and genetic data sets. *Conservation Biology* 37(3) : 1-15.
- Daniell KA, White I, Ferrand N, Ribarova IS, Coad P, Rougier JE, Hare M, Jones NA, Popova A, Rollin D, Perez P, Burn S (2010) Co-engineering participatory water management processes: Theory and insights from Australian and Bulgarian interventions. *Ecology and Society* 15(4) : 11p.
- Debarbieux B, Vanier M (2002) *Ces territorialités qui se dessinent*. Éditions de l'Aube, La Tour d'Aigues, 267 p.
- Debray A (2016) Les difficultés de la transposition communale des corridors écologiques. Analyses appliquées à trois communes de l'agglomération tourangelle. *Développement durable et territoires* 7(3) : 1-20.
- Deconchat M, Vialatte A, Brin A, Sheeren D (2020) Concepts et méthodes de l'écologie des paysages pour aider à mieux gérer les services écosystémiques. In: Ecoserv MI (éd) *Les services écosystémiques dans les espaces agricoles. Paroles de chercheur(e)s*. INRA, p 69-80
- Dehouck H, Amsellem J (2017) *Analyse des méthodes de précision des continuités écologiques à l'échelle locale en France*. IRSTEA - UMR TETIS, Centre de ressources Trame Verte et Bleue, 96 p.
- 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.
- Depraz S (2008) *Géographie des espaces naturels protégés. Genèse, principes et enjeux territoriaux*. Armand Colin, Paris, 320 p.
- Di Méo G (1998) *Géographie sociale et territoires*. Nathan Université, Paris, 320 p.
- Diamond JM (1984) « Normal » extinctions of isolated populations. In: Nitecki MH (éd) *Extinctions*. University of Chicago Press, Chicago, p 191-245
- Diamond JM (1975) The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation* 7 : 129-146.

-
- Díaz SM, Settele J, Brondízio E, Ngo H, Guèze M, Agard J, Arneth A, Balvanera P, Brauman K, Butchart S, Chan KMA, Garibaldi LA, Ichii K, Liu J, Subramanian S, Midgley G, Miloslavich P, Molnár Z, Obura D, Pfaff A, Polasky S, Purvis A, Razzaque J, Reyers B, Chowdhury Roy R, Shin Y-J, Visseren-Hamakers I, Willis K, Zayas C (2019) *The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: Summary for policy makers*. IPBES. Bonn 56 p.
- Didham RK, Kapos V, Ewers RM (2012) Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research. *Oikos* 121(2) : 161-170.
- Dietrich J, **Bourgeois M** (2023) Un territoire face à des sols convoités ? Vulnérabilité foncière et projet d'autoroute entre Lyon et Saint-Étienne. In: Guizard F, Rouget N (éd) *Terra Mater. Nourricière et convoitée*. Presses Universitaires de Valenciennes, Valenciennes, p 177-198
- Dietrich J, Grim P (2019) « Pour le terrain » mais « contre » la science ? *Carnets de géographes* (12) : 0-11.
- 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.
- Diniz MF, Cushman SA, Machado RB, De Marco Júnior P (2020) Landscape connectivity modeling from the perspective of animal dispersal. *Landscape Ecology* 35(1) : 41-58.
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB, Collen B (2014) Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345(6195) : 401-406.
- Dondina O, Saura S, Bani L, Mateo-Sánchez MC (2018) Enhancing connectivity in agroecosystems: focus on the best existing corridors or on new pathways? *Landscape Ecology* 33(10) : 1741-1756.
- Dransch D, Rotzoll H, Poser K (2010) The contribution of maps to the challenges of risk communication to the public. *International Journal of Digital Earth* 3(3) : 292-311.
- Dufour S, Lespez L (2020) *Géographie de l'environnement. La nature au temps de l'Anthropocène*. Armand Colin, Paris, 288 p.
- Dunn CE (2007) Participatory GIS - A people's GIS? *Progress in Human Geography* 31(5) : 616-637.
- Dunning J, Danielson B, Pulliam H (1992) Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65(1) : 169-175.

E

- Elden S (2010) Land, terrain, territory. *Progress in Human Geography* 34(6) : 799-817.
- Elwood S (2006) Critical issues in participatory GIS: Deconstructions, reconstructions, and new research directions. *Transactions in GIS* 10(5) : 693-708.
- Estrada-Peña A (2005) Effects of habitat suitability and landscape patterns on tick (Acarina) metapopulation processes. *Landscape Ecology* 20(5) : 529-541.
- Etherington TR, Holland EP (2013) Least-cost path length versus accumulated-cost as connectivity measures. *Landscape Ecology* 28(7) : 1223-1229.
- Evans D (2012) Building the European Union's Natura 2000 network. *Nature Conservation* 1 : 11-26.

F

- Fahrig L (2003) Effects of Habitat Fragmentation On Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34 : 487-515.
- Fahrig L (2017) Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 48 : 1-23.
- Fahrig L (2019) Habitat fragmentation: A long and tangled tale. *Global Ecology and Biogeography* 28(1) : 33-41.
- Fahrig L (2020) Why do several small patches hold more species than few large patches? *Global Ecology and Biogeography* 29 : 615-628.
- Fahrig L, Baudry J, Brotons L, Burel F, Crist TO, Fuller RJ, Sirami C, Siriwardena GM, Martin J-L (2011) Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14 : 101-112.
- Fahrig L, Rytwinski T (2009) Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14(1) : 21.
- Fahrig L, Watling JJ, Arnillas CA, Arroyo-Rodríguez V, Jörger-Hickfang T, Müller J, Pereira HM, Riva F, Rösch V, Seibold T, Tschardt T, May F (2022) Resolving the SLOSS dilemma for biodiversity conservation: a research agenda. *Biological Reviews* 97 : 99-114.
- 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.

-
- Ferraton M (2016) *L'approche participative au service de la gestion intégrée de la ressource en eau : l'expérience des parcs naturels régionaux du Sud-Est de la France*. Thèse de doctorat, Université Grenoble-Alpes, 328 p.
- Fischer J, Lindenmayer DB (2006) Beyond Fragmentation: The Continuum Model for Fauna Research and Conservation in Human-Modified Landscapes. *Oikos* 112(2) : 473-480.
- Flaminio S, Cottet M, Le Lay Y-F (2015) A la recherche de l'Yzeron perdu : quelle place pour le paysage dans la restauration des rivières urbaines ? *Noréis* 4(237) : 65-79.
- Fletcher Jr. RJ, Betts MG, Damschen EI, Hefley TJ, Hightower J, Smith TAH, Fortin M-J, Haddad NM (2023) Addressing the problem of scale that emerges with habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography* : 1-14.
- Fletcher Jr. RJ, Burrell NS, Reichert BE, Vasudev D, Austin JD (2016) Divergent Perspectives on Landscape Connectivity Reveal Consistent Effects from Genes to Communities. *Current Landscape Ecology Reports* 1 : 67-79.
- Foltête J-C, Clauzel C, Vuidel G (2012a) A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software* 38 : 316-327.
- Foltête J-C, Clauzel C, Vuidel G, Tournant P (2012b) Integrating graph-based connectivity metrics into species distribution models. *Landscape Ecology* 27(4) : 557-569.
- Foltête J-C, Girardet X, Clauzel C (2014) A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning. *Landscape and Urban Planning* 124 : 140-150.
- Foltête J-C, Vuidel G, Savary P, Clauzel C, Sahraoui Y, Girardet X, **Bourgeois M** (2021) Graphab: An application for modeling and managing ecological habitat networks. *Software Impacts* 8 : 100065.
- Foltête JC, Savary P, Clauzel C, **Bourgeois M**, Girardet X, Sahraoui Y, Vuidel G, Garnier S (2020) Coupling landscape graph modeling and biological data: a review. *Landscape Ecology* 35(5) : 1035-1052.
- Fontaine A, Simard A, Brunet N, Elliott KH (2022) Scientific contributions of citizen science applied to rare or threatened animals. *Conservation Biology* 26 : e13976.
- Forestier J-C-N (1908) *Grandes villes et systèmes de parcs*. Hachette, Paris, 54 p.
- Forman R, 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.
- Forman RTT, Godron M (1981) Patches and Structural Components for a Landscape Ecology. *BioScience* 31(10) : 733-740.
- Fortier A, Alphandéry P (2017) La maîtrise des données, un enjeu majeur pour les associations naturalistes à l'heure de la gouvernance de la biodiversité. *Revue française d'administration publique* 3(163) : 587-598.
- Franceschi-Zaharia C (2020) Paysage : regard occidental. *Dictionnaire Critique de l'Anthropocène*. CNRS Éditions, p 630-632
- Frolova M (2000) Le paysage des géographes russes: L'évolution du regard géographique entre le XIXe et le XXe siècle. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <https://journals.openedition.org/cybergeo/1808>
- 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 (2013) Modelling the influence of landscape connectivity on animal distribution: a functional grain approach. *Ecography* 36(9) : 1004-1016.
- Gaston KJ, Fuller RA (2007) Biodiversity and extinction: Losing the common and the widespread. *Progress in Physical Geography* 31(2) : 213-225.
- Gaston KJ, Fuller RA (2008) Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 23(1) : 14-19.
- Gaston KJ, Smith RM, Thompson K, Warren PH (2005) Urban domestic gardens (II): experimental tests of methods for increasing biodiversity. *Biodiversity* 14 : 395-413.
- Gauthier-Clerc M, Mesléard F, Blondel J (2014) *Sciences de la conservation*. De Boeck, Bruxelles, 376 p.

-
- Gautreau P (2021) *La Pachamama en bases de données. Géographie politique de l'information environnementale contemporaine*. Éditions de l'IHEAL, Aubervilliers, 361 p.
- Gazzard A, Boushall A, Brand E, Baker PJ (2021) An assessment of a conservation strategy to increase garden connectivity for hedgehogs that requires cooperation between immediate neighbours: A barrier too far? *PLoS ONE* 16(November) : 1-22.
- Gergel SE, Turner MG (2002) *Learning Landscape Ecology: a practical guide to concepts and techniques*. Springer-Verlaag, New-York, 316 p.
- Ghadiri Khanaposhtani M, Gasc A, Francomano D, Villanueva-Rivera LJ, Jung J, Mossman MJ, Pijanowski BC (2019) Effects of highways on bird distribution and soundscape diversity around Aldo Leopold's shack in Baraboo, Wisconsin, USA. *Landscape and Urban Planning* 192(September) : 103666.
- Giblin B (2001) De l'écologie à l'écologie politique : l'enjeu du pouvoir. De la nécessité de savoir penser l'espace. *Hérodote* 100(1) : 13-31.
- 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.
- Gippoliti S, Battisti C (2017) More cool than tool: Equivoques, conceptual traps and weaknesses of ecological networks in environmental planning and conservation. *Land Use Policy* 68(April) : 686-691.
- Girardet X (2013) *Paysage & infrastructures de transport : modélisation des impacts des infrastructures sur les réseaux écologiques*. Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, 269 p.
- Girardet X, Clauzel C (2018) *Graphab: 14 réalisations à découvrir*. 56 p. https://sourcesup.renater.fr/www/graphab/download/Livret_Graphab%20-%202014%20realisations%20a%20decouvrir_2018.pdf
- 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.
- Gobster PH, Nassauer JI, Daniel TC, Fry G (2007) The shared landscape: what does aesthetics have to do with ecology? *Landscape Ecology* 22 : 959-972.
- Goddard MA, Dougill AJ, Benton TG (2013) Why garden for wildlife? Social and ecological drivers, Motivations and barriers for biodiversity management in residential landscapes. *Ecological Economics* 86 : 258-273.
- Goddard MA, Dougill AJ, Benton TG (2010) Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology and Evolution* 25(2) : 90-98.
- Godet L (2010) La « nature ordinaire » dans le monde occidental. *L'Espace géographique* 39(4) : 295-308.
- Godet L, Devictor V (2018) What Conservation Does. *Trends in Ecology and Evolution* 33(10) : 720-730.
- Gonzales EK, Gergel SE (2007) Testing assumptions of cost surface analysis-a tool for invasive species management. *Landscape Ecology* 22(8) : 1155-1168.
- Gonzalez A, Thompson P, Loreau M (2017) Spatial ecological networks: planning for sustainability in the long-term. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 29 : 187-197.
- Gould P, Bailey A (1995) *Le pouvoir des cartes. Brian Harley et la cartographie*. Anthropos, Paris, 120 p.
- Grantham HS, Moilanen A, Wilson KA, Pressey RL, Rebelo TG, Possingham HP (2008) Diminishing return on investment for biodiversity data in conservation planning. *Conservation Letters* 1(4) : 190-198.
- Grasland C (2009) Spatial analysis of social facts. A tentative theoretical framework derived from Tobler's first law of geography and Blau's multilevel structural theory of society. In: Bavaud F, Mager C (éd) *Handbook of Theoretical and Quantitative Geography*. Faculté des Géosciences et de l'Environnement, Université de Lausanne, Lausanne, p 117-174
- Grasland C, Mathian H, Vincent J-M (2000) Multiscalar analysis and map generalisation of discrete social phenomena: Statistical problems and political consequences. *Statistical Journal of the United Nations Economic Commission for Europe* 17(2) : 157-188.
- Green EJ, Buchanan GM, Butchart SHM, Chandler GM, Burgess ND, Hill SLL, Gregory RD (2019) Relating characteristics of global biodiversity targets to reported progress. *Conservation Biology* 33(6) : 1360-1369.
- Groom QJ, Marsh CJ, Gavish Y, Kunin WE (2018) How to predict fine resolution occupancy from coarse occupancy data. *Methods in Ecology and Evolution* 9 : 2273-2282.
-

-
- Groupe sur l'Urbanisme Écologique** (2022) *Réinventer la ville avec l'écologie. Frottements interdisciplinaires*. Éditions Apogée, Paris, 151 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.
- Guyot-Téphany J (2020) Théorie de la biogéographie insulaire. *Dictionnaire Critique de l'Anthropocène*. CNRS Éditions, p 114-117

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.
- Haklay M (2015) *Citizen Science and Policy: A European Perspective*. Washington, DC Woodrow Wilson Int. Cent. Sch. 4:
- Hampton SE, Strasser CA, Tewksbury JJ, Gram WK, Budden AE, Batcheller AL, Duke CS, Porter JH (2013) Big data and the future of ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(3) : 156-162.
- Hansen MJ, Cleverger AP (2005) The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation* 125(2) : 249-259.
- Hanski I (1998) Metapopulation dynamics. *Nature* 396(6706) : 41-49.
- Hanski I, Gilpin M (1991) Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* 42(1) : 3-16.
- Hargis CD, Bissonette JA, David JL (1998) The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13 : 167-186.
- Harley JB (1989) Deconstructing the map. *Cartographica* 26(2) : 1-20.
- Harms W, Knaapen J (1988) Landscape planning and ecological infrastructure: the Randstad study. In: Schreiber K (éd). *Connectivity in Landscape Ecology*. 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
- Hassenforder E, Ferrand N, Girard S (2021) L'ingénierie de la participation : préparer et penser une démarche participative. *Sciences Eaux & Territoires* 35(1) : 28-35.
- Hebert PDN, Gregory TR (2005) The Promise of DNA Barcoding for Taxonomy. *Systematic Biology* 54(5) : 852-859.
- Henein K, Merriam G (1990) The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape Ecology* 4(2-3) : 157-170.
- Hess GR, Fischer RA (2001) Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning* 55(3) : 195-208.
- Hirt I, Roche S (2013) Cartographie participative. In: Casillo I, Barbier R, Blondiaux L, Chateauraynaud F, Fourniau, JM, Lefebvre R, Neveu C, Salles D (éd) *Dictionnaire critique et interdisciplinaire de la Participation, DicoPart*. GIS Démocratie et Participation, Paris, p 1-5
- 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.
- Hobbs RJ (1992) The Role of Corridors in Conservation: Solution or Bandwagon? *Trends in Ecology & Evolution* 7(11) : 389-392.
- Hoffmann A, Penner J, Vohland K, Cramer W, Henle K, Köljalg U, Kühn I, Kunin WE, Negro J, Penev L, Rodríguez C, Saarenmaa H, Schmeller DS, Stoev P, Sutherland WJ, Tuama ÉÓ, Wetzel FT, Häuser CL (2014) Improved access to integrated biodiversity data for science, practice, and policy - the European Biodiversity Observation Network (EU BO). *Nature Conservation* 6 : 49-65.
- Holderegger R, Di Giulio M (2010) The genetic effects of roads: A review of empirical evidence. *Basic and Applied Ecology* 11(6) : 522-531.
- Houllier F, Joly PB, Merilhou-Goudard JB (2017) Citizen sciences: A dynamics to be encouraged. *Natures Sciences Sociétés* 25(4) : 418-423.
- Houllier F, Merilhou-Goudard J-B (2016) *Les sciences participatives en France : Etats des lieux, bonnes pratiques et recommandations*. Ministère de l'Éducation Nationale, de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche, Paris 63 p.

-
- Houte S, Lorant D, Becu N (2020) L'émancipation des habitants au service de l'application des politiques publiques environnementales : étude d'un dispositif pilote de construction d'une gouvernance adaptative. *Participations* 1(26-27) : 223-249.
- Hudson LN, Newbold T, Contu S, Hill SLL, Lysenko I, Palma D, Phillips HRP, Senior RA, Bennett DJ, Booth H, Garon M, Michelle L, Correia DLP, Day J, Echeverr S, Harrison K, Ingram DJ, Jung M, Kemp V, Kirkpatrick L, Callum D, Pan Y, White HJ, Aben J, Abrahamczyk S, Adum GB, Armbrrecht I, Azhar B, Bates AJ, Bayne EM, Beja P, Banks E, Barlow J, Buczkowski G, Buscardo E, Cabra-garc J, Cameron SA, Canello EM, Carrijo TF, Carvalho AL, Castro-luna AA, Cerda R, Cerezo A, Chauvat M, Darvill B, Dauber J, Dejean A, Diek T, Giordani P, Giordano S, Gottschalk MS, Goulson D, Aaron D, Grogan J, Hanley ME, Hanson T, Hashim NR, Joseph E, Helden AJ, Hern L, Herzog F, Higuera-diaz D, Hilje B, Horgan FG, Horv R, Hylander K, Isaacs-cubides P, Ishitani M, Jacobs CT, J V, Jauker B, Jonsell M, Jung TS, Kapoor V, Kati V, Lantschner V, F V Le, Lebuhn G, Jean-philippe L, Louhaichi M, Mallari A, Marin-spiotta E, Marshall EJP, Mart E, Muchane MN, Muchane M, Naidoo R, Nakamura A, Naoe S, Fernando AB (2014) The PREDICTS database: a global database of how local terrestrial biodiversity responds to human impacts. *Ecology and Evolution* 4(24) : 4701-4735.
- Hughes JB, Daily GC, Ehrlich PR (1997) Population Diversity: Its Extent and Extinction. *Science* 278(5338) : 689-692.
- Hutchinson GE (1957) Concluding remarks. Population studies: animal ecology and demography. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22 : 415-427.

I

- 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
- Inglada J, Vincent A, Arias M, Tardy B, Morin D, Rodes I (2017) Operational High Resolution Land Cover Map Production at the Country Scale Using Satellite Image Time Series. *Remote Sensing* 9(1) : 95.
- Iverson LR (2007) Adequate data of known accuracy are critical to advancing the field of landscape ecology. In: Wu J, Hobbs RJ (éd) *Key Topics in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p 11-38

J

- Jacob-Rousseau N (2020) Renaturation. *Dictionnaire Critique de l'Anthropocène*. CNRS Éditions, p 711-715
- Jacobs S, Burkhard B, Van Daele T, Staes J, Schneiders A (2015) « The Matrix Reloaded »: A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecological Modelling* 295 : 21-30.
- Jégou L (2022) La cartographie comme moyen de communication : réflexions autour de modèles. In: Mericskay B (éd) *Communication cartographique. Sémiologie graphique, sémiotique, géovisualisation*. ISTE Editions, Paris, p 41-71
- Joliveau T (2001) La participation à la décision territoriale : dimension socio-géographique et enjeux informationnels d'une question politique. *Géocarrefour* 76(3) : 273-279.
- Joliveau T, Noucher M, Roche S (2013) La cartographie 2.0, vers une approche critique d'un nouveau régime cartographique. *L'Information géographique* 77(4) : 29-46.
- Jongman RHG (1995) Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Land Use Policy* 32 : 169-183.
- 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.
- Jongman RHG, Külvik M, Kristiansen I (2004) European ecological networks and greenways. *Landscape and Urban Planning* 68(2-3) : 305-319.
- Jongman RHG, Pungetti G (2004) *Ecological Networks and Greenways: Concept, Design, Implementation*. Cambridge University Press, Cambridge, 345 p.
- Jules ES, Kauffman MJ, Ritts WD, Carroll AL (2002) Spread of an Invasive Pathogen over a Variable Landscape: A Nonnative Root Rot on Port Orford Cedar. *Ecology* 83(11) : 3167-3181.

K

- Kadoya T (2009) Assessing functional connectivity using empirical data. *Population Ecology* 51(1) : 5-15.
- Keil P, Schweiger O, Kühn I, Kunin WE, Kuussaari M, Settele J, Henle K, Brotons L, Pe'er G, Lengyel S, Moustakas A, Steinicke H, Storch D (2012) Patterns of beta diversity in Europe: The role of climate, land cover and distance across scales. *Journal of Biogeography* 39(8) : 1473-1486.
- Keitt TH, Urban DL, Milne BT (1997) Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Ecology And Society* 1(1) : 4-17.
- Kelling S, Hochachka WM, Fink D, Riedewald M, Caruana R, Ballard G (2009) Data-intensive Science: A New Paradigm for Biodiversity Studies. *BioScience* 59(7) : 613-620.
- Kindlmann P, Burel F (2008) Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology* 23 : 879-890.
- Kingston R (2007) Public Participation in Local Policy Decision-making: The Role of Web-based Mapping. *The Cartographic Journal* 44(2) : 138-144.
- Koemle D, Zinngrebe Y, Yu X (2018) Highway construction and wildlife populations: Evidence from Austria. *Land Use Policy* 73(February) : 447-457.
- Kohler M (2015) *Assesment of the building energy requirements: added value of the use of the urban climate modeling*. Thèse de doctorat, Université de Strasbourg, 330 p.
- König C, Weigelt P, Schrader J, Taylor A, Kattge J, Kreft H (2019) Biodiversity data integration — the significance of data resolution and domain. *PLoS Biology* 17(3) : e3000183.
- Kool JT, Moilanen A, Treml EA (2013) Population connectivity: Recent advances and new perspectives. *Landscape Ecology* 28(2) : 165-185.
- Kühn M (2003) Greenbelt and Green Heart: Separating and integrating landscapes in European city regions. *Landscape and Urban Planning* 64(1-2) : 19-27.
- Kull CA, Batterbury SPJ (2017) L'environnement dans les géographies anglophone et française : émergence, transformations et circulations de la political ecology. In: Blanc G, Demeulenaere É, Feuerhahn W (éd) *Humanités environnementales. Enquêtes et contre-enquêtes*. Publications de la Sorbonne, Paris, p 117-138
- Kupfer JA (2012) Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape. *Progress in Physical Geography* 36(3) : 400-420.

L

- L'Her G, Servières M, Siret D (2017) Participer et transformer les territoires. Interactions entre habitants, techniques et milieux à partir de la notion de «citoyen-capteur». *Netcom : Réseaux, communication et territoires* 31(1/2) : 153-174.
- La Branche S (2009) L'insoutenable légèreté environnementale de la participation. Une problématisation. *[VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement* 9(1) : 1-9.
- Lambert N, Zanin C (2016) *Manuel de cartographie. Principes, méthodes, applications*. Armand Colin, Paris, 221 p.
- Lammers G, Van Zadelhoff F (1996) The dutch ecological network. In: Nowicki P, Bennett AF, Middleton D (éd) *Perspectives on ecological networks*. ECNC publications, Arnhem, p 101-113
- Lardon S, Albaladejo C, Allain S, Cayré P, Gasselini P, Lelli L, Moity-Maïzi P, Napoléone M, Theau J-P (2015) Dispositifs de recherche-formation pour et sur le développement agricole territorial. In: Torre A, Vollet D (éd) *Partenariats pour le développement territorial*. Quae, Paris, p 47-58
- Larrère R, Lizet B, Berlan-Darqué M (2009) *Histoire des parcs nationaux - comment prendre soin de la nature ?* Éditions Quae, Versailles, 240 p.
- Leader-Williams N, Harrison J, Green MJB (1990) Designing protected areas to conserve natural resources. *Science Progress* 74(2) : 189-204.
- Lechner AM, Sprod D, Carter O, Lefroy EC (2017) Characterising landscape connectivity for conservation planning using a dispersal guild approach. *Landscape Ecology* 32(1) : 99-113.
- Lefort I, Pelletier P (2020) Paysage : histoire épistémologique. *Dictionnaire Critique de l'Anthropocène*. CNRS Éditions, p 627-630
- Lévêque C, Mounolou J-C (2008) *La Biodiversité, Dynamique biologique et conservation*. Dunod, Paris, 259 p.

-
- Levins R (1969) Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the ESA* 15(3) : 237-240.
- Li H, Reynolds JF (1993) A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology* 8(3) : 155-162.
- 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.
- Liénard S, Clergeau P (2011) Trame Verte et Bleue : Utilisation des cartes d'occupation du sol pour une première approche qualitative de la biodiversité. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <https://journals.openedition.org/cybergeo/23494>.
- Lindberg MS (2012) A review of designs for capture – mark – recapture studies in discrete time. *Journal of Ornithology* 152(Suppl) : 355-370
- Lindenmayer DB, Margules CR, Botkin DB (2000) Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology* 14(4) : 941-950.
- Lindenmayer DB, McIntyre S, Fischer J (2003) Birds in eucalypt and pine forests: landscape alteration and its implications for research models of faunal habitat use. *Biological Conservation* 110 : 45-53.
- Linglart M (2020) L'intégration de la biodiversité dans les documents d'urbanisme. In: Clergeau P (éd) *Urbanisme et biodiversité. Vers un paysage vivant structurant le projet urban.* Éditions Apogée, Paris, p 220-230
- Liu BF, Wood MM, Egnoto M, Bean H, Sutton J, Mileti D, Madden S (2017) Is a picture worth a thousand words? The effects of maps and warning messages on how publics respond to disaster information. *Public Relations Review* 43(3) : 493-506.
- Lookingbill TR, Gardner RH, Ferrari JR, Keller CE (2010) Combining a dispersal model with network theory to assess habitat connectivity. *Ecological Applications* 20(2) : 427-441.
- Louis-Lucas T (2022) *Intégrer la biodiversité en ville : de la recherche à l'action des promoteurs immobiliers. Exemple des toitures végétalisées, une approche multiscalaire et interdisciplinaire.* Thèse de doctorat, Museum National d'Histoire Naturelle.
- Luck GW, Smallbone LT, O'Brien R (2009) Socio-economics and vegetation change in urban ecosystems: Patterns in space and time. *Ecosystems* 12(4) : 604-620.
- Luginbühl Y (2007) Pour un paysage du paysage. *Économie rurale. Agricultures, alimentations, territoires* 297-298 : 23-37.
- Lumia G, Praticò S, Di Fazio S, Cushman S, Modica G (2023) Combined use of urban Atlas and Corine land cover datasets for the implementation of an ecological network using graph theory within a multi-species approach. *Ecological Indicators*. 148(January): 110150
- Luque S, Saura S (2012) Landscape connectivity analysis for conservation: insights from combining new methods with ecological and genetic data. *Landscape Ecology* 27 : 153-157.

M

- MacArthur R, Wilson E (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, 203 p.
- Mace GM, Cramer W, Díaz S, Faith DP, Larigauderie A, Le Prestre P, Palmer M, Perrings C, Scholes RJ, Walpole M, Walther BA, Watson JEM, Mooney HA (2010) Biodiversity targets after 2010. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2 : 3-8.
- Machon N (2012) *Sauvages de ma rue : Guide des plantes sauvages des villes de France*. Passage, Paris, 416 p.
- Machon N, Martin G (2013) Le programme Vigie-Nature et l'observatoire « Sauvages de ma rue ». *Revue scientifique Bourgogne-Nature* 18 : 107-111.
- Madelin M (2020) La géographie biophysique participative. In: Dufour S, Lespez L (éd) *Géographie de l'Environnement. La Nature au temps de l'Anthropocène*. Armand Colin, Paris, p 95-106
- 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.
- Manning AAD, Lindenmayer DB, Nix HA (2004) Continua and Umwelt: Novel Perspectives on Viewing Landscapes Author(s): *Oikos* 104(3) : 621-628.

-
- Margules CR, Pressey RL, Williams PH (2002) Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of biosciences* 27(4) : 309-326.
- Marsh DM, Page RB, Hanlon TJ, Corritone R, Little EC, Seifert DE, Cabe PR (2008) Effects of roads on patterns of genetic differentiation in red-backed salamanders, *Plethodon cinereus*. *Conservation Genetics* 9(3) : 603-613.
- Marsh GP (1864) *Man and Nature: Or, Physical Geography as Modified by Human Action*. Charles Scribner, New York, 560 p.
- Martensen AC, Saura S, Fortin MJ (2017) Spatio-temporal connectivity: assessing the amount of reachable habitat in dynamic landscapes. *Methods in Ecology and Evolution* 8(10) : 1253-1264.
- Martín-Queller E, Saura S (2013) Landscape species pools and connectivity patterns influence tree species richness in both managed and unmanaged stands. *Forest Ecology and Management* 289 : 123-132.
- Martin LJ, Blossey B, Ellis E (2012) Mapping where ecologists work: biases in the global distribution of terrestrial ecological observations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10(4) : 195-201.
- Masson A, Frascaria-Lacoste N (2020) Biodi(V)strict. A Tool For Incorporating Biodiversity within Development. In: Peuportier B, Leurent F, Roger-Estrade J (éd) *Eco-Design of Buildings and Infrastructure: Developments in the Period 2016-2020*. CRC Press, London, p 500
- Matagne P (2012) Écologie, économie et incitations au changement. *Innovations* 37(1) : 55-72.
- Matagne P (2016) Géographie-écologie. Occasions manquées et opportunités. In: Chartier D, Rodary E (éd) *Manifeste pour une géographie environnementale. Géographie, écologie, politique*. Presses de Sciences Po, Paris, p 125-140
- Mathevet R (2012) *La solidarité écologique, ce lien qui nous oblige*. Actes Sud, Arles, 207 p.
- Mathevet R (2010) Peut-on faire de la biologie de la conservation sans les sciences de l'homme et de la société ? État des lieux. *Natures Sciences Sociétés* 18(2010) : 441-445.
- Mathevet R, Godet L (2015) *Pour une géographie de la conservation. Biodiversités, natures et sociétés*. L'Harmattan, Paris, 397 p.
- Mathevet R, Marty P (2015) La géographie de la conservation : entrevoir, voir et porter attention à la biodiversité. In: Mathevet R, Godet L (éd) *Pour une géographie de la conservation. Biodiversités, natures sociétés*. L'Harmattan, Paris, p 35-62
- Mathevet R, Thompson JD, Folke C, Chapin FS (2016) Protected Areas As Socioecological Systems. *Ecological Applications* 26(1) : 5-16.
- Mazaris AD, Papanikolaou AD, Barbet-Massin M, Kallimanis AS, Jiguet F, Schmeller DS, Pantis JD (2013) Evaluating the Connectivity of a Protected Areas' Network under the Prism of Global Change: The Efficiency of the European Natura 2000 Network for Four Birds of Prey. *PLoS ONE* 8(3) : e59640.
- McGarigal K, Marks B (1995) *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Portland 122 p.
- McGeoch MA, Shaw JD, Terauds A, Lee JE, Chown SL (2015) Monitoring biological invasion across the broader Antarctic: A baseline and indicator framework. *Global Environmental Change* 32 : 108-125.
- 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, Kavanagh DM (2011) Linkage mapper connectivity analysis software. *The Nature Conservancy, Seattle, WA*.
- Mennis J (2006) Socioeconomic-Vegetation Relationships in Urban, Residential Land. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 72(8) : 911-921.
- Mericskay B (2022) *Communication cartographique. Sémiologie graphique, sémiotique et géovisualisation*. ISTE Editions, Paris, 253 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
- Meurant M, Gonzalez A, Doxa A, Albert CH (2018) Selecting surrogate species for connectivity conservation. *Biological Conservation* 227(September) : 326-334.
- Meyer C, Kreft H, Guralnick R, Jetz W (2015) Global priorities for an effective information basis of biodiversity distributions. *Nature Communications* 6(8221) : 1-8.
-

-
- Miller-Rushing AJ, Primack RB, Devictor V, Corlett RT, Cumming GS, Loyola R, Maas B, Pejchar L (2019) How does habitat fragmentation affect biodiversity? A controversial question at the core of conservation biology. *Biological Conservation* 232 : 271-273.
- Mimet A, Clauzel C, Foltête J-C (2016) Locating wildlife crossings for multispecies connectivity across linear infrastructures. *Landscape Ecology* 31(9) : 1955-1973.
- Mimet A, Kerbiriou C, Simon L, Julien JF, Raymond R (2020) Contribution of private gardens to habitat availability, connectivity and conservation of the common pipistrelle in Paris. *Landscape and Urban Planning* 193(September 2019) : 103671.
- 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.
- Monmonier M (1991) *How to Lie with Maps*. University of Chicago Press, Chicago, 222 p.
- Mony C, Abadie J, Gil-Tena A, Burel F, Ernoult A (2018) Effects of connectivity on animal-dispersed forest plant communities in agriculture-dominated landscapes. *Journal of Vegetation Science* 29(2) : 167-178.
- Mooney P, Juhász L (2020) Mapping COVID-19: How web-based maps contribute to the infodemic. *Dialogues in Human Geography* 10(2) : 265-270.
- Mora C, Tittensor DP, Adl S, Simpson AGB, Worm B (2011) How Many Species Are There on Earth and in the Ocean ? *PLoS Biology* 9(8) : e1001127.
- Morel J (2021) *Les cartes en question. Petit guide pour apprendre à lire et interpréter les cartes*. Autrement, Paris, 159 p.
- Morin É (2022) *Repenser la conception des corridors écologiques à travers l'espace et le temps : l'apport de la télédétection à très haute résolution spatiale*. Thèse de doctorat, Université de Poitiers, 238 p.
- Mougenot C, Melin E (2000) Entre science et action : le concept de réseau écologique. *Natures Sciences Sociales* 8(3) : 20-30.
- Muñoz-Pacheco CB, Villaseñor NR (2023) Is there a relationship between socioeconomic level, vegetation cover, free-roaming cats and dogs, and the diversity of native birds? A study in a Latin American capital city. *Science of the Total Environment* 891 : 164378.
- Muratet A, Fontaine B (2015) Contrasting impacts of pesticides on butterflies and bumblebees in private gardens in France. *Biological Conservation* 182 : 148-154.
- Murekatete RM, Shirabe T (2018) A spatial and statistical analysis of the impact of transformation of raster cost surfaces on the variation of least-cost paths. *International Journal of Geographical Information Science* 32(11) : 2169-2188.

N

- Nathan R, Getz WM, Revilla E, Holyoak M, Kadmon R, Saltz D, Smouse PE (2008) A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(49) : 19052-19059.
- Naveh Z, Lieberman A (1984) *Landscape Ecology: Theory and Application*. Springer, New York, 503 p.
- Nay O, Smith A (2002) Les intermédiaires en politique : médiations et jeux d'institutions. In: Nay O, Smith A (éd) *Le gouvernement du compromis, Courtiers et généralistes dans l'action politique*. Economica, Paris, p 47-86
- Noucher M (2022) La communication cartographique sur le Géoweb : entre cartes et données. In: Mericskay B (éd) *Communication Cartographique. Sémiologie graphique, sémiotique, géovisualisation*. ISTE Editions, Paris, p 147-171
- Noucher M (2013) *Cartographies participatives (L'information géographique, N° 77)*. Armand Colin, Paris, 151 p.
- Nuojua J (2010) WebMapMedia: A map-based Web application for facilitating participation in spatial planning. *Multimedia Systems* 16(1) : 3-21.

O

- O'Neill R V (1986) *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton University Press, Princeton, 262 p.
- O'Neill R V, Krummel JR, Gardner RH, Sugihara G, Jackson B, Deangelis DL, Milne BT, Turner MGI, Zygmunt B, Christensen SW, Dale VH, Graham RL (1988) Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1(3) : 153-162.
- Obura D (2023) The Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework: Business as usual or a turning point? *One Earth* 6 : 77-80.
- Odum EP (1971) *Fundamentals of Ecology*. Saunders College Publishing, Philadelphie, 574 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 : S139-S146.

-
- 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, Steingröver E, Rooij S Van (2006) Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75(3-4) : 322-332.
- Openshaw S, Taylor PJ (1981) The Modifiable Area Unit Problem. In: Wrigley, N, Bennett, RJ (éd). *Quantitative Geography: A British View*. Routledge & Kogan Page, London, 419 p.

P

- Parrain C (2020) Paysage : marin. *Dictionnaire Critique de l'Anthropocène*. CNRS Éditions, p 632-633
- Pascual-Hortal L, Saura S (2006) Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization 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.
- Pavlovskaya M (2018) Critical GIS as a tool for social transformation. *Canadian Geographer* 62(1) : 40-54.
- Pavlovskaya M (2006) Theorizing with GIS: A Tool for Critical Geographies? *Environment and Planning A* 38 : 2003-2020.
- Pe'er G, Saltz D, Frank K (2005) Virtual corridors for conservation management. *Conservation Biology* 19(6) : 1997-2003.
- Pech P (2015) Géographie de l'environnement et territoires : chronique d'un rendez-vous manqué. In: Mathevet R, Godet L (éd) *Pour une géographie la conservation. Biodiversités, natures sociétés*. L'Harmattan, Paris, p 63-78
- Pereira HM, Cooper HD (2006) Towards the global monitoring of biodiversity change. *Trends in Ecology and Evolution* 21(3) : 123-129.
- Pereira HM, Junker J, Fernández N, Maes J, Beja P, Bonn A, Breeze T, Brotons L, Bruehlheide H, Buchhorn M, Capinha C, Chow C, Dietrich K, Dornelas M, Dubois G, Fernandez M, Frenzel M, Friberg N, Fritz S, Georgieva I, Gobin A, Guerra C, Haande S, Herrando S, Jandt U, Kissling WD, Kühn I, Langer C, Liqueste C, Solheim AL, Martí D, Martin JGC, Masur A, McCallum I, Mjelde M, Moe J, Moersberger H, Morán-Ordóñez A, Moreira F, Musche M, Navarro LM, Orgiazzi A, Patchett R, Penev L, Pino J, Popova G, Potts S, Ramon A, Sandin L, Santana J, Sapundzhieva A, See L, Shamoun-Baranes J, Smets B, Stoev P, Tedersoo L, Tiimann L, Valdez J, Vallecillo S, Grunsvan RHA Van, Kerchove R Van De, Villero D, Visconti P, Weinhold C, Zuleger AM (2022) Europa Biodiversity Observation Network: integrating data streams to support policy. *ARPHA Preprints* 3(January) : e81207.
- 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.
- Philippart A (2020) Bouc-Bel-Air révisé son PLU pour la biodiversité. In: Clergeau P (éd) *Urbanisme et biodiversité. Vers un paysage vivant structurant le projet urbain*. Éditions Apogée, Paris, p 312-317
- Pickett STA, White P (1985) *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando, 472 p.
- Pickles J (1995) *Ground truth: The social implications of geographic information systems*. Guilford Press, New York, 248 p.
- Pimm SL, Jenkins CN, Abell R, Brooks TM, Gittleman JL, Joppa LN, Raven PH, Roberts CM, Sexton JO (2014) The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344(6187): 1246752
- Piot P (2020) *Évaluation de l'impact écologique potentiel de l'urbanisation planifiée dans l'Ouest Lyonnais*. Mémoire de Master 1, Université Lyon 3 Jean Moulin, 51 p.
- Pompanon F, Shehzad W (2019) Code-barres ADN pour caractériser la biodiversité. *Encyclopédie de l'environnement* : 1-6.
- Poor EE, Shao Y, Kelly MJ (2019) Mapping and predicting forest loss in a Sumatran tiger landscape from 2002 to 2050. *Journal of Environmental Management* 231(September 2018) : 397-404.
- Pressey RL (2004) Conservation Planning and Biodiversity: Assembling the Best Data for the Job. *Conservation Biology* 18(6) : 1677-1681.
- Primack RB (1995) *A Primer of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, 230 p.
- Proença V, Martin LJ, Pereira HM, Fernandez M, McRae L, Belnap J, Böhm M, Brummitt N, García-Moreno J, Gregory RD, Honrado JP, Jürgens N, Opige M, Schmeller DS, Tiago P, van Swaay CAM (2017) Global biodiversity monitoring: From data sources to Essential Biodiversity

Variables. *Biological Conservation* 213 : 256-263.

Prugh LR (2009) An Evaluation of Patch Connectivity Measures. *Ecological Applications* 19(5) : 1300-1310.

Prugh LR, Hodges KE, Sinclair ARE, Brashares JS (2008) Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(52) : 20770-20775.

Pulliam H (1988) Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist* 132(5) : 652-661.

Pullinger MG, Johnson CJ (2010) Maintaining or restoring connectivity of modified landscapes: evaluating the least-cost path model with multiple sources of ecological information. *Landscape Ecology* 25(10) : 1547-1560.

Q

Quammen D (1997) *The Song of the Dodo: Island Biogeography in an Age of Extinctions*. Simon & Schuster, New York, 704 p.

R

Rachlow J (2008) Wildlife ecology. In: Jorgensen SE, Fath BD (éd) *Encyclopedia of ecology*. London Academic Press, Amsterdam, p 3790-3794

Ratzel F (1891) *Anthropogeographie, Part 2: Die Geographische Verbreitung Des Menschen*. Verlag Von J. Engelhorn, Stuttgart, 649 p.

Rayfield B, Fortin M-J, Fall A (2011) Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. *Ecology* 92(4) : 847-858.

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.

Reclus É (1869) *Histoire d'un ruisseau*. Bibliothèque d'éducation et de récréations J.Hetzel et Cie, Paris, 319 p

Reddingius J, den Boer PJ (1970) Simulation Experiments Illustrating Stabilization of Animal Numbers by Spreading of Risk. *Oecologia* 5(3) : 240-284.

Reed MS (2008) Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation* 141(10) : 2417-2431.

Resasco J (2019) Meta-analysis on a Decade of Testing Corridor Efficacy : What New Have we Meta-analysis on a Decade of Testing Corridor Efficacy: What New Have we Learned ? *Current Landscape Ecology Reports* 4 : 61-69.

Ribeiro MP, de Mello K, Valente RA (2022) How can forest fragments support protected areas connectivity in an urban landscape in Brazil? *Urban Forestry and Urban Greening* 74(February) : 127683.

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.

Ricklefs R, Miller G (2005) *Écologie*. De Boeck, Bruxelles, 822 p.

Riitters KH, O'Neill R V., Hunsaker CT, Wickham JD, Yankee DH, Timmins SP, Jones KB, Jackson BL (1995) A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10(1) : 23-39.

Rinner C, Patychuk D, Bassil K, Nasr S, Gower S, Campbell M (2010) The role of maps in neighborhood-level heat vulnerability assessment for the city of toronto. *Cartography and Geographic Information Science* 37(1) : 31-44.

Risser PG, Karr JR, Forman RTT (1984) Landscape ecology: directions and approaches. *A workshop held at Allerton Park, Piatt County, Illinois, April 1983*. Illinois Natural History Survey Special Publication No 02 : 18.

Riva F, Fahrig L (2023) Obstruction of biodiversity conservation by minimum patch size criteria. *Conservation Biology* (March) : 1-10.

Riva F, Nielsen SE (2020) Six key steps for functional landscape analyses of habitat change. *Landscape Ecology* 35(7) : 1495-1504.

Robert A, Yengué JL (2017) What Ideal Green Spaces for the City of Tomorrow, Providing Ecosystem Services? *Procedia Engineering* 198(September 2016) : 116-126.

Robert A, Yengué JL (2018) Les citoyens, un désir de nature « sous contrôle », « fleurie et propre ». *Métropoles*. <http://journals.openedition.org/metropoles/5619>

Rodary E, Castellanet C, Rossi G (2003) *Conservation de la nature et développement. L'intégration impossible ?* Karthala/GRET, Paris, 308 p.

Rougerie G, Beroutchachvili N (1991) *Géosystème et paysage. Bilan et méthodes*. Armand Colin, Paris, 305 p.

Rudnick D, Ryan SJ, Beier P, Cushman SA, Dieffenbach F, Epps CW, Gerber L, Hartter J, Jenness J, Kintsch J, Merenlender AM, Perkle RM, Preziosi D V, Ryan SJ, Trombulak SC (2012) The Role of Landscape Connectivity in Planning and Implementing Conservation and Restoration Priorities. *Issues in Ecology. Issues in Ecology* (16) : 1-23.

Rydin Y, Natarajan L (2016) The materiality of public participation: the case of community consultation on spatial planning for north Northamptonshire, England. *Local Environment* 21(10) : 1243-1251.

S

Sahraoui Y (2016) *Le paysage, entre esthétique & écologie : modélisation rétrospective à partir de changements d'occupation du sol*. Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, 235 p.

Sahraoui Y, Foltête J-C, Clauzel C (2017) A multi-species approach for assessing the impact of land-cover changes on landscape connectivity. *Landscape Ecology* 32 : 1819-1835.

Sahraoui Y, De Godoy Leski C (sous presse). La modélisation des réseaux écologiques au service de l'aménagement. In: Gourmelon F. (éd). *L'innovation en écologie*. CNRS Éditions, Paris.

Sahraoui Y, De Godoy Leski C, Benot ML, Revers F, Salles D, van Halder I, Barneix M, Carassou L (2021) Integrating ecological networks modelling in a participatory approach for assessing impacts of planning scenarios on landscape connectivity. *Landscape and Urban Planning* 209 : 104039

Sala OE, Iii FSC, Armesto JJ, Berlow E, Dirzo R, Huber-sanwald E, Huenneke LF, Robert B, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH, Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287(5459) : 1770-1774.

Santini L, Saura S, Rondinini C (2016) Connectivity of the global network of protected areas. *Diversity and Distributions* 22(2) : 199-211.

Sarkar S, Pressey RL, Faith DP, Margules CR, Fuller T, Stoms DM, Moffett A, Wilson KA, Williams KJ, Williams PH, Anelman S (2006) Biodiversity conservation planning tools: Present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources* 31 : 123-159.

Saura S, Bertzky B, Bastin L, Battistella L, Mandrici A, Dubois G (2019) Global trends in protected area connectivity from 2010 to 2018. *Biological Conservation* 238(May 2019) : 108183.

Saura S, Bertzky B, Bastin L, Battistella L, Mandrici A, Dubois G (2018) Protected area connectivity: Shortfalls in global targets and country-level priorities. *Biological Conservation* 219 : 53-67.

Saura S, Estreguil C, Mouton C, Rodríguez-Freire M (2011) Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990-2000). *Ecological Indicators* 11(2) : 407-416.

Saura S, Torné J (2009) Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling and Software* 24(1) : 135-139.

Savary P (2021) *Utilisation conjointe de graphes génétiques et paysagers pour l'analyse de la connectivité écologique des habitats*. Thèse de doctorat, Université de Bourgogne Franche-Comté, 353 p.

Savary P, Foltête JC, Garnier S (2022) Cost distances and least cost paths respond differently to cost scenario variations: a sensitivity analysis of ecological connectivity modeling. *International Journal of Geographical Information Science* 36(8) : 1652-1676.

Savary P, Lessard J-P, Peres-Neto PR (soumis_a). Heterogeneous dispersal networks to improve biodiversity science. Soumis dans *Trends In Ecology and Evolution*. Preprint disponible : <https://ecoevorxiv.org/repository/view/5562/>

Savary P, Tannier C, Foltête J, **Bourgeois M**, Vuidel G, Khimoun A, Moal H, Garnier S (soumis_b). How does dispersal shape the genetic structure of animal populations in European cities? A simulation approach. Soumis dans *PCI Ecology*. Preprint disponible : <https://ecoevorxiv.org/repository/view/5726/>

Sawyer SC, Epps CW, Brashares JS (2011) Placing linkages among fragmented habitats: Do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology* 48(3) : 668-678.

Schmeller DS (2008) European species and habitat monitoring: Where are we now? *Biodiversity and Conservation* 17(14) : 3321-3326.

Schmeller DS, Henle K, Loyau A, Besnard A, Henry P (2012) Bird-monitoring in Europe – a first overview of practices , motivations and aims. *Nature Conservation* 57 : 41-57.

-
- Schmeller DS, Henry P, Julliard R, Gruber B, Dziock F, Lengyel S, Nowicki P, Déri E, Budrys E, Kull T, Tali K, Bauch B, Settele J, Swaay C Van, Kobler A, Babij V, Papastergiadou E, Henle K (2009) Advantages of Volunteer-Based Biodiversity Monitoring in Europe. *Conservation Biology* 23(2) : 307-316.
- Schmeller DS, Julliard R, Bellingham PJ, Böhm M, Brummitt N, Chiarucci A, Couvet D, Elmendorf S, Forsyth DM, García J, Gregory RD, Magnusson WE, Martin LJ, Mcgeoch MA, Mihoub J, Pereira HM (2015) Towards a global terrestrial species monitoring program. *Journal for Nature Conservation* 25 : 51-57.
- Schneider AK, Strohbach MW, App M, Schröder B (2020) The « GartenApp »: Assessing and communicating the ecological potential of private gardens. *Sustainability* 12(1) : 1-15.
- Schreiber K-F (1990) The History of Landscape Ecology in Europe. In: Zonneveld IS, Forman RTT (éd) *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*. Springer-Verlag, New-York, p 21-33
- Schumaker NH (1996) Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77(4) : 1210-1225.
- Schuurman N (2004) *G.I.S. A Short Introduction*. Wiley-Blackwell, Oxford, 184 p.
- Schwanen T, Kwan MP (2009) « Doing » critical geographies with numbers. *The Professional Geographer* 61(4) : 459-464.
- Schwarz L, Bräuer P (2021) Improving participation for the German search for a nuclear waste repository site: an interactive map as a transdisciplinary approach. *EGU General Assembly Conference Abstracts* : EGU21-10969.
- Sebastien L (2017) From NIMBY to enlightened resistance: a framework proposal to decrypt land-use disputes based on a landfill opposition case in France. *Local Environment* 22(4) : 461-477.
- Serret H (2014) *Espaces verts d'entreprise en Île-de-France : quels enjeux pour la biodiversité urbaine ?* Thèse de doctorat, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 251 p.
- Sheppard E (1993) Automated geography: What kind of geography for what kind of society? *The Professional Geographer* 45(4) : 457-460.
- Simão A, Densham PJ, (Muki) Haklay M (2009) Web-based GIS for collaborative planning and public participation: An application to the strategic planning of wind farm sites. *Journal of Environmental Management* 90(6) : 2027-2040.
- Simard M (2020) La pandémie de COVID-19 et le débat sur l'étalement urbain : tournant majeur ou accident de parcours? *Revue Organisations & territoires* 29(2) : 175-183.
- Simberloff D (1988) The Contribution of Population and Community Biology to Conservation Science. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19 : 473-511.
- Simberloff DS, Abele LG (1976) Island Biogeography Theory and Conservation Practice. *Science* 191(4224) : 285-286.
- Simon L (2006) De la biodiversité à la diversité : les biodiversités au regard des territoires. *Annales de géographie* 651(5) : 451-467.
- Smith A, Green DM (2005) Dispersal and the Metapopulation Paradigm in Amphibian Ecology and Conservation: Are All Amphibian Populations Metapopulations? *Ecography* 28(1) : 110-128.
- Smith RM, Thompson K, Hodgson JG, Warren PH, Gaston KJ (2006) Urban domestic gardens (IX): Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biological Conservation* 129(3) : 312-322.
- Sordello R (2012) *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 (2017) Des continuités écologiques d'importance nationale aux trames vertes et bleues régionales : quelles méthodes de prise en compte ? *Sciences Eaux & Territoires* 33 : 1-10.
- Sordello R, Billon L, Amsellem J, Vanpeene S (2017) *Bilan technique et scientifique sur l'élaboration des Schémas régionaux de cohérence écologique. Méthodes d'identification des composantes de la TVB*. Centre de ressources TVB, Paris, 104 p.
- Soulé ME (1985) What is conservation biology? *BioSciences* 35(11) : 727-734.
- Soulé ME (1986) *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, 598 p.
- Soulé ME, Simberloff D (1986) What Do Genetics and Ecology Tell Us About the Design of Nature Reserves? *Biological Conservation* 35 : 19-40.
- Soulé ME, Wilcox BA (1980) *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, 395 p.
- Steiniger S, Hay GJ (2009) Free and open source geographic information tools for landscape ecology. *Ecological Informatics* 4 : 183-195.
-

-
- Stephens SH, DeLorme DE, Hagen SC (2017) Evaluation of the Design Features of Interactive Sea-Level Rise Viewers for Risk Communication. *Environmental Communication* 11(2) : 248-262.
- Stewart JQ (1942) A Measure of the Influence of a Population at a Distance. *Sociometry* 5(1) : 63-71.
- Stieb DM, Huang A, Hocking R, Crouse DL, Osornio-Vargas AR, Villeneuve PJ (2019) Using maps to communicate environmental exposures and health risks: Review and best-practice recommendations. *Environmental Research* 176 : 108518.
- Stith BM, Fitzpatrick GE, Woolfenden GE, Pranty B (1996) Classification and conservation of metapopulations: A case study of the Florida Scrub Jay. In: McCullough DR (éd) *Metapopulations and wildlife conservation*. Island Press, Washington DC, p 187-215
- 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.

T

- Tannier C, Foltête J-C, Girardet X (2012a) 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, Vuidel G, Houot H, Frankhauser P (2012b) Spatial accessibility to amenities in fractal and nonfractal urban patterns. *Environment and Planning B: Planning and Design* 39(5) : 801-819.
- Tannier C, **Bourgeois M**, Houot H, Foltête J-C (2016a) Impact of urban developments on the functional connectivity of forested habitats: A joint contribution of advanced urban models and landscape graphs. *Land Use Policy* 52 : 76-91.
- Tannier C, Hirtzel J, Stephenson R, Couillet A, Vuidel G, Youssoufi S (2016b) 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* 108 : 1-38.
- Tansley AG (1935) The use and abuse of vegetational concepts. *Ecology* 16(3) : 284-307.
- Tarabon S (2021) *La prise en compte des fonctionnalités écologiques dans l'aménagement des territoires et l'application de la séquence Éviter-Réduire-Compenser : De l'échelle projet à la planification*. Thèse de doctorat, Avignon Université, 185 p.
- Tarabon S, Bergès L, Dutoit T, Isselin-Nondedeu F (2019) Environmental impact assessment of development projects improved by merging species distribution and habitat connectivity modelling. *Journal of Environmental Management* 241(October 2018) : 439-449.
- Tarabon S, Calvet C, Delbar V, Dutoit T, Isselin-Nondedeu F (2020) Integrating a landscape connectivity approach into mitigation hierarchy planning by anticipating urban dynamics. *Landscape and Urban Planning* 202(June) : 103871.
- Tarabon S, Dutoit T, Isselin-Nondedeu F (2021) Pooling biodiversity offsets to improve habitat connectivity and species conservation. *Journal of Environmental Management* 277(October 2020) : 111425.
- Tarabon S, Godet C, Coskun T, Clauzel C (2022) Coupling spatial modeling with expert opinion approaches to restore multispecies connectivity of major transportation infrastructure. *Landscape and Urban Planning* 221(January): 104371
- 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) *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p 29-43
- Terrasson F (1997) *La Peur de la Nature*. Éditions Sang de la Terre, Paris, 192 p.
- Tewksbury JJ, Levey DJ, Haddad NM, Sargent S, Orrock JL, Weldon A, Danielson BJ, Brinkerhoff J, Damschen EI, Townsend P (2002) Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99(20) : 12923-12926.
- 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.
- Therville C (2013) *Des clichés protectionnistes aux approches intégratives : l'exemple des réserves naturelles de France*. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 423 p.

-
- Thierry C (2022) *Connectivité des milieux herbacés en Île-de-France - Vers une meilleure compréhension du rôle des sites industriels dans les réseaux écologiques et des liens entre biodiversité et paysage*. Thèse de doctorat, Museum National d'Histoire Naturelle, 301 p.
- Thorne JF, Huang C-S (1991) Toward a landscape ecological aesthetic: methodologies for designers and planners. *Landscape and Urban Planning* 21 : 61-79.
- Tischendorf L (2001) Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16 : 235-254.
- Tischendorf L, Fahrig L (2000) How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15 : 633-641.
- Tobler W (1981) A Model of Geographical Movement. *Geographical Analysis* 13(1) : 1-25.
- 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.
- Troll C (1939) Luftbildplan und ökologische Bodenforschung: Ihr zweckmäßiger Einsatz für die wissenschaftliche Erforschung und praktische Erschließung wenig. *Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde Zu Berlin* 1(1) : 241-298.
- Tucker MA, Böhning-Gaese K, Fagan WF, Fryxell JM, Van Moorter B, Alberts SC, Ali AH, Allen AM, Attias N, Avgar T (2018) Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science* 359(6374) : 466-469.
- Turner M, Gardner RH, O'Neill R V (2001) *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer, New York, 401 p.
- Turner MG (1989) Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20 : 171-197.
- Turner MG (2005) Landscape Ecology in North America: Past, Present, and Future. *Ecology* 86(8) : 1967-1974.
- Turner MG, O'Neill R V, Gardner RH, Milne BT (1989) Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3(3/4) : 153-162.
- Tzanopoulos J, Mouttet R, Letourneau A, Vogiatzakis IN, Potts SG, Henle K, Mathevet R, Marty P (2013) Scale sensitivity of drivers of environmental change across Europe. *Global Environmental Change* 23(1) : 167-178.

U

- Urban D, Keitt T (2001) Landscape Connectivity : A Graph-Theoretic Perspective. *Ecology* 82(5) : 1205-1218.
- Urban DL, O'Neill R V, Shugart HH (1987) A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience* 37 : 119-127.

V

- Van Der Windt HJ, Swart JAA (2008) Ecological corridors, connecting science and politics: The case of the Green River in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 45(1) : 124-132.
- Van Helden BE, Close PG, Steven R (2020) Mammal conservation in a changing world: can urban gardens play a role? *Urban Ecosystems* 23(3) : 555-567.
- 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.
- Vanpeene S, Amsallem J, Sordello R, Billon L (2018) Prise de recul sur la politique Trame verte et bleue à l'échelle régionale. *Sciences Eaux & Territoires* 1(25) : 14-19.
- Varenne F (2020) Modélisation. *Dictionnaire Critique de l'Anthropocène*. CNRS Éditions, p 556-561
- 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? *Landscape Ecology* 18 : 791-805.
- Verburg PH, Neumann K, Nol L (2011) Challenges in using land use and land cover data for global change studies. *Global Change Biology* 17(2) : 974-989.
- Vimal R (2010) *Des aires protégées aux réseaux écologiques : science , technique et participation pour penser collectivement la durabilité des territoires*. Thèse de doctorat, Université Montpellier II, 300 p.
- Vimal R, Mathevet R (2011) La carte et le territoire : le réseau écologique à l'épreuve de l'assemblée cartographique. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <https://journals.openedition.org/cybergeo/24841>

-
- Vimal R, Mathevet R, Michel L (2012a) Entre expertises et jeux d'acteurs : La trame verte et bleue du Grenelle de l'environnement. *Natures Sciences Sociétés* 20(4) : 415-424.
- Vimal R, Mathevet R, Thompson JD (2012b) The changing landscape of ecological networks. *Journal for Nature Conservation* 20(1) : 49-55.
- Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM (1997) Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277 : 494-499.
- Voinov A, Bousquet F (2010) Modelling with stakeholders. *Environmental Modelling and Software* 25(11) : 1268-1281.
- Von Humboldt A (1807) *Ideen zu einer geographieder pflanzen nebat einem naturgemalde der tropenlander*. Tubingen, 182 p.
- Von Thaden J, Badillo-Montaña R, Lira-Noriega A, García-Ramírez A, Benítez G, Equihua M, Looker N, Pérez-Maqueo O (2021) Contributions of green spaces and isolated trees to landscape connectivity in an urban landscape. *Urban Forestry and Urban Greening* (124) : 127277
- Vos C, Verboom J, Opdam P, Ter Braak C (2001) Toward ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist* 157(1) : 24-41.

W

- Ward M, Saura S, Williams B, Ramírez-Delgado JP, Arafeh-dalmou N, Allan JR, Venter O, Dubois G, Watson JEM (2020) Just ten percent of the global terrestrial protected area network is structurally connected via intact land. *Nature Communications* 11(1) : 4563.
- 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.
- Wetzel FT, Bingham HC, Groom Q, Haase P, Köljalg U, Kuhlmann M, Martin CS, Penev L, Robertson T, Saarenmaa H, Schmeller DS, Stoll S, Tonkin JD, Häuser CL (2018) Unlocking biodiversity data: Prioritization and filling the gaps in biodiversity observation data in Europe. *Biological Conservation* 221 : 78-85.
- 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.
- Wiens J (1989) Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology* 3(4) : 385-397.
- Wiens JA (2008) Allerton Park 1983: The beginnings of a paradigm for landscape ecology? *Landscape Ecology* 23(2) : 125-128.
- Wiens JA (1993) Ecological Mechanisms and Landscape Ecology. *Oikos* 66(3) : 371-383.
- Wiens JA (1995) Landscape mosaics and ecological theory. In: Hansson L, Fahrig L, Merriam G (éd) *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. Springer, Dordrecht, p 1-26
- Wiens JA, Schooley RL, Weeks RD (1997) Patchy Landscapes and Animal Movements: Do Beetles Percolate? *Oikos* 78(2) : 257-264.
- Wilson E (1988) *Biodiversity*. National Academy Press, Washington DC, 538 p.
- Wilson MW (2017) *New Lines. Critical GIS and the Trouble of the Map*. University of Minnesota Press, Minneapolis, 200 p.
- With KA (2019) *Essentials of Landscape Ecology*. Oxford University Press, New York, 641 p.
- Wood D, Fels J, Krygiel J (2010) *Rethinking the Power of Maps*. The Guilford Press, New York, 340 p.
- Wu CF, Lin YP, Chiang LC, Huang T (2014) Assessing highway's impacts on landscape patterns and ecosystem services: A case study in Puli Township, Taiwan. *Landscape and Urban Planning* 128 : 60-71.
- Wu J (2013) Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop. *Landscape Ecology* 28(1) : 1-11.
- Wu J (2007) Past, present and future of landscape ecology. *Landscape Ecology* 22(10) : 1433-1435.
- Wu J (2006) Landscape ecology, cross-disciplinarity, and sustainability science. *Landscape Ecology* 21 : 1-4.
- Wu J, Hobbs RJ (2007) *Key Topics in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 314 p.
- 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 S, Liang Z, Li S (2019) Relationships between urban development level and urban vegetation states: A global perspective. *Urban Forestry and Urban Greening* 38(5) : 215-222.

Z

- Zanin C (2022) Les facettes du cartographe : une communication entre règles et séductions. In: Mericskay B (éd) *Communication cartographique Sémologie graphique, sémiotique, géovisualisation*. ISTE Editions, Paris, p 11-38
- Zeller KA, Jennings MK, Vickers TW, Ernest HB, Cushman SA, Boyce WM (2018) Are all data types and connectivity models created equal? Validating common connectivity approaches with dispersal data. *Diversity and Distributions* 24(7) : 868-879.
- Zeller KA, McGarigal K, Whiteley AR (2012) Estimating landscape resistance to movement: A review. *Landscape Ecology* 27(6) : 777-797.
- 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.
- Zhang R, Zhang L, Zhong Q, Zhang Q, Ji Y, Song P, Wang Q (2021) An optimized evaluation method of an urban ecological network: The case of the Minhang District of Shanghai. *Urban Forestry and Urban Greening* 62(April) : 127158.
- Zhang Z, Meerow S, Newell JP, Lindquist M (2019) Enhancing landscape connectivity through multifunctional green infrastructure corridor modeling and design. *Urban Forestry and Urban Greening* 38(October 2018) : 305-317.
- Zwer N, Rekacewicz P (2021) *Cartographie radicale. Explorations*. La Découverte, Paris, 296 p.

TABLE DES FIGURES

Figure 1.1. • Frise chronologique de l'histoire de l'écologie du paysage, ainsi que de ses concepts et ouvrages fondateurs.	20
Figure 1.2. • Le modèle de la théorie biogéographique insulaire.	28
Figure 1.3. • Différents modèles de métapopulations.	29
Figure 1.4. • Composition et configuration de l'hétérogénéité paysagère.	33
Figure 1.5. • Modèle de la mosaïque paysagère. Commune de Foncine-le-Bas (Jura).	34
Figure 1.6. • Les fonctions des corridors.	35
Figure 1.7. • Perte et fragmentation des habitats dans le Green County (Wisconsin, États-Unis).	36
Figure 1.8. • Perte et fragmentation des habitats, <i>land sparing</i> et <i>land sharing</i>	37
Figure 1.9. • Éléments constitutifs de l'habitat de deux espèces fictives pour un même paysage.	40
Figure 1.10. • Connectivité structurelle et connectivité fonctionnelle (réelle et potentielle).	40
Figure 1.11. • L'écologie du paysage, une science trans-disciplinaire.	42
Figure 2.1. • Frise chronologique de l'histoire des dispositifs de protection environnementale au niveau national et international depuis le XIX ^{ème} siècle.	46
Figure 2.2. • Schématisation d'un réseau écologique.	51
Figure 2.3. • Projet d'extension des parcs pour améliorer la trame verte urbaine de Vienne.	52
Figure 2.4. • Ceintures vertes, pénétrantes vertes et coulées vertes.	52
Figure 2.5. • Trois perceptions des réseaux écologiques. Exemple du réseau écologique de la cigogne noire.	54
Figure 2.6. • Éléments constitutifs d'une Trame Verte et Bleue.	57
Figure 2.7. • Compromis entre qualité et complexité des modèles de connectivité.	63
Figure 2.8. • Éléments constitutifs d'un graphe.	64
Figure 2.9. • Les graphes paysagers : représentations réalistes et topologiques.	65
Figure 2.10. • Exemple de transformation des classes d'occupation du sol en classes de coûts.	67
Figure 2.11. • Carte des utilisateurs du logiciel Graphab et valorisations scientifiques depuis 2012.	68
Figure 2.12. • Illustration de la variation de connectivité globale après modification de la mosaïque paysagère. ...	70
Figure 2.13. • Exemple d'utilisation de la métrique <i>EC</i> pour comparer l'impact de différents scénarios de construction d'une ligne à grande vitesse sur une espèce d'amphibiens au sud de Dole (Jura).	71
Figure 2.14. • Illustration de la variation de la métrique de connectivité <i>IF</i>	72
Figure 2.15. • Exemple de spatialisation de la métrique locale <i>IF</i> pour l'écureuil roux dans le secteur du Parc de la Tête d'Or (Lyon 6 ^{ème} arrondissement).	72
Figure 2.16. • Principe de l'indice de centralité intermédiaire (<i>BC</i>).	73
Figure 2.17. • Exemple de spatialisation de la métrique <i>BC</i> dans une zone entre Lyon et Saint-Étienne (projet ECOMOLY).	74
Figure 2.18. • Exemple de comparaison de deux métriques locales dans le cadre de la modélisation du réseau écologique de la rainette verte dans l'est lyonnais lors d'un cours d'écologie du paysage en Master.	75
Figure 3.1. • Évolution du poids relatif des groupes dans les effectifs totaux de 30 espèces d'oiseaux observées.	89
Figure 3.2. • Poids relatif des 30 espèces d'oiseaux les plus observées en 2006 et 2018.	90
Figure 3.3. • Relevés d'observations de quelques espèces d'oiseaux remarquables à proximité du fuseau A45 (Nord-Ouest de Saint-Étienne, Loire).	91
Figure 3.4. • Points d'observations datés du ragondin dans la métropole de Lyon.	92

Figure 3.5. • Visuel de communication du projet COLLECTIFS.....	93
Figure 3.6. • Localisation des sites retenus pour les études de biodiversité dans le projet COLLECTIFS.....	94
Figure 3.7. • Bilan des inventaires de biodiversité effectués en 2021-2022 dans les sites participants au projet COLLECTIFS.....	95
Figure 3.8. • Installation de coupelles de couleurs sur les sites étudiés (A et B) pour piéger les insectes (C).....	96
Figure 3.9. • Appareils de Berlèse (A) pour extraire la méso-faune issue des carottes de sols (B et C)..	96
Figure 3.10. • Pièges Barber pour collecter la macro-faune du sol.....	97
Figure 3.11. • Interpolations spatiales par co-krigeage des données STOC pour deux espèces d'oiseaux dans le cadre du projet 3EM.	99
Figure 3.12. • Exemples de différentes bases de données d'occupation du sol françaises sur une même zone d'étude.....	102
Figure 3.13. • Comparaison des résolutions spatiales de bases de données cartographiques dans le cadre d'un cours de licence 3.	105
Figure 3.14. • Extrait des données de végétation haute résolution dans la Métropole de Lyon. Zoom sur le Parc Blandan (Lyon 7 ^{ème}).....	106
Figure 3.15. • Végétation dans la copropriété du site n°14 (Sainte-Foy-lès-Lyon).....	108
Figure 3.16. • Végétation dans le site COLLECTIFS n°21 de Francheville. Comparaison entre une photographie prise au sol et une photographie aérienne.	108
Figure 3.17. • L'importance de l'ordre d'assemblage des données d'occupation du sol issues de sources différentes.	109
Figure 3.18. • Extrait d'un exercice réalisé pour des étudiants de Master dans un cours d'écologie du paysage. À partir d'informations issues de la littérature et de dires d'experts (ici simplifiées à l'extrême), il s'agit de choisir l'assemblage idéal des classes d'occupation du sol pour produire une carte unique utilisable en input dans Graphab.	110
Figure 3.19. • Différentes résolutions de données cartographiques : la résolution spatiale, la résolution thématique et la résolution temporelle.	112
Figure 3.20. • Illustrations de l'influence du grain et de l'étendue dans l'analyse des relations proie-prédateur....	114
Figure 3.21. • Carte d'occupation du sol à 1 m de résolution utilisée pour évaluer l'importance stratégique des espaces verts des habitats collectifs pour la connectivité des habitats de trois espèces animales.....	115
Figure 3.22. • Illustration de la dégradation de la résolution de l'occupation du sol pour l'écureuil roux selon deux types de configuration d'assemblage des données raster. Zoom sur le secteur Fourvière/Vieux Lyon (Lyon 5 ^{ème}).....	117
Figure 3.23. • Évaluation de l'impact de la résolution spatiale selon la dégradation de la résolution des données en une seule fois à partir de la carte initiale à 1 m de résolution pour l'écureuil roux (A) et le hérisson européen (B). .	118
Figure 3.24. • Évaluation de l'impact de la résolution spatiale selon la dégradation de la résolution des données initiales à 1 m couche par couche et réassemblée pour l'écureuil roux.	118
Figure 2.25. • Comparaison des impacts différenciés de deux configurations de dégradation de la résolution des données cartographiques pour deux résolutions spatiales pour l'écureuil roux.	119
Figure 3.26. • Exemple de l'utilisation d'un modèle de distribution d'espèces pour identifier les taches d'habitat de deux espèces dans l'est lyonnais.	122
Figure 3.27. • Comparaison entre un réseau écologique potentiel (toutes les mares) et un réseau écologique avéré (uniquement les mares occupées par l'espèce).....	122

Figure 4.1. • Les différents niveaux de sciences et recherche participatives selon les degrés d'implication des acteurs dans les projets.....	128
Figure 4.2. • Exemples de différents types d'approches multi-espèces.....	136
Figure 4.3. • Fréquences des taxons d'expertises (A) et des domaines d'expertise (B) déclarés des participants aux ateliers TVB de Saint-Étienne Métropole.	139
Figure 4.4. • Extraits du tableau blanc interactif de l'application Miro utilisée pour mettre en place une approche multi-espèces de façon participative.....	140
Figure 4.5. • Capture d'écran de la <i>story map</i> ArcGIS Online présentant le profil d'espèces n°6.....	141
Figure 4.6. • Extrait du tableau Miro participatif réalisé lors de l'atelier 2.	146
Figure 4.7. • Extrait de la <i>story map</i> ArcGIS Online présentant un résultat de modélisation des réseaux écologiques pour un profil forestier (profil 2).....	148
Figure 5.1. • Méthode de la dilation-érosion (ou fermeture morphologique).	157
Figure 5.2. • Exemple de l'application de la méthode de dilatation-érosion dans le SRCE Franche Comté.	158
Figure 5.3. • Représentation des espaces de perméabilité des milieux dans le SRCE de la région Lorraine.	159
Figure 5.4. • Illustration d'une combinaison cartographique entre l'analyse de perméabilité des milieux (gradients de verts) et les chemins de moindre coûts (en jaune) entre des réservoirs de biodiversité (en rouge).....	160
Figure 5.5. • Exemple d'une cartographie des réseaux écologiques utilisant la méthode d'interprétation visuelle.	161
Figure 5.6. • Représentation cartographique d'une méthodologie d'élaboration d'un SRCE combinant l'analyse de perméabilité des milieux (gradients de couleurs verts) et l'interprétation visuelle (corridors dessinés manuellement en marron et en pointillés rouge).....	162
Figure 5.7. • Mobilisation de différentes méthodes de cartographie des continuités des réseaux écologiques dans le cadre d'une séquence pédagogique en Master 1.....	164
Figure 5.8. • Représentation d'un réseau écologique sous forme de graphe paysager (nœuds et liens).....	166
Figure 5.9. • Exemple de modélisation des corridors de moindre coût en mode vectoriel à l'aide de Graphab.....	167
Figure 5.10. • Résultats des modélisations des réseaux écologiques réalisées à la suite de l'approche participative mise en place avec les partenaires du CVB de Saint-Étienne Métropole pour un profil d'espèces lié aux prairies humides en milieu ouvert.....	169
Figure 5.11. • Tournage d'une émission organisée par le SMSCOT Besançon Cœur de Franche-Comté et l'AUDAB à Chemaudin-et-Vaux (25) le 21/05/21 : « les incidences de la perte de biodiversité sur notre qualité de vie ».	171
Figure 5.12. • Zone d'étude du cas d'application 1 (ouest lyonnais).	175
Figure 5.13. • Simulation des bâtiments résidentiels (individuels et collectifs) dans les zones AU de la commune de Saint-Chamond (42), selon les préconisations du SCOT Sud Loire.....	175
Figure 5.14. • Résultats des impacts écologiques potentiels de chaque scénario d'urbanisation pour les quatre groupes d'espèces étudiés dans l'ouest lyonnais.	178
Figure 5.15. • Exemple d'une saturation d'une zone AU dans la commune de Mornant (69).....	178
Figure 5.16. • Exemple de superposition d'une carte issue du PLU de Lentilly (69) (enjeux écologiques) avec les zones AU pondérées issues des résultats de modélisation de l'urbanisation et des réseaux écologiques.	179
Figure 5.17. • Illustration des scénarios de changements d'occupation du sol dans quelques parcelles d'habitat collectif de la métropole de Lyon (Quartier Saint Irénée, Lyon 5 ^{ème} arrondissement).	182
Figure 5.18. • Résultats des scénarios de changements d'occupation du sol dans les parcelles d'habitat collectif en termes de variation de la métrique <i>EC</i> et de surface d'habitat pour les quatre taxons sélectionnés.	183
Figure 5.19. • Spatialisation de la métrique <i>IF</i> dans les taches d'habitat potentiels des passereaux forestiers à l'échelle	

de la métropole de Lyon.	184
Figure 5.20. · Évolution de la métrique <i>IF</i> entre l'état initial et le scénario 5 de restauration maximale.	185
Figure 5.21. · Exemple de végétalisation d'un parking à Lyon (Place Jules Guesde, Lyon 7 ^{ème}).	187
Figure 6.1. · Exemple théorique de généralisation d'une métrique de connectivité à un point de la matrice paysagère.	195
Figure 6.2. · Comparaison entre une représentation par graphes paysagers et par potentiel de connectivité pour plusieurs espèces avec des habitats différents.	196
Figure 6.3. · Variations locales de connectivité entre l'état initial (2010) et le scénario « périurbain régulé » (2030), pour seize groupes d'espèces animales.	198
Figure 6.4. · Ateliers cartographiques participatifs lors de la journée de mobilisation contre l'autoroute A45 à la Talaudière (42) le 22 septembre 2018.	200
Figure 6.5. · Localisation du projet A45 et positionnement des conseils municipaux des communes par rapport au projet.	202
Figure 6.6. · Manifestation de quelques membres de la coordination anti-A45 devant la préfecture de Lyon le 14 septembre 2018.	203
Figure 6.7. · Poster présenté en l'état (n°7) lors de la journée de mobilisation contre l'autoroute A45 le 22 septembre 2018 à la Talaudière (42).	205
Figure 6.8. · Réutilisation des posters A45 pour des ateliers cartographiques avec les étudiants dans le cours de L3 « Analyse des données géoréférencées ».	206
Figure 6.9. · Exemples de différents types de cartographie et de sémiologie utilisés à partir des mêmes données d'interpolation de la métrique <i>IF</i>	208
Figure 6.10. · Contributions de chaque ajout de tache d'habitat dans les 40 parcelles des sites d'étude à la connectivité globale de la zone d'étude.	212
Figure 6.11. · Interpolations spatiales de la métrique <i>IF</i> pour deux espèces dans le centre et la proche banlieue de Lyon.	213
Figure 6.12. · Présentations en plénières et ateliers autour des posters de connectivité dans le cadre de la soirée de restitutions habitant.e.s du projet COLLECTIFS le 27 avril 2023 à la Cité des Halles (Lyon 7 ^{ème}).	214
Figure 6.13. · Cartographie des flux de connectivité potentielle pour deux groupes d'espèces à l'état initial pour les taches d'habitat (à gauche) et pour chaque parcelle d'habitat collectif après ajout des taches d'habitat des espèces dans chacune d'entre elles. Ce poster a été présenté tel quel lors de la soirée COLLECTIFS pour les habitant.e.s le 27 avril 2023.	215
Figure 6.14. · Évaluation et spatialisation de l'impact potentiel de la végétalisation des parcelles d'habitat collectifs de la Métropole de Lyon.	217
Figure 6.15. · Exemple de changements de discrétisations à des fins de communication.	218
Figure 7.1. · Exemple de hiérarchisation des lots immobiliers selon des critères de connectivité écologique pour plusieurs espèces animales dans la communauté de communes de Marne-et-Gondoire (Seine-et-Marne).	232

TABLE DES ENCADRÉS

Encadré 1.1. • Le territoire en géographie et en écologie	23
Encadré 1.2. • L'écologie du paysage en Europe et en Amérique du Nord	24
Encadré 1.3. • La biologie de la conservation.....	26
Encadré 2.1. • Réseaux écologiques et infrastructures vertes	52
Encadré 2.2. • Définitions juridiques des termes « réservoirs de biodiversité » et « corridors biologiques »	58
Encadré 2.3. • Approche pédagogique : interpréter des métriques de connectivité fonctionnelle	74
Encadré 3.1. • Exemples de méthodes d'acquisition de données de biodiversité dans les 48 sites du projet COLLECTIFS.....	95
Encadré 3.2. • Approche pédagogique : analyse des bases de données géoréférencées.....	105
Encadré 3.3. • Approche pédagogique : construire une carte d'occupation du sol.....	110
Encadré 4.1. • La pluralité des termes liés aux sciences participatives	129
Encadré 4.2. • Connectivité écologique et graphes paysagers : deux notions vues selon les participants aux ateliers TVB	133
Encadré 4.3. • Exemple de la mise en place d'une approche multi-espèces dans le projet ECOMOLY	137
Encadré 5.1. • Approche pédagogique : exercices pratiques de cartographie des TVB dans des cours d'écologie du paysage (niveau M1)	163
Encadré 5.2. • Le rétrozonage dans les PLU(i)	180
Encadré 6.1. • Cas d'application issu de l'interpolation spatiales de métriques de connectivité	197
Encadré 6.2. • L'A45 : un serpent de mer de l'aménagement.	202
Encadré 6.3. • Approche pédagogique : quelle réception des posters par les étudiants de géographie ?	206
Encadré 6.4. • Comment faire mentir les cartes ?	207
Encadré 7.1. • Définition de l'urbanisme écologique selon les membres du GUE.....	228

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 3.1. · Exemples de bases de données françaises sur la biodiversité disponibles en France.	88
Tableau 3.2. · Synthèse des différentes cartes d'occupations du sol réalisées pour modéliser les réseaux écologiques dans quelques-uns de mes travaux.....	104
Tableau 4.1. · Groupes d'espèces retenus dans le projet ECOMOLY	138
Tableau 4.2. · Profils d'espèces retenus à la suite du premier atelier participatif avec les partenaires du Contrat Vert et Bleu de Saint-Étienne Métropole.	141
Tableau 6.1. · Liste des posters présentés à la Talaudière.	201

TABLE DES MATIÈRES

Remerciements	1
Sommaire	5
Introduction	7
Parcours de recherche	9
Positionnement scientifique et épistémologique	10
Plan et problématique du volume d'HDR	14
PARTIE 1 · DE L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE À LA MODÉLISATION SPATIALE DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES	15
Introduction de la partie 1	16
Chapitre 1 · L'écologie du paysage, une discipline à l'interface entre géographie et écologie ...	17
Introduction	19
1.1 · Genèse et développement de l'écologie du paysage	19
1.1.1 · Les origines scientifiques de l'écologie du paysage.....	19
1.1.2 · La naissance de l'écologie du paysage et une lente montée du concept.....	21
1.1.3 · L'émergence de l'écologie du paysage en tant que discipline scientifique dans les années 1980.....	22
1.1.4 · Les causes de l'essor tardif de l'écologie du paysage en tant que discipline scientifique.....	25
1.2 · L'écologie du paysage au secours de la biodiversité ?	27
1.2.1 · Biodiversité et habitat des espèces.....	27
1.2.2 · Spatialiser la biodiversité : quelques modèles théoriques	27
1.2.2.1 · La théorie biogéographique insulaire	28
1.2.2.2 · Les modèles de métapopulations	29
1.2.2.3 · Le paysage : une notion polysémique.....	30
1.2.3 · Hétérogénéité du paysage et mosaïque paysagère.....	32
1.2.4 · La fragmentation des habitats.....	35
1.2.5 · La connectivité paysagère.....	38
1.2.5.1 · Principes généraux	38
1.2.5.2 · Connectivité structurelle vs connectivité fonctionnelle.....	38
1.2.5.3 · La connectivité structurelle : simple mais simpliste	39
1.2.5.4 · La connectivité fonctionnelle : complexe mais plus réaliste.....	39
Conclusion	42
Chapitre 2 · Des zones protégées à la modélisation des réseaux écologiques	43
Introduction	45
2.1 · D'une approche stationnaire à une approche réticulaire des aires protégées	45
2.1.1 · Les prémices de la protection de la nature.....	45
2.1.2 · Une vision stationnaire de la protection de la nature.....	47
2.1.3 · Vers une vision réticulaire de la protection de la nature.....	48
2.2 · Les réseaux écologiques : du modèle scientifique à la planification	49
2.2.1 · Les apports de la biologie de la conservation	49

2.2.2. · Le concept de réseau écologique	51
2.2.2.1. · Concept et définitions.....	51
2.2.2.2. · Le réseau écologique centré sur une espèce.....	54
2.2.2.3. · Le réseau écologique centré sur le paysage	55
2.2.2.4. · Le réseau écologique, un outil pour la mise en place de politiques de conservation	55
2.2.2.5. · Atouts et limites des réseaux écologiques	58
2.3. · La modélisation des réseaux écologiques.....	60
2.3.1. · La singularité des réseaux écologiques et le besoin de la modélisation spatiale	60
2.3.2. · Quelles méthodes de modélisation des réseaux écologiques ?.....	61
2.3.3. · Modéliser la connectivité des habitats à l'aide de graphes paysagers.....	63
2.3.4. · Évaluer la connectivité d'un réseau écologique à l'aide de métriques	68
2.3.4.1. · Connectivité équivalente (<i>Equivalent Connectivity : EC</i>).....	69
2.3.4.2. · Flux d'interaction (<i>Interaction Flux : IF</i>).....	71
2.3.4.3. · Indice de centralité intermédiaire (<i>Betweenness Centrality : BC</i>)	73
Conclusion	76
Conclusion de la partie 1	77

PARTIE 2 · DONNÉES CARTOGRAPHIQUES ET ÉCOLOGIQUES : QUELS CHOIX

MÉTHODOLOGIQUES POUR MODÉLISER LES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES AVEC LES SPHÈRES

SCIENTIFIQUES ET OPÉRATIONNELLES ?.....	79
Introduction de la partie 2.....	80

Chapitre 3 · Prendre de bonnes résolutions. Quelles données spatiales et thématiques pour modéliser les réseaux écologiques ?.....

Introduction	83
3.1. · Les données sur la biodiversité	84
3.1.1. · L'intérêt des données sur la biodiversité.....	84
3.1.2. · Les producteurs de données sur la biodiversité.....	85
3.1.3. · Quelles bases de données pour la biodiversité ?.....	85
3.1.4. · Les difficultés d'accès aux données sur la biodiversité, illustrées par le projet 3EM	86
3.1.5. · Acquérir des données de biodiversité : exemple du projet COLLECTIFS.....	92
3.1.6. · Les limites des données sur la biodiversité	98
3.2. · Les bases de données cartographiques : focus sur les données d'occupation du sol.....	100
3.2.1. · Les données d'occupation du sol : un choix subjectif de représentation.....	101
3.2.2. · Assembler des données d'occupation du sol en une carte unique : problèmes et limitations techniques	107
3.3. · La résolution des données en géographie et en écologie du paysage	111
3.3.1. · La résolution spatiale	111
3.3.2. · La résolution thématique.....	113
3.3.3. · La résolution temporelle.....	113
3.4. · Illustrations de l'impact de la résolution spatiale sur les résultats d'analyses.....	114
3.4.1. · Influence du changement d'échelle sur les relations proies-prédateurs.....	114
3.4.2. · Influence de la résolution spatiale sur les analyses de connectivité des habitats	115

3.5. · Améliorer la modélisation des réseaux écologiques en couplant les données de biodiversité et les données cartographiques	120
Conclusion	124
Chapitre 4 · Approches participatives pour modéliser les réseaux écologiques	125
Introduction	127
4.1. · Les sciences participatives	127
4.1.1. · Différents niveaux de participation	127
4.1.2. · Les sciences participatives en géographie de l'environnement et en écologie	129
4.1.3. · Exemple d'une démarche de modélisation participative des réseaux écologiques : le Contrat Vert et Bleu de Saint-Étienne Métropole	131
4.2. · Les approches multi-espèces : des stratégies diverses et complémentaires	135
4.2.1. · Les approches multi-espèces fondées sur la littérature scientifique	135
4.2.2. · Exemple d'une approche multi-espèces participative	138
4.3. · Paramétrer le modèle selon les traits fonctionnels des espèces	142
4.3.1. · Paramétrer le modèle à partir de la littérature scientifique	142
4.3.2. · Paramétrer le modèle de manière participative	144
4.4. · Modélisation des réseaux écologiques de Saint-Étienne Métropole	147
Conclusion	149
Conclusion de la partie 2	150
PARTIE 3 · POUR QUI MODÉLISER LES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES ? EXEMPLES DE COMMUNICATION ET DE DIFFUSION DES RÉSULTATS AUPRÈS DES NON-SCIENTIFIQUES	151
Introduction de la partie 3	152
Chapitre 5 · Mobiliser les résultats de modélisation des réseaux écologiques pour guider la planification urbaine dans une optique de gestion de la biodiversité	153
Introduction	155
5.1. · Analyse critique des représentations cartographiques classiques des réseaux écologiques	156
5.1.1. · Dilatation-érosion	157
5.1.2. · Analyse de perméabilité des milieux	159
5.1.3. · Interprétation visuelle	161
5.1.4. · Bilan des méthodes classiques de cartographie des réseaux écologiques	164
5.2. · Les représentations cartographiques des réseaux écologiques issues de la théorie des graphes	165
5.2.1. · Cartes de nœuds et de liens : vue topologique du graphe	165
5.2.2. · Corridors de moindre coût	167
5.2.3. · Bilan des cartographies des réseaux écologiques issues de Graphab	169
5.3. · Et maintenant on construit où avec vos réseaux écologiques ?	171
5.3.1. · De la « TVB de papier » à la « TVB de projet et d'action » : des demandes fortes mais une mise en œuvre complexe	171
5.3.2. · Cas d'étude 1 : comment prioriser l'urbanisation dans les zones à urbaniser ?	173
5.3.2.1. · Contexte du cas d'étude 1 (ouest lyonnais)	173
5.3.2.2. · Données mobilisées	174

5.3.2.3. · Simulation de l'urbanisation à l'horizon 2030	174
5.3.2.4. · Modélisation des réseaux écologiques pour le scénario de référence	176
5.3.2.5. · Évaluation de la contribution de chaque zone AU à la connectivité écologique	176
5.3.2.6. · La difficile adéquation entre les documents de planification	177
5.3.2.7. · Des impacts faibles mais différenciés.....	178
5.3.2.8. · Comment intégrer les résultats dans la planification urbaine ?	179
5.3.3. · Cas d'étude 2 : comment prioriser la végétalisation des espaces verts des habitats collectifs ?	180
5.3.3.1. · Pourquoi étudier les espaces verts des habitats collectifs ?	180
5.3.3.2. · Sélection des espèces focales et définition des scénarios de changements d'occupation du sol... 181	
5.3.3.3. · Résultats à l'échelle globale	183
5.3.3.4. · Résultats à l'échelle locale.....	184
5.3.3.5. · Quantifier et spatialiser la connectivité pour guider les politiques de gestion de la biodiversité. 186	
5.3.3.6. · Quelles perspectives dans le cadre de politiques de renaturation ?	186
Conclusion	188
Chapitre 6 · Interpoler pour interpeller. La cartographie des réseaux écologiques comme support de communication dans les sphères politiques et citoyennes	191
Introduction	193
6.1. · Une méthode alternative de modélisation des réseaux écologiques : l'interpolation spatiale	194
6.1.1. · Représenter les flux : un défi cartographique	194
6.1.2. · Principes de l'interpolation spatiale.....	194
6.1.3. · Interpoler les métriques de connectivité locales	195
6.2. · Des cartes contre une autoroute : exemple de la mobilisation contre l'autoroute A45	198
6.2.1. · SIG, cartographie et mobilisation citoyenne.....	198
6.2.2. · Les posters de la Talaudière.....	200
6.2.3. · De l'aide à la décision vers l'aide à la mobilisation ?	209
6.3. · Des cartes pour la végétalisation : exemple du projet COLLECTIFS	211
6.3.1. · Évaluer l'impact de la végétalisation dans 40 parcelles d'habitat collectif.....	211
6.3.2. · Quelles perceptions des habitants sur ces résultats ?	212
6.3.3. · L'intérêt des métriques locales et de leur interpolation pour les politiques de végétalisation	218
Conclusion	220
Conclusion de la partie 3	221
Conclusion · Perspectives et synthèse	223
7.1. · Synthèse et perspectives à plusieurs niveaux d'échelles	225
7.1.1. · À l'échelle régionale et intercommunale	225
7.1.1.1. · Perspective : Évaluer les impacts du trafic routier sur la biodiversité	226
7.1.1.2. · Perspective : aide à la décision pour la réalisation des Trames Vertes et Bleues locales	226
7.1.2. · À l'échelle urbaine	227
7.1.2.1. · Perspective : coupler les modèles de connectivité avec les inventaires de biodiversité réalisés dans le projet COLLECTIFS.....	229
7.1.2.2. · Perspective : analyser la biodiversité dans d'autres espaces verts urbains, les jardins des maisons individuelles.....	230

7.1.3. · À l'échelle intra-urbaine	230
7.1.3.1. · Perspective : produire des indicateurs de connectivité écologique appliqués aux lots immobiliers	231
7.2. · La modélisation des réseaux écologiques : un outil d'aide à la décision ou un prétexte pour intégrer la connectivité dans les consciences collectives ?	232
Bibliographie	235
Table des figures	259
Table des encadrés	263
Table des tableaux	264
Table des matières	265

*Quatrième de couverture : Poster présenté lors
de la journée de manifestation contre l'A45 à
la Talaudière (42) le 22/09/2018.*

Photographie : Marie Detemple

Territorialiser les réseaux écologiques

Coupler approches théoriques et participatives dans une perspective de recherche appliquée

Ce volume 1 de mon Habilitation à diriger les recherches (HDR) est un essai scientifique inédit qui me permet de synthétiser et de mettre en perspective les travaux de recherche effectués depuis le début de ma carrière de maître de conférences en géographie à l'Université Lyon 3 Jean Moulin et au laboratoire Environnement Ville Société (2016-2023). Au fil de ce mémoire, je cherche à montrer dans quelle mesure la spatialisation des réseaux écologiques peut permettre d'évaluer les perturbations des activités anthropiques sur les écosystèmes. J'émet l'hypothèse que la spatialisation cartographique et explicite des réseaux écologiques permet de les ancrer dans les territoires et de diffuser et valoriser les connaissances scientifiques vers les sphères non scientifiques, qu'elles soient politiques, opérationnelles ou citoyennes. Après une synthèse bibliographique sur les grands concepts et principes de l'écologie du paysage et de la protection de biodiversité, je montre comment les réseaux écologiques peuvent être modélisés, en particulier à l'aide de graphes paysagers. Je m'attache ensuite à présenter des pistes méthodologiques pour calibrer et paramétrer ces modèles, que ce soit à l'aide de données cartographiques et de données biologiques empiriques ou issues de la littérature scientifique. Je montre ensuite comment les paramètres d'entrée des modèles de simulation des réseaux écologiques (ici Graphab) peuvent être enrichis et discutés à l'aide de méthodes collaboratives et participatives. Enfin, je présente différents types de résultats issus de ces modèles et leurs usages principaux : aide à la décision dans le domaine de la planification urbaine (urbanisation, végétalisation) et aide à la mobilisation dans un contexte de lutte contre des grands projets d'aménagement (construction d'une autoroute). Pour le géographe que je suis, la diffusion de ces résultats est réalisée grâce à des techniques cartographiques qui permettent de créer un média de discussion pertinent pour les différents types d'acteurs, qu'ils soient élus, praticiens ou citoyens. À travers les différents cas d'études abordés pendant ces dernières années dans des contextes différents, je défends ainsi que le fait que la territorialisation des réseaux écologiques, en impliquant à la fois les territoires et leurs acteurs, peut permettre un transfert de connaissances et de compétences entre scientifiques et non-scientifiques pour une meilleure prise en compte de la biodiversité dans les opérations d'urbanisme et d'aménagement du territoire.

Territorialising ecological networks

Coupling theoretical and participatory approaches from an applied research perspective

This first volume of my habilitation to direct researches (*Habilitation à diriger les recherches - HDR*) is a scientific essay where I synthesize and put into perspective the research work I have carried out since the start of my career as an assistant professor (*maître de conférences*) in geography at the *Université Lyon 3 Jean Moulin* and the *Environnement Ville Société* laboratory (2016-2023). In this essay, I show how the spatialisation of ecological networks can be used to assess the impact of human activities on ecosystems. I hypothesize that mapping ecological networks enables them to be anchored them in territories and facilitates the dissemination of scientific knowledge towards non-scientific (political, operational or civic) spheres. After summarizing the main concepts and principles of landscape ecology and biodiversity protection, I show how ecological networks can be modelled, in particular using landscape graphs. Then, I present methodological approaches for calibrating and parameterising these models, using both cartographic and empirical biological data or data from the scientific literature. I then show how the input parameters of ecological network simulation models (here Graphab) can be enriched and discussed using collaborative and participatory methods. Finally, I present different types of results from these models and their main uses: decision support in the field of urban planning (urbanisation, regreening) and mobilisation support in a context of struggle against major development projects (construction of a highway). Since I am a geographer, the dissemination of these results is achieved through cartographic techniques to create a relevant discussion medium for different stakeholders, be they elected representatives, practitioners or citizens. Through the various case studies I have carried out over the last few years in different contexts, I am arguing that the territorialisation of ecological networks, by involving both territories and their stakeholders, can enable a transfer of knowledge and skills between scientists and non-scientists to ensure that biodiversity is better taken into account in urban and regional planning operations.