



**HAL**  
open science

## Le paysage, entre esthétique & écologie

Yohan Sahraoui

► **To cite this version:**

Yohan Sahraoui. Le paysage, entre esthétique & écologie: Modélisation rétrospective à partir de changements d'occupation du sol. Géographie. Université de Bourgogne Franche-Comté, 2016. Français. NNT: . tel-01481018v2

**HAL Id: tel-01481018**

**<https://hal.science/tel-01481018v2>**

Submitted on 3 Apr 2017 (v2), last revised 21 Jul 2017 (v3)

**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.

UNIVERSITÉ DE FRANCHE-COMTÉ  
ÉCOLE DOCTORALE « LANGAGES, ESPACES, TEMPS, SOCIÉTÉS »

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

**LE PAYSAGE, ENTRE ESTHÉTIQUE & ÉCOLOGIE**  
Modélisation rétrospective à partir de changements d'occupation du sol

Soutenance publique par

**Yohan SAHRAOUI**

le 1<sup>er</sup> décembre 2016

Sous la direction de Jean-Christophe FOLTÊTE et Céline CLAUZEL

Membres du jury :

Marc ANTROP, Professeur Émérite, Université de Gand

Jacques BAUDRY, Directeur de Recherche, INRA

Céline CLAUZEL, Maître de conférences, Université Paris-Diderot

Marianne COHEN, Professeure, Université Paris-Sorbonne, Rapportrice

Jean-Christophe FOLTÊTE, Professeur, Université de Franche-Comté

Thomas HOUET, Chargé de Recherche HDR, CNRS, Rapporteur







*A thing is right when it tends to preserve the integrity, stability, and beauty of the biotic community. It is wrong when it tends otherwise.*

---

Aldo Leopold

*L'homme est la nature prenant conscience d'elle-même.*

---

Élysée Reclus



---

Banksy



# Avant-propos

Cette thèse a été financée par le Conseil Régional de Franche-Comté et a été réalisée au laboratoire ThéMA (UMR 6049 CNRS). Le travail de recherche s'est inscrit dans le chantier *Dynamique des paysages et potentiel écologique de la région Franche-Comté* du projet ODI (Observatoire des Dynamiques Industrielles et Territoriales) porté par la Maison des Sciences de l'Homme et de l'Environnement Claude Nicolas Ledoux (USR 3124 CNRS) et financé par le Fond Européen de Développement Economique et Régional (FEDER). Enfin, elle a bénéficié des ressources de calcul informatique du Mésocentre de calcul de Franche-Comté.





# Introduction générale

Les paysages résultent des interactions Homme-Milieu. Ils sont donc par essence dynamiques, se transformant à différentes échelles spatiales et temporelles sous l'action conjointe des processus naturels et des activités humaines. Dans une époque récente, que certains chercheurs nomment l'Anthropocène, les sociétés humaines sont devenues le moteur principal des changements que connaît le système planétaire, marquant d'une empreinte de plus en plus forte l'environnement et les paysages. Or, ces paysages sont porteurs de plusieurs enjeux. Ils constituent un cadre de vie participant au bien-être des populations humaines, mais également un support des processus écologiques permettant aux espèces animales d'exécuter leur cycle de vie. Ces deux fonctions, l'une esthétique et l'autre écologique, peuvent entrer en contradiction. C'est notamment le cas dans les milieux soumis à une forte pression anthropique comme les agglomérations urbaines. Les politiques publiques sont donc face à des enjeux de gestion intégrée du paysage cherchant à concilier la préservation de la qualité du cadre de vie des habitants et la conservation de la biodiversité. Si certaines recherches ont déjà exploré les relations entre les fonctions esthétique et écologique du paysage, rares sont celles qui se sont penchées sur la manière dont les changements paysagers les modifient de manière conjointe. Face à ce constat, notre travail propose d'étudier la coévolution spatiale de ces deux fonctions.

## Pour une approche intégrée du paysage

Bien qu'il existe des points de concordance entre les fonctions esthétique et écologique du paysage, les recherches s'intéressant à ces deux dimensions sont longtemps restées cloisonnées dans des domaines scientifiques rattachés d'une part aux sciences humaines et sociales et d'autre part aux sciences naturelles. Cependant, le besoin d'intégrer les différentes sciences du paysage a été souligné par de nombreux auteurs (p. ex. Fry, 2001 ; Opdam *et al.*, 2002 ; Tress *et al.*, 2001 ; Wissen *et al.*, 2008). Pour Tress *et al.* (2001), cela implique pour les chercheurs un aller-retour permanent entre les différentes approches disciplinaires, de manière à dépasser la fracture existante dans la recherche académique entre la dimension naturelle et culturelle du paysage, en reconnaissant son caractère multifonctionnel<sup>1</sup>.

Dans le cadre de cette thèse, notre approche de la multifonctionnalité du paysage se veut interdisciplinaire<sup>2</sup>. Nous mobiliserons en effet plusieurs disciplines scientifiques pour répondre à un objectif en nous positionnant dans un cadre théorique intégrateur qui est celui de l'esthétique écologique. Notre approche se veut avant tout géographique mais mobilisera principalement deux autres disciplines. D'une part, la psychologie environnementale nous permettra d'aborder les relations entre les individus et leur environnement dans une perspective esthétique. D'autre

---

1. Cette expression de paysage multifonctionnel (*multifunctional landscapes*) renvoie selon Tress *et al.* (2001) à la coexistence dans tous les paysages de fonctions multiples (écologiques, économiques, culturelles, historiques ou esthétiques par exemple).

2. Il s'agit ici de clarifier à partir des recherches de Tress *et al.* (2004) les différences entre une approche multidisciplinaire et interdisciplinaire. Dans une approche multidisciplinaire, plusieurs disciplines partagent un objectif commun, mais utilisent des concepts, théories, outils, et méthodes qui restent différents. Bien que des connaissances puissent être partagées dans ce type d'approches, il ne s'agit pas de créer de nouvelles théories intégratives. L'interdisciplinarité implique que les stratégies de recherche soient développées dans un objectif commun et que les réflexions propres à chaque discipline tout comme leurs méthodes et outils soient adaptées.

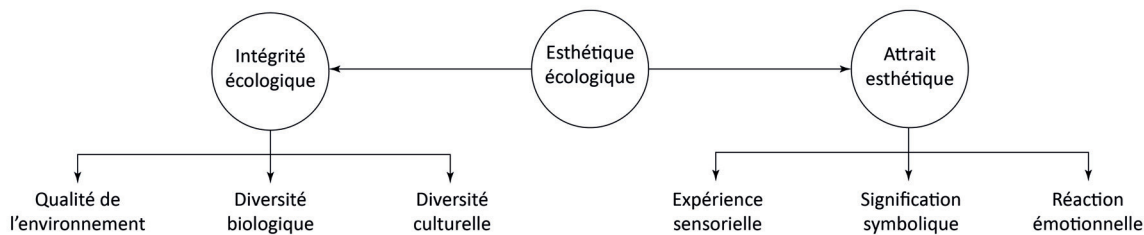


FIGURE 1 – Arrangement hiérarchique des composantes du paysage (d’après Thorne et Huang, 1991).

part, l’écologie du paysage offrira un cadre pertinent pour étudier les relations entre les espèces et leur milieu dans une perspective écologique. Bien que nous dépassions les frontières de la géographie, notre approche de la multifonctionnalité du paysage à travers le prisme de ces deux disciplines gardera en perspective l’espace géographique, vu ici comme le cadre des relations entre d’une part des individus (population humaine) et des organismes (espèces animales) et d’autre part la structure du paysage comme objet spatial. L’intégration de théories et concepts propres à la psychologie environnementale et à l’écologie du paysage sera couplée à une contribution essentiellement quantitative de la géographie.

### Esthétique écologique du paysage

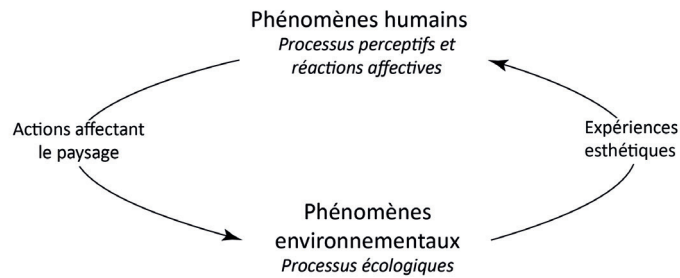
Comme l’ont souligné Gobster *et al.* (2007), le paysage constitue l’échelle la plus pertinente pour l’étude intégrée des relations entre esthétique et écologie. Depuis le début des années 1990<sup>3</sup>, des recherches se structurent autour de la notion d’esthétique écologique (*ecological aesthetic*). Thorne et Huang (1991) l’ont définie comme un trait d’union entre l’attrait esthétique et l’intégrité écologique du paysage (figure 1). Ils se placent du point de vue de l’écologie du paysage en exprimant l’idée que cette discipline est la plus à même d’élaborer des liens entre ces deux fonctions dépendant des configurations spatiales et temporelles du paysage.

En parallèle, Steinitz (1990) a cherché à mettre en évidence les effets de modes de gestion du paysage sur ses dimensions écologiques et visuelles à l’échelle des parcs nationaux américains. Son approche a consisté à cartographier et comparer d’une part les préférences paysagères d’usagers de ces espaces à l’aide d’entretiens, et d’autre part le niveau d’intégrité écologique du paysage à l’aide d’analyses de diversité des habitats de la faune sauvage. Selon lui, de telles approches permettent d’établir des plans de gestion durable du paysage. Les recherches de Ingram (1991) ont également contribué à identifier les possibilités d’intégration des valeurs écologiques et esthétiques du paysage à l’échelle d’espaces naturels protégés, en tenant compte d’un côté de la diversité des espèces et de l’autre des aménités visuelles. Bien que la notion d’esthétique écologique prenne différentes significations selon les auteurs, celle qui semble s’imposer sous-tend un aménagement et une gestion environnementale avec des objectifs de préservation de la qualité esthétique du paysage et de durabilité écologique (Gobster, 1999). Au-delà de cette entrée strictement comparative, les relations entre esthétique et écologie peuvent être abordées de manière plus complexe, comme en témoigne le modèle proposé par Gobster *et al.* (2007) qui permet de décrire la manière dont les actions humaines sur le paysage, qui résultent en partie de leur perception, peuvent en retour affecter leur environnement et notamment les processus écologiques (figure 2).

### Application dans un contexte de franges urbaines

Nous focaliserons notre attention sur un contexte spatial de franges urbaines. L’urbain et le rural ayant longtemps été perçus comme des milieux distincts séparés par une fracture, les zones de transition ont ainsi été souvent ignorées par les politiques d’aménagement du territoire. Le

3. Les prémices d’une gestion des paysages basée sur l’esthétique écologique sont néanmoins à chercher dans les travaux d’Aldo Leopold qui proposait déjà dans *Almanach d’un Comté des Sables* (1949) des pistes pour résoudre les conflits entre esthétique et durabilité écologique.



**FIGURE 2** – Modèle des interactions homme-environnement au sein du paysage (adapté de Gobster *et al.*, 2007).

processus d'étalement urbain que connaissent les agglomérations françaises depuis la seconde moitié du XX<sup>ème</sup> siècle a néanmoins rendu plus complexe la délimitation claire entre l'urbain et le rural. Ce processus a amené les politiques publiques à prendre conscience de l'existence de ces espaces en mutation, qualifiés de franges urbaines. Ils sont en effet concernés par des enjeux multiples à l'intersection entre des problématiques de développement urbain, de gestion des espaces naturels et de valorisation des terres agricoles. Ce contexte spatial a été choisi pour deux raisons principales. D'une part, ces « nouveaux » espaces de transition entre le milieu urbain et le milieu rural constituent de très bons exemples pour une analyse de la multifonctionnalité du paysage, en raison de la grande variété et de la complexité des paysages créés. D'autre part, ces espaces ont été soumis récemment à de nombreuses transformations physiques, notamment dues au processus d'étalement urbain. Ils sont donc concernés par des dynamiques d'occupation du sol multiples et constituent des zones à enjeux pour une gestion durable du paysage conciliant préservation du cadre de vie des habitants et conservation de la biodiversité.

### Une démarche modélisatrice

Les choix méthodologiques de cette thèse reposent avant tout sur une approche instrumentée visant à modéliser les fonctions esthétique et écologique du paysage à partir de métriques spatiales. La thèse est divisée en trois parties qui reflètent la suite logique de la démarche générale adoptée.

La première partie proposera de revenir sur des éléments conceptuels permettant de positionner ce travail par rapport aux recherches existantes à l'interface entre esthétique et écologie. Elle consistera d'abord à présenter le paysage comme un élément clé de la relation individu-environnement. Après avoir posé le regard sur l'aspect psychologique de la perception que les individus ont de l'espace qui les entoure, nous proposerons de décrire les fondements des préférences esthétiques du paysage en passant en revue plusieurs théories de l'esthétique paysagère. Il s'agira ensuite d'aborder des concepts propres à l'écologie du paysage en présentant cette fois le paysage comme le support spatial de processus écologiques. Les principes de définition de l'hétérogénéité des structures paysagères seront détaillés, pour ensuite décrire les règles qui régissent les mouvements d'organismes dans les paysages hétérogènes. Enfin, les orientations générales de la recherche seront présentées, en justifiant le choix d'une étude rétrospective basée sur les changements d'occupation du sol et en soulignant la nécessité d'un recours à une démarche modélisatrice.

La deuxième partie sera consacrée à la spatialisation des fonctions esthétique et écologique du paysage à partir de données d'occupation du sol, constituant une base commune pour ces deux dimensions. Nous présenterons dans un premier temps un protocole méthodologique de modélisation spatiale des préférences esthétiques du paysage. Ce protocole s'appuie sur la mise en place d'un questionnaire photographique révélant les jugements esthétiques d'un ensemble d'individus face à des scènes paysagères. Les principes de modélisation du paysage visible et de construction de métriques de visibilité à partir des données spatiales seront ensuite décrits, puis

---

mobilisés pour spatialiser le potentiel esthétique du paysage. Il s'agira dans un second temps de décrire une démarche de modélisation spatiale de la connectivité écologique du paysage. Nous présenterons la mise en place d'une approche multi-espèces, puis les principes de modélisation des réseaux écologiques et de calcul de métriques de connectivité à partir de données d'occupation du sol. Ces deux éléments combinés permettront de spatialiser le potentiel écologique du paysage.

La troisième partie proposera enfin d'analyser la coévolution des potentiels esthétique et écologique du paysage en lien avec les changements d'occupation du sol. Ainsi, nous proposerons une analyse statistique exploratoire de la relation entre les impacts esthétiques et écologiques des changements d'occupation du sol, suivie d'une analyse spatialisée de la coévolution des deux potentiels du paysage en lien avec ces changements. Enfin, il s'agira de discuter l'ensemble des résultats obtenus, de proposer de nouvelles pistes de recherches ainsi que des perspectives d'application des méthodes utilisées en aménagement du territoire.





## Première partie

# Le paysage, entre esthétique et écologie





# Introduction de la première partie

L'approche interdisciplinaire proposée dans ce travail s'inscrit dans le cadre théorique de l'esthétique écologique du paysage, consistant à étudier le paysage en intégrant ses deux fonctions. Il nous semble nécessaire de détailler dans cette partie ce que nous entendons par fonctions esthétique et écologique du paysage en présentant l'état des recherches actuelles sur chacune de ces questions. Nous aborderons donc dans un premier temps le paysage comme un élément clé de la relation que les individus entretiennent avec leur environnement. En nous appuyant sur des éléments issus de la psychologie environnementale, il s'agira de s'interroger sur cette relation sous l'angle de la perception paysagère. Dans ce cadre, le concept d'esthétique retiendra particulièrement notre attention et nous amènera à faire état des principales théories de l'esthétique paysagère, de manière à comprendre le rôle joué par le paysage dans les préférences des individus. Dans un second temps, le paysage sera décrit comme un support de processus écologiques résultant de la relation entre les espèces animales et leur milieu. Nous aborderons cette fois des éléments issus de l'écologie du paysage en soulignant l'intérêt de mobiliser cette discipline pour aborder la relation espèce-milieu. L'enjeu principal sera de nous interroger sur les règles qui régissent les mouvements des organismes dans les paysages hétérogènes, dont la description impliquera la mobilisation des concepts de connectivité paysagère et de réseaux écologiques. Une fois l'ensemble de ces éléments conceptuels posés, les objectifs de la recherche seront présentés. Il s'agira d'abord de formuler la question de recherche relative à l'étude de la coévolution spatiale des fonctions esthétique et écologique du paysage pour ensuite détailler la démarche expérimentale adoptée. Notre travail s'inscrivant dans un contexte spatial de franges urbaines, cette partie présentera également les enjeux paysagers associés à ce type d'espaces ainsi que les terrains d'étude retenus comme « laboratoires » pour développer notre démarche. Nous poserons donc ici l'ensemble des concepts nécessaires à la compréhension du sujet et des développements méthodologiques réalisés dans la suite du travail.



# Chapitre 1

## Le paysage dans la relation individu-environnement

Le paysage constitue un élément clé de compréhension de la relation individu-environnement. Cette relation implique un processus de perception qui permet aux individus de comprendre leur environnement, un processus à l'origine d'une expérience particulière, l'expérience esthétique. Comme le souligne Alain Corbin, « le paysage est manière de lire et d'analyser l'espace, de se le représenter, au besoin en dehors de la saisie sensorielle, de le schématiser afin de l'offrir à l'appréciation esthétique » (Corbin, 2001). Alors que la psychologie environnementale s'est très tôt intéressée à l'expérience que les individus font de l'environnement dans lequel ils évoluent, la notion d'esthétique est beaucoup plus ancienne et a été explorée par la philosophie depuis l'antiquité. Dans cette partie, nous nous pencherons donc à la fois sur la description des processus psychologiques de la perception du paysage ainsi que sur les différents paradigmes de la philosophie de l'esthétique. Ces deux entrées permettront d'aborder la question des préférences esthétiques du paysage pour expliquer quels sont les déterminants de l'environnement paysager jouant un rôle dans les préférences individuelles et collectives.

## 1.1 Perception, environnement et paysage

### 1.1.1 L'individu dans son environnement

L'aspect psychologique de la relation individu-environnement s'exprime à travers un processus de perception que les individus ont de l'espace qui les entoure. La psychologie environnementale, qui consiste en l'étude des interrelations entre le comportement des individus et leur environnement construit et/ou naturel (Fisher *et al.*, 1984), offre un cadre conceptuel approprié pour comprendre ce processus. Cette sous-discipline auto-identifiée de la psychologie émerge dans les années 1950 dans les pays anglo-saxons, bien que son institutionnalisation prenne forme dans les décennies suivantes. Kurt Lewin (1890-1947) et Egon Brunswik (1903-1955) sont considérés comme les fondateurs de la psychologie environnementale (Gifford, 1997). Brunswik a été l'un des premiers psychologues à affirmer que la psychologie devait accorder plus d'attention à l'idée que l'environnement physique pouvait affecter de manière plus ou moins directe les processus psychologiques des individus. De manière similaire, Lewin a souligné l'idée que l'environnement est un déterminant clé des comportements des individus. Néanmoins, il s'est plus focalisé sur les influences sociales et interpersonnelles de l'environnement des individus plutôt que sur la dimension physique de l'environnement.

Bien que la psychologie environnementale ait d'abord été intimement liée à la psychologie sociale, plusieurs sujets clés de cette discipline dépassent largement le domaine de la psychologie sociale (Proshanski *et al.* 1970) : perception de l'environnement et des risques environnementaux, usages sociaux de l'espace, utilisation des ressources environnementales, etc. Cette filiation n'est néanmoins pas unique et la psychologie environnementale a très tôt souligné le besoin de mobiliser plusieurs disciplines en plus de la psychologie, telles que l'aménagement, l'urbanisme, l'architecture, la sociologie ou encore la biologie. Pour Moser (2009), la psychologie environnementale dans sa conception la plus contemporaine « étudie l'individu dans son contexte physique et social en vue de dégager la logique des interrelations entre l'individu et son environnement en mettant en évidence les perceptions, attitudes, évaluations et représentations environnementales d'une part, et les comportements et conduites environnementales qui les accompagnent d'autre part ». La figure 1.1 permet d'expliciter l'interrelation individu-environnement à différents niveaux d'analyse socio-spatiaux relatifs à l'environnement.

### 1.1.2 Le paysage, une possibilité de regard sur l'espace

Concept clé de la géographie comme d'autres disciplines spatiales, le paysage est au cœur de multiples réflexions conceptuelles dont certaines ont permis de repenser la relation individu-environnement. Chaque discipline cherchant à développer ses propres concepts et méthodes pour

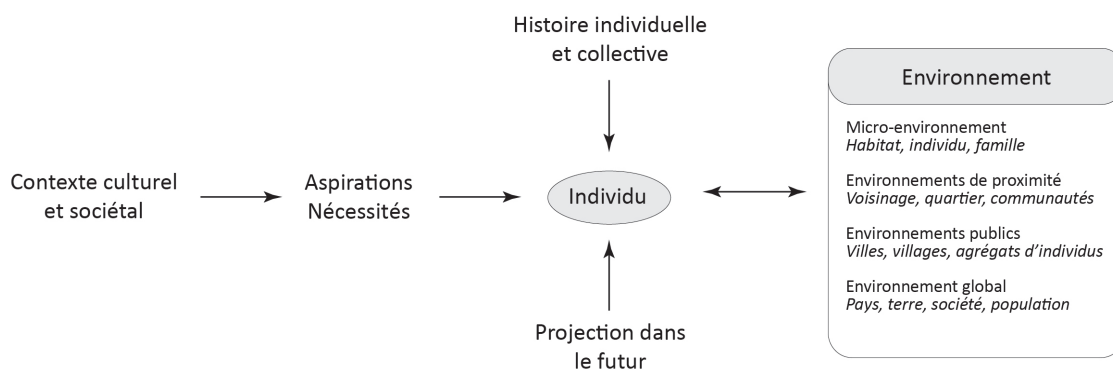


FIGURE 1.1 – Le contexte des relations individu-environnement (d'après Moser, 2009).

aborder le paysage (Tress *et al.*, 2001), il semble difficile de définir clairement cette notion polysémique. Il s'agira donc ici d'en donner un bref cadrage théorique, principalement sous l'angle de la géographie, sans avoir l'ambition de présenter ses différentes acceptations de façon exhaustive.

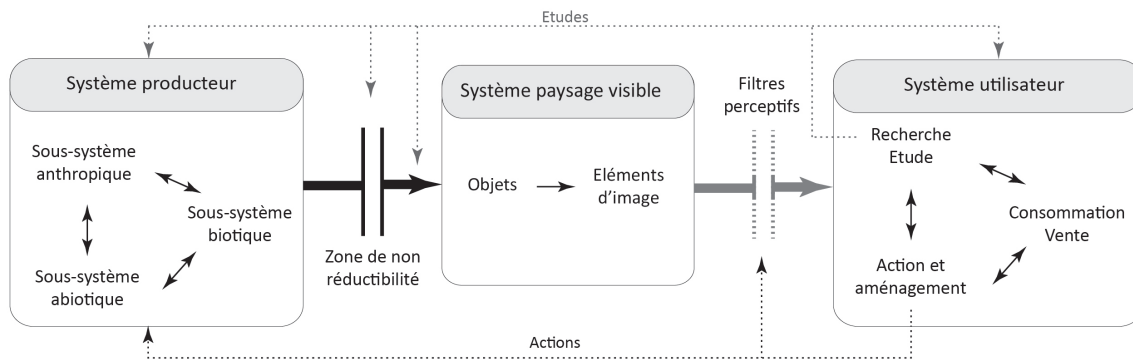
En France, de nombreux travaux scientifiques (p. ex. Brunet, 1974 ; Richard, 1975 ; Bertrand, 1978 ; Brossard et Wieber, 1984 ; Berque, 1984, 1990 ; Rougerie, 1985) ont permis l'émergence d'une théorie du paysage à partir des années 1970. Brunet (1974) donne par exemple une définition du paysage qu'il associe à la biogéographie : « Le paysage désigne le milieu naturel synthétique, objet d'une géographie physique globale. Il est également le résultat de la combinaison dynamique d'éléments physico-chimiques, biologiques et anthropiques qui, en réagissant les uns sur les autres, en font un ensemble unique et indissociable en perpétuelle évolution ». C'est également le cas de Richard (1975), pour qui le paysage serait l'ensemble des éléments où se produisent les mécanismes cycliques et finalisés de l'écosystème. Bertrand (1978) évoque quant à lui une coupure entre cette logique naturaliste (le paysage comme géosystème) et une logique sociale (le paysage comme territoire), qui représentent selon lui « les deux faces explorées d'un même paysage ». Berque (1984) s'inscrit plus dans cette logique sociale en affirmant que le paysage n'existe que dans sa relation à la société qui le produit et le transforme. Pour aborder le paysage de la manière la plus complète, Brossard et Wieber (1984) donnent une triple définition du paysage : « signe d'un système de forces en action produisant des objets (...), spectacle perçu plus ou moins nettement par les divers groupes d'usagers, sujet d'études scientifiques par lesquels on cherchera à comprendre comment les objets produits composent les images perçues ». Berdoulay et Phipps (1985) résument bien la difficulté de donner une définition scientifique stable du paysage en soulignant que définir le paysage amène d'abord à se pencher sur un système complexe d'éléments en interaction.

Au-delà de ces définitions scientifiques, la Convention Européenne du Paysage désigne 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 et de leurs interrelations »<sup>1</sup>. Cette définition souligne le fait que les paysages évoluent au cours du temps et résultent d'une relation sujet-objet. Le rapport à l'espace est également mis en avant dans cette définition qui évacue l'idée selon laquelle le paysage ne pourrait être que naturel. Il constitue plus une manifestation externe, une image ou un indicateur reflétant les processus naturels et anthropiques qui ont lieu au sein d'un territoire.

Ces différents points de vue laissent à penser que le paysage est d'abord un système dans lequel interagissent un paysage visible « objet » et un paysage « perçu » par les individus. En ce sens, le paysage serait donc une portion d'espace perceptible par les individus. Cette idée a été formalisée par Brossard et Wieber (1984) à travers le polysystème paysage. Ce modèle présente le paysage de manière décomposée en trois systèmes, liés les uns aux autres par des flux d'objets devenant des images et enfin des informations (figure 1.2). Le paysage visible est placé au cœur de ce modèle, constituant la matérialité tridimensionnelle de l'espace. Il constitue un paysage potentiel pas encore perçu par les individus, un « lieu où le paysage produit physiquement devient signe avant d'être décrypté » (Wieber, 1995). Le paysage offre donc aux individus qui l'observent des images de l'organisation de l'espace dans lequel ils évoluent. Un filtre perceptif propre à chaque individu contribue néanmoins à transformer ces images de paysage qui ne seront donc pas « reçues » de la même manière en fonction des constructions collectives et individuelles des observateurs.

---

1. En France, la loi du 8 janvier 1993 portant sur la protection et la mise en valeur des paysages a initié la ratification de la CEP en 2005. Cette loi a également marqué un tournant dans la prise de conscience de l'importance du paysage dans les projets d'urbanisme et d'aménagement à l'échelle nationale. L'adoption en 2015 de la loi pour la reconquête de la Biodiversité, de la Nature et des Paysages s'inscrit dans ce prolongement et fixe des objectifs de qualité paysagère en vue d'agir pour la qualité du cadre de vie des habitants.



**FIGURE 1.2** – Le polysystème paysage (d’après Brossard et Wieber, 1984). Au sein de ce modèle, le « système producteur » pose la question des éléments qui produisent, par leurs interrelations, le paysage visible. Ces éléments peuvent être ses composantes abiotiques (dynamiques géomorphologiques, climatiques, hydrologiques, etc.), biotiques (dynamiques biologiques animales et végétales) et anthropiques (transformations par les sociétés humaines). Le système « paysage visible » correspond à un quasi-paysage, un paysage objectif, identique pour tous les observateurs. Les informations émises par le paysage visible ne deviennent réellement « paysage » qu’après son passage à travers des filtres perceptifs faisant intervenir les représentations individuelles (souvenirs, expériences) et les constructions collectives (par exemple, il peut être communément admis que tel élément du paysage soit beau ou non). Le « système utilisateur » correspond à ce qu’en font les différents acteurs. En effet, en plus d’être observé, le paysage peut faire l’objet de discours, de recherches, il peut être par exemple utilisé comme un moyen de communication pour promouvoir un territoire.

Nous verrons dans la suite de ce travail que cette distinction entre un paysage visible objet et un paysage perçu par les individus a été déterminant dans la méthodologie de modélisation des préférences esthétiques du paysage. À partir de là, il semble important à présent d’apporter des éléments de précision sur ce processus de perception du paysage.

### 1.1.3 Perception environnementale et paysage

De manière générale, la perception est considérée comme le processus par lequel un individu fait l’expérience d’un objet particulier ou d’un environnement. Les principes de la *Gestalt* en psychologie de la forme expriment l’idée que la signification d’un objet ou d’un environnement perçu n’a de sens que par rapport aux éléments d’ensemble de son contexte. Alors que la perception d’un objet ne fait intervenir que des *stimuli* simples (formes, couleurs, etc.), la perception environnementale traite des scènes larges (la plupart du temps dynamiques) et aux *stimuli* plus complexes (Gifford, 1997). La perception environnementale se réalise à partir de multiples perspectives nécessitant un mouvement dans l’environnement. Elle permet de présenter au cerveau<sup>2</sup> une image cohérente du monde extérieur où chaque élément a sa place dans un ensemble organisé (Michon, 1989). Le cerveau ne pouvant pas traiter l’ensemble des informations disponibles, le processus de perception contribue à n’en sélectionner qu’une partie qui permet de construire cette image cohérente (Coeterier, 1996). D’après Neisser (1976) et Alexander (1979), cette sélection n’est pas spécifiquement propre à l’individu, mais est également déterminée culturellement, la plupart des personnes percevant prioritairement les mêmes attributs environnementaux. Selon Brunswick (1965), la perception environnementale serait donc un ajustement de l’individu au monde extérieur, exigeant chez lui une certaine forme de reconstruction de son environnement. Les *stimuli* provenant de l’environnement et captés par les sens d’un individu font également

2. Au sein du cerveau, l’hippocampe joue un rôle primordial dans la mémoire et la cognition spatiale chez les autres mammifères (O’Keefe et Nadel, 1974, 1978). Les travaux de O’Keefe et Dostrovsky (1971) ont mis en évidence l’existence de cellules, les « cellules de lieu » qui s’activent en fonction de la position des animaux dans l’espace et leur permet de reconstruire leur trajectoire. L’existence de ces cellules de lieu a été mise en évidence chez les humains par Ekstrom *et al.* (2003).

intervenir différents processus cognitifs<sup>3</sup> qui leur donnent une signification.

Le concept de perception environnementale est également souvent utilisé par abus de langage en référence à la façon dont les individus évaluent les environnements qui les entourent. La perception du paysage, qui constitue une certaine forme de la perception environnementale, fait justement intervenir consciemment ou non chez les individus ce jugement de valeur. Les principes de la *Gestalt* évoqués juste avant ont eu des implications importantes dans l'étude de la perception des paysages, permettant d'expliquer comment la perception humaine offre des capacités de reconnaissance de structures spatiales complexes. La perception du paysage a plusieurs caractéristiques (P. ex. Zube *et al.*, 1982 ; Gobster, 2007) : (1) elle a des qualités multi-sensorielles, c'est-à-dire que l'information paysagère peut être reçue par le biais de multiples sens, (2) elle a des qualités spatiales et temporelles puisqu'elle a été façonnée par l'expérience des individus au cours de leur vie dans l'espace et dans le temps, (3) elle est à la fois cognitive et affective et fait intervenir des significations symboliques et des représentations. Nohl (2001) souligne également l'importance de la compréhension cognitive du paysage pour en tirer un bénéfice émotionnel.

Zube *et al.* (1982) proposent un modèle explicatif de la perception du paysage, considérée comme une fonction de l'interaction entre l'individu et le paysage. Dans leur modèle, la composante humaine englobe les représentations individuelles et les constructions collectives des individus. La composante paysagère comprend des éléments relatifs aux formes physiques du paysage, à sa localisation, sa composition ou encore sa complexité, soit tous les éléments susceptibles d'entrer en jeu dans la relation individu-paysage. Les effets de cette interaction font intervenir des jugements de valeur de différentes natures qui sont susceptibles d'affecter par rétroaction les composantes humaines et paysagères. Ces jugements de valeur sont variés. La littérature fait dans la majeure partie des cas référence à l'expression *préférences paysagères* (*landscape preferences*) (p. ex. Tveit, 2009), bien que l'on puisse trouver d'autres expressions telles que la satisfaction paysagère<sup>4</sup> (*landscape satisfaction*) (p. ex. Youssoufi et Foltête, 2013) ou l'appréciation paysagère (*landscape appraisal*) (p. ex. Kupidura *et al.*, 2014). Dans la suite de ce travail, nous utiliserons principalement l'expression *préférences esthétiques du paysage* ou par simplification *préférences paysagères* pour exprimer le résultat de ces jugements de valeur. Ces expressions sont en effet selon nous les plus à même de traduire l'idée que les individus apprécient toujours un paysage en tenant compte de leurs expériences passées et d'éléments de comparaison, même de manière inconsciente.

## 1.2 Fondements des préférences esthétiques du paysage

Si le processus de perception du paysage est un élément clé pour appréhender les relations individu-environnement, comprendre les effets qui en résultent pour l'individu est indispensable et constitue l'un des enjeux de ce travail de thèse. Il s'agira dans cette section d'aborder d'un point de vue théorique la question des préférences esthétiques du paysage, dont nous proposerons une modélisation spatiale dans le chapitre 4. La signification de l'esthétique du paysage est

3. La distinction entre cognition et perception environnementale nécessite ici d'être brièvement explicitée. La cognition environnementale peut être définie comme la manière dont les individus recueillent, traitent et stockent l'information sensorielle, de manière à ce qu'ils puissent se souvenir des lieux et de leurs arrangements, au-delà de leurs aspects spatiaux (Gifford, 1997). Le concept de cognition environnementale est donc plus large que celui de cognition spatiale. La cognition spatiale inclue le concept de cartes cognitives, qui constituent une image sémantique dans l'esprit des individus de la manière dont les lieux sont arrangés (Kitchin, 1994). Sur ce point, Cauvin (1999) note une distinction entre le processus d'acquisition de la cognition spatiale (*cognitive mapping*), donnant à l'individu une image de l'espace qui constitue sa représentation, et la configuration cognitive de l'espace (*cognitive map*) constituant l'externalisation de cette représentation. La perception environnementale se limite néanmoins au processus de collecte initiale de l'information environnementale.

4. L'expression *satisfaction paysagère*, qui peut être définie comme une préférence paysagère exhaussée, est généralement utilisée dans le domaine de l'évaluation de la satisfaction résidentielle (Kweon *et al.*, 2010) qui ne constitue pas le cœur de ce travail.



étroitement liée aux processus psychologiques qui viennent d'être évoqués. Nous aborderons ici dans un premier temps ses fondements philosophiques, permettant de saisir l'opposition entre les paradigmes objectivistes et subjectivistes de l'esthétique du paysage. Ensuite, nous présenterons plusieurs théories permettant d'expliquer les préférences esthétiques du paysage exprimées par les individus.

### 1.2.1 Objectivisme *versus* subjectivisme

D'après Lothian (1999), l'évaluation de la qualité esthétique du paysage peut être abordée sur la base de deux paradigmes. Le premier est centré sur l'objet observé et repose sur l'idée que cette qualité est inhérente au paysage (paradigme objectiviste). Le second est centré sur le sujet qui observe le paysage et affirme qu'il n'a de qualité que dans les yeux de celui qui l'observe (paradigme subjectiviste). L'examen de ces deux paradigmes à travers le prisme de la philosophie révèle leur omniprésence dans le positionnement des recherches sur la perception humaine du paysage. Les philosophes ont en effet examiné la question de la beauté et de l'esthétique pendant plusieurs milliers d'années et ont cherché à identifier les principes communs qui déterminent la nature de l'expérience esthétique. Il s'agit dans un premier temps de dresser un bref historique des approches philosophiques de l'esthétique (voir Lothian (1999) pour plus de détails). L'objectif n'est pas d'être exhaustif mais de relever des éléments permettant d'éclairer les recherches contemporaines sur les qualités esthétiques du paysage. La figure 1.3 fait état du positionnement paradigmatique de certains philosophes de l'esthétique depuis l'antiquité. Le principal changement observable est la transition progressive du paradigme objectiviste vers le paradigme subjectiviste.

De la période classique jusqu'à la Renaissance en passant par l'ère chrétienne, la beauté a universellement été considérée comme une caractéristique physique objective. Socrate (470-399 av. J-C), Platon (428-348 av. J-C) et Aristote (384-322 av. J-C) ont considéré la beauté comme absolue et l'esthétique comme un attribut physique intrinsèque des objets. Bien que les philosophes aient défini l'esthétique par le prisme des objets, leurs positions peuvent être sans difficulté transposées au paysage. Au début de l'ère du Christianisme, les croyances des théologiens en un monde créé par Dieu *ex nihilo* ont également conduit à considérer la beauté comme intrinsèque aux objets et l'esthétique comme une expression de Dieu. Dans la continuité des écrits de Platon, Augustin (354-430) a considéré la beauté comme existant dans l'esprit de Dieu et donnée à l'observateur par l'illumination divine. Sur cette base, Augustin comme Platon ont vu dans la beauté une constante non relative. Dans le même ordre d'idées, Thomas d'Aquin (1224-1274) voyait la beauté comme dérivant de trois facteurs donnés par l'illumination divine : la

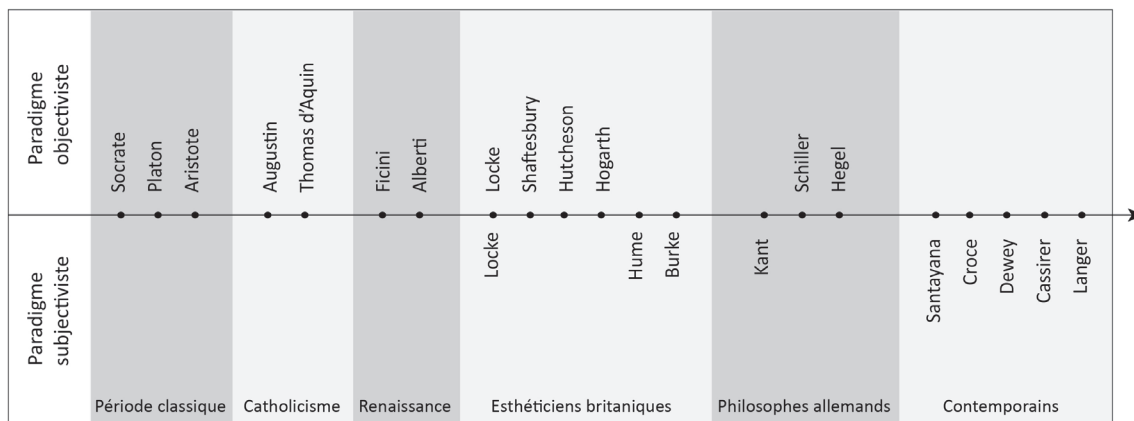


FIGURE 1.3 – Synthèse chronologique du positionnement paradigmatique des philosophies de l'esthétique (adapté de Lothian, 1999).

perfection, l'harmonie et la luminosité. À partir du XV<sup>ème</sup> siècle, la Renaissance a vu ré-émerger dans la société occidentale l'influence classique de Rome et de la Grèce antique. De nombreuses Académies d'art ont même établi des « règles » esthétiques telles que la régularité, la symétrie, la proportion ou encore l'équilibre.

À partir du XVII<sup>ème</sup> siècle, la philosophie moderne de l'esthétique a été influencée par le rationalisme de René Descartes (1596-1650). L'émergence d'une vue subjectiviste de la qualité esthétique apparaît dans le *Discours de la méthode* (1637), dont les applications se voulaient universelles. Au lieu de voir la qualité esthétique comme une qualité intrinsèque d'un objet physique, telle qu'une scène paysagère, la distinction opérée entre l'esprit et la nature a ouvert la voie au rôle prépondérant des sentiments subjectifs pour déterminer les appréciations esthétiques. Le XVIII<sup>ème</sup> siècle, marqué par les Lumières, a ensuite vu se généraliser la méthode cartésienne aux questionnements philosophiques sur l'esthétique, notamment dans la philosophie britannique et germanique.

Chez les philosophes anglais, Locke a été le premier à considérer la beauté comme ayant à la fois des qualités objectives et subjectives. Pour lui, la beauté peut résider objectivement dans les qualités premières d'un objet, mais cet objet a également des qualités secondaires subjectives qui résultent des sensations produites chez l'observateur. Néanmoins, les travaux de Shaftesbury, suivis de ceux de Hutcheson et Hogarth ont à nouveau contribué à considérer l'esthétique sous l'angle du paradigme objectiviste en définissant plusieurs qualités distinctes telles que la sublimité, la nouveauté, la variété, l'uniformité ou la simplicité. Burke et Hume ont ensuite défini la beauté en termes uniquement subjectivistes. Pour eux, un observateur répond à certaines propriétés de l'objet qui ne définissent pas sa beauté intrinsèque mais fournissent les conditions de la perception de cette beauté par l'observateur. Ils ont ainsi démontré que la plupart des qualités citées précédemment pouvaient caractériser de nombreux objets, dont certains pouvaient ne pas être considérés comme beaux. Pour Hume, la beauté ne réside pas dans les objets, mais dans l'esprit qui les contemple, chaque esprit percevant une beauté différente.

Du côté des philosophes allemands, les travaux de Kant présentés dans la *Critique du Jugement* (1790) ont marqué une rupture entre les anciennes et les nouvelles écoles de pensée. À la différence des approches empiriques des auteurs britanniques précédemment cités, son cadre philosophique est fondé sur la logique et la déduction. Pour lui, le caractère esthétique d'un objet réside uniquement dans l'esprit de jugement que les individus ont de celui-ci. Bien que cette idée mette en avant le paradigme subjectivisme, Kant souligne dans son approche le caractère désintéressé du sentiment esthétique et réfute l'idée de plaisir associé à l'observation d'objets et paysages. Les théories développées par Kant ont néanmoins été rejetées pendant une courte période par Schiller et Hegel qui ont mis en avant l'art humain comme summum de la beauté. Au cours du 19<sup>ème</sup> siècle, la réflexion sur l'esthétique a continué à être développée, non pas par la philosophie mais par la poésie. Pendant ce siècle du romantisme, constituant une réaction au classicisme et au rationalisme des siècles précédents, l'esthétique paysagère a été abordée selon une vue purement objectiviste.

De manière plus contemporaine, Santayana a rejeté dans *The Sense of Beauty* (1955) l'esthétique désintéressée de Kant en faisant valoir que la notion de plaisir est inhérente à l'appréciation esthétique du paysage. Influencé par les théories de Darwin, Santayana a considéré les jugements esthétiques comme des « phénomènes de l'esprit et des produits de l'évolution mentale de l'espèce humaine ». Dans le prolongement de ces idées, Croce (1902) dans *Aesthetic as Science of Expression and General Linguistics* a également contribué à l'application des théories darwiniennes à l'esthétique du paysage en considérant l'expérience esthétique comme une forme primitive de la connaissance, qui serait plus intuitive que logique. Pour Dewey (1934), l'expérience esthétique fait partie intégrante de la vie quotidienne et constitue une expérience agréable, contrairement au concept de désintéressement de la théorie de Kant. Enfin, Cassirer puis Langer ont développé le concept de l'art comme « symbole de présentation » et utilisé le terme « apparence » pour représenter la façon dont une chose apparaît à une personne. En ce sens, la qualité esthétique

d'un paysage serait essentiellement constituée par son apparence.

Les développements philosophiques sur l'esthétique de l'Antiquité à la période contemporaine offrent un socle qui permet d'appréhender les relations entre les individus et le paysage. D'après Daniel (2001), il est néanmoins important de dépasser la controverse des paradigmes objectiviste et subjectiviste en admettant que la qualité esthétique d'un paysage dépend à la fois des attributs du paysage et d'un processus perceptif, cognitif et émotionnel propre aux individus qui l'observent (Daniel and Boster, 1976 ; Brown et Daniel, 1990 ; Parsons, 1991). Face à cette idée, une entrée plus cognitive semble maintenant importante pour comprendre plus spécifiquement les processus qui entrent en compte dans la perception individuelle du paysage et dans les préférences esthétiques qui en résultent.

Dans les sections suivantes, nous présenterons deux grands corps de théories qui sont généralement distingués dans le domaine de l'analyse des préférences esthétique du paysage (Fry *et al.*, 2009), les théories évolutionnistes (section 1.2.2) et les théories culturelles (section 1.2.3). Les théories évolutionnistes expliquent les préférences paysagères comme formées par l'histoire évolutive commune des humains, qui répondent positivement aux éléments paysagers sensés assurer leur survie et améliorer leur bien-être. Il existerait donc selon cette idée des préférences communes à l'ensemble des individus pour certains éléments du paysage. Les théories culturelles proposent l'idée que les préférences paysagères sont en constante évolution et sont façonnées par les expériences personnelles et culturelles des individus. Ces éléments sont fondamentaux dans la définition de l'approche des préférences esthétiques du paysage proposée dans le cadre de cette thèse.

## 1.2.2 Théories évolutionnistes

### *Biophilia*

Pour Kellert et Wilson (1993), l'hypothèse de la *Biophilia*<sup>5</sup> provient de l'ensemble des travaux ayant trait aux bienfaits d'une exposition à des environnements naturels pour le bien-être psychologique des individus. La *Biophilia* émerge comme un cadre interdisciplinaire précieux pour étudier les liens qui unissent l'homme à son environnement naturel. Kahn (1997) considère cette théorie comme fondatrice car elle offre la possibilité d'englober l'ensemble des travaux relatifs aux interactions homme-environnement et de leur donner un cadre nécessaire aux futurs travaux dans ce domaine.

Pour Wilson (1984)<sup>6</sup>, la tendance des humains à être attirés par la vie et les processus naturels, provient d'un besoin biologique guidé par des mécanismes psychologiques irrationnels qui étaient par le passé adaptatifs (Krcmarova, 2009). Cette hypothèse dépasse l'attrait pour la nature et englobe également le désir esthétique, intellectuel, cognitif, le sens spirituel et la satisfaction. Il propose la *Biophilia* comme un processus bio-culturel à la fois fondé génétiquement et formé

---

5. Le terme *Biophilia* est utilisé pour la première fois par Erich Fromm dans *The Heart of Man* (1964) pour décrire les processus psychologiques d'attraction des êtres humains par l'ensemble des autres systèmes vivants. Fromm (1964) parle lui de connexions que les êtres humains cherchent inconsciemment avec le reste de la vie. Selon lui, la *Biophilia* permettrait aux êtres humains une survie et un développement compatible avec la protection de l'environnement, passant par l'appropriation du monde biophysique de manière non-destructive. Cependant, les structures modernes des sociétés développées limitent cette possibilité de répondre aux besoins existentiels de l'humanité en établissant une nouvelle harmonie avec le monde naturel, si bien qu'il est possible de parler de société « nécrophile » (Fromm, 1964). Selon Gunderson (2014), le cadre scientifique établi par Fromm permet néanmoins de guider les scientifiques vers la formulation d'une théorie sociale capable de formaliser les liens entre les causes structurelles et conceptuelles de la dégradation de l'environnement, expliqués par les systèmes sociologiques et psychologiques des sociétés contemporaines.

6. Wilson s'inscrit dans le mouvement de la sociobiologie, un champ disciplinaire consistant à étudier les bases biologiques du comportement des espèces animales et des humains en société. Plusieurs théories sociobiologiques ont été critiquées au cours du temps, notamment le principe de la sélection de parentèles, mettant en évidence un comportement altruiste entre différentes espèces.

par les différents contextes culturels : ce processus est désigné comme une coévolution gène-culture dans laquelle un certain génotype entraîne une réponse comportementale particulière (Wilson, 1993). Selon cette hypothèse, quand les humains s'éloignent de l'environnement naturel, leur adaptation à un nouvel environnement est contrainte par l'attachement développé pour l'environnement naturel. En effet, le cerveau ayant évolué dans un monde biocentrique, il serait surprenant que toutes les règles d'apprentissage liées à ce monde naturel aient été effacées en quelques milliers d'années, même chez les sociétés vivant depuis plusieurs générations dans des environnements entièrement urbanisés (Wilson, 1993).

### *Restorative environments*

Les théories sur l'effet restaurateur de l'environnement (*restorative environment*) établissent un lien direct entre les caractéristiques de l'environnement et la santé des individus. Elles s'inscrivent dans la lignée des hypothèses de la *Biophilia*, mais conduisent à tester ces hypothèses de manière empirique en soulignant les potentielles différences individuelles. Deux champs d'étude se sont développés pour étudier l'influence de l'environnement naturel (1) sur les états affectifs (*Stress Recovery Theory*, SRT) et (2) sur la restauration de l'attention (*Attention Restoration Theory*, ART).

La SRT porte sur l'influence des environnements naturels sur le fonctionnement affectif des individus et la récupération physiologique après un stress ou un épuisement des ressources émotionnelles. Par exemple, Ulrich (1979) a mis en évidence le rôle positif joué par une exposition à des scènes naturelles (par opposition à des scènes urbaines) sur l'état d'anxiété d'un ensemble d'individus. Une autre expérimentation (Ulrich, 1984) a permis de révéler que des patients post-opératoires dont la fenêtre donnait sur un espace arboré avaient de meilleures capacités de récupération que ceux dont la fenêtre donnait sur un mur de brique. Enfin, en testant la récupération d'individus après un état de stress par l'observation de bandes vidéo relatives à différents environnements, Ulrich *et al.* (1991) note une récupération plus rapide et plus complète lorsqu'ils sont exposés aux environnements naturels plutôt qu'aux environnements urbains.

L'ART (Kaplan et Kaplan, 1989) s'intéresse davantage au fonctionnement cognitif des individus en termes de restauration face à une fatigue attentionnelle, mettant l'accent sur les composantes environnementales favorisant la réduction de cette « fatigue mentale »<sup>7</sup>. Kaplan et Kaplan (1989) consacrent une partie de leur ouvrage de référence *The Experience of Nature* à la question de l'effet restaurateur de l'environnement sur la fatigue mentale, en partant de trois principes de base (Kaplan, 1992) : (1) l'augmentation des pressions exercées par l'environnement des individus entraîne chez eux une fatigue mentale, (2) les expériences restauratrices sont un moyen important de réduction de cette fatigue, en particulier dans les environnements naturels, (3) les milieux naturels, en fournissant ces expériences restauratrices, jouent un rôle essentiel dans le bien-être humain. Un lien entre l'effet restaurateur des environnements naturels et les préférences individuelles peut donc clairement être établi, comme le souligne Kaplan (1992) par l'expression « *People often say they like nature ; yet they often fail to realize that they need it* ». Alors que les théories issues de l'ART se concentrent sur les bénéfices en termes de restauration de l'attention dirigée, Herzog *et al.* (1997) mettent en évidence un double effet restaurateur des espaces naturels (de l'attention et de la réflexion) et ajoutent aux travaux de Kaplan et Kaplan (1989) l'idée que les environnements naturels favorisent l'organisation des idées en vue de réflexions personnelles. D'autres tests ont permis de révéler une influence des espaces naturels

7. Parmi l'ensemble des bénéfices apportés par les paysages sur le bien-être physique, mental et social des individus cités par Abraham *et al.* (2010), celui de restauration de la fatigue mentale est particulièrement souligné. Kaplan et Kaplan (1989) définissent le concept de fatigue mentale comme une période d'anxiété et d'inquiétude, un concept différent de la notion de stress : alors que le stress implique l'attente d'un événement considéré comme dangereux ou important, la fatigue mentale est décrite comme un résultat de cette attente et de ses circonstances. Cette notion exclut donc tout sentiment de menace et toute anticipation, et est directement liée à l'attention des individus. Alors que l'attention pour un événement d'un grand intérêt a peu d'impact sur la fatigue mentale, celle-ci peut être largement affectée dans le cas inverse. Cette opposition renvoie à deux types d'attention (James, 1984), (1) une attention involontaire, qui ne requière pas d'efforts particuliers, et (2) une attention volontaire ou attention dirigée qui nécessite une concentration plus importante.

sur la concentration des individus (Berto, 2005) et l'amélioration du fonctionnement cognitif (Berman *et al.*, 2008).

### *Prospect-refuge*

L'espèce humaine possède une capacité innée à évaluer en permanence l'environnement susceptible de satisfaire ses besoins biologiques (Appleton, 1975). Les réponses émotionnelles des individus sont donc influencées par les conditions environnementales. Elles sont positives si ces conditions sont favorables et négatives dans des conditions inverses, ce qui peut potentiellement entraîner chez les individus du stress et des réactions d'inquiétude. D'après Appleton (1975, 1988), le développement de l'humanité a donc amené les hommes à préférer les lieux pour lesquels ils pouvaient avoir une large vue tout en étant invisible. La théorie perspective-refuge (*prospect-refuge theory*) postule que la capacité à voir (*prospect*) sans être vu (*refuge*) constitue une base des besoins biologiques humains. La concrétisation de cette double capacité, constituant un mécanisme spatial de maximisation de la sécurité des individus, passe par (1) la possibilité de maintenir l'espace ouvert de manière à pouvoir percevoir la plus grande information environnementale possible et (2) la possibilité de se dissimuler de la vue d'autres observateurs potentiels (figure 1.4). Selon Appleton, les éléments du paysage dans leur organisation spatiale agissent comme des indicateurs de conditions environnementales favorables ou non à la survie des individus qui les perçoivent. Cette approche se base en partie sur la théorie de l'habitat de Darwin (1859), selon laquelle la relation entre l'homme et son environnement perçu est identique à celle des espèces avec leur habitat, l'habitat présentant en effet une certaine capacité à satisfaire les besoins biologiques de l'espèce humaine<sup>8</sup>.

Jay Appleton ajoute néanmoins une dimension esthétique aux théories darwiniennes. La capacité à voir sans être vu participerait en effet à accroître le plaisir esthétique que peuvent éprouver des individus devant un paysage, par son influence sur le sentiment de sécurité des observateurs (Hagerhall, 2000, 2001). Cette théorie, développée à l'origine dans le cadre d'espaces naturels, peut être également appliquée aux espaces urbains, qui peuvent être complexes par l'alternance d'espaces bâtis et ouverts. Concernant ces aspects esthétiques, Appleton explique que la faiblesse de l'un peut être compensée par l'autre : « perspective » et « refuge » ne constituent donc pas un dualisme ou une dichotomie et ne peuvent être opposés. Cette théorie a également été mobilisée pour comprendre en quoi cet aspect de l'environnement influence les préférences paysagères (Woodcock, 1984 ; Aoki, 1999).

Bien que cette théorie soit utilisée dans de nombreux domaines, les arguments avancés par Appleton sont considérés par Riley (1990) comme « plausibles mais non prouvés, et peut-être impossible à prouver ». Son déterminisme biologique a été critiqué par plusieurs auteurs lui opposant un déterminisme culturel, ou expliquant de manière plus consensuelle que les préférences environnementales résultent de la combinaison complexe de facteurs biologiques, culturels et d'expériences personnelles (Falk et Balling, 2010). Cosgrove (1980) souligne également que les bases biologiques sur lesquelles repose cette théorie (l'idée que l'homme garde des caractères primitifs de chasseur) est contestée par de nombreux anthropologues, et constitue donc une base douteuse pour une théorie universelle de l'esthétique paysagère (Hudson, 1992). D'autre part, bien que l'aspect « perspective » semble jouer un rôle évident sur les préférences (Nasar, 1988 ; Galindo et Hidalgo, 2005 ; Fischer et Shrout, 2006), l'aspect « refuge » est plus soumis à discussion : alors que certaines recherches présentent cette caractéristique comme importante (Hagerhall, 2000, 2001 ; Galindo et Hidalgo, 2005), d'autres soulignent la neutralité de son effet (Nasar *et al.*, 1988 ; Fisher et Shrout 2006).

---

8. Dawes et Ostwald (2014) notent cependant une différence importante entre la théorie de l'habitat (Orians et Heerwagen, 1992) et la théorie perspective-refuge : alors que la théorie de l'habitat décrit la réponse psychologique intuitive que les individus ressentent dans des environnements perçus comme satisfaisant pour leurs besoins biologiques et leur exposition aux menaces, la théorie perspective-refuge contribue à définir les éléments spatiaux, qu'ils soient visuels ou formels, qui constituent cet environnement optimal.

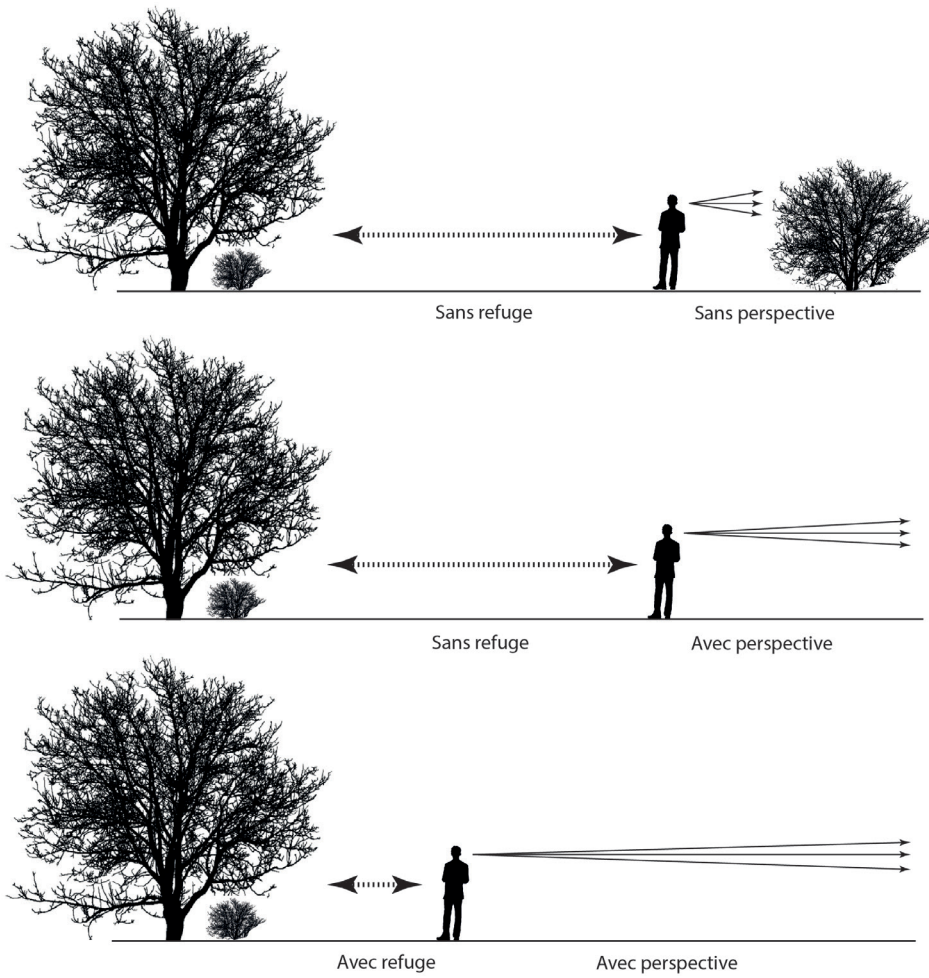


FIGURE 1.4 – Modalités des configurations spatiales dans la théorie perspective-refuge.

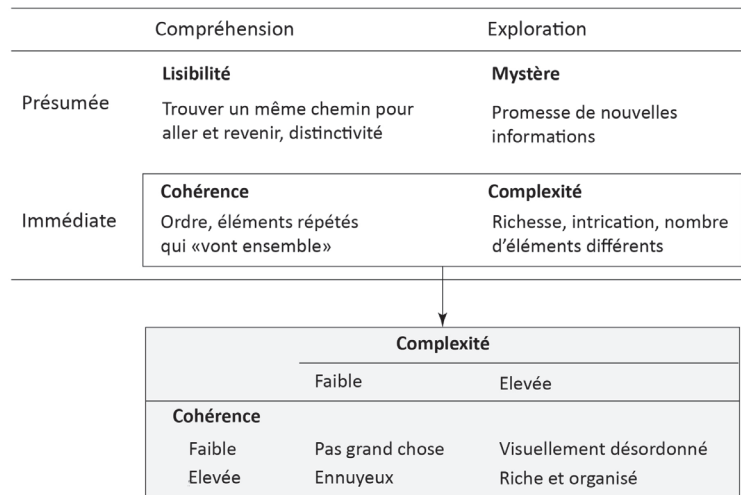


FIGURE 1.5 – Matrice des préférences paysagères (d’après Kaplan et Kaplan, 1989).

### Information Processing Theory

En complément de la théorie perspective-refuge, la théorie du traitement de l’information (*information processing theory*) offre des clés de compréhension des préférences paysagères particulièrement pertinentes, notamment à travers la matrice des préférences paysagères élaborée par Kaplan et Kaplan (1989) (figure 1.5).

Cette matrice repose sur deux catégories de structure correspondant à deux besoins informationnels classiques pour les individus : la compréhension et l’exploration. Pour chacune de ces catégories, deux variables relatives à la dimension temporelle représentent la manière dont l’information est réellement disponible : immédiate ou présumée. La combinaison de ces deux catégories et de ces deux variables conduit à distinguer quatre combinaisons, également appelées facteurs informationnels :

- La complexité est définie à la fois en termes de quantité et de richesse d’éléments visuels différents dans une scène paysagère. D’après les précédentes recherches concernant cette variable, il existe différents niveaux de complexité qui peuvent recueillir les préférences des individus (Kaplan et Kaplan, 1982) : alors qu’une complexité réduite amène à une situation d’ennui, une complexité trop importante serait également indésirable.
- La cohérence est relative à l’organisation et la structure des scènes observées, passant par la reconnaissance d’unités ou de fragments de paysage clairement identifiables. Une scène ordonnée dans laquelle les éléments du paysage « vont ensemble » est considérée comme cohérente. La cohérence est renforcée par tout ce qui permet d’organiser les formes de luminosité, la texture de la scène en une répétition d’éléments uniformes, ce qui contribue à rendre l’information visuelle compréhensible rapidement et sans processus mental de déduction. Les compromis et intrications entre complexité et cohérence sont intéressants à considérer. En effet, ces deux concepts n’étant pas à opposer, ils jouent indépendamment sur les préférences : une scène peut présenter un haut niveau de complexité et de cohérence à la fois.
- La notion de lisibilité, introduite par Lynch (1960), renvoie également au processus de compréhension de l’espace, nécessitant à la fois cohérence et structure : une scène lisible doit être bien structurée avec des éléments distincts, et de fait doit pouvoir faire sens en étant comprise et mémorisée facilement. Les travaux de Herzog et Leverich (2003) se sont concentrés sur la confrontation des variables de cohérence et de lisibilité, la compréhension des scènes observées étant soumise à une structure plus large dans le plan de l’image (cohérence) et dans l’environnement (lisibilité), ces deux variables répondant à un double besoin fondamental pour la production de réactions émotionnelles positives .

- La notion de mystère implique une promesse, mais ne pouvant être comprise facilement. Elle encourage à la découverte et l’exploration en suggérant l’accès à une information disponible plus importante en se déplaçant plus en profondeur à l’intérieur de la scène paysagère. Elle fournit donc une information partielle sur ce qui attend l’observateur, et constitue un facteur important pour révéler les préférences, notamment pour des scènes d’environnements extérieurs.

Cette matrice de préférences propose ainsi de donner un cadre d’analyse des préférences paysagères. Elle suggère que les besoins de compréhension et d’exploration sont tous deux importants, l’un ne pouvant remplacer l’autre (Kaplan et Kaplan, 1989).

### 1.2.3 Théories culturelles

#### *Aesthetic of care*

D’après Nassauer (1988), la santé d’un paysage perçue par ceux qui l’observent est un élément déterminant des préférences paysagères. Cet état de santé est identifié par l’état général de propreté ou d’organisation du paysage, que l’on peut qualifier d’« intendance » (*stewardship*)<sup>9</sup> et qui reflète l’attention portée par l’Homme en termes de soins apportés au paysage. Cette notion a largement été utilisée en aménagement du territoire, que ce soit en milieu urbain ou dans des espaces agricoles. Nassauer (1997a) évoque plus précisément une « esthétique des soins » (*aesthetic of care*) afin de caractériser l’attention portée par l’Homme dans le maintien de l’état de santé du paysage à l’aide d’« indices de soins » (*care indices*) relatifs au domaine de l’architecture du paysage (arrangement des plantes et des éléments des jardins, etc.). À partir d’une revue de la littérature, Ode *et al.* (2008) identifient deux principaux groupes d’indices permettant l’évaluation du *stewardship* : (1) le niveau de gestion de la végétation, pouvant s’exprimer par l’ampleur de l’abandon, la présence de mauvaises herbes, le type de gestion, etc., (2) l’état des structures artificielles dans le paysage tels que les bâtiments de ferme et des clôtures (P. ex. Laurie, 1975 ; Nassauer, 1995 ; Weinstoerffer et Girardin, 2000). D’après Sheppard (2001), ces indices de soins sont compatibles avec d’autres théories esthétiques du paysage telles que la *biophilia* et la théorie de l’habitat.

#### *Ecological aesthetic*

La théorie de l’esthétique écologique<sup>10</sup> présentée ici est différente du cadre théorique proposé en introduction et dans lequel s’insère notre travail. Cette théorie postule d’abord qu’un paysage est plus apprécié par les individus s’ils reconnaissent sa valeur écologique. En effet, plusieurs auteurs stipulent que le niveau de connaissances des individus concernant les fonctions écologiques des paysages qu’ils observent influe sur leurs préférences esthétiques (p. ex. Nassauer, 1992 ; Gobster, 1999). Néanmoins, bien que les valeurs esthétiques et écologiques puissent être corrélées, il n’y a pas de garanties que ce soit toujours le cas. En effet, ce qui est esthétiquement agréable pour les individus peut ne pas refléter l’intégrité écologique des paysages et inversement (Nassauer, 1992, 1995, 1997b). Cette idée est largement débattue dans le champ de la recherche sur le paysage (Gobster *et al.*, 2007), certains auteurs avançant l’idée que le plaisir esthétique exprimé par des individus doit être dissocié du plaisir de reconnaître la valeur écologique du paysage. Parsons et Daniel (2002) notent par exemple que l’observation d’un paysage sous l’angle de ses fonctions écologiques (et pas uniquement esthétiques) implique une expérience cérébrale plus qu’affective et fait intervenir la réflexion plus que les émotions.

9. Dans la littérature, plusieurs termes synonymes sont utilisés pour exprimer cette intendance, tels que l’entretien (*upkeep*) (Weinstoerffer et Girardin, 2000 ; Girardin et Weinstoerffer, 2003) ou la gestion prudente (*careful management*) (van Mansvelt et Kuiper, 1999).

10. Cette notion ne doit pas être confondue avec celle d’esthétique environnementale (Berleant, 1992 ; Carlson, 2000 ; Blanc, 2008), qui met l’accent sur les expériences esthétiques liées à la nature et aux environnements quotidiens, en dépassant l’esthétique classique qui se concentre sur les objets d’art et le paysage.



Le second postulat de cette théorie implique l'idée que l'appréciation esthétique d'un paysage permet de soutenir la préservation de ses fonctions écologiques. En d'autres termes, un paysage perçu comme esthétiquement agréable sera plus facilement protégé, indépendamment de son importance écologique perceptible. Selon Nassauer (1992), les politiques publiques doivent donc nécessairement prendre en compte l'aspect visible des paysages, non pas uniquement pour leur qualité esthétique, mais également pour l'image qu'ils véhiculent. La compréhension de la manière dont les individus perçoivent cette qualité esthétique est en effet centrale pour l'adhésion du public à un projet environnemental. Daniel (2001) exprime néanmoins l'idée qu'il est difficile de déterminer en quoi la qualité esthétique du paysage permet de servir sa gestion sous un angle écologique du fait de la disjonction importante entre ce qui permet de définir les fonctions écologiques du paysage et les préférences esthétiques exprimées par les individus.

### *Landscape heritage*

Le caractère historique (ou historicité) d'un paysage constitue également un élément susceptible d'influencer les préférences esthétiques (Stumse, 1994a ; Gomez-Limon et de Lucio, 1999). L'historicité d'un paysage reflète selon Fairclough et Rippon (2002) la manière dont les populations ont modifié leur environnement en l'adaptant à leurs besoins au fil du temps. Ce caractère reflète à la fois la continuité historique (i.e. la présence visuelle de traces de différentes périodes) et la richesse historique (la quantité et la diversité des éléments culturels visibles) du paysage (Tveit *et al.*, 2006). Pour Stumse (1994b) et Hagerhall (1999), cette historicité du paysage contribue à rappeler aux individus qui l'observent leur histoire et leur culture (Lowenthal, 1979 ; Hooke, 2000). Le lien entre paysage et culture attire par ailleurs une attention croissante depuis les années 1990, se traduisant par la généralisation de la notion de *paysage culturel* (Bennett, 1996 ; Phillips, 1998). Pour Buckley *et al.* (2008), un paysage culturel est un lieu où le paysage n'aurait pas le même aspect sans la culture, et où la culture n'aurait pas le même aspect sans le paysage. Les paysages culturels sont définis par Domosh (2004) comme des formes que les cultures ont imprimées sur le sol et par Conzen (2004) comme l'altération successive au cours du temps des matériaux de l'habitat des sociétés humaines sédentaires. Un paysage culturel<sup>11</sup> constituerait donc une trace de l'évolution de la terre et de l'environnement, prenant en compte les hommes, leurs activités et modes de vie (Nunta et Sahachaisaeree, 2010) . Cette notion implique donc un processus de transformation permanente, les activités humaines modifiant l'espace en fonction de l'évolution de leurs valeurs. La relation entre ces activités et leur impact sur le milieu naturel à l'échelle du paysage doit donc être étudiée en tenant compte des processus d'interaction intervenant entre l'homme et son environnement à travers le paysage (Höll et Nilsson, 1999).

### *Topophilia et image du lieu*

Avec l'hypothèse de la *topophilia*, Tuan (1974) a proposé l'idée que les êtres humains ont tendance à créer des liens avec les lieux qu'ils connaissent le mieux. D'après cette hypothèse, la familiarité et l'expérience seraient des déterminants importants des préférences paysagères. D'autres concepts relevés par Tveit *et al.* (2006) sont étroitement liés, tels que l'esprit du lieu (*spirit of place* ou *genius loci*, Norberg-Schulz, 1980), l'éclat (*vividness*, Litton *et al.*, 1974) et l'imagibilité (Lynch, 1960), ce concept ayant également été abordé dans la section précédente. L'esprit du lieu a été défini par Bell (1999) comme une particularité des paysages qui présentent des qualités uniques le rendant capable de susciter des sensations de beauté et de sublimité. L'éclat est défini comme la qualité d'un paysage particulièrement frappant (Litton *et al.*, 1974) et l'imagibilité comme la capacité d'un paysage à évoquer des images fortes chez ceux qui l'ob-

---

11. Le programme de protection des Paysages Culturels de l'UNESCO mis en place lors de la Convention du Patrimoine Mondial en 1972 est un exemple d'application de ces idées et illustre bien la volonté de mettre en lumière « la coexistence du territoire et des civilisations humaines » (UNESCO, 1972). Pour l'UNESCO, le paysage culturel « recouvre une grande variété de manifestations interactives entre l'homme et son environnement naturel. Les paysages culturels reflètent souvent des techniques spécifiques d'utilisation viable des terres, prenant en considération les caractéristiques et les limites de l'environnement naturel dans lequel ils sont établis ainsi qu'une relation spirituelle spécifique avec la nature. La protection des paysages culturels peut contribuer aux techniques modernes d'utilisation viable et de développement des terres tout en conservant ou en améliorant les valeurs naturelles du paysage ».

servent (Lynch, 1960). Le concept d’imagibilité<sup>12</sup> doit particulièrement retenir notre attention ici, puisqu’il fait référence aux éléments dans un paysage qui créent une image visuelle forte dans les yeux de l’observateur, ce qui contribue à les rendre distinguables et mémorables (Green, 1999).

Pour dépasser le conflit entre les explications biologiques et culturelles des réactions humaines à la nature, Bourassa (1991) propose l’idée que ces deux déterminants interviennent conjointement dans les préférences esthétiques du paysage. Norton *et al.* (1998) notent également des approches intégrées plus récentes expliquant que les préférences paysagères sont fondées génétiquement puis ensuite modifiées par les influences culturelles et les expériences personnelles<sup>13</sup>. Nous tiendrons compte de ces idées dans nos choix d’analyse des préférences paysagères qui seront présentés dans la suite de ce travail.

#### 1.2.4 Implications pour l’évaluation des qualités esthétiques du paysage

Comme nous l’avons vu dans les sections précédentes, la définition du paysage et la compréhension de son influence sur les préférences exprimées par les individus ne font pas consensus. Ces divergences se répercutent également dans les méthodes d’évaluation paysagère. Depuis plusieurs dizaines d’années, l’évaluation de la qualité du paysage fait en effet l’objet de débats sur les méthodes à adopter. Deux types de méthodes s’opposent, les approches « expertes » et les approches basées sur les perceptions individuelles (Daniel, 2001).

L’approche experte concerne principalement les pratiques de gestion environnementale. Son but est de traduire objectivement les éléments biophysiques du paysage en des paramètres formels relatifs par exemple aux formes, couleurs, lignes, textures, et aux relations entre ces paramètres. D’après Vouligny *et al.* (2009), un expert pourrait donc évaluer ces éléments en utilisant des indicateurs tels que la diversité, l’harmonie, le contraste, etc., afin de quantifier la valeur du paysage. Ces approches présupposent donc que le paysage présente des qualités inhérentes qui peuvent être évaluées directement par des experts (Karjalainen et Tyrväinen, 2002) en construisant des grilles de lecture par exemple (Otero Pastor *et al.*, 2007 ; Vouligny *et al.*, 2009). Il s’agit donc de décrire le paysage sur le terrain de la manière la plus objective possible (Arthur *et al.*, 1977). Bien que les ambiances paysagères soient, dans la majeure partie des cas, décrites de manière visuelle, certaines études font appel aux autres sens (Manola, 2012). Les paysages sonores (*soundscape*s) apparaissent par exemple comme un élément important dans la perception que les individus ont de leur environnement (Liu *et al.*, 2013 ; Davies *et al.*, 2013).

Les approches basées sur les perceptions individuelles ont quant à elles surtout concerné la recherche. Elles se basent sur un jugement cognitif des composantes du paysage (Daniel et Vining, 1983) tout en cherchant à expliquer la variabilité des préférences paysagères selon les caractéristiques socio-économiques, démographiques ou culturelles des individus (Stamps, 1999 ; van Zanten *et al.*, 2014). Des différences ont en effet été notées selon l’âge (Van den Berg et Koole, 2006 ; Sevenant et Antrop, 2010 ; Howley *et al.*, 2012), le sexe et le lieu de résidence (Kalivoda *et al.*, 2014), les revenus (Campbell, 2007) ainsi que le degré de connaissance ou d’expertise à propos du paysage (Stumse, 1996 ; Rogge *et al.*, 2007 ; Tveit, 2009).

On retrouve donc ici d’une certaine manière l’opposition entre les paradigmes objectiviste et subjectiviste, bien que des approches intermédiaires existent également. La figure 1.6 synthétise

12. L’imageabilité est fortement liée à d’autres concepts de la psychologie environnementale comme la familiarité ou l’identité du lieu (*place identity*). À la différence de ces deux concepts, elle porte essentiellement sur les caractéristiques du paysage, et non sur les processus psychologiques de l’observateur selon l’idée que l’identité d’un individu dépend notamment de son environnement physique (Proshansky *et al.*, 1970 ; Bell, 1999).

13. Ces idées rejoignent en partie la théorie du double héritable (*dual inheritance theory*), qui explique que le comportement humain est un produit de deux processus évolutifs différents et en interaction : l’évolution génétique et l’évolution culturelle (Lumsden et Wilson, 1981). Cette théorie n’a néanmoins jamais été appliquée directement à la question des préférences paysagères. Nous n’approfondirons pas ce point ici, qui mériterait des développements plus conséquents.

plusieurs types de catégorisation des modalités d'évaluation de la qualité du paysage ainsi que le positionnement plus ou moins actif de l'individu et la vision plus ou moins holistique du paysage.

Modalités de l'évaluation	Qualité intrinsèque du paysage évaluée par des experts				Qualité dans le sens de l'observateur évalué par son implication directe
Références	Types d'évaluation				
<i>Dakin (2003)</i>		Expert		Expérimentale	Expérientiel
<i>Daniel &amp; Vining (1983)</i>	Écologique	Esthétique formelle	Psychophysique	Psychologique	Phénoménologique
<i>Domon et al. (2005)</i>	Éco-géographique	Visuelle-Expert			Visuelle - Utilisateur
<i>Porteous (1982, 1996)</i>		Planificatrice		Expérimentale	Humaniste
<i>Punter (1982)</i>		Qualité paysagère		Perception paysagère	Interprétation paysagère
<i>Wherrett &amp; Tan (2005)</i>	Inventaires descriptifs		Techniques quantitatives holistiques	Méthode des préférences du public	
<i>Zube et al. (1982)</i>		Experte	Psychologique	Cognitive	Experientielle
Implication de l'individu	Passif				Actif
Vision du paysage	Dimensionnel				Holistique

**FIGURE 1.6** – Catégorisation des modalités d'évaluation de la qualité du paysage (adapté de Vouligny *et al.* (2009) et Daniel (2001)).

Le modèle proposé par Daniel et Vining (1983), le plus classique et le plus développé, mérite que l'on s'y attarde spécifiquement. Ces auteurs soulignent l'idée que l'opposition stricte entre objectivisme et subjectivisme doit être dépassée lorsque l'on étudie la qualité visuelle du paysage. Ils proposent pour cela cinq approches de la plus objective à la plus subjective :

- L'approche écologique définit de manière objective la qualité comme indépendante de l'observateur et entièrement déterminée par les éléments écologiques ou biologiques du paysage ;
- L'approche d'esthétique formelle, également objective, contribue à caractériser les paysages en termes de propriétés formelles comme la forme, les lignes, l'unité ou la variété. Ces propriétés sont vues comme des caractéristiques inhérentes du paysage ;
- L'approche psychophysique est à la jonction entre objectivisme et subjectivisme et a pour but d'établir des relations générales entre les caractéristiques physiques mesurées d'une scène et les préférences paysagères ;
- L'approche psychologique caractérise de manière subjective le paysage en tenant compte des jugements individuels de la complexité, du mystère, de la lisibilité du paysage, etc. Ces jugements sont ensuite reliés à un tableau des dimensions cognitives et affectives de l'expérience paysagère ;
- L'approche phénoménologique est la plus subjective, et se focalise sur la manière dont les individus interprètent personnellement les attributs du paysage.

Après avoir examiné les forces et les faiblesses de chaque approche, Daniel et Vining (1983) concluent que les approches psychophysique et psychologique permettent une évaluation fiable, valide et utile de la qualité esthétique des paysages. Comme nous le verrons par la suite, nous aborderons de manière empirique les préférences paysagères en nous positionnant dans une approche psychophysique.

## Conclusion du chapitre 1

Nous avons présenté dans ce chapitre le contexte de la relation individu-environnement au prisme du paysage, en expliquant les oppositions existant dans l'appréhension des préférences paysagères. Les éléments détaillés ici nous ont permis de positionner notre propre approche en dépassant ces oppositions. Tout d'abord, suivant le point de vue de Daniel (2001) nous pensons qu'il est important de surmonter l'antagonisme entre les différents paradigmes philosophiques et d'affirmer que la qualité esthétique du paysage dépend à la fois de ses caractéristiques intrinsèques et de la manière dont les individus qui l'observent en font leur propre expérience. Selon cette idée, la démarche méthodologique mise en place dans la suite de ce travail consistera à expliquer les préférences esthétiques du paysage en reliant des caractéristiques propres à des paysages visibles à des jugements esthétiques propres à chaque individu-observateur. La distinction évoquée entre un paysage visible « objet » et un paysage perçu par les individus selon leurs propres filtres perceptifs constituera donc une entrée pertinente. D'autre part, face aux oppositions entre les théories évolutionnistes et culturelles, nous avons fait le choix de nous positionner dans une approche intermédiaire en accord avec l'idée de Bourassa (1991) selon laquelle les déterminants biologiques et culturels interviennent conjointement dans les préférences paysagères des individus. Nous tenterons donc de montrer que si les critères de qualité paysagère sont propres à chaque individus, il existe néanmoins certaines tendances universelles. Enfin, partant des différentes modalités d'évaluation de la qualité esthétique des paysages, nous proposerons une approche psychophysique, c'est-à-dire à l'interface entre une implication passive et active des individus et à l'interface entre une vision dimensionnelle et holistique du paysage. Tous ces éléments de positionnement seront mobilisés dans le chapitre 4. Après avoir décrit ici en quoi le paysage constitue un élément déterminant de la relation individu-environnement dans une perspective esthétique, la section suivante s'attachera à décrire son importance dans la relation espèce-milieu, cette fois dans une perspective écologique.



## Chapitre 2

# Le paysage dans la relation espèce-milieu

Le paysage, vu comme un support spatial de différents processus écologiques, constitue un élément de compréhension de la relation espèce-milieu. L'écologie du paysage, dont l'objet d'étude concerne les interactions entre l'organisation de l'espace et les processus écologiques, offre un cadre théorique pertinent pour aborder cette relation. En combinant l'approche fonctionnelle de l'écologie et l'approche spatiale de la géographie, l'écologie du paysage a mis en évidence l'influence du paysage sur la capacité des espèces animales à exécuter leur cycle de vie, c'est-à-dire à se déplacer pour se nourrir, se reproduire et coloniser de nouveaux espaces. Ce chapitre a pour objectif de présenter l'ensemble des concepts nécessaires à la définition de la fonction écologique du paysage, que nous aborderons de manière empirique dans la suite de ce travail. Nous verrons en quoi le paysage constitue un niveau d'étude intéressant pour l'écologie scientifique avant d'aborder la question de l'hétérogénéité des structures paysagères et des mouvements d'organismes dans les paysages hétérogènes.

## 2.1 Ecologie, écosystèmes et paysage

La construction récente de l'écologie du paysage comme discipline s'inscrit dans le long cheminement de l'écologie scientifique, dont les champs d'étude se sont progressivement élargis au cours du temps tout en intégrant des approches propres à d'autres disciplines, notamment à la géographie. Les éléments présentés dans cette section constituent un préalable pour comprendre en quoi le paysage est central dans la relation espèce-milieu.

### 2.1.1 L'écosystème en écologie

Le terme écologie (du grec *oikos* et *logos* : science de l'habitat) a été proposé en 1866 par Ernst Haeckel pour définir l'étude des relations qu'entretiennent les êtres vivants avec leur milieu. L'écologie s'est progressivement construite comme discipline scientifique et a vu au cours du temps une évolution de ses différentes échelles d'analyse. L'apparition de la notion d'*écosystème* (Tansley, 1935) est un élément fondamental de la construction de l'écologie. L'écosystème est composé de deux éléments indissociables et en interaction, la biocénose (partie biotique) et le biotope (partie abiotique). La biocénose constitue la partie vivante de l'écosystème, c'est-à-dire l'ensemble des organismes qui interagissent. Le biotope correspond au cadre naturel physique fournissant les ressources nécessaires à la survie de ces organismes. Chaque écosystème est le fruit d'une longue évolution au cours de laquelle un équilibre adaptatif entre les espèces et leur milieu s'est établi. En tant que système par définition, ils forment un tout cohérent dont l'ensemble des éléments (sous-systèmes) sont en interaction. Au sein de l'écosystème, les flux d'énergie sont indispensables à ces interactions, d'une part entre les organismes au sein de la biocénose et d'autre part entre la biocénose et le biotope (Pillet et Odum, 1997).

L'écosystème constitue aujourd'hui un concept clé de l'écologie pour deux raisons principales. Il est considéré (1) d'un point de vue horizontal comme l'unité écologique la plus fondamentale, une communauté biotique ne pouvant être clairement différenciée de son environnement abiotique (Lindeman, 1942) (2) d'un point de vue vertical comme un niveau d'organisation hiérarchiquement supérieur aux organismes, populations et communautés (O'Neill *et al.*, 1986).

### 2.1.2 L'écologie du paysage

Parallèlement à l'apparition du concept d'écosystème, le biogéographe Carl Troll (1939) introduit le terme d'*écologie du paysage*<sup>1</sup>. Son objectif initial était de combiner (1) l'approche verticale de l'écologie, qui étudie les interactions fonctionnelles au sein d'un site donné et (2) l'approche horizontale du géographe, qui examine les interactions entre les phénomènes naturels dans l'espace. L'espace constitue en effet un déterminant de la diversité des formes de vie et a de fait été introduit en écologie comme un élément fondamental en soi (Silbernagel, 2003).

Les écologues ont vu dans le paysage un niveau d'étude des processus écologiques particulièrement intéressant (Risser *et al.*, 1984; Forman et Godron, 1986; Turner, 1989; Wiens *et al.*, 1993; Forman, 1995a). Les approches écologiques se focalisant sur les écosystèmes ont progressivement fait place à des approches pluridisciplinaires associant dans un premier temps écologues et biogéographes. L'écologie du paysage a ensuite intégré la botanique, la zoologie, l'éthologie, l'agronomie, l'anthropologie, la psychologie environnementale ou l'architecture du paysage (Nassauer, 1997; Wu et Hobbs, 2002; Forman, 2008). Après son émergence en Europe, l'essor de

---

1. Les racines de l'écologie du paysage seraient néanmoins à chercher dans les travaux de Von Humboldt (1807) sur la distribution altitudinale et longitudinale de la végétation, ces travaux ayant initié le développement des recherches de la distribution géographique des plantes et animaux. La géographie écologique de MacArthur (1984) a également montré que chaque endroit de la planète possède une écologie spécifique, et que les écosystèmes et paysages apparaissent comme des systèmes fonctionnant dans des contraintes propres au contexte local et à la stochasticité environnementale.

l'écologie du paysage dans les années 1980 résulte de son développement en Amérique du Nord (Risser *et al.*, 1984). Cet essor a également été stimulé par l'intégration d'un ensemble d'avancées méthodologiques et technologiques (Décamps et Décamps, 2007) comme les statistiques spatiales, les Systèmes d'Information Géographique (SIG) ou l'imagerie satellitaire, qui ont révolutionné l'analyse de l'organisation spatiale des paysages (Fortin et Dale, 2005).

En raison de la pluralité des disciplines mobilisées et des méthodes et techniques qui leur sont propres, le corps théorique et empirique de l'écologie du paysage ne s'est pas construit de manière unifiée à l'échelle mondiale. Farina (1993) identifie trois approches différentes au cours du développement de l'écologie du paysage :

- L'écologie du paysage européenne (*landscape ecology*), qui s'est concentrée sur les motifs et les processus à l'échelle de la perception humaine du paysage, soit entre l'écosystème et le biome (Odum, 1989). Son intérêt a largement porté sur l'interaction entre l'Homme et les systèmes naturels en considérant le paysage comme une mosaïque dont les modifications sont principalement d'origine anthropique ;
- L'écologie des paysages américaine (*ecology of landscapes*), qui s'est focalisée sur la complexité des systèmes écologiques à l'échelle du paysage, remplaçant l'échelle fonctionnelle d'analyse des écosystèmes. Cette approche a été jugée pertinente pour la conservation de la nature au sein des parcs naturels, permettant de prévoir les changements internes et externes de ces zones ;
- L'écologie spatiale américaine (*spatial ecology*), qui a porté une attention particulière à l'effet de l'arrangement spatial des composantes de la mosaïque sur le comportement des espèces animales et végétales.

Les contextes géographiques en Europe et en Amérique du Nord ont également joué un rôle dans cette différenciation des approches. La vision européenne intégrant largement l'influence des activités humaines dans la compréhension des processus écologiques est dû à l'anthropisation beaucoup plus ancienne de ses paysages que sur le continent américain. Bien que dissociables, ces approches sont complémentaires et ont permis le développement de l'écologie du paysage comme une science globale, dynamique et intégrative (Naveh et Lieberman, 1993 ; Farina, 2006). Actuellement, l'*International Association of Landscape Ecology* (IALE) la définit comme l'étude de la variation spatiale des paysages à différentes échelles. Parmi ses thèmes d'étude principaux, on peut retenir la répartition et la structure spatiale des paysages, la relation structure-processus dans les paysages, la relation entre activités humaines et changements paysagers, ou encore la question de l'effet des échelles spatiales et temporelles et des perturbations sur le paysage. Farina (2010) identifie dans les recherches actuelles en écologie du paysage deux visions ontologiques, qu'il nomme perspectives : la *process perspective* s'intéresse à l'ensemble des facteurs contribuant à l'hétérogénéité paysagère, tels que l'érosion, la fragmentation, ou les perturbations, etc., et l'*organismic perspective* tient compte de la perception par les organismes de leur milieu ainsi que leurs comportements à partir d'un point de vue spécifique à chaque espèce. Dans le cadre des analyses qui seront présentées dans la suite de ce travail, ces deux visions seront mobilisées pour étudier l'influence des structures hétérogènes du paysage et leur évolution du point de vue de plusieurs espèces aux comportements différents.

La reconnaissance du paysage comme niveau d'investigation pertinent des processus écologiques est abordée dans la suite de ce chapitre à travers la question de l'hétérogénéité des structures paysagère (section 2.2) et des mouvements des organismes dans les paysages hétérogènes (section 2.3).





FIGURE 2.1 – Modèle de la mosaïque paysagère appliqué à un espace bocager.

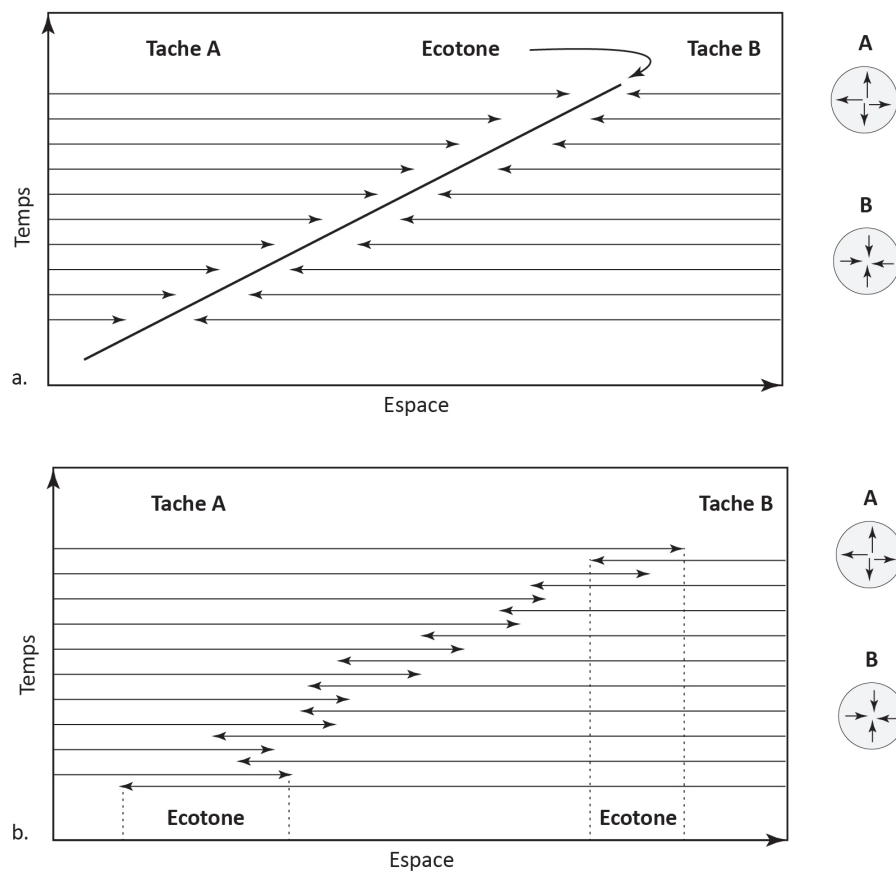
## 2.2 Hétérogénéité des structures paysagères

### 2.2.1 Le modèle matrice-tache-corridor

L'hétérogénéité des structures paysagères est d'abord le résultat d'un partitionnement théorique de l'espace en différents éléments. Alors que notre travail nécessitera d'opérer un tel partitionnement, il nous semble intéressant de nous pencher ici sur ce qu'il représente et ce qu'il implique. L'écologie du paysage considère en effet de manière théorique la structure spatiale d'un paysage comme une mosaïque de trois éléments définis *a priori* selon une vision zénithale (Forman et Godron, 1986) :

- La matrice, élément dominant de l'espace, considéré par son étendue et qui constitue le fond de plan de la mosaïque paysagère ;
- Les taches, éléments relativement compacts et de nature différente de la matrice ;
- Les corridors, éléments de forme linéaire et également différenciés de la matrice, qui peuvent avoir une fonction de conduit, d'habitat ou de barrière selon les espèces considérées (Forman, 1995a). Hess et Fisher (2001) notent plus spécifiquement d'autres fonctions possibles, comme celles de source ou de puit à la dispersion des organismes, ou encore de filtre, c'est à dire de barrière uniquement pour certaines espèces.

La figure 2.1 donne un exemple de mosaïque dans une zone bocagère où les bois et bosquets constituent les taches d'habitat, le système de haies représente les corridors et où la matrice paysagère est composée des espaces agricoles. Ce partitionnement théorique comporte néanmoins plusieurs difficultés lorsqu'il s'agit de caractériser des structures paysagères réelles. Tout d'abord, l'identification de la matrice paysagère peut être délicate dans des paysages non spécialisés au sein desquels plusieurs éléments sont « dominants » (Foltête, 2006). C'est le cas par exemple des paysages du Haut-Jura dans lesquels dominant à la fois la forêt et les espaces ouverts de prairies. De la même manière, la distinction entre une tache et un corridor, qui ne relève que d'un critère de forme, reste relatif : à partir de quel niveau d'allongement peut-on considérer qu'une tache devient un corridor ? Enfin, les écotones constituent également des entités particulières qui complexifient cette vision synthétique de la mosaïque paysagère. Farina (2010) définit un écotone comme une transition le long d'un gradient entre différentes conditions. Des écotones sont observables à toutes les échelles (Gosz, 1993) et leur importance dans le fonctionnement des écosystèmes et des paysages a largement été reconnue (Risser, 1995). Cependant, leur caractère flou et leur instabilité spatiale et temporelle en font des éléments difficiles à caractériser (figure 2.2).



**FIGURE 2.2** – Changement de position d’un écotone dans l’espace et dans le temps dû à des dynamiques à la fois internes et externes (adapté de Farina, 2010). (a) La tache A se substitue à la tache B par exclusion progressive. (b) La tache A se substitue à la tache B de manière irrégulière et l’écotone varie en largeur selon les séquences temporelles.

La simplicité du modèle matrice-tache-corridor contraste cependant avec la complexité d'une part des structures paysagères réelles et d'autre part des emboîtements des échelles spatiales et temporelles nécessaires à leur analyse. Il semble donc intéressant de détailler à présent ces deux éléments d'importance pour la suite de notre travail.

### 2.2.2 Hétérogénéité paysagère

La structure d'une mosaïque paysagère peut être caractérisée selon la géométrie de ses éléments (forme, taille) et/ou selon sa topologie (arrangement spatial des éléments qui la composent). Chacun de ces aspects produit un niveau d'hétérogénéité paysagère, que Forman (1995b) considère comme la répartition inégale et non aléatoire des objets dans le paysage. Les concepts d'hétérogénéité et de diversité sont très proches en écologie du paysage mais ne doivent pas être confondus : alors que l'hétérogénéité intègre la complexité de sa structure géométrique et topologique, la diversité concerne uniquement la composition de la matrice paysagère. De nombreux auteurs ont noté l'importance de la prise en compte des échelles spatiales et temporelles en écologie du paysage (p. ex. Meentemeyer et Box, 1987 ; Urban *et al.*, 1987 ; Turner *et al.*, 1989), pour permettre de comprendre l'organisation des mosaïques paysagères et leur influence sur les processus écologiques. En fonction de l'échelle, l'observation des formes spatiales conduit à l'étude de processus écologiques spécifiques (Wu *et al.*, 2002 ; Wu, 2004). Il sera donc important de garder à l'esprit ces éléments lorsqu'il s'agira de modéliser les réseaux écologiques à partir de données d'occupation du sol.

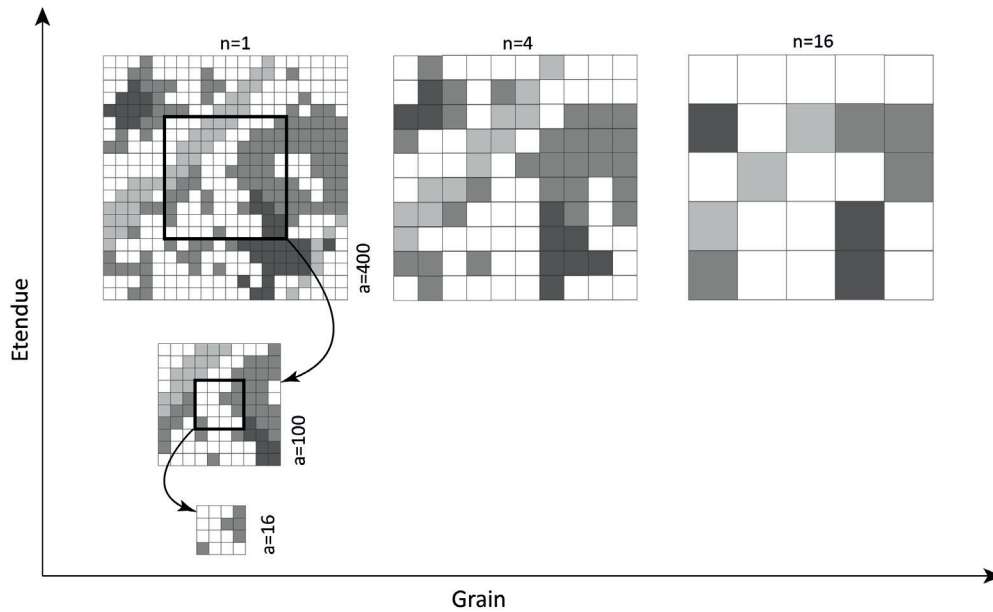
### 2.2.3 Echelle et hiérarchie

Deux paramètres influencent la représentation de l'hétérogénéité des structures paysagères : l'étendue et le grain. Derrière cette notion de *représentation* se cachent deux visions différentes, l'une centrée sur la représentation des données spatiales et l'autre sur la réalité écologique.

En termes de représentation des données spatiales (Turner *et al.*, 1989), l'étendue correspond à la taille de l'espace considéré (on peut par exemple parler d'échelle « locale » et « régionale »), alors que le grain correspond au degré de finesse spatiale avec laquelle les éléments spatiaux sont représentés (on peut ici parler de grain fin ou grossier) (figure 2.3). D'un point de vue temporel, ces échelles jouent sur l'appréhension des dynamiques, pouvant être identifiées comme stables à une échelle et pas à une autre (Turner, 1989).

Kotliar et Wiens (1990) distinguent les paysages en fonction de leur grain intrinsèque pour une même échelle spatiale d'observation ou de représentation et considèrent que le grain a une importance pour les espèces en termes de perception des éléments composant la mosaïque paysagère. L'étendue spatiale d'une espèce correspond à son espace vital le plus large, alors que le grain d'une espèce correspond à l'échelle la plus fine à laquelle un organisme peut différencier l'espace. D'après Forman (1995a), un paysage aux grains grossiers (c'est-à-dire avec de larges taches) correspond idéalement aux espèces spécialistes, alors qu'un paysage aux grains fins est plus favorable aux espèces généralistes devant se déplacer régulièrement entre plusieurs types de taches.

Dans la suite de notre travail (chapitre 5), nous proposerons de modéliser les réseaux écologiques d'espèces animales à partir de données d'occupation du sol. Nous mobiliserons la question de la représentation de l'hétérogénéité des structures paysagères (1) dans une vision centrée sur la représentation des données spatiales lorsque nous évoquerons l'occupation du sol et ses changements, mais (2) dans une vision centrée sur la réalité écologique lorsqu'il s'agira d'évoquer les implications de l'hétérogénéité paysagère représentée par l'occupation du sol dans le comportement des organismes.



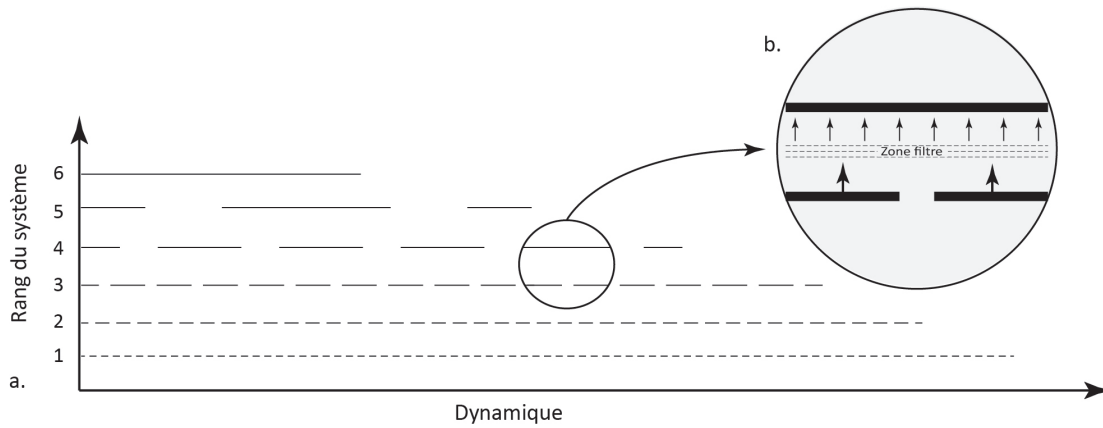
**FIGURE 2.3** – Mosaïque paysagère en fonction de l'étendue et du grain.  $n$  représente la superficie de la mosaïque représentée en nombre de cellules et  $a$  représente le niveau d'agrégation en nombre de cellules agrégées pour former une cellule de niveau supérieur.

Les processus écologiques s'effectuant à des échelles spatio-temporelles qui leur sont propres (Delcourt et Delcourt, 1988), le choix de l'échelle d'étude la plus pertinente pour étudier chaque processus constitue l'une des préoccupations centrales en écologie du paysage (Wiens et Milne, 1989). La prise en considération d'échelles multiples est même dans certains cas nécessaire (Golley, 1989), certaines espèces étant par exemple susceptibles de s'adapter à une mosaïque paysagère organisée hiérarchiquement (Burel et Baudry, 1999). Un paysage aux grains grossiers contenant des zones aux grains fins est par exemple optimale pour fournir aux espèces une large gamme de ressources et de conditions environnementales nécessaires à la réalisation de leur cycle de vie. Pour étudier un tel phénomène, la théorie de la hiérarchie proposée par Allen et Star (1982) constitue un cadre conceptuel approprié. Elle permet d'interpréter la complexité de l'ensemble des systèmes écologiques, spécifiquement lorsqu'il s'agit d'observer à chaque niveau hiérarchique les sous-systèmes auto-organisés par des processus spécifiques. Son postulat principal est que la dynamique d'un système dépend de son rang hiérarchique (figure 2.4). Aux niveaux supérieurs de la hiérarchie, les phénomènes se déroulent de manière lente mais sur un temps long et des espaces étendus. Inversement, aux niveaux inférieurs de la hiérarchie, les dynamiques sont à la fois plus rapides et locales. Par exemple, la végétation observée à l'échelle d'un biome change sur une période longue, contrairement à une communauté de plantes dans un jardin, susceptible de changer plusieurs fois en une saison. O'Neill *et al.* (1986) notent que cette manière d'appréhender les systèmes écologiques n'implique pas nécessairement une relation de contrôle d'un rang sur l'autre.

Alors que nous étudierons ici l'impact des changements d'occupation du sol sur la fonction écologique du paysage, il semble important d'aborder à présent, à travers les notions de perturbation et de fragmentation, la manière dont ces changements sont susceptibles de modifier l'hétérogénéité des structures paysagères et donc d'avoir un impact sur les processus écologiques.

## 2.2.4 Hétérogénéité paysagère et perturbations

En écologie du paysage, une perturbation peut être définie comme un événement discret dans le temps susceptible de modifier la structure des paysages, des écosystèmes, des communautés et des populations (Farina, 2006). Les perturbations constituent donc des déséquilibres pouvant



**FIGURE 2.4** – Organisation hiérarchique des systèmes écologiques. (a) La dynamique augmente à mesure que l'on descend dans la structure hiérarchique des systèmes. (b) Les transitions d'un niveau du système au niveau du rang supérieur produit des caractéristiques émergentes à partir d'une zone de filtre.

concerner l'ensemble des systèmes écologiques. Elles peuvent être d'origine anthropique (urbanisation, déforestation, intensification agricole, etc.) comme naturelle (chablis, tempête, éboulement, éruption volcanique, etc.). La compréhension des relations entre hétérogénéité paysagère et perturbation est fondamentale, puisqu'elle apporte des éléments de connaissance sur les interactions entre les motifs paysagers et les processus écologiques. Dans ce cadre, on peut considérer les changements d'occupation du sol comme des indicateurs de perturbations potentielles, selon leur type ainsi que les écosystèmes concernés. En effet, certains changements d'occupation du sol peuvent, à l'inverse des perturbations, favoriser l'équilibre des systèmes écologiques. Nous tiendrons compte dans notre travail de ces deux effets potentiels des changements d'occupation du sol.

Le lien entre hétérogénéité paysagère et perturbation peut être établi dans le sens (1) de l'effet des perturbations sur l'hétérogénéité paysagère ou (2) de l'effet de l'hétérogénéité paysagère sur les perturbations (Turner, 2005). Dans le premier cas, le régime des perturbations (d'origine naturelle ou anthropique) modifie l'organisation à la fois spatiale et temporelle des taches et des corridors dans une mosaïque, et est donc à l'origine de changements dans l'hétérogénéité paysagère. Ce fonctionnement des paysages soumis à des perturbations a notamment été étudié par Pickett et White (1985). Dans le second cas, les effets de l'hétérogénéité paysagère sur la propagation des perturbations ont été identifiés comme une question clé (Risser *et al.*, 1984). La théorie de la percolation constitue l'exemple modélisé le plus parlant de cette relation<sup>2</sup>. Cette théorie a été initialement formulée pour décrire le comportement de fluides s'écoulant aléatoirement à travers un milieu (Stauffer, 1985) pour ensuite être appliquée aux probabilités de flux d'organismes dans les paysages hétérogènes<sup>3</sup> (Wiens et Milne, 1989).

Suite à une perturbation, chaque système possède des capacités résilientes lui permettant de revenir à un état d'origine (Pimm, 1984). D'après la théorie de la résilience de Holling (1973), les changements sont omniprésents dans les écosystèmes et leur résilience détermine leur capacité d'incorporation des changements pour maintenir les contrôles fondamentaux de leurs structures et de leurs fonctions. Ce concept de résilience a donc largement retenu l'attention des écologues (Angeler et Allen 2016).

2. Les simulations de Ziff (1986) ont permis de définir un seuil de percolation ( $P_c = 0.5928$ ) en dessous duquel les fluides ne traversent pas le milieu. Appliquée à la diffusion des perturbations, celles-ci ne peuvent se diffuser qu'à partir d'un certain seuil de percolation, traduisant le caractère plus ou moins hétérogène du paysage.

3. La modélisation des dynamiques de population dans des paysages aléatoires simulés a permis dans ce cadre d'apporter de nouvelles connaissances sur l'effet des structures paysagères sur le comportement des populations et sur les effets des perturbations (With et Crist, 1995).

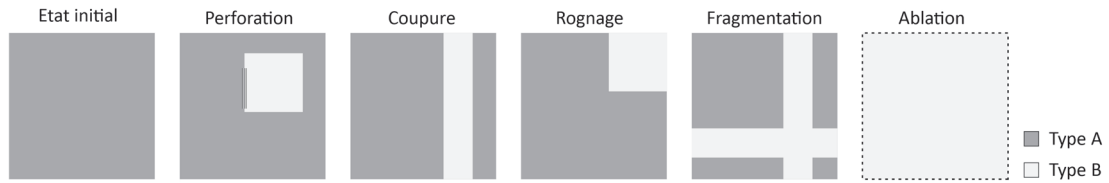


FIGURE 2.5 – Les processus à l’origine de la fragmentation (d’après Forman, 1995).

### 2.2.5 Fragmentation paysagère

Les perturbations (qu’elles soient d’origine naturelle ou anthropique) conduisent à des modifications de la structure du paysage, notamment par le processus de fragmentation paysagère. De multiples causes peuvent être à l’origine de cette fragmentation : incendie créant une perforation au sein d’une forêt, infrastructure de transport coupant un espace naturel, urbanisation rognant des espaces agricoles, etc. Forman (1995) décrit la fragmentation paysagère comme la diminution de la superficie d’un habitat ou d’un type d’occupation du sol, ou son morcellement en plusieurs fragments par l’instauration d’un autre type d’occupation du sol (figure 2.5). Ce double effet a été reconnu comme l’une des principales menaces pour la survie des populations animales (Andren, 1994 ; Fahrig, 2003 ; Solé et Bascompte, 2007). En effet, dans les habitats fragmentés, les populations se retrouvent isolées et doivent adopter des stratégies spécifiques les rendant dépendantes des flux d’organismes entre leurs taches d’habitat. Au-delà de la fragmentation en tant que telle, le caractère contraignant de la matrice paysagère entre les taches d’habitat fragmentées a également un effet négatif (Dunford et Freemark, 2005), puisqu’elle est susceptible de limiter le potentiel d’une espèce à disperser et coloniser de nouveaux espaces (Bhattacharya *et al.*, 2003 ; Stouffer *et al.*, 2011).

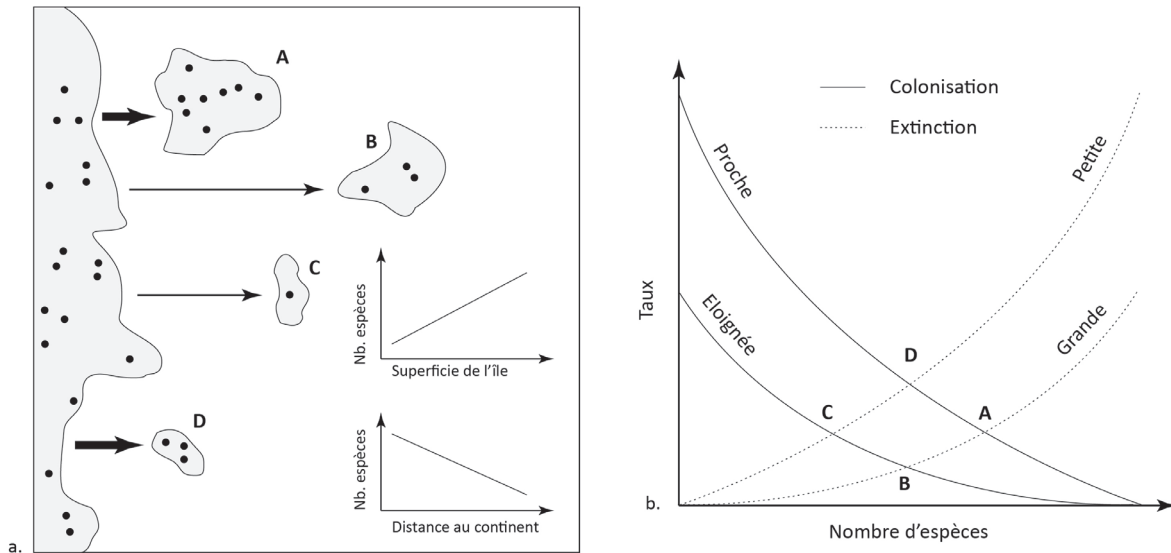
Notre travail va contribuer à prendre en compte l’effet fragmentant de différents types de changements d’occupation du sol et l’impact de cette fragmentation sur la connectivité paysagère et donc sur la capacité des organismes à se déplacer pour exécuter leur cycle de vie. Les populations vivant dans des paysages fragmentés doivent en effet s’adapter à l’hétérogénéité des structures paysagères produite par les perturbations et fragmentations d’origine naturelle ou anthropique. La section suivante consiste à décrire l’organisation des espèces en métapopulation et leurs mouvements dans les paysages hétérogènes.

## 2.3 Mouvements des organismes dans les paysages hétérogènes

Ce travail de thèse implique de caractériser l’influence des structures paysagères sur la connectivité écologique du paysage. Cet objectif impose de comprendre au préalable les règles qui régissent les mouvements d’organismes dans les paysages hétérogènes. Pour cela, nous nous intéresserons dans cette section au concept de métapopulation pour ensuite nous focaliser sur la connectivité paysagère, abordée dans sa dimension à la fois structurelle et fonctionnelle. Enfin, nous présenterons le concept de réseau écologique, constituant un support des différents types de mouvements des organismes au sein de leur cycle de vie. Les éléments présentés ici seront mobilisés dans la suite de ce travail lorsqu’il s’agira de modéliser les réseaux écologiques d’espèces animales.

### 2.3.1 Organisation des métapopulations dans les paysages fragmentés

La théorie biogéographique des îles proposée par MacArthur et Wilson (1963) a servi de base aux recherches théoriques et empiriques sur l’effet de la fragmentation des habitats sur les espèces animales. Cette théorie d’équilibre dynamique permet de prédire la richesse spécifique d’un



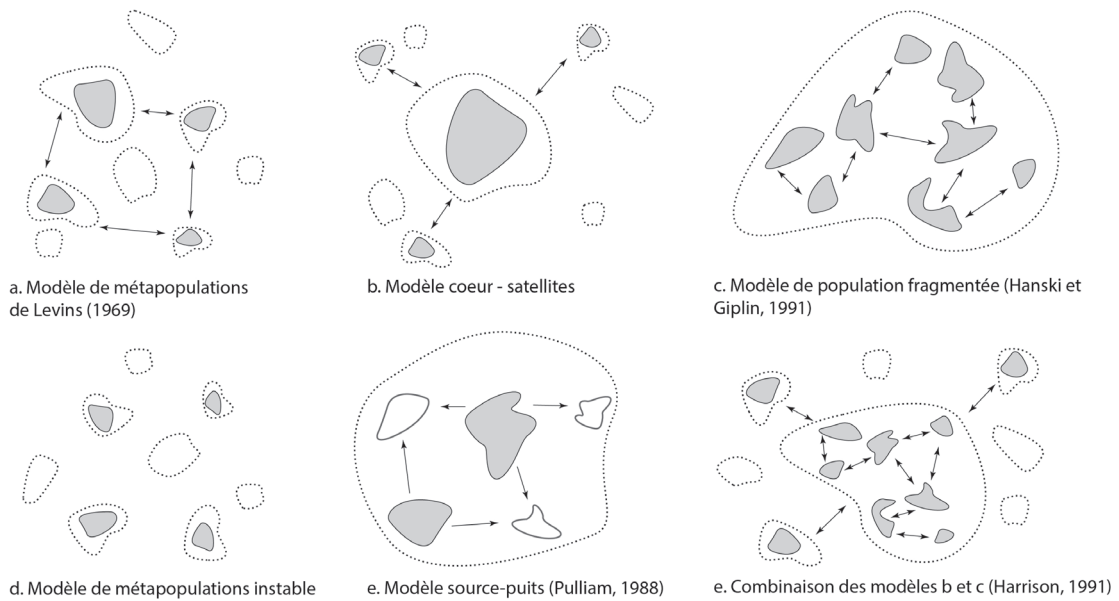
**FIGURE 2.6** – Théorie biogéographique des îles (d’après MacArthur et Wilson, 1963, 1967). (a) Le nombre d’espèces présentes sur une île décroît en fonction de la distance au continent, et augmente en fonction de la superficie de l’île. (b) La probabilité de colonisation d’une île est inversement proportionnelle à la distance entre cette île et le continent, et directement proportionnelle à la taille de cette île. La probabilité d’extinction d’une espèce sur une île colonisée est fonction de la taille de l’île.

peuplement d’oiseaux sur des îles d’un archipel du Pacifique en fonction de deux paramètres, la surface de l’île considérée et la distance au continent (figure 2.6). Elle conclut à deux observations majeures : (1) la probabilité qu’une espèce atteigne une île depuis le continent est inversement proportionnelle à la distance qui les sépare et proportionnelle à la taille de cette île et (2) la probabilité d’extinction d’une espèce sur une île est fonction de la taille de l’île.

En milieu continental, cette théorie a laissé place à la théorie des métapopulations, qui a constitué un socle précieux pour les recherches sur les effets de la fragmentation paysagère sur les espèces (Hanski et Giplin, 1997). Le concept de métapopulation désigne un ensemble de populations connectées les unes aux autres par le mouvement des organismes entre les taches d’habitat (Giplin et Hanski, 1991). Plusieurs modèles de métapopulations ont été élaborés (figure 2.7). Les fondements conceptuels de la théorie des métapopulations peuvent être attribués à Levins (1969), ayant réalisé le premier essai de modélisation de la dynamique d’une métapopulation. Il décrit une métapopulation comme un ensemble de sous-populations en équilibre dynamique dont les processus de colonisation et d’extinction ont lieu entre chacune de ces sous-populations. D’après cette théorie, la proportion d’habitats occupés diminue proportionnellement à mesure que la taille moyenne des taches d’habitat diminue et que la distance entre ces taches augmente.

Le modèle de Levins a servi de base à d’autres modèles du même type. Le modèle démographique source-puits (Pulliam, 1988), proche du modèle proposé par Boorman et Levitt (1973), constitue un exemple de fonctionnement en métapopulation. Dans ce modèle, la source constitue une population au sein de laquelle le nombre de naissances est supérieur à celui des décès, et inversement pour les puits au sein desquels la naissance de juvéniles ne permet pas de compenser la mortalité des adultes. D’après ce modèle, la distribution des espèces au sein de la mosaïque paysagère dépend de la capacité des organismes à coloniser de nouvelles taches, et de la capacité de ces taches à maintenir la nouvelle population en termes de ressources disponibles. On peut donc distinguer les « vrais puits », au sein desquels une population peut perdurer si le taux d’immigration décline et des « pseudo-puits » au sein desquels une population va décliner si l’immigration est inactive.

Un troisième grand type de fonctionnement en métapopulation a été proposé par Hanski et Giplin (1991) sous la dénomination de population fragmentée (*patchy population*), dans laquelle



**FIGURE 2.7** – Différents types de modèles de métapopulation. Les taches d’habitat foncées sont considérées comme occupées, et les blanches non occupées par des populations. Les lignes en pointillé représentent les limites d’une population et les flèches indiquent des flux.

des sous-populations sont en interaction continue les unes avec les autres et colonisent de manière éphémère des habitats de petite taille.

D’après Hanski et Giplin (1997), peu de concepts écologiques ont reçu autant d’attention et ont généré autant de recherches théoriques et empiriques que celui de métapopulation. Il est en effet considéré comme un cadre pertinent pour l’étude de différents phénomènes, parmi lesquels les dynamiques de population, la conservation des espèces menacées, la dynamique des chaînes trophiques ou encore les processus de compétition entre espèces (Ricklef et Miller, 1999).

### 2.3.2 Connectivité paysagère

La connectivité paysagère<sup>4</sup> est un concept clé lorsqu’il s’agit d’étudier les mouvements d’organismes dans les paysages hétérogènes. Elle permet de définir si le paysage facilite ou contraint les mouvements des organismes entre des taches d’habitat (Taylor *et al.*, 1993). La connectivité paysagère est donc à fois dépendante de la structure spatiale du paysage et des organismes qui interagissent au sein de cette structure (Wiens *et al.*, 1997). Deux types de connectivité peuvent être distingués (Taylor *et al.*, 2006) : la connectivité structurelle et la connectivité fonctionnelle. La connectivité structurelle correspond à l’agencement spatial des structures paysagères, tenant compte de la forme et de l’organisation des taches constituant une mosaïque paysagère. La connectivité fonctionnelle, qui correspond à la réponse des espèces face à cette structure en termes de mouvements individuels (Ewers et Didham, 2006 ; Vergara, 2011), est écologiquement plus réaliste que la connectivité structurelle. Par exemple, deux taches proches connectées structurellement peuvent être déconnectées fonctionnellement si les capacités de déplacement d’un organisme sont très réduites et/ou si la matrice paysagère est défavorable entre ces deux taches.

4. Le concept de connectivité ne doit pas être confondu avec celui de connexité. La connexité est un attribut strictement structurel de la mosaïque paysagère, qui correspond au degré de distance physique entre les taches d’habitat des espèces. D’autre part, la notion de connectivité paysagère (*landscape connectivity*) fait en général référence à un contexte de paysages terrestres. On trouve néanmoins dans la littérature d’autres notions propres aux milieux étudiés telles que *seascape connectivity* (Caldwell et Gergel, 2013) ou *riverscape connectivity* (Fausch *et al.*, 2002) pour les paysages maritimes ou fluviaux. Une autre notion souvent utilisée est la connectivité des habitats (*habitat connectivity*).



La connectivité fonctionnelle fait intervenir deux processus, la supplémentation et la complémentation (Ouin *et al.*, 2004). La supplémentation est le processus par lequel les organismes doivent se déplacer entre différentes taches de ressources de même nature, quand chaque tache est de taille trop limitée pour fournir l'ensemble des ressources nécessaires à l'individu. La complémentation est le fait que les organismes doivent se déplacer entre des taches de ressource de nature différente pour accomplir leur cycle de vie.

### 2.3.3 Mouvements des organismes et réseaux écologiques

Les mouvements des organismes au cours de leur cycle de vie, qui résultent de l'accomplissement de besoins écologiques, constituent des processus écologiques majeurs dépendant des structures paysagères. Il est possible de distinguer trois grands types de mouvements :

- Les mouvements réguliers ont lieu entre les différentes taches de ressources nécessaires au cycle de vie quotidien de l'organisme, le plus souvent à l'intérieur du domaine vital de l'espèce, c'est-à-dire l'espace au sein duquel elle peut accomplir ses besoins primaires ;
- Les mouvements migratoires (ou saisonniers) correspondent à des déplacements de masse et concernent l'ensemble des organismes d'une population. Ces mouvements habituellement annuels dépendent notamment des saisons ;
- Les mouvements de dispersion correspondent au déplacement d'une partie des organismes d'une population hors de leur lieu de vie pour se rendre dans un autre lieu au sein duquel ils se reproduiront. La dispersion est donc un élément clé permettant la survie des populations, permettant la colonisation de nouveaux territoires et des flux de gènes entre organismes. Plusieurs facteurs peuvent déclencher la dispersion d'organismes (Clobert *et al.*, 2001) : (1) la réaction à des phénomènes de compétition entre apparentés, (2) la fuite d'un milieu inhospitalier sujet à une dégradation des conditions environnementales, et (3) l'évitement du risque de consanguinité lié à une reproduction entre apparentés. Baguette *et al.* (2014) qualifient de fait la dispersion comme un comportement « omnibus », c'est-à-dire fournissant une réponse particulière à plusieurs types de facteurs déclenchant. Ces mouvements de dispersion participent à des échanges génétiques à une échelle temporelle inter-générationnelle.

Le concept de *réseau écologique* (*ecological network*) est un modèle descriptif des mouvements d'organismes dans les paysages hétérogènes. Parmi les différentes acceptions de cette notion identifiées par Mougenot et Melin (2000), nous faisons ici référence à l'infrastructure écologique fonctionnelle permettant à une espèce d'accomplir son cycle de vie en étant à l'abri de toute perturbation extérieure<sup>5</sup>. Dans une définition simplifiée, un réseau écologique est constitué des taches d'habitat et des corridors permettant le mouvement des organismes entre les taches d'habitat. Il est donc défini à partir de l'ensemble des éléments d'intérêt pour cette espèce au sein d'un paysage et des besoins écologiques de cette espèce. Compte tenu de cette signification, les termes de réseau paysager (*landscape network*) ou de réseau d'habitats (*habitat network*) (Verboom *et al.*, 2001) sont également employés dans la littérature comme des synonymes de réseau écologique.

En plus d'être une entité écologique à proprement parler, un réseau écologique peut également être vu comme un dispositif opérationnel lié à des politiques environnementales. Dans ce cadre, un réseau écologique constitue un ensemble de structures spatiales agencées pour favoriser la conservation de la biodiversité (Jongman et Pungetti, 2004). Par extension, la biologie de la conservation considère les réseaux écologiques comme des systèmes composés de réserves naturelles (espaces cœurs protégés par des zones tampons) interconnectées par des corridors (Jongman *et al.*, 2004).

---

5. La notion de réseau écologique est également utilisée en écologie en référence aux relations trophiques (Fath *et al.*, 2007), aux relations sociales entre espèces (Wey *et al.*, 2008).

## Conclusion du chapitre 2

Nous avons présenté dans ce chapitre le contexte de la relation espèce-milieu en nous focalisant sur les interactions entre la structure hétérogène des paysages et les mouvements des organismes. Les éléments abordés ici ont permis de souligner l'importance de la prise en compte au sein d'un paysage de l'ensemble des éléments d'intérêt pour une espèce donnée, c'est à dire des taches d'habitat et des caractéristiques de la matrice paysagère influençant le mouvement des organismes. Dans ce contexte, la connectivité fonctionnelle retiendra particulièrement notre attention, étant écologiquement plus pertinente que la connectivité structurelle pour étudier ces processus de mouvement. La démarche méthodologique employée dans la suite de ce travail cherchera à quantifier et spatialiser la connectivité fonctionnelle du paysage pour un ensemble d'espèces à partir de données relatives à la structure du paysage et d'informations concernant les besoins écologiques de ces espèces. Les réseaux écologiques constitueront dans ce cadre une entrée pertinente. Suite à ces deux premiers chapitres expliquant le rôle du paysage dans la relation individu-environnement et dans la relation espèce-milieu, le chapitre suivant exposera les objectifs de cette recherche intégrée abordant le paysage à l'interface entre esthétique et écologie.



## Chapitre 3

# Modélisation rétrospective à partir de changements d'occupation du sol

Nous avons souligné précédemment l'importance d'une entrée par le paysage pour étudier la relation individu-environnement dans une perspective esthétique et la relation espèce-milieu dans une perspective écologique. Dans ce contexte, les changements d'occupation du sol constituent des marqueurs de dynamiques environnementales et de choix d'aménagement du territoire susceptibles de modifier ces différentes fonctions du paysage. C'est notamment le cas dans les franges urbaines des agglomérations françaises, concernées par des dynamiques d'occupation du sol multiples et qui constituent des zones à forts enjeux en termes de préservation du cadre de vie des habitants et de conservation de la biodiversité. Il s'agira dans ce chapitre d'exposer l'intérêt d'une étude de la coévolution spatiale des fonctions esthétique et écologique du paysage avant de présenter le contexte spatial de franges urbaines et les données spatiales qui seront mobilisées dans ce travail.

## 3.1 Positionnement de la recherche

Nous présenterons ici le positionnement de ce travail, en expliquant nos choix face aux limites identifiées dans la littérature scientifique (section 3.1.1) et en soulignant l’intérêt d’une démarche modélisatrice (section 3.1.2).

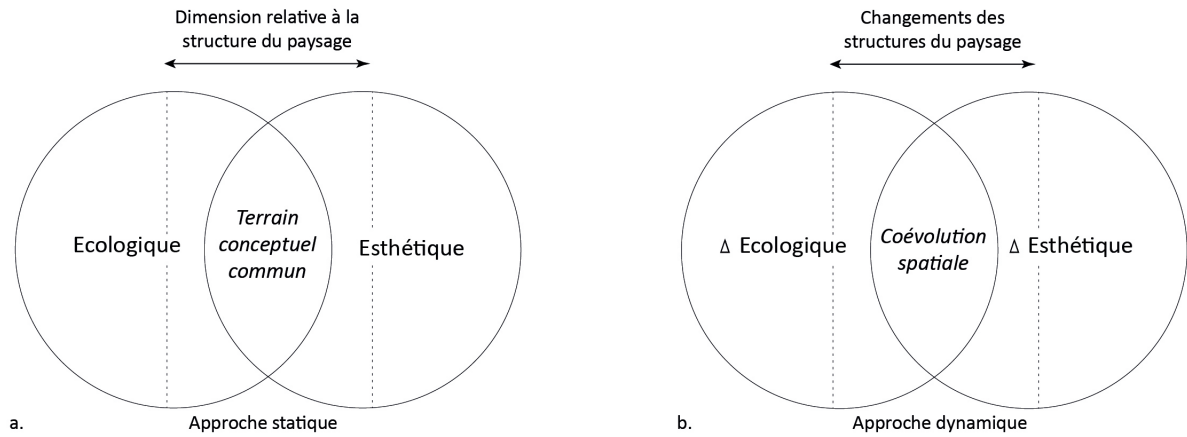
### 3.1.1 Les enjeux d’une approche dynamique

Plusieurs études empiriques récentes ont souligné l’existence de liens entre les fonctions esthétique et écologique du paysage. Nous présentons ici des travaux portant sur ces relations, ayant sélectionné ceux qui abordent les fonctions esthétique et écologique correspondant le plus aux cadres posés dans les chapitres précédents.

Les recherches de Lindemann-Matthies et Marty (2013) ont porté sur la comparaison entre la richesse spécifique botanique et la qualité esthétique de jardins privés, différenciés selon leur pratique de jardinage. Ils mettent d’abord en évidence que plus les pratiques de jardinage sont intensives et plus la richesse spécifique est faible. Ensuite, ils montrent que la qualité esthétique des jardins, évaluée à partir d’un questionnaire photographique, dépend de cette richesse en espèces et du degré de naturalité des jardins, les plus appréciés étant également ceux qui contiennent le plus d’espèces. Dans le même ordre d’idée, McCormick *et al.* (2015) établissent un lien entre les fonctions écologiques et esthétiques dans un contexte de réhabilitation de rivières. Leur évaluation montre une relation positive entre la perception de la naturalité d’un paysage, son appréciation esthétique et son intégrité écologique. En se focalisant sur les friches industrielles, Laforteza *et al.* (2008) ont cherché à identifier les relations entre la fonction écologique de ces espaces et les préférences visuelles qui en ressortent pour plusieurs scénarios de réhabilitation. Ils se basent d’une part sur des analyses spatiales de manière à modéliser la dispersion des espèces et d’autre part sur un questionnaire photographique pour mettre en évidence les préférences paysagères. Leurs résultats montrent que les scénarios les plus intéressants écologiquement sont également les plus appréciés visuellement. Cette relation entre fonctionnalité écologique et préférences esthétiques du paysage a également été établie par Cottet *et al.* (2013) en se focalisant sur des espaces aquatiques. À partir d’un questionnaire photographique, ces auteurs mettent en évidence plusieurs critères influençant les préférences paysagères, tels que le statut trophique, la transparence et la couleur de l’eau ou encore la présence de végétation ou de sédiments. Tribot *et al.* (2016) ont montré quant à eux, dans des paysages sous-marins, un lien direct entre les valeurs esthétiques des récifs coralligènes et la diversité taxonomique et fonctionnelle des espèces de ces milieux.

Ces quelques travaux offrent des exemples de mise en relation des fonctions esthétique et écologique du paysage, dans une dimension qui reste statique. Pourtant, alors que la compréhension des impacts des changements paysagers sur le cadre de vie des individus et sur le fonctionnement des écosystèmes est un enjeu majeur, aucune recherche n’a jusque-là proposé d’analyser la coévolution spatiale de ces deux fonctions dans une dimension diachronique. Dans la littérature, seules certaines approches (par exemple Laforteza *et al.*, 2008) s’intéressent aux impacts esthétiques et écologiques potentiels de scénarios prospectifs ou de propositions de réhabilitation, en s’intéressant à un milieu et un type de changement particulier.

Pour investir la question des fonctions paysagères de façon dynamique, nous proposons une approche rétrospective. Il s’agit d’étudier la coévolution spatiale des fonctions esthétique et écologique du paysage en lien avec les changements des structures paysagères. Les réflexions qui ont été menées dans les chapitres précédents ont en effet mis en évidence (1) que la fonction esthétique du paysage résulte de l’interaction entre les formes potentiellement visibles et les jugements esthétiques propre à chaque individu-observateur et (2) que la fonction écologique du paysage résulte des interactions entre la structure des paysages et les mouvements des organismes qui leur permettent d’exécuter leur cycle de vie. Les travaux de Fry *et al.* (2009) ont déjà mis en évidence



**FIGURE 3.1** – Adaptation dynamique du terrain conceptuel commun entre les fonctions esthétique et écologique proposé par (Fry *et al.*, 2009). Le cadre posé par Fry *et al.* (2009) considère les structures paysagères comme une dimension au sein de laquelle un terrain conceptuel marque l’interface entre les deux fonctions du paysage. Adapté dans une approche dynamique, les changements des structures paysagères constituent une base pour la caractérisation de leur coévolution spatiale.

l’importance des structures paysagères pour formaliser la relation entre la dimension visuelle (esthétique) et écologique du paysage (figure 3.1a). Ils soulignent en effet le rôle fondamental des structures spatiales du paysage, dont l’analyse quantitative à partir d’indicateurs constitue un point d’entrée pour l’analyse comparée de la multifonctionnalité du paysage. Cependant, bien qu’ils notent le potentiel d’un tel cadre pour un meilleur suivi de l’évolution des paysages, leur approche reste statique. En adaptant ce cadre, une approche dynamique intégrant les changements des structures du paysage constitue selon nous une entrée pertinente pour étudier la coévolution spatiale des fonctions esthétique et écologique du paysage (figure 3.1b)

Partant de ce cadre, il s’agit de reconstituer les structures paysagères de manière rétrospective. Cette reconstitution permettra en effet d’étudier la coévolution spatiale des fonctions du paysage, dépendantes de la modification de ses structures. Selon nous, l’option la plus pertinente consiste à se baser sur des données spatiales multi-dates d’occupation du sol.

### 3.1.2 Une démarche modélisatrice basée sur les changements d’occupation du sol

#### Changements d’occupation du sol

Comme nous venons de souligner, la mobilisation de données d’occupation du sol est une étape indispensable dans ce travail. Ces données vont en effet constituer la matière centrale à partir de laquelle seront définies les deux fonctions du paysage. Il convient donc de s’arrêter ici brièvement la question de l’occupation du sol de manière à définir ce que nous entendons par cette expression.

Face à la complexité des processus et des impacts des changements d’occupation et d’usage du sol, une véritable science intégrée du suivi de ces changements des sols a progressivement émergé dans la recherche scientifique, notamment dans la littérature anglophone, désignée par l’expression *Land Change Science* (LCS) (Turner *et al.*, 2007 ; Gutman, 2004). Cette science contribue à étudier les interactions entre les systèmes sociaux et environnementaux (Rindfuss *et al.*, 2004) en intégrant les sciences humaines, sciences environnementales et sciences de l’information géographique (SIG et télédétection) pour résoudre les différentes questions inhérentes à la maîtrise de ces changements et leurs impacts à la fois sur l’environnement et sur les populations humaines. Au cours des dernières décennies, les travaux ont progressivement dérivé de l’identification des

changements et de la compréhension de leurs causes, à des approches modélisatrices visant à les prédire et à explorer les évolutions possibles des paysages (Houet *et al.*, 2010).

Bien que les expressions *occupation du sol* (*land cover*) et *usage du sol* (*land use*) soient souvent utilisées indifféremment dans la littérature internationale, il est important de les différencier. Alors que l'occupation du sol distingue de manière biophysique les surfaces de la couverture terrestre selon leur « matière », l'usage du sol définit la façon dont les humains utilisent les objets<sup>1</sup> de cette couverture terrestre. Par exemple, une occupation du sol herbacée peut avoir différents usages (prairie pâturée, jardin d'agrément, etc.), de la même manière qu'une occupation du sol artificialisée (espace résidentiel, zone d'activité, etc.). Cette distinction est clairement affichée dans certaines bases de données spatiales comme *Ter-Uti* (Slak *et al.*, 2001), dont la nomenclature est décomposée en plusieurs classes d'occupation et d'usage du sol. En revanche, la base *Corine Land Cover* (CLC) entretient cette confusion et intègre à un même niveau de nomenclature l'occupation et les usages du sol. Cette confusion est également courante dans la littérature scientifique (Comber *et al.*, 2005; Comber, 2008). Dans la suite de ce travail, nous utiliserons l'expression *occupation du sol*, étant la plus à même de traduire les classifications réalisées, bien que certaines distinctions opérées dans les espaces urbains et agricoles puissent relever de l'usage qui en est fait par les activités humaines. Quoi qu'il en soit, l'enjeu principal posé par l'évaluation des changements d'occupation du sol à partir de données spatiales réside dans l'appréhension de leurs résolutions, à la fois spatiale, temporelle et thématique. Comme le soulignent Bousquet *et al.* (2012), si l'espace et le temps ne sont pas sujets à ambiguïté, la résolution thématique implique une interprétation de l'occupation du sol en vue de définir des regroupements en un nombre plus ou moins important de classes. De ces choix peuvent dépendre la mise en évidence ou non de certains changement en fonction de la finesse de la résolution thématique. Nous garderons cette question à l'esprit au moment d'aborder dans la section 3.3 les éléments relatifs à construction des données d'occupation du sol utilisées dans le cadre de notre travail.

Pour caractériser les structures paysagères à partir de données spatiales relatives à l'occupation du sol, nous nous appuyerons sur des métriques spatiales de manière à passer de l'occupation du sol comme donnée brute à un paysage « reconstruit » représentant un support spatial pour les individus et pour les espèces. Cependant, la manière de caractériser le paysage visible par les individus et le paysage utilisé pour les déplacements des organismes d'une espèce animale est nécessairement différente. Dans le premier cas, la caractérisation des structures paysagères impose une vision tangentielle au niveau du sol, c'est-à-dire « du dedans », pour appréhender le paysage qui serait potentiellement vu par un observateur virtuel parcourant l'espace. Dans le second cas, la caractérisation du paysage se fait d'après une vue zénithale, c'est-à-dire « du dessus », qui permet de reconnaître les formes paysagères et de caractériser la connectivité des différents éléments de la matrice paysagère.

De manière générale, le paysage visible, comme la connectivité du paysage, peuvent être caractérisés au moyen de métriques paysagères. Nous définissons ici une métrique paysagère comme une métrique spatiale caractérisant la structure du paysage<sup>2</sup>.

Dans chaque cas, il existe une opposition entre deux types de métriques, des métriques *in situ*

---

1. La notion d'objet nécessite ici d'être explicitée. Un objet paysager identifié à partir de l'occupation/usage du sol peut être défini (1) par l'opposition entre un contenu interne et un contexte ou milieu extérieur et (2) par son « contenant » ou forme géométrique, c'est-à-dire par le tracé des limites avec son milieu extérieur et par la figure qui en résulte (Foltête, 2006). De fait, la définition des objets paysagers est dépendante de l'échelle à laquelle on les observe.

2. La notion de métrique est différente de celle d'indicateur. Un indicateur peut être défini comme la traduction d'un concept ou d'un phénomène en un signal ou un nombre. Il a pour fonction de simplifier une information pour la rendre compréhensible et permettre de comparer des situations dans le temps et dans l'espace. Un indicateur est donc le résultat d'une construction à partir de données de base. D'après Peano et Cassatella (2011), un indicateur paysager constituerait un moyen de réduire la complexité d'un paysage pris dans son ensemble en des éléments simples à analyser et à suivre dans le temps. On trouve également dans la littérature en écologie du paysage la notion d'*indice paysager* (Gustafson, 1998; Li et Wu, 2004) ayant un sens très proche de cette d'indicateur paysager

construites à partir d'observations de terrain et des métriques numériques construites à partir de données spatiales. Compte tenu de la dimension diachronique et du besoin de comparaison entre les deux fonctions du paysage, le recours à des métriques numériques est indispensable, justifiant donc la mobilisation d'outils de modélisation spatiale. Nous proposons dans les deux points suivants de présenter les avantages et inconvénients de ces deux types de métriques, pour justifier le recours à une telle démarche modélisatrice.

### De l'occupation du sol au paysage visible

Comme nous l'avons vu dans le chapitre 1, le paysage visible est identique pour l'ensemble des individus avant d'être perçu d'une manière différente par chacun d'eux. Travailler sur le paysage visible, c'est donc d'abord tenter de caractériser les images s'offrant potentiellement au regard des observateurs. Cela nécessite la mise en place de métriques donnant une information sur le contenu des scènes paysagères et leur configuration et permettant de convertir la perception visuelle du paysage en un ensemble de critères quantifiables (Sang *et al.*, 2008).

Concernant le paysage visible, les métriques issues d'observations *in situ* (par exemple Otero Pastor *et al.*, 2007 ; Vouligny *et al.*, 2009) ont l'avantage d'offrir une information riche, par une qualification directe et précise de l'ensemble des attributs du paysage. Dans le cadre d'une évaluation paysagère, elles ont cependant l'inconvénient de ne pas pouvoir être réalisées sur de larges étendues et dans une dimension rétrospective. Face à ces limites, les approches modélisatrices à partir d'outils SIG (par exemple Joly *et al.*, 2009 ; Schirpke *et al.*, 2013) permettent de reconstruire l'environnement paysager à partir des données spatiales numériques (relief et occupation du sol) et de capter une information potentiellement visible par des observateurs virtuels parcourant l'espace dans tous les sens. Elles offrent l'avantage de pouvoir caractériser les propriétés visuelles du paysage à partir de métriques depuis chaque point de l'espace (O'Sullivan et Turner, 2001 ; Franklin et Vogt, 2006 ; Youssoufi et Foltête, 2013) et selon différentes temporalités en fonction des données disponibles. De telles analyses, qui peuvent être appliquées à l'ensemble du *continuum* spatial, ne privilégient aucun site par rapport aux autres et permettent d'éviter de se rendre partout sur le terrain pour effectuer un premier diagnostic, sans biais de protocole d'observation.

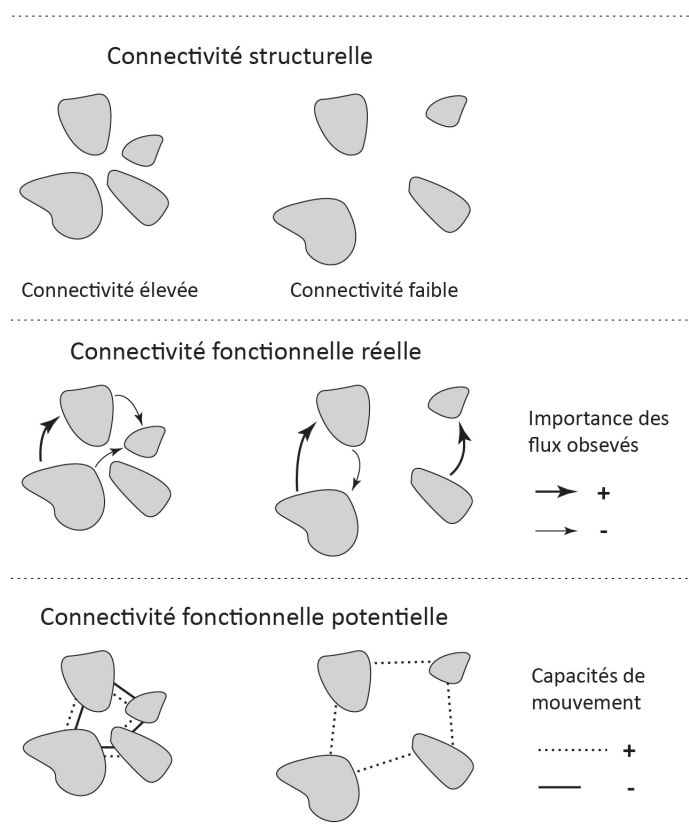
### De l'occupation du sol à la connectivité paysagère

Comme nous l'avons vu dans le chapitre 2, la connectivité paysagère est un élément clé des processus écologiques. Nous avons distingué la connectivité structurelle, qui correspond à l'agencement spatial des structures paysagères, de la connectivité fonctionnelle, qui traduit la réponse d'une espèce donnée en termes de mouvements et de flux individuels entre les taches d'habitat fournies par les structures du paysage (Taylor *et al.*, 2006). Il est également possible de distinguer la connectivité fonctionnelle réelle (basée sur des observations de terrain) de la connectivité fonctionnelle potentielle (basée sur des approches modélisatrices), cette dernière ayant été retenue. Cette distinction repose sur plusieurs méthodes d'analyse de la connectivité fonctionnelle<sup>3</sup> (figure 3.2).

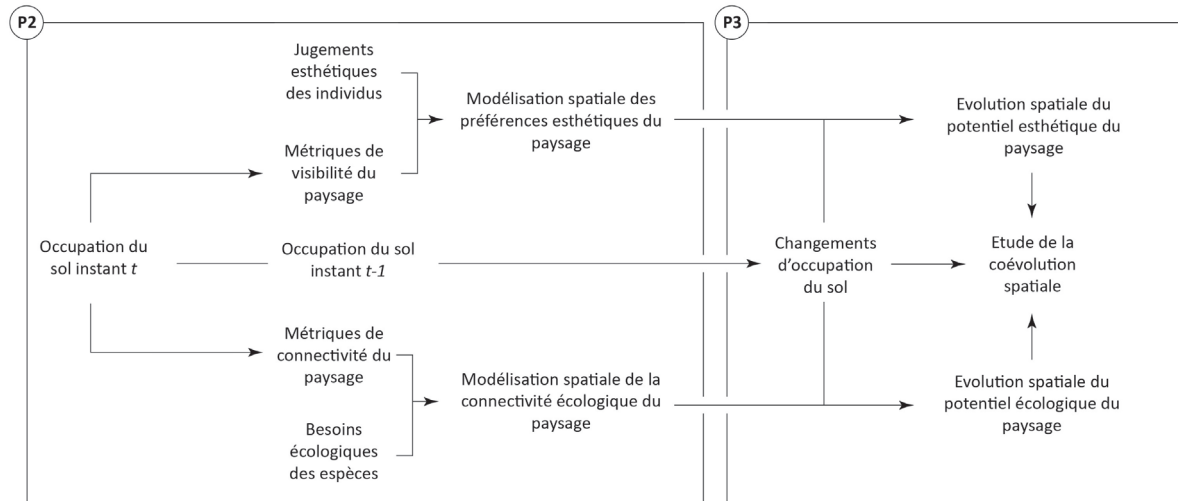
L'analyse de la connectivité fonctionnelle réelle s'appuie sur des données de terrain permettant de suivre les déplacements d'animaux ou de les reconstituer, par exemple à partir d'observations directes ou de données génétiques (Zeller *et al.*, 2012), de suivis télémétriques des individus (Gillis et Krebs, 1999) ou de méthodes de capture-marquage-recapture (Sutherland, 1996). Ces méthodes permettent de caractériser les mouvements réels des individus au sein de taches d'habitat ou à travers la matrice paysagère et donnent une estimation précise des liens de connectivité. Cependant, fonder des analyses sur de telles informations nécessite l'acquisition d'un nombre important de données écologiques et la mise en place de protocoles de validation. De plus, Patterson *et al.* (2008) ont noté que ce type d'approche est sujet à un certain nombre d'erreurs et de biais, en ce qui concerne le système d'échantillonnage pour les méthodes de capture-marquage-

3. Dans la suite de ce travail, nous nous intéresserons uniquement à la connectivité fonctionnelle du paysage, que nous désignerons par souci de simplification par l'expression connectivité paysagère.





**FIGURE 3.2** – Distinctions entre connectivité structurelle et connectivité fonctionnelle potentielle et réelle (adapté de Calabrese et Fagan, 2004). La connectivité structurelle dépend uniquement de la distance entre les taches d'habitat (en gris), sans tenir compte des flux d'organismes entre les taches ou de leurs capacités de mouvement. La connectivité fonctionnelle réelle est mesurée à partir d'observations des flux entre les taches et peut être plus ou moins élevée, indépendamment de la distance entre ces taches. La connectivité fonctionnelle potentielle est mesurée selon des informations sur les capacités de mouvement des organismes. Des taches rapprochées pourront être connectées pour des organismes aux capacités de dispersion importantes ou faibles alors que des taches éloignées ne seront connectées que pour des organismes aux capacités de dispersion importantes.



**FIGURE 3.3** – Démarche générale adoptée dans le cadre de la thèse.

recapture ou encore concernant la précision spatiale pour la télémétrie pour ne prendre que deux exemples. Enfin, Calabrese et Fagan (2004) précisent que ce type d'approche ne peut s'appliquer que sur des espaces réduits et pour un nombre restreint d'espèces, limitant ainsi les possibilités de généralisation à des terrains d'étude larges et à des analyses rétrospectives. Face à ces limites, les méthodes d'analyse de la connectivité fonctionnelle potentielle constituent une alternative. Elles permettent, par la modélisation, d'apporter des éléments de connaissance sur la connectivité paysagère et sont notamment pertinentes à une large échelle spatiale. Les flux d'individus sont dans ce cas quantifiés et/ou spatialisés, non pas à partir d'observations de terrain, mais à partir d'estimations fondées notamment sur des caractéristiques physiques propres à l'espace, notamment l'occupation du sol. La connectivité fonctionnelle potentielle peut par exemple être évaluée par des analyses de moindre coût (Adriaensen *et al.*, 2003), des analyses fondées sur la théorie des circuits (McRae, 2006) ou la théorie des graphes (Bunn *et al.*, 2000 ; Urban et Keitt, 2001).

### Démarche méthodologique adoptée

Comme nous l'avons vu, l'objectif de cette thèse consiste à étudier la coévolution spatiale des fonctions esthétique et écologique du paysage. Les deux sections précédentes ont permis de souligner, pour chacune de ces fonctions, l'intérêt du recours à des métriques paysagères construites à partir de données d'occupation du sol et passant par la modélisation du paysage visible et de la connectivité paysagère. La figure 3.3 présente la démarche générale adoptée pour répondre à cet objectif. Deux étapes générales seront nécessaires et seront abordées dans les deux parties suivantes. La première étape consistera à modéliser les fonctions esthétique et écologique du paysage de manière indépendante. La seconde étape contribuera ensuite à analyser de manière diachronique la façon dont ces fonctions ont coévolué dans l'espace au cours du temps. Plus spécifiquement, nous chercherons à savoir s'il existe des divergences ou des convergences entre ces deux fonctions. Dans ce cheminement, l'occupation du sol est donc au cœur des différentes analyses, permettant de caractériser à la fois les structures et les dynamiques du paysage. Nous posons comme hypothèse que si certains types de changements d'occupation du sol sont susceptibles d'impacter négativement ou positivement les deux fonctions du paysage, d'autres peuvent avoir un effet contradictoire, impactant positivement la fonction écologique et négativement la fonction esthétique, ou inversement.

Notons ici que des métriques paysagères ne suffisent pas à elles seules à modéliser les fonctions esthétique et écologique du paysage. Nous mobiliserons donc également des informations relatives aux jugements esthétiques des individus aux besoins écologiques d'espèces animales de manière à calibrer la modélisation des préférences esthétiques du paysage d'une part et de la connectivité

écologique d'autre part. L'ensemble de ces éléments seront détaillés dans la partie 2.

## 3.2 Terrains d'étude

Pour répondre à notre problématique, nous proposons d'appliquer la démarche générale présentée précédemment dans un contexte spatial de franges urbaines. En effet, ces espaces présentent une diversité importante de paysages sur un gradient urbain-rural et sont soumis à des changements d'occupation du sol importants, notamment d'origine anthropique. Nous présenterons ici dans un premier temps ce contexte spatial particulier constituant une interface entre la ville et son environnement, puis les terrains d'étude choisis comme représentatifs des franges urbaines d'agglomérations françaises.

### 3.2.1 Les franges urbaines comme contexte spatial

Les politiques d'aménagement du territoire ont longtemps opposé les catégories *urbain* et *rural* et ont mis du temps à définir l'espace intermédiaire entre la ville et campagne. Ceci s'explique d'abord par la difficulté de définir la ville en tant qu'objet, notamment en raison de son caractère dynamique. Les zones rurales sont dans la plupart des cas définies en négatif, comme des espaces au sein desquels les caractéristiques urbaines sont rares, ou même absentes. Une telle description peut néanmoins cacher des différences de perception entre les habitants de ces espaces, les nouveaux résidents, les touristes ou encore les acteurs publics (Tilt *et al.*, 2007). D'après Tacoli (2003), l'idée d'une fracture nette entre urbain et rural est devenue une métaphore trompeuse qui fausse totalement la réalité géographique. La mobilisation de critères et de seuils pour définir ce qui est urbain ou rural ne crée qu'une simplification apparente et ne permet pas de saisir la complexité des espaces d'entre-deux, ni totalement urbains, ni totalement ruraux. Ces milieux semi-urbains ou semi-ruraux (Meeus et Gulinck, 2008) constituent pourtant un espace définissable en tant que tel, qualifié de frange urbaine.

#### Des enjeux associés à l'étalement urbain

La reconnaissance de cet espace spécifique naît des enjeux associés à l'étalement urbain, qui change la relation entre l'urbain et le rural par la création d'une variété de nouveaux motifs morphologiques modifiant les paysages. L'expression étalement urbain est largement utilisée dans la littérature scientifique pour décrire le phénomène d'extension des villes sur leur environnement plus ou moins proche. D'autres expressions ayant un sens proche peuvent être trouvées dans la littérature, comme rurbanisation (*counterurbanization*)<sup>4</sup>, suburbanisation (de l'anglais *suburbs*) ou encore périurbanisation<sup>5</sup>. Le développement de l'expression *périurbanisation* est associé au terme *périurbain*, qui fait référence à la ceinture située en dehors de la ville où se confrontent activités agricoles et espaces résidentiels (Le Jeannic, 1997; Cavailhès et Schmitt, 2002). Pour Cavailhès *et al.* (2004), cet espace périurbain peut être vu comme rural du point de vue de l'usage du sol, car l'espace est en majorité agricole, et urbain du point de vue socio-démographique, car la majorité de sa population active se déplace pour travailler dans la ville centre. Irwin et Bockstael (2004) dénomment par zones exurbaines la zone « entre » la campagne et la ville. Bourne (1996) indique également qu'il n'y a pas de limite nette entre la ville et ces zones exurbaines marquées par des paysages semi-agricoles et semi-urbains.

---

4. Comme le souligne Ghorra-Gobin (2005), l'expression rurbanisation a un sens quasi similaire à celle d'étalement urbain à la différence près qu'elle ne porte pas de sens péjoratif. Pour Merlin (2009), il est également nécessaire de distinguer la rurbanisation, qui fait référence à l'idée d'une projection de la ville vers le rural, et la périurbanisation qui traduit une forme d'urbanisation continue aux franges de la ville.

5. Castel (2006) note que l'étalement urbain et la périurbanisation sont deux phénomènes distincts. La périurbanisation fait référence à la notion de mobilité domicile-travail et reflète le niveau d'attractivité de l'agglomération alors que l'étalement urbain constitue une notion exclusivement physique qui traduit une dynamique d'occupation de l'espace non bâti par de nouvelles constructions.

De manière générale, les chercheurs semblent s'accorder sur l'idée que le critère de densité est central dans la description du processus d'étalement urbain (Antoni, 2003) et le décrivent le plus souvent comme une expansion urbaine dont la consommation de l'espace est plus élevée que la croissance des densités de population (Fulton *et al.*, 2001 ; Wolman *et al.*, 2005 ; Antoni et Youssoufi, 2007). L'Agence Européenne de l'Environnement décrit l'étalement urbain comme le bord d'attaque de la croissance urbaine (*European Environmental Agency*, 2006) et insiste également sur le fait qu'il se manifeste « par l'apparition et le développement de zones résidentielles discontinues, dispersées, à faible densité, à l'intérieur de zones à finalité agricole situées autour et à proximité des villes ». Galster *et al.* (2001) définissent l'étalement urbain comme un modèle d'utilisation des terres dans une zone urbaine qui présente une combinaison de huit dimensions distinctes de l'utilisation des terres à des niveaux faibles : densité, continuité, concentration, regroupement, centralité, nucléarité, mixité des usages et proximité. Au-delà de ces tentatives de définition, Fulton *et al.* (2001) notent que l'étalement urbain reste une notion évasive qui peut représenter des phénomènes divers tels que le développement suburbain axé sur l'automobile, le développement de lotissements résidentiels de faible densité sur la frange urbaine, ou même toute sorte de croissance des franges, qu'elle soit entraînée par une augmentation de la population ou non.

### La notion de frange urbaine

Dans le contexte d'étalement urbain de la deuxième partie du 20<sup>ème</sup> siècle, les contacts entre l'urbain et les espaces agricoles ou naturels sont vus comme les fronts mobiles d'une ville qui conquiert des espaces ruraux résistant plus ou moins bien à cette avancée. Les grandes métropoles font donc face à des défis majeurs dans la gestion de ces fronts concernés autant par des problématiques de développement urbain et de gestion des espaces naturels, ainsi que de valorisation des terres agricoles (Vanbutsele et Declève, 2015). Après avoir été ignorés dans le cadre de l'urbanisme fonctionnel des années 1960, ces espaces redeviennent un objet central pour l'action publique, dont l'objectif est de limiter l'étalement urbain et la banalisation des paysages issue des nouvelles formes urbanistiques du périurbain. Bonin (2013) identifie un glissement sémantique en France à partir de la notion de *front* vers ceux de *frange* et de *lisière* urbaine. Cette expression traduite de l'anglais *urban fringes* est notamment véhiculée en France par le schéma directeur d'aménagement et d'urbanisme de la région de Paris (SDAURP, 1965), qui utilise l'expression *frange de l'agglomération* puis par les schémas d'aménagement régionaux, notamment celui de la Région Île-de-France en 1970 qui voit le contact urbain-rural comme un réel espace de transition au sein duquel il existe une complémentarité entre la ville et ses périphéries.

De manière générale, les franges urbaines constituent des espaces de transition plus ou moins marquée entre la ville et son environnement (la campagne, la « nature », etc.) et dont les fonctions peuvent varier : entrées de ville, zones commerciales et industrielles, espaces résidentiels, etc. Adell (1999), Gallant *et al.* (2004) et Cavailhès *et al.* (2004) les définissent comme des ceintures à l'extérieur des limites de la ville dense, occupées à la fois par les ménages et les agriculteurs. Antrop et Van Eetvelde (2000) donnent quant à eux une définition paysagère de ces espaces, vus pas seulement comme une transition entre un milieu urbain et un milieu rural, mais comme de « nouveaux » paysages complexes créés par une hétérogénéité fonctionnelle.

### Discontinuité, limite ou interface ?

Il est possible d'appréhender les franges urbaines à différentes échelles, que ce soit à partir d'une agglomération urbaine dans son ensemble, d'un quartier ou même au niveau d'un lotissement en bord de ville (Raymond, 2015). Indépendamment de l'échelle d'observation, elles ont pour point commun de mêler espaces bâtis et non bâtis et de constituer de réelles interfaces entre la ville et son environnement. Il semble ici nécessaire de préciser le choix du qualificatif *interface* pour caractériser ces espaces, notamment en ce qui l'oppose aux notions de *limite* et de *discontinuité* :

- La notion de discontinuité peut être définie comme une rupture dans l'espace entre au moins deux objets, impliquant nécessairement un contact qui peut être de forme aréolaire ou réticulaire (Perez *et al.*, 2008). Dans le premier cas, celui qui nous intéresse particulièrement ici, il y a discontinuité si on observe un changement graduel dans un critère d'observation (changement d'architecture des bâtiments ou densification urbaine en se rapprochant d'un centre-ville, etc.). La discontinuité comme objet géographique dépend des échelles spatiales et temporelles de l'analyse : elle peut apparaître comme une ligne à une certaine échelle et comme une zone à une autre échelle ;
- Une limite peut être définie simplement comme une inscription géométrique de la discontinuité spatiale, c'est-à-dire un élément arbitraire résultant d'une démarche volontaire de géométrisation. Pour Vanbutsele et Declève (2015), ce serait donc une dichotomie entre espace bâti et non bâti, pas nécessairement perceptible sur le terrain mais tracée dans les documents réglementaires, tels que l'*Urban Growth Boundaries* (Ding *et al.*, 1999 ; Abbott et Margheim, 2008) aux Etats-Unis ou encore la délimitation des contours du *Green Heart* dans la *Randstad* aux Pays-Bas (Tjallingii, 2000) ou la délimitation fonctionnelle des Zonage en Aires Urbaines (ZAU) en France (Le Jeannic, 1996) ;
- Une interface peut être définie sous un angle physique comme le contact entre au moins deux éléments de différente nature. C'est donc une catégorie topologique, un objet géographique autonome qui concentre des complémentarités, différences et/ou tensions (Meeus et Gulinck, 2008). Comme le précisent Perez *et al.* (2008), « l'approche par les interfaces est donc fondamentale pour l'analyse des systèmes spatiaux dans la mesure où elle offre un cadre spécifique permettant une meilleure appréhension des mécanismes relationnels et de leurs implications territoriales ».

Les franges urbaines sont donc appréhendées ici comme des interfaces résultant d'une discontinuité entre l'urbain et son environnement, qu'il soit rural ou naturel<sup>6</sup>. Ce choix permet de tenir compte de la complexité de ces espaces en s'affranchissant de limites définies arbitrairement. Plusieurs auteurs ont en effet déjà souligné le besoin de faire évoluer les méthodes de zonage basées sur des lignes (Tjallingii, 2000 ; Gallent *et al.*, 2006 ; Salat, 2011), qui donnent un cadre réglementaire mais n'offrent pas des clés de compréhension de ces espaces en mutation. Les franges urbaines étant des espaces particulièrement instables, elles sont généralement décrites sous l'angle de certains changements d'occupation ou d'usage des sols, comme par exemple l'artificialisation des espaces agricoles ou naturels (Theobald, 2001).

### 3.2.2 Une approche comparative à partir de deux terrains d'étude

Face à la diversité des franges urbaines, nous avons fait le choix de travailler sur deux terrains d'étude différents, l'un correspondant à une agglomération de taille moyenne (Besançon) et l'autre correspondant à une grande métropole (Paris) (figure 3.4). Cette approche comparative permettra de tester la validité des protocoles méthodologiques proposés et leur reproductibilité sur d'autres espaces du même type. Il s'agit ici de présenter successivement chacun des terrains d'étude. Ces terrains ont été définis selon des critères physiques, notamment pour tenir compte d'une grande diversité paysagère, en s'affranchissant de zonages administratifs ou réglementaires. Leur présentation sera donc essentiellement axée sur cette dimension paysagère en intégrant néanmoins quelques éléments de contexte sur les agglomérations urbaines concernées.

#### Les franges urbaines de l'agglomération de Besançon

---

6. On peut néanmoins noter que dans certains cas, la notion de frange urbaine est utilisée comme une limite, non pas sous forme de ligne, mais sous forme de zone tampon. C'est le cas par exemple en Angleterre, où des bandes de 500 mètres de zones rurales sont définies autour des zones métropolitaines et zones bâties et dénommées franges urbaines (Gallent *et al.*, 2006).



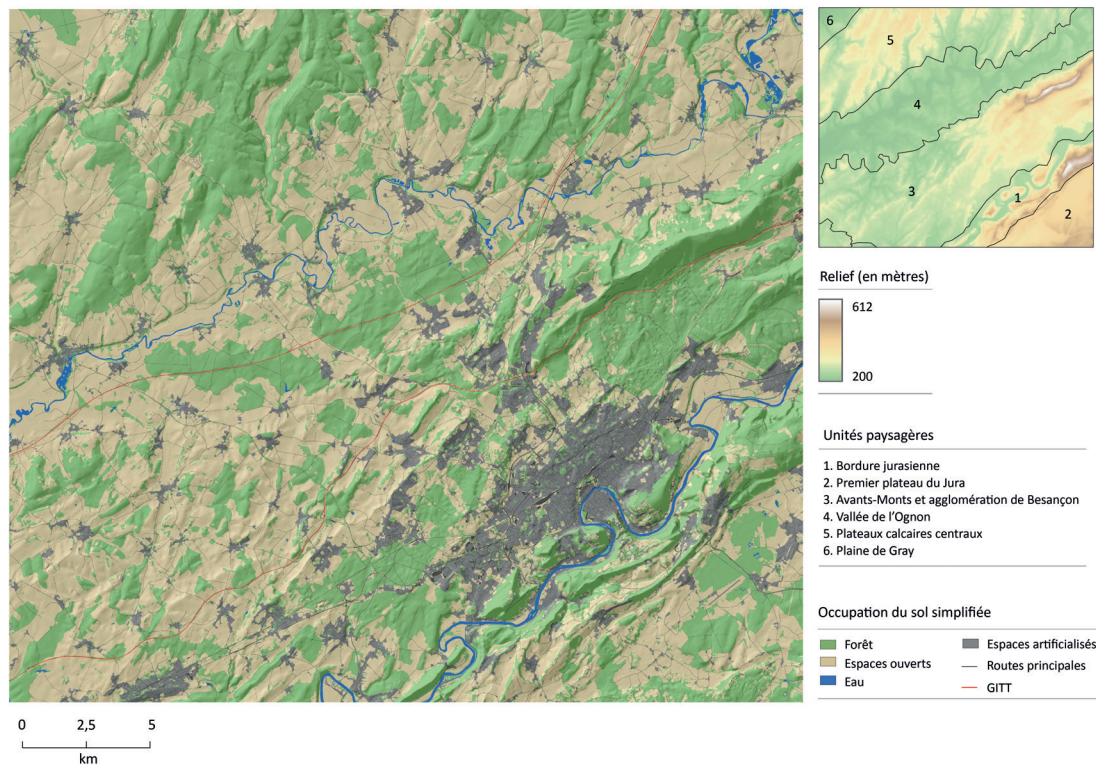
**FIGURE 3.4** – Localisation des terrains d'étude sur les franges urbaines des agglomérations de Paris et Besançon.

Besançon est une ville moyenne située dans le département du Doubs (25) en Région Bourgogne Franche-Comté. La commune de Besançon comptait au dernier recensement de l'INSEE (2012) 116 353 habitants. Historiquement, la tache urbaine principale de Besançon est longtemps restée cloisonnée autour de son site ancien, localisé au sein d'un méandre de Doubs (« la boucle ») et du quartier Battant accolé à ce méandre. Elle s'est développée progressivement à partir des années 1920 en direction des quartiers périphériques les plus proches qui sont aujourd'hui intégrés au tissu urbain de la ville. Une rupture dans son développement urbain a eu lieu à partir des années 1960. Besançon s'inscrit en effet dans le mouvement national de périurbanisation, caractérisé par une augmentation de la population urbaine s'accompagnant d'un changement des modes de vie des ménages (dépendance à l'automobile, attrait pour la maison individuelle, etc.). Sa croissance urbaine n'a pas été spatialement homogène, notamment en raison des contraintes du relief au sud de la ville. Le phénomène d'étalement urbain caractéristique des agglomérations françaises a donc ici principalement concerné les franges urbaines situées au nord-ouest de la ville. Nous nous intéresserons principalement à cet espace, dont les dynamiques en termes de changements paysagers sur un gradient urbain-rural sont les plus importantes.

Du sud-est au nord-ouest de cette zone d'étude, les paysages s'organisent en bandes obliques plus ou moins régulières. Cette organisation spatiale est liée au relief des contreforts du Jura. L'Atlas des Paysages de Franche-Comté (CAUE du Doubs et Théma, 2000a, 2000b) distingue dans cette zone six principales unités paysagères dans lesquelles l'influence urbaine diminue à mesure que l'on s'éloigne de Besançon en direction du nord-ouest (figure 3.5).

Tout d'abord, la bordure Jurassienne (ou « faisceau bisontin ») constitue un rebord septentrional de l'Arc Jurassien. Cette entité paysagère intègre la Vallée du Doubs et est marquée par l'urbanisation de la ville de Besançon (dont l'emprise urbaine butte sur le relief au sud de la ville) et de ses communes attenantes. La nature s'impose néanmoins au sud de la ville, les versants du faisceau bisontin étant marqués par la végétation arbustive et arborescente. Une partie de la Moyenne vallée du Doubs a été classée Natura 2000 au titre de la Directive Oiseaux et de la Directive Habitats, Faune, Flore. Ce site dispose en effet d'une grande diversité d'habitats (forêts de pente et forêts alluviales, pelouses sèches, falaises, etc.). Les milieux rupicoles constituent un refuge pour de nombreuses espèces d'oiseaux (faucons pèlerins, Grand-Duc d'Europe, Faucon crécerelle, etc.), et font l'objet de 12 arrêtés préfectoraux de protection de biotope (APB). Une réserve biologique forestière est également présente pour protéger les forêts de pente, qui jouent un rôle dans la préservation de certaines espèces comme le Pic noir ou le Lynx.

Situé au sud de la ville de Besançon, le Premier Plateau du Jura présente plusieurs caractéristiques des reliefs karstiques (dolines, vallons secs, lapiez sous forêt, gouffres). Le paysage est marqué par une forte empreinte à la fois agricole et forestière. Les espaces agricoles sont



**FIGURE 3.5** – Présentation du terrain d'étude de Besançon.

principalement dédiés aux cultures alors que les prairies occupent une place plus réduite. Le développement urbain de Besançon, concentré au nord de la ville, a néanmoins franchi le faisceau bisontin pour déborder sur ce plateau. Certains anciens villages se développent depuis les années 1960 et constituent des éléments très marquants dans le paysage. L'hydrographie est marquée par le karst et se caractérise par peu d'écoulement sub-aérien, avec une multitude de petits bassins versants plus ou moins concentrés vers le Marais de Saône. Ce marais a été classé en Espace Naturel Sensible (ENS) en raison de son rôle écologique pour le maintien d'espèces animales et végétales propres à ce type de zone humide.

Au nord de la bordure jurassienne et du Doubs, le paysage des Avant-Monts est marqué par un relief dont le profil dominant est l'alternance d'un réseau de collines calcaires et de dépressions marneuses. L'urbanisation de l'agglomération de Besançon a largement imprimé sa marque dans le paysage aux dépens des espaces agricoles. Au sein des communes, le tissu rural ancien se confronte avec les constructions pavillonnaires récentes. La forêt garde néanmoins une place considérable avec la présence d'une ceinture verte enserrant la tache urbaine. À l'ouest, l'empreinte urbaine est moins affirmée (à l'exception de Saint-Vit) et les espaces ouverts de cultures et de prairies dominent le paysage. À l'est, la forêt occupe largement les parties hautes, à l'image de la forêt de Chailluz. Cette forêt est néanmoins divisée par l'autoroute A36 mise en service en 1973 et qui traverse intégralement la zone. C'est également le cas de la ligne à grande vitesse (LGV) Rhin-Rhône mise en service en 2011.

La Vallée de l'Ognon constitue une unité paysagère particulière, strictement délimitée par la gouttière topographique de l'Ognon, qui dessine des méandres plus ou moins amples. Cette dépression entre les Avant-Monts et les plateaux calcaires de Haute-Saône peut être découpée en deux sous-espaces. La partie la plus à l'ouest, section où la vallée est la plus large, présente un caractère urbain lié aux phénomènes de rurbanisation avec la proximité à Besançon. La topographie est ici propice à la culture de céréales, et la forêt est également présente sur les parties hautes des collines encadrantes. En revanche, dans la partie la plus à l'est, la vallée se rétrécit alors que les altitudes augmentent. Les parcelles agricoles alternent entre cultures et prairies, et les massifs boisés ont une présence marquée sur les parties hautes, à l'image de la Ride

de la Dame Blanche. Cette entité paysagère contient plusieurs zonages de protection (ZNIEFF de niveau 1 et 2, ZSC et ZSP) qui concernent à la fois des espaces aquatiques et forestiers.

Plus au nord, les plateaux calcaires centraux de Haute-Saône présentent un relief tabulaire disséqué par un puissant réseau de vallées et vallons. Les parties dominantes sont plutôt forestières et les vallées plutôt agricoles. La densité de population décroît du sud vers le nord, où elle devient très faible. Dans le prolongement de ces plateaux, la plaine de Gray présente une topographie douce au sein de laquelle les villages et bourgs prennent également une place très réduite. La forêt s'organise en massifs beaucoup plus compacts, et la mise en valeur agricole est surtout dominée par les cultures.

La délimitation de cette zone d'étude permet la prise en compte d'une grande diversité de paysages et de milieux naturels sur un gradient urbain-rural entre la ville de Besançon et les espaces ruraux de Haute-Saône situés plus au nord, ainsi qu'une partie du premier plateau du Jura au Sud.

### **Les franges urbaines de l'agglomération de Paris**

La seconde zone d'étude est située principalement dans le département de Seine-et-Marne (77). Elle intègre néanmoins dans sa partie ouest une petite partie des départements de Seine-Saint-Denis (93) et du Val-de-Marne (94). La Seine-et-Marne couvre presque la moitié de la superficie de la région Île-de-France. Elle comptait au dernier recensement de l'INSEE (2012) 1 353 946 habitants, soit seulement 11,4% de la population régionale. C'est le département d'Île-de-France dont le taux de croissance annuel moyen de la population entre 1982 et 2012 est le plus élevé (+1,4% pour une moyenne régionale de +0,6%). Cette augmentation de population s'accompagne d'une forte dynamique d'étalement urbain, notamment aux dépens des espaces agricoles. Dans la zone concernée, c'est le cas des communes les plus à l'ouest (couronne dense de Paris), qui s'intègrent dans la continuité spatiale de la tache urbaine de l'agglomération parisienne. À l'échelle régionale, les plus grands changements concernent néanmoins les villes nouvelles, qui sont au nombre de cinq : Cergy Pontoise, Saint Quentin en Yvelines, Melun-Sénart, Marne-la-Vallée et Évry. Marne la vallée est située au cœur de la zone d'étude. Cette ville nouvelle composée de 26 communes s'est développée à partir des années 1960 suite à la mise en place du Schéma Directeur d'Aménagement et d'Urbanisme (SDAU) d'Île-de-France. Elle comptait à elle seule 303 707 habitants en 2013 (soit près de 22,5% de leur population du département). Au-delà de ces dynamiques récentes à proximité de Paris, les autres villes et villages ont également connu un accroissement important de la population, à l'image de la ville de Meaux, dont la population est passée de 22 251 habitants en 1962 à 53 766 habitants en 2013 (soit + 141,6% en 50 ans). Cette croissance démographique à l'échelle du département génère un étalement urbain important qui s'accompagne d'une fragmentation des milieux naturels par le développement d'infrastructures de transport (autoroutes et LGV notamment).

Au sein de la zone retenue, il est possible d'identifier plusieurs grandes unités paysagères constituées de plateaux (plateaux nord et plateau de la Brie) et de vallées (Vallée de la Marne et du Grand Morin). Chacun de ces ensembles connaît un gradient urbain-rural ouest-est, les paysages les plus urbanisés à l'ouest de la zone d'étude constituant également un ensemble paysager dominé par l'agglomération parisienne (figure 3.6).

Les plateaux du nord sont principalement recouverts de grandes cultures, à l'image de la Brie des Étangs et de l'Orxois à l'est, ainsi que le Pays de France à l'ouest, qui forment l'essentiel de ces paysages agricoles. Les faibles ondulations du relief offrent des vues dégagées sur les quelques éléments en élévation, comme les villages installés sur des coteaux, les lisières de bois et forêts, les bosquets et peupleraies, ou encore les quelques buttes. Les buttes de la Goëlle dominent par exemple le nord-ouest du plateau sur une vingtaine de kilomètres. La butte d'Aulnaie marque également le paysage par ses crêtes boisées ainsi que par ses paysages périurbains. En dehors de ces buttes, le relief est très doux et seules quelques rivières comme la Thérrouane et ses affluents, ou la Gergogne, modulent le plateau. Dans la partie la plus à l'ouest, les grandes infrastructures



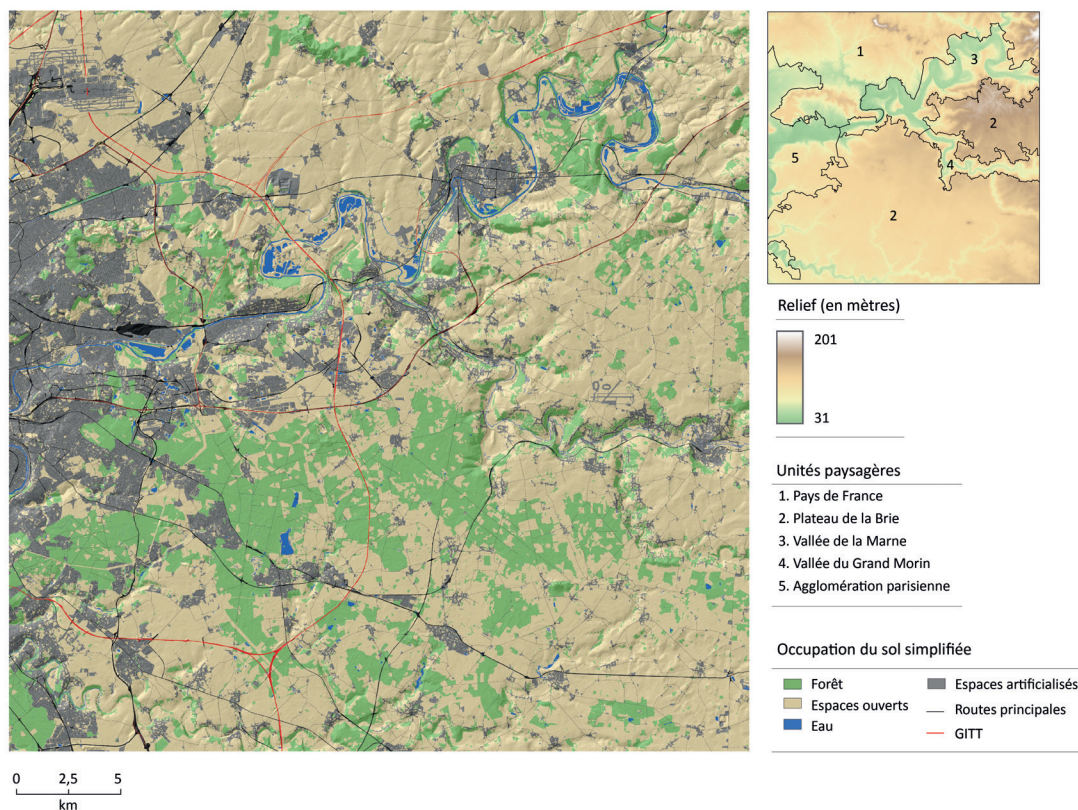


FIGURE 3.6 – Présentation du terrain d'étude de Seine-et-Marne.

de transport sont très présentes dans le paysage à proximité de Paris, que ce soient les LGVs et autoroutes, ou encore l'aéroport Charles-de-Gaulle.

Au sud de cet ensemble, les plateaux de la Brie constituent un ensemble aux reliefs peu accidentés. La butte Saint-Georges (215m), point culminant de Seine-et-Marne, constitue le seul élément de relief particulièrement visible au sein de cette unité paysagère qui se distingue des plateaux du nord par son occupation du sol beaucoup plus forestière. Cette caractéristique lui doit la dénomination de « Brie boisée ». La présence de vastes étendues forestières s'explique principalement par le sol humide et argileux de cet espace, à l'image des ZNIEFF de la Forêt d'Armanvilliers, de Ferrières et de Notre-Dame qui constituent les plus grands ensembles forestiers de cette unité paysagère. Au sein de cet ensemble, le gradient urbain-rural reste cependant très présent. À l'est, les clairières laissent place à des espaces de culture, notamment dans la Brie de Provins, qui constitue le plus vaste plateau cultivé du département. À l'ouest, les interstices forestiers de la Brie boisée sont marqués par la pression de l'agglomération parisienne et son étalement urbain. Le plateau de la Brie-Comte-Robert est néanmoins couvert en majorité de cultures, bien que cernées par l'urbanisation. L'influence de Paris se ressent également par la présence d'infrastructures comme la Francilienne ou les LGV qui fragmentent le paysage.

La Marne, principal affluent de la Seine, entaille le plateau de la Brie et marque de manière importante l'identité paysagère de la Seine-et-Marne. La vallée de la Marne traverse d'est en ouest la zone d'étude, en partant de paysages ruraux qui laissent place progressivement à des espaces dominés par l'urbanisation. La remontée de la vallée de la Marne constitue en cela un parfait témoin du gradient urbain-rural du département. À l'ouest, le paysage est d'abord celui des premières ceintures de l'agglomération parisienne, vision qui s'accroît à l'entrée de la ville nouvelle de Marne-la-Vallée. Dans cette partie, les rebords de la Brie boisée sont largement artificialisés, avec la ville nouvelle qui se développe le long des grands axes de communication (A4 et RER A par exemple). Il est possible de distinguer trois ensembles urbains issus de trois phases distinctes d'urbanisation des franges de l'agglomération parisienne : (1) les quartiers

denses et agglomérés tels que Maubuée, qui se développent depuis les années 1970 à l'ouest, (2) le centre plus préservé de l'urbanisation à l'exception de la commune de Bussy Saint-Georges, (3) l'immense domaine de Disneyland et ses villes attenantes plus à l'est. En aval de la ville de Meaux et en remontant la Marne, les « boucles d'Esbyly » constituent les premiers témoins des paysages ruraux et naturels de cet ensemble paysager au sein duquel plusieurs zonages de protection sont présents, tel que l'APB du Marais de Lesches ou encore la ZSC du Bois de Vaire-sur-Marne. L'empreinte urbaine de l'agglomération de Meaux est ensuite très prégnante avant de laisser place à des paysages encore boisés et agricoles à la sortie de la zone d'étude, au niveau des méandres formés par la Marne et appelés les « boucles de Montceaux-lès-Meaux ».

La vallée du Grand Morin s'impose également de manière particulière dans les paysages de la zone d'étude en complétant le réseau hydrographique du plateau de la Brie. Cette vallée, qui rejoint celle de la Marne au niveau du domaine de Disneyland, est également concernée par une croissance urbaine importante, notamment autour de Coulommiers à l'est et de Crécy-la-Chapelle plus en aval. Cette vallée est desservie par plusieurs axes de transport (RD 934 et ligne de chemin de fer) qui relie Marne-la-Vallée.

### 3.3 Données spatiales

Notre travail repose sur une démarche modélisatrice basée sur des données spatiales multi-dates<sup>7</sup>. Dans cette section, nous détaillerons les étapes de construction de ces données pour les deux terrains d'étude, que nous dénommerons dans la suite de ce travail par simplification *Besançon* et *Seine-et-Marne*. Alors que les données de base de l'occupation du sol sont construites selon des modalités différentes pour Besançon (section 3.3.1.) et pour la Seine-et-Marne (section 3.3.2), certaines données spatiales complémentaires ont été mobilisées conjointement pour ces deux terrains (section 3.3.3).

#### 3.3.1 Données d'occupation du sol pour Besançon

L'analyse des dynamiques paysagères dans la zone d'étude de Besançon repose sur le suivi de l'occupation du sol entre 1984 et 2010. Le choix de ces dates a été soumis à la disponibilité de certaines données spatiales (photographies aériennes pour 1984 notamment). Ce suivi a nécessité la réalisation d'un Mode d'Occupation du Sol (MOS) à partir des données de l'Institut Géographique National (IGN) pour l'année 2010, puis la création d'un MOS rétrospectif pour 1984<sup>8 9</sup>.

##### Construction du MOS 2010

La méthode mise en place pour produire le MOS 2010 s'appuie sur des techniques géomatiques permettant l'assemblage des données d'occupation du sol provenant de plusieurs sources. Les deux principales sources de données utilisées sont des données standardisées à l'échelle nationale :

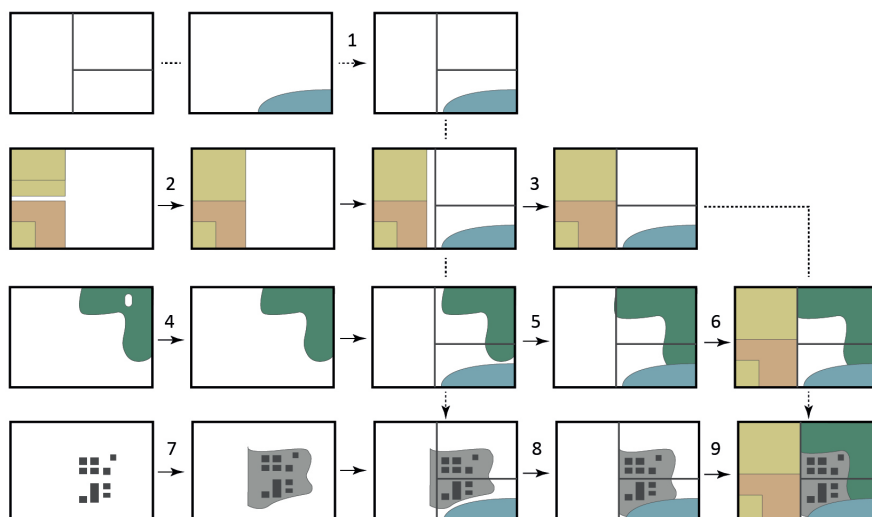
- La BD TOPO® de l'IGN constitue la source d'informations principale. De précision métrique, cette composante concerne la description du territoire et de ses infrastructures<sup>10</sup> ;

7. Nous entendons par données spatiales l'ensemble des informatiques géographiques numériques, que ce soient des données sources (en format vectoriel ou matriciel) ou des données produites après traitements géomatiques.

8. Ce travail a été réalisé par Damien Roy, géomaticien au laboratoire ThéMA, avec la participation d'Anthony Philibert et de Catherine Fruchard.

9. La description de ce travail est en partie issue du rapport de synthèse final du chantier *Dynamique des paysages et potentiel écologique de la Région Franche-Comté* du projet ODIT (Observatoire des Dynamiques Industriel et Territoriales) piloté par la MSHE Ledoux et financé par le FEDER.

10. Certains biais peuvent être notés concernant cette source. En effet, les bâtiments de moins de 20m<sup>2</sup> sont exclus au moment de la saisie des données. C'est le cas également de la végétation, représentée uniquement au-dessus d'une superficie de 500m<sup>2</sup> et excluant de fait la prise en compte des petites haies ou bosquets. De plus, cette couche d'informations ne différencie pas les forêts, landes ou vergers, ni même les différentes essences forestières.



**FIGURE 3.7** – Méthode générale de construction du MOS (d’après Tourneux et Roy, 2015). (1) Création du squelette polygonal, (2) comblement des interstices entre parcelles, (3) greffe des parcelles au squelette, (4) comblement des clairières forestières, (5) greffe des forêts au squelette, (6) ajout de la forêt au MOS, (7) création de la tache urbaine, (8) greffe de la tache urbaine au squelette, (9) ajout de la tache urbaine et des bâtiments au MOS.

- Le Registre Parcellaire Graphique (RGP) de l’Agence des Services et Paiements (2010) est constitué des îlots agricoles numérisés lors des demandes par les exploitants agricoles de subventions de la Politique Agricole Commune (PAC)<sup>11</sup>. Ces surfaces sont représentées par des îlots à l’échelle du 1/5.000 et permettent de connaître l’emprise et les caractéristiques des parcelles agricoles. Bien que déclarative, cette information est un élément essentiel pour la construction du MOS, constituant la seule source d’information à grande échelle et actualisée sur l’espace agricole<sup>12</sup>.

Ces données sources sont produites en partie à partir de photo-interprétation et sont accessibles au format vectoriel<sup>13</sup>. L’assemblage de la BD TOPO® et du RGP pose un certain nombre de problèmes, notamment sur le plan géométrique. L’enjeu de la démarche suivie a été de développer une chaîne de géotraitements pour mettre en cohérence ces sources de données (figure 3.7). Dans le cadre de ce protocole, une Unité Minimale de Collecte (UMC)<sup>14</sup> et une Largeur Minimale de Collecte (LMP)<sup>15</sup> ont été fixées respectivement à 2000 m<sup>2</sup> et 5 m.

Avant de délimiter les principales catégories d’occupation du sol, un prétraitement permet de construire un « squelette polygonal » qui constitue un support de rattachement pour l’ensemble des polygones du MOS. C’est sur ce « squelette » que seront ensuite « greffés » successivement et par ordre de priorité les autres éléments de l’occupation du sol, suivant des opérations d’appariement nécessaires pour les relier entre eux. Le squelette polygonal a été généré à partir d’éléments

11. Dans le cadre de l’open-data, cette information est disponible sur [data.gouv.fr](http://data.gouv.fr).

12. Cette source comporte toutefois la limite de ne renseigner que les îlots faisant l’objet d’une demande de subventions, ce qui exclut nécessairement un certain nombre d’exploitations.

13. Dans le détail, les données contenues dans la BD TOPO® et le RPG diffèrent par leur qualité et leur fréquence de mises à jour. Une analyse des métadonnées a permis de préciser leur pertinence thématique, leur période d’actualisation et leur résolution spatiale. Les couches retenues pour la constitution du MOS contiennent la localisation des îlots de parcelles agricoles (source RPG de niveau 1), du bâti, bâti industriel et commercial, bâti remarquable, cimetières, terrains de sport, aérodromes, routes, voies ferrées et surfaces associées, surfaces en eau, surfaces boisées (source BD TOPO®). Ces données ont été mises à jour entre 2010 à 2015, sauf la couche végétation dont la mise à jour peut remonter jusqu’en 2001 suivant les zones.

14. L’UMC détermine l’échelle d’interprétation du MOS. C’est le seuil minimal en-deçà duquel une occupation du sol n’est pas prise en compte.

15. La LMP correspond au seuil minimal en-deçà duquel les différents polygones sont ligaturés sur la structure du MOS appelée « squelette polygonal ».

Désignation de la couche dans la BD TOPO®	Définition
Route	Ensemble des tronçons des réseaux routiers
Surface_route	Surfaces associées aux réseaux routiers (échangeurs, aires d'autoroutes par exemple)
Tronçon-voie_ferree	Ensemble des tronçons des réseaux ferroviaires
Surface_eau	Polygones de l'hydrographie de surface

TABLEAU 3.1 – Couches de données utilisées pour la création du squelette polygonal.

Désignation de la couche dans la BD TOPO®	Définition et traitement éventuel
RPG.Niveau.1	Parcellaire agricole
Zone_végétation	Forêts
Bati_indifferencie	
Bati_industriel	
Bati_remarquable	
Cimetiere	Agrégation et traitement morphologique pour définir la tache urbaine
Terrain_sport	
Piste_aérodrome	

TABLEAU 3.2 – Couches de données utilisées pour la création du MOS.

de forme linéaire ou surfacique pour constituer un maillage offrant de multiples points de liaison avec les autres éléments d'occupation du sol (tableau 3.1).

La couche la plus sollicitée lors de la création du squelette polygonal est *Route*<sup>16</sup>, constituée de l'ensemble exhaustif des voies routières recensées par l'IGN. Cette couche est mise à jour avec une fréquence bisannuelle. Les autres couches décrivant des éléments des réseaux routiers (*Surface\_route*) et des réseaux ferroviaires (*Troncon\_voie\_ferree* et *Aire\_triage*) ont été également mobilisées. Parmi ces couches, les éléments linéaires ont été associés à leurs caractéristiques de nature et de largeur pour générer des formes polygonales. Les grandes infrastructures de transport terrestre (GITT), à savoir les autoroutes et Lignes à Grande Vitesse (LGV) ont été distinguées des autres réseaux routiers et ferroviaires. La couche *Surface\_eau* est venue compléter le squelette polygonal, en délimitant le réseau hydrographique à partir des polygones de surfaces en eau permanentes. Les plans d'eau ont ici été distingués des deux grands cours d'eau (Doubs et Ognon) présents dans la zone d'étude. La création du squelette polygonal (et du MOS de façon générale) passe par la réduction de l'information spatiale sur une représentation 2D, ce qui impose la définition de nombreuses règles de recouvrement entre objets.

Au total, huit couches ont formé les éléments constitutifs du MOS de manière complémentaire au squelette polygonal (tableau 3.2). Ces couches ont été ordonnées en fonction de l'actualité de leur mise à jour, de leur précision géométrique et de leur résolution spatiale. Le premier élément pris en compte est le RPG, dont les îlots ont été corrigés de leurs erreurs géométriques. Le second élément est la couche *Zone\_végétation* de la BD TOPO® en raison de sa précision géométrique, bien que sa mise à jour soit plus ancienne. Cette couche recense l'ensemble des espaces boisés de plus de 500 m<sup>2</sup> ou de plus de 5000 m<sup>2</sup> selon leur type. Ces éléments sont représentés par des polygones qui bénéficient d'une bonne précision géométrique, mais dont l'actualité est très inégale. Le troisième élément concerne les surfaces urbanisées. La BD TOPO® décrit précisément les emprises de différents types de bâtiments et d'autres surfaces artificialisées, avec une mise à

16. Pour la réalisation du MOS, plusieurs éléments secondaires ont été supprimés : les escaliers, les pistes cyclables ou encore les chemins forestiers non imperméabilisés.

jour régulière.

La mise en place du MOS débute par un premier ensemble de liaisons entre les polygones et le squelette polygonal. Les premières portent sur les îlots RPG, pour lesquels une distinction a été opérée entre les parcelles de type « culture » et « prairie »<sup>17</sup>. Les emprises des polygones de ces deux classes sont ensuite reliées entre elles, en dilatant les polygones séparés de moins de 5 mètres. Les polygones interconnectés sont alors greffés au squelette polygonal, en procédant à une dilatation directionnelle orientée vers les points de connexion des différents réseaux présents à moins de 5 mètres.

Les secondes liaisons concernent la couche *Zone\_végétation*, préalablement simplifiée par comblement des clairières de moins de 2000 m<sup>2</sup> (seuil correspondant à la définition de l'UMC). Les polygones de forêt sont alors tronqués de leurs superpositions avec les polygones du MOS issus de l'étape précédente. Le résultat de la différence géométrique est ajouté au squelette polygonal par un raccord issu d'une dilatation directionnelle identique à la dilatation du RPG.

La dernière étape correspond à la modélisation de la tache urbaine, par une dilatation de 50 mètres autour du bâti suivie d'une érosion de 40 mètres<sup>18</sup>. La tache urbaine ainsi générée est alors tronquée de ses superpositions aux autres éléments du MOS, avant d'être ajoutée au squelette polygonal également par dilatation directionnelle. En d'autres termes, un élément de tache urbaine n'est considéré comme tel que dans le cas où il n'est pas couvert par une autre source d'information. Ces surfaces représentent toutefois des espaces hétérogènes et peuvent être constitués de surfaces ouvertes aux revêtements de tous genres, de jardins privés, etc. Les bâtiments ont été distingués selon deux types, d'une part les bâtiments industriels et commerciaux, et d'autre part le reste des bâtiments qui seront nommés par souci de simplicité « bâti résidentiel » dans la suite de ce travail.

Au final, un MOS de 10 catégories est généré<sup>19</sup> : bâti industriel et commercial, bâti résidentiel, zones artificialisées, réseaux de transport, GITT, cultures, prairies, forêts, plans d'eau et cours d'eau. Cette information spatiale couvre 95,6% de la zone d'étude. Les 4,4% restant n'ont en effet pas pu être caractérisé à partir de l'ensemble des données disponibles et des traitements réalisés. Après une étape de photo-interprétation, ces espaces ont été identifiés comme des zones herbacées ou en broussaille, situées principalement sur les bas-côtés des infrastructures de transport ou constituant des espaces verts intra-urbains.

### Construction du MOS 1984

La procédure automatisée décrite ci-dessus pour le MOS 2010 ne permet pas la construction automatique d'un MOS pour la date antérieure, faute de données sources similaires. Des photographies aériennes de 1984 (figure 3.8) ont été acquises à partir du Géoportail de l'IGN et ont été ortho-rectifiées sur SIG.

Une méthode de cartographie rétrospective a été adaptée aux images monochromes. Elle s'est basée sur la photo-interprétation des différences entre les données du MOS 2010 et les ortho-photographies de 1984. La cartographie rétrospective des forêts, des éléments en eau et des bâtiments est peu soumise aux erreurs d'interprétation. En revanche, la détermination des types de parcelles agricoles a été nettement plus difficile à partir des images monochromes. Une

17. La classe « culture » comprend les parcelles dont les cultures majoritaires sont les suivantes : blé tendre, maïs grain et ensilage, orge, autres céréales, colza, tournesol, autres oléagineux, protéagineux, plantes à fibres, semences, légumineuses à grains, vergers, vignes, fruits à coques, autres cultures, légumes-fleurs et arboriculture. La classe « prairie » comprend le reste des parcelles : gel, gel industriel, autres gels, fourrage, estives, landes, prairies permanentes, prairies temporaires et divers.

18. Nous nous basons ici sur la méthode de définition des taches urbaines mise en place par le Centre de recherche sur les réseaux de transports et l'urbanisme (CERTU, 2008).

19. L'ensemble de ces traitements ont été automatisés dans l'objectif d'être reproductibles pour les dates antérieures. Cette automatisation a nécessité le recours au logiciel PostGreSQL et à sa composante spatiale PostGIS pour transcrire la méthode SIG en script SQL exécutable. Ce travail d'automatisation a été réalisé par Damien Roy et Gilles Vuidel.



**FIGURE 3.8** – Extraits d’ortho-photographies aériennes utilisées pour la réalisation du MOS de 1984 sur la zone d’étude de Besançon.

méthode de validation a donc été expérimentée à partir d’ortho-photographies 2010 convertie en images monochromes, en vue de déterminer le caractère cultivé ou non des parcelles en se basant sur le diagnostic de trois photo-interprètes. Le résultat de la photo-interprétation a été comparé aux déclarations du RPG 2010 et a permis de valider 94% des polygones photo-interprétés. Les données de 1984 ont enfin été converties en tables PostGreSQL avant d’être intégrées dans le script d’automatisation pour être rendues comparables au MOS 2010.

### 3.3.2 Données d’occupation du sol pour la Seine-et-Marne

L’analyse des dynamiques paysagères pour la zone d’étude de Seine-et-Marne repose sur le suivi de l’occupation du sol entre les années 1982 et 2012. Le choix de ces dates a été soumis à la disponibilité des données d’occupation du sol les plus anciennes et les plus récentes de l’Institut d’Aménagement et d’Urbanisme de la Région Île-de-France (IAU-IDF). Ces données ont également été complétées par certains éléments de la BD TOPO®.

Le MOS réalisé par l’IAU renseigne de manière homogène l’occupation du sol pour l’intégralité de l’Île-de-France en plusieurs niveaux de précision de nomenclature (6, 11, 24, 47 et 81 postes), depuis 1982 et tous les 4 à 7 ans jusqu’en 2012. Il est établi pour chaque date par interprétation de photographies aériennes prises par avion<sup>20</sup>, en garantissant une compatibilité dans le temps rendant possibles les analyses rétrospectives de trente ans d’évolution (IAU-IDF, 2013).

Partant de la nomenclature la plus fine (et en vue d’être rendues compatibles avec les données de zone d’étude de Besançon), ces données ont été regroupées en 8 catégories d’occupation du sol principales : forêts, milieux ouverts herbacés et espaces verts, cultures, prairies, plans d’eau, cours d’eau, espaces artificialisés, emprises routières et ferroviaires.

Les MOS de l’IAU ne donnant pas d’information sur la localisation précise des bâtiments, les bâtiments de la BD TOPO®2012 ont été ajoutés en conservant une distinction entre le bâti industriel et commercial d’une part, et le bâti résidentiel d’autre part. Ne disposant pas d’information de l’IGN pour cartographier les bâtiments de 1982, une analyse rétrospective permet de ne conserver que les bâtiments de 2012 localisés sur des zones du MOS de 1982 correspondant à des zones d’habitat ou des zones industrielles et commerciales. Ces informations ont été complétées pour la date 2012 par les réseaux de transport de la BD TOPO®, en distinguant également les GITT des autres infrastructures routières et ferroviaires et en attribuant à chaque tronçon une largeur correspondant aux renseignements de cette base de données. Une analyse rétrospective a été réalisée sur la base d’une couche au format vectoriel fournie par l’IAU et contenant

20. Ce travail est suivi d’un contrôle qualité en deux étapes permettant (1) de corriger des oublis ou erreurs à partir d’une vérification systématique et d’une vérification supplémentaire plus précise par tirage aléatoire, et (2) de contrôler les évolutions improbables entre chaque date. Le taux d’accord entre les photo-interprètes a été évalué par l’IAU à 94,13% (IAU-IDF, 2013).

l'ensemble des réseaux de transport pour 1982. Cette information, rendue compatible avec les réseaux de la BD TOPO®<sup>1</sup>, permet d'obtenir pour cette date initiale les réseaux déjà existants tout en conservant une information concernant leur largeur. Ces deux informations complémentaires issues de la BD TOPO®<sup>1</sup> présentent certaines limites résultant d'un double postulat : (1) peu de bâtiments ont été détruits entre 1982 et 2012, (2) les largeurs des réseaux de transport n'ont pas évolué entre ces deux dates.

### 3.3.3 Informations spatiales complémentaires

#### Analyses d'élévation et d'altitude

Comme nous le verrons dans la suite de ce travail, les Modèles Numériques d'Élévation (MNE) sont des éléments indispensables, en complément de l'occupation du sol, pour la modélisation du paysage. Ils permettent en effet de renseigner l'élévation des objets susceptibles de masquer la vue. Pour chaque zone d'étude, un MNE d'une résolution spatiale de 5 m est construit en spécifiant la hauteur des masques pour les bâtiments et les éléments forestiers. Le processus de production de la BD TOPO®<sup>1</sup> de l'IGN donne une information de précision métrique sur la hauteur des bâtiments. Concernant les forêts, une hauteur est définie de manière aléatoire entre 15 m et 25 m par pas de 10 cm entre chaque pixel des classes d'occupation du sol concernées. Cette valeur correspond à la hauteur approximative des essences forestières situées dans les deux zones d'étude. Une valeur de 0 est attribuée aux autres éléments paysagers ayant une hauteur difficile à estimer mais dans tous les cas négligeable.

La BD Alti®<sup>1</sup> de l'IGN fournit un Modèle Numérique de Terrain (MNT) à 25 m de résolution, renseignant le relief de nos zones d'étude. Ce MNT correspond à une simple dilatation d'un MNT d'une résolution de 50 mètres, ce qui pose certaines questions sur sa qualité. En effet, un phénomène de « marches d'escaliers » est visible sur cette dilatation et ne permet pas de prendre en compte de manière précise les pentes douces ou les ruptures de pente. L'analyse de visibilité nécessitant une information plus précise à une résolution identique à la carte d'occupation du sol et du MNE, le MNT a été rééchantillonné pour aboutir à une résolution spatiale de 5 mètres. Plusieurs méthodes permettent ce rééchantillonnage, parmi lesquelles la méthode « du plus proche voisin », la méthode bilinéaire ou la méthode cubique. Aucune ne permet cependant d'obtenir une information lisse garantissant le respect des formes des pentes (Sauter, 2011). La méthode des *splines* régularisés en tension (Franke, 1982; Mitas et Mitasova, 1988) a ainsi été préférée, puisqu'elle constitue une méthode intéressante pour pallier ces problèmes. Elle attribue en chaque point de l'espace des valeurs déterminées en réduisant la courbure des surfaces, tout en respectant les valeurs des points échantillonnés en entrée. Cette méthode est donc particulièrement adaptée à l'interpolation de données d'altitude, permettant une variation graduelle des valeurs de la surface.

#### Analyses complémentaires sur l'occupation du sol

Compte tenu des besoins écologiques de certaines espèces animales étudiées dans le cadre de ce travail, deux analyses complémentaires ont été nécessaires pour distinguer certaines classes d'occupation du sol.

La première analyse a consisté à affiner la caractérisation des zones forestières par un traitement spatial morphologique (*Morphological Spatial Pattern Analysis*, MSPA), de la même façon que dans les travaux de Girardet (2013) et Clauzel *et al.* (2013). Ce traitement permet de décrire la géométrie et la connectivité des éléments d'une image binaire en format matriciel à partir d'une série d'opérations de morphologie mathématique. D'un point de vue cartographique, il permet de dissocier des pixels d'un même type selon leur structure spatiale. Ce traitement s'appuie sur le logiciel *GUIDOS MSPA*, dont les caractéristiques sont présentées par Vogt *et al.* (2007) et Soille et Vogt (2009). Dans notre cas, l'image binaire représente les forêts. A partir de cette information spatiale de base, le traitement permet de discrétiser les éléments forestiers en sept types : cœur,

Classe d'occupation du sol	Source (Besançon)	Source (Seine-et-Marne)
Forêt	BD TOPO®IGN	IAU-IDF
Autre arboré (lisière, haie, bosquet)	BD TOPO®IGN *	IAU-IDF *
Zone herbacée	*	IAU-IDF
Culture	RPG	IAU-IDF
Prairie	RPG	IAU-IDF
Prairie ensoleillée	RPG *	IAU-IDF
Plan d'eau	BD TOPO®IGN	IAU-IDF
Cours d'eau	BD TOPO®IGN	IAU-IDF
Surface artificialisée	*	IAU-IDF
Bâti résidentiel	BD TOPO®IGN	BD TOPO®IGN
Bâti industriel et commercial	BD TOPO®IGN	BD TOPO®IGN
Route secondaire	BD TOPO®IGN	IAU-IDF - BD TOPO®IGN
Grande infrastructure de transport terrestre (GITT)	BD TOPO®IGN	IAU-IDF - BD TOPO®IGN

\*Traitements géomatiques réalisés

**TABLEAU 3.3** – Résumé des 13 classes d'occupation du sol et de la source des données spatiales. Comme nous l'avons précisé, la résolution thématique issue des traitements précédents dépend de la concordance entre les deux terrains, notamment de la disponibilité des données multi-dates pour le terrain de Besançon, à un travail d'interprétation de photographies aériennes. Les changements d'occupation du sol qui seront considérés dans la suite de ce travail seront donc limités aux changements d'état entre ces classes. Certaines modifications intra-classes ne pourront être caractérisées, mais nous pensons néanmoins que cette classification est assez détaillée pour tenir compte des principales conversions ayant eu lieu au sein des terrains d'étude.

lisière, perforation, îlot, pont, boucle, dendrite. Le type cœur est défini dans un premier temps par une opération de dilatation selon une échelle définie en nombres de pixels (2 dans le cadre de cette analyse). Les cœurs de forêts sont ainsi distingués des autres types d'éléments forestiers. Les pixels bordant ce type sont, dans un second temps, associés soit au type lisière s'ils sont situés à l'extérieur du cœur, soit au type perforation s'ils sont situés à l'intérieur (ce type correspondrait par exemple à la lisière d'une clairière). Les îlots correspondent à des pixels non connexes aux deux types précédents, et inversement pour les autres types. Cette discrétisation a été simplifiée en deux classes d'occupation du sol, la première correspondant aux cœurs de forêts et la seconde aux autres éléments forestiers linéaires ou isolés.

La seconde analyse a consisté à identifier les prairies les plus ensoleillées des deux zones d'étude à chaque date. Pour cela, un traitement sur le rayonnement solaire a été réalisé sur les MNT à l'aide du logiciel ArcGIS, intégrant les modèles proposés par Rich *et al.* (1994) et Fu et Rich (2002). En effet, la topographie est l'élément principal de détermination de la variabilité spatiale du rayonnement global, l'altitude, l'orientation, la déclivité et les ombres créées par la topographie ayant une incidence sur la quantité d'ensoleillement local. Suite à ce traitement, les parcelles de prairie dont le rayonnement global est supérieur à la moyenne de l'ensemble des parcelles sont distinguées des autres.

Le tableau 3.3 résume les sources de données correspondant aux 13 classes d'occupation du sol constituées.



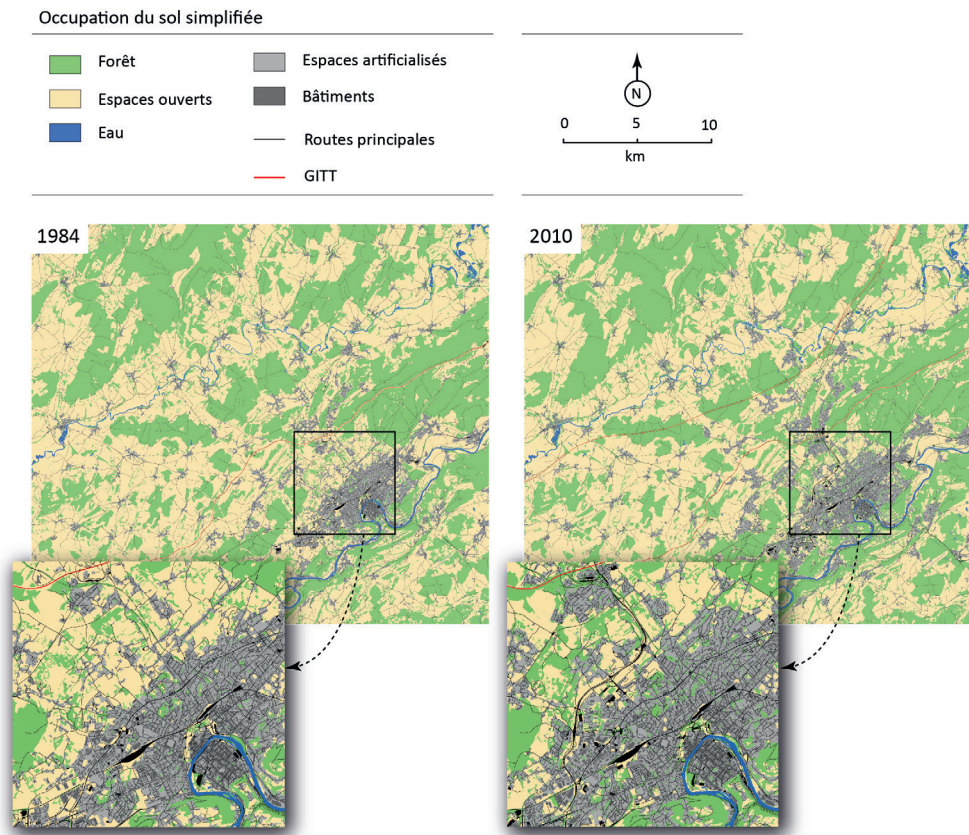


FIGURE 3.9 – Occupation du sol simplifiée du terrain de Besançon en 1984 et 2010.

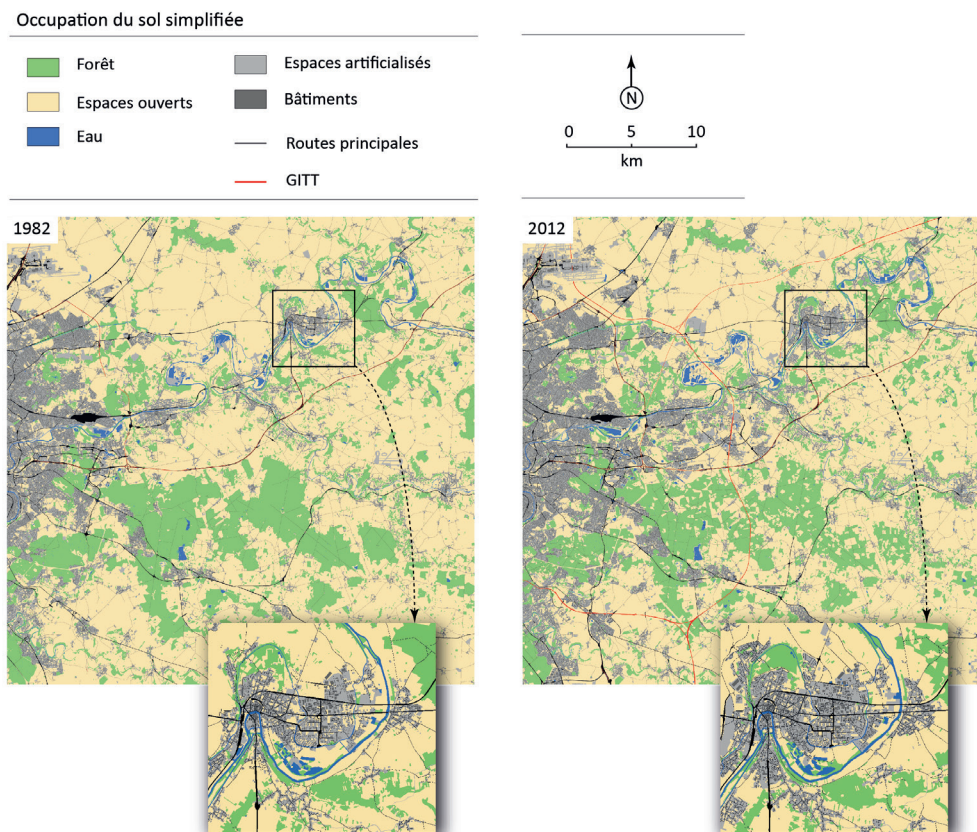


FIGURE 3.10 – Occupation du sol simplifiée du terrain de Seine-et-Marne en 1982 et 2012.

Suite à l'ensemble de ces traitements, nous obtenons donc des informations spatiales numériques multi-dates et homogènes sur les deux zones d'étude (figures 3.9 et 3.10). Cette concordance des informations permettra, à chaque étape de ce travail, d'adopter une approche comparative de franges urbaines aux structures et aux dynamiques différentes.

Dans la partie suivante, les données les plus récentes de chaque zone d'étude (2010 pour Besançon et 2012 pour la Seine-et-Marne) seront utilisées pour la modélisation spatiale des fonctions esthétiques et écologiques du paysage. Dans la partie 3, les données multi-dates seront mobilisées pour étudier la coévolution spatiale de ces fonctions en lien avec les changements d'occupation du sol.

### **Conclusion du chapitre 3**

Suite à une définition des perspectives esthétiques et écologiques du paysage, ce chapitre a présenté les orientations méthodologiques de la thèse. Il s'agira d'étudier la coévolution spatiale des fonctions esthétique et écologique du paysage à partir d'une démarche modélisatrice fondée sur des métriques paysagères. Une telle démarche nous permettra de quantifier et de spatialiser de manière comparée l'influence des changements d'occupation du sol sur ces deux fonctions. Elle s'appliquera à deux terrains d'étude situés dans des franges urbaines ayant connu des changements d'occupation du sol rapides durant ces dernières décennies, dues notamment aux pressions anthropiques à proximité des agglomérations urbaines. La mobilisation de données spatiales multi-dates constitue une étape majeure (1) pour la modélisation spatiale des préférences esthétiques et de la connectivité écologique du paysage et (2) pour l'analyse de la coévolution spatiale des fonctions esthétiques et écologiques du paysage. Ces deux points seront abordés dans chacune des parties suivantes.

## Conclusion de la première partie

Au cours de cette première partie, nous avons pu dessiner les contours théorique et méthodologique du sujet en définissant au préalable les fonctions esthétique et écologique du paysage. Ainsi, nous avons d'abord décrit le paysage d'un point de vue esthétique comme un élément de compréhension de la relation individu-environnement, en nous focalisant sur la notion de préférence esthétique du paysage. L'opposition entre les théories évolutionnistes et culturelles de l'esthétique paysagère a notamment permis de souligner que les préférences paysagères seraient à la fois fondées génétiquement et ensuite modifiées par les influences culturelles et les expériences personnelles des individus. Bien que cette idée soit maintenant largement reconnue, peu de méthodes d'évaluation des préférences paysagères en tiennent réellement compte. Face à ces éléments, notre approche ambitionnera de d'intégrer l'idée que si la qualité du paysage est propre au jugement de chaque observateur, il existe néanmoins certaines tendances universelles parmi l'ensemble des individus. Ensuite, nous avons vu que le paysage constitue un niveau d'investigation pertinent de la relation entre les espèces et leur milieu. Les principes de définition de l'hétérogénéité des structures paysagères et l'influence de ces structures sur les processus écologiques ont été abordés, en précisant qu'une modification des structures paysagères peut entraîner des déséquilibres dans les processus écologiques. La relation espèce-milieu a également été précisée à travers (1) la notion de connectivité, constituant un paramètre de mesure qui définit si le paysage facilite ou entrave les mouvements des organismes dans le paysage et (2) le concept de réseau écologique, qui représente l'ensemble des éléments d'intérêt pour une espèce au sein du paysage. L'une des conclusions, face à ces éléments, a été le besoin d'aborder la connectivité paysagère dans une dimension fonctionnelle, c'est-à-dire en étudiant la réponse des espèces face à une modification des structures du paysage en termes de mouvements individuels des organismes. En explicitant le positionnement théorique et méthodologique du sujet de thèse, nous avons souligné les enjeux d'une approche dynamique de la relation entre les fonctions esthétique et écologique du paysage et précisé l'intérêt du recours à une approche modélisatrice basée sur des données d'occupation du sol. Cette première partie a donc été l'occasion de développer les principaux concepts mobilisés dans notre travail, qui se positionne à l'interface entre les recherches sur les préférences paysagères en psychologie environnementale et les recherches sur la connectivité paysagère en écologie du paysage. À présent se pose la question des méthodes à mobiliser pour modéliser les fonctions esthétique et écologique du paysage, ce qui fera l'objet de la partie suivante.





Deuxième partie

Modélisations paysagères



## Introduction de la deuxième partie

La caractérisation des fonctions esthétique et écologique du paysage constitue une étape préalable indispensable à l'étude de leur coévolution spatiale. Nous avons annoncé précédemment que pour répondre à cet objectif, l'occupation du sol constituerait une matière centrale pour (1) la modélisation spatiale des préférences esthétiques du paysage et (2) la modélisation de la connectivité écologique du paysage. Cette partie développera alternativement ces deux points, pour lesquels nous serons confrontés à plusieurs questions clés. Tout d'abord, comme évoqué dans la partie précédente, la recherche scientifique dans le domaine des préférences paysagères s'est longtemps focalisée sur le consensus entre les individus dans leur manière d'appréhender la qualité du paysage (Van den Berg *et al.*, 1998). De telles approches sont néanmoins susceptibles de gommer certaines variabilités dans les préférences paysagères des individus. En effet, chacun exprime des préférences paysagères qui lui sont propres, ces préférences évoluant constamment en fonction d'expériences personnelles et culturelles (Lindemann-Matthies *et al.*, 2010). Lothian (1999) affirme par exemple que la beauté du paysage est un fragment de l'imagination de celui qui l'observe, un produit de sa propre construction culturelle, sociale et psychologique. L'intérêt d'approches perceptives semble donc évident pour appréhender les préférences paysagères des individus. Néanmoins, elles présentent également une contrainte, celle de limiter la mise en évidence de tendances générales dans ces préférences. Or, la connaissance de telles tendances est nécessaire pour fixer de manière opérationnelle des objectifs de qualité paysagère pour l'aménagement du territoire. Face aux limites de ces deux paradigmes, l'un des enjeux de la démarche mise en place dans le chapitre 4 consistera à trouver une voie intermédiaire.

Concernant la connectivité paysagère, nous avons souligné dans la partie 1 l'intérêt d'approches fonctionnelles pour étudier la réponse des espèces face aux structures paysagères en termes de mouvements individuels. Bien qu'une entrée par les réseaux écologiques soit dans ce cadre tout à fait pertinente, la caractérisation de tels réseaux est bien souvent limitée à une discrétisation de l'espace en plusieurs éléments d'intérêt pour une espèce, principalement des taches et des corridors. Or, la réalité écologique est plus complexe. Les organismes n'ayant pas une distinction discrète de l'espace dans lequel ils évoluent, leurs habitats et leurs zones de déplacement constituent plus souvent des gradients de qualité différente dépendant de leurs besoins écologiques et de leur cycle de vie (Cushman et Landguth, 2012). À partir de là, l'un des enjeux du chapitre 5 consistera à spatialiser la connectivité paysagère en s'affranchissant d'une telle discrétisation du milieu. D'autre part, de nombreux travaux ont souligné que les stratégies de conservation de la biodiversité sont plus efficaces lorsqu'elles répondent simultanément aux besoins de plusieurs espèces (p. ex. Roberge et Angelstam, 2004 ; Cushman et Landguth, 2012). Un second enjeu sera donc de tenir compte des comportements de déplacement d'espèces représentatives de plusieurs écosystèmes.

Dans chacune de ces parties, nous évoquerons les notions de potentiels esthétique et écologique du paysage. Dans l'usage que nous en ferons, ces potentiels peuvent être traduits d'une part comme un niveau de préférences esthétiques du paysage, et d'autre part comme un niveau de connectivité écologique du paysage.





## Chapitre 4

# Modélisation spatiale des préférences esthétiques du paysage

Face aux limites inhérentes aux deux paradigmes exposés précédemment, nous chercherons à définir la qualité du paysage à travers les yeux des observateurs, tout en cherchant à répondre au besoin d'orienter les politiques d'aménagement du territoire. Une telle approche nécessite de pouvoir synthétiser les préférences paysagères des individus en un nombre restreint de groupes de jugement esthétique. Dans le cadre de ce travail, nous entendons par l'expression *jugement esthétique* la manière dont les individus jugent qu'un paysage dans son ensemble présente des qualités le rendant plus ou moins esthétique. L'expression *préférence paysagère* fait en revanche référence au résultat de l'interaction entre ces jugements et un ensemble de caractéristiques paysagères, permettant d'expliquer pourquoi un paysage est préféré à un autre. Bien que les préférences esthétiques du paysage résultent d'un processus complexe de perception, nous posons comme hypothèses (1) qu'il existe des similitudes de jugement esthétique entre certains groupes d'individus et (2) que ces jugements esthétiques peuvent être expliqués par un ensemble de caractéristiques relatives à la structure du paysage. Selon la classification des approches proposée par Daniel et Vining (1983), nous nous situons donc ici dans un modèle de type psychophysique tel que nous l'avons décrit dans le chapitre 1. Nous proposerons également une spatialisation des préférences paysagères des individus en cherchant à mettre en évidence des zones de consensus et de désaccord entre ces individus.

Ce chapitre s'appuie en partie sur un article intitulé *Spatial modelling of landscape aesthetic potential in urban-rural fringes*, publié dans la revue *Journal of Environmental Management* (Sahraoui *et al.*, 2016a).

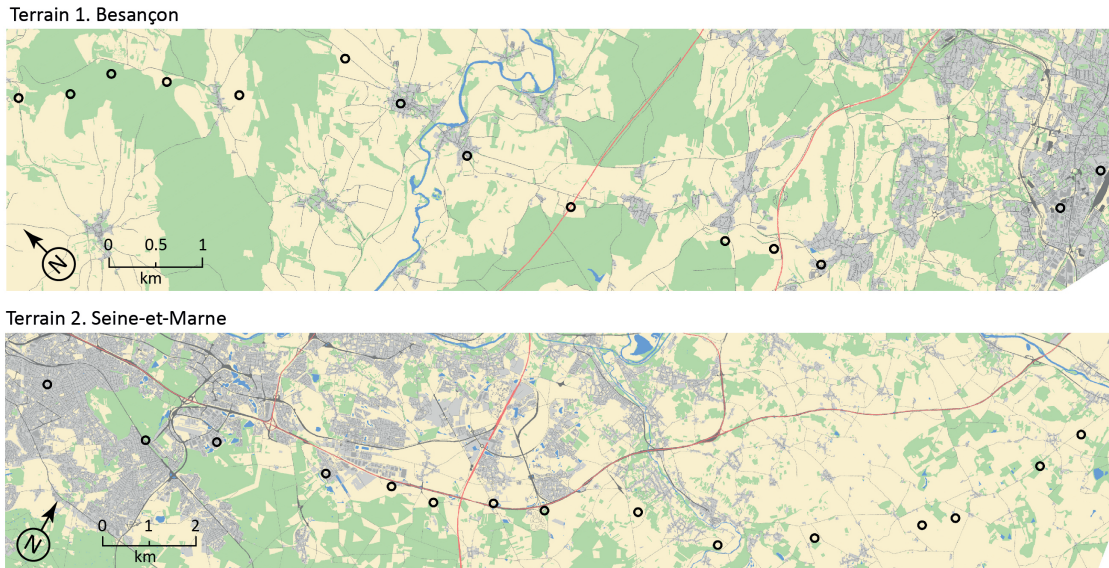


FIGURE 4.1 – Localisation des points de prise de vue le long des transects routiers.

## 4.1 Mise en évidence de groupes de jugement esthétique

Il s’agira dans ce chapitre de présenter la mise en place d’un questionnaire permettant d’analyser les préférences des individus pour un ensemble de paysages représentés par un corpus de photographies.

### 4.1.1 Constitution d’un corpus photographique

Les *stimuli* utilisés pour l’analyse des préférences paysagères sont un corpus de photographies représentant la diversité des paysages des franges urbaines des deux terrains d’étude. Les photographies de paysage sont en effet considérées comme un média intéressant pour l’évaluation des préférences paysagères (Wherrett, 2000 ; Arriaza *et al.*, 2005 ; Natori et Chenoweth, 2008) et sont donc récurrentes dans ce type d’approches. Bien qu’elles ne puissent remplacer des observations *in situ*, elles constituent néanmoins une représentation du paysage sous forme de *stimuli* visuels pouvant s’approcher d’une expérience réelle du paysage (Barroso *et al.*, 2012). D’après Bell (2001), ces *stimuli* permettent aux individus d’associer l’information visuelle à d’autres connaissances sensorielles pour activer une reconnaissance intuitive de la qualité esthétique du paysage.

Dans le cadre de notre étude, les photographies ont été réalisées le long de deux axes routiers partant de l’urbain dense en direction des espaces ruraux, d’une longueur totale de 25 km sur le terrain d’étude de Besançon et de 45 km sur le terrain d’étude de Seine-et-Marne. De la même manière que Medeley *et al.* (1995), ces axes routiers font office de transects permettant de suivre un gradient urbain-rural et de traverser des paysages représentatifs de chaque terrain d’étude<sup>1</sup>. Les points de prise de vue ont ensuite fait l’objet d’un échantillonnage spatial le long de ces deux axes. Quinze points sont placés aléatoirement le long de chacun d’eux, en respectant une distance réticulaire minimale de 500 m entre chaque point (figure 4.1).

Pour chacun de ces points, une à trois photos sont réalisées à l’aide d’un Nikon D800 équipé d’une focale de 35 mm, de la même manière que Kalivoda *et al.* (2014). Le choix de cette focale a été guidé par la volonté de se rapprocher du champ de vision humaine. Elle permet en effet une

1. Ces axes ont été sélectionnés en évitant les grands axes de transport, peu appropriés d’un point de vue pratique pour la réalisation du protocole photographique sur les bords de route.

ouverture horizontale de  $60^\circ$  et verticale de  $50^\circ$ . Cet angle de vision est considéré chez l'Homme comme le champ de vision binoculaire qui permet une discrimination optimale des couleurs et des formes du paysage (Pinker, 1986). La stabilité horizontale de l'appareil photo est assurée par un niveau à bulle et la hauteur (1,75m) par un trépied gradué. Les coordonnées géographiques ainsi que l'orientation de chaque point de prise de vue sont également relevées sur le terrain à l'aide d'un GPS et d'une boussole. L'ensemble des photographies a été réalisé en deux jours au début de l'automne 2014, dans des conditions météorologiques identiques. Les photographies de mauvaise qualité ou trop proche en termes de composition et de configuration paysagère ont été écartées. Au final, 30 photos (15 par zone) sont retenues et n'ont pas été retouchées (figure 4.2).

#### 4.1.2 Mise en place du questionnaire

Deux grands groupes de méthodes peuvent être distingués dans l'évaluation des préférences paysagères à partir de photographies. Les méthodes par échelle d'attitude (*Scenic Beauty Estimations*) (p. ex. Daniel et Boster, 1976) consistent à évaluer chaque photographie indépendamment en leur attribuant un score, le plus souvent sur une échelle de Likert en 5 points (p. ex. Dramstad *et al.*, 2006 ; Canas *et al.*, 2009 ; Ives, 2013). Les méthodes de classement (*Law of Comparative Judgment*) (p. ex. Buhyoff and Leuschner, 1978) consistent, elles, à hiérarchiser un groupe de photographies selon la qualité du paysage qu'elles représentent, que ce soit par ordre de préférence (p. ex. Arriaza *et al.*, 2004) ou en les comparant par paire (p. ex. Tahvanainen *et al.*, 2001). Contrairement aux méthodes par échelle d'attitude, les comparaisons par paire ont pour avantage d'évaluer de manière relative des photographies les unes par rapport aux autres. Elles permettent d'éviter par exemple que les individus attribuent en début de questionnaire un score trop élevé à des photographies de paysage qui ne seraient finalement pas les plus appréciées comparées aux suivantes.

Nous proposons donc un questionnaire basé sur une comparaison par paire des 30 photos retenues selon la méthode proposée par Saaty (1977). Les photographies ont été préalablement mélangées, puis tirées aléatoirement et marquées dans l'ordre par 1, 2, ...,  $m$ . La figure 4.2 présente les 30 photographies dans l'ordre de leur tirage aléatoire. Compte tenu du nombre total de photographies, il a été impossible d'évaluer toutes les comparaisons existantes dans un délai raisonnable dans le cadre de cette enquête. Par conséquent, l'analyse a été réduite à 60 paires. 30 paires sont d'abord constituées de manière à ce que, dans un premier niveau de comparaison, la photographie 1 soit comparée à la 2, la 2 à la 3, ..., la  $m$  à la 1. Puis, dans un second niveau de comparaison, 30 autres paires sont constituées pour que la photographie 1 soit comparée à la 3, la 2 à la 4, ..., la  $m$  à la 2 (figure 4.3). L'ordre dans lequel les 60 paires de photos apparaissent à l'intérieur du questionnaire est ensuite déterminé de manière à ce qu'une photographie ne puisse pas apparaître plus d'une fois toutes les 10 paires.

À partir de ces paires constituées, l'évaluation des préférences paysagères passe par un questionnaire en ligne. Plusieurs études (Bishop, 1997 ; Wherret, 1999, 2000) ont en effet souligné l'intérêt de ce type de questionnaire, qui permet d'atteindre en peu de temps et à faible coût un grand nombre de participants, tout en limitant les biais pouvant provenir de l'organisation de l'expérimentation<sup>2</sup> (Reips, 2002 ; Roth, 2006). Le questionnaire est réalisé à l'aide de l'outil open-source *LimeSurvey* ([www.limesurvey.org](http://www.limesurvey.org)). Un email a été envoyé en novembre 2014 à différents organismes français, au niveau national (Ministère de l'Ecologie) et local (DREAL, agences d'urbanisme, CAUE, associations, etc.) ainsi que sur la liste de diffusion de la géographie francophone *Geotamtam*. Le mail présente les objectifs de l'étude et renvoie vers l'enquête par une URL, tout en demandant aux destinataires de diffuser cette enquête à leurs propres contacts. La diffusion du questionnaire passe donc conjointement par un échantillonnage intentionnel (Kvale, 1996), suivi d'un effet *boule de neige* à partir d'informateurs clés, tel que pratiqué par Barroso *et al.* (2012).

2. Ces biais proviennent généralement de l'attitude des expérimentateurs montrant des photographies.

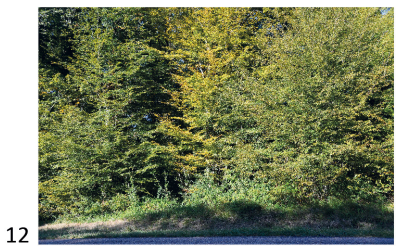




FIGURE 4.2 – Localisation des points de prise de vue le long des transects routiers.

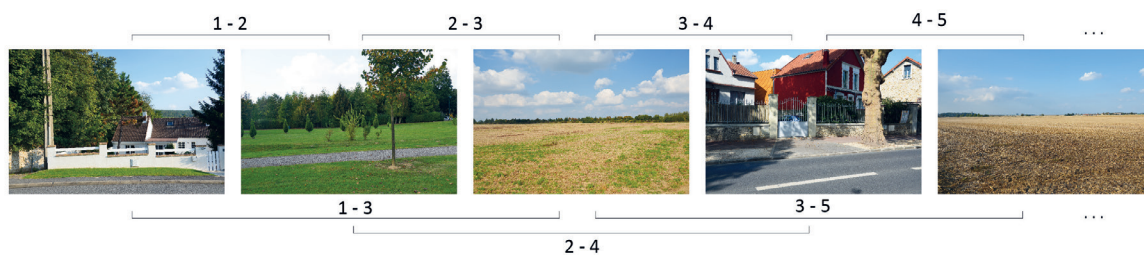


FIGURE 4.3 – Principe de construction des paires de photographies.



FIGURE 4.4 – Extrait d’une étape du questionnaire.

Les participants sont invités à choisir à chaque étape le paysage qu’ils préfèrent par la phrase « Sélectionnez la scène que vous préférez » (figure 4.4). L’emplacement des photographies (franges urbaines de Besançon ou de Seine-et-Marne) n’a délibérément pas été divulgué de manière à ne pas influencer les répondants. Il a simplement été précisé au début de l’enquête que « toutes les photos ont été prises dans les franges urbaines d’agglomérations françaises ». Pour finir, un ensemble de questions sur les caractéristiques démographiques des individus leur permet de renseigner leur âge, sexe, classe d’âge, leur contexte de résidence (urbain, périurbain, rural) ainsi que leur commune, et enfin leur niveau d’expertise relatif à leurs connaissances de l’analyse ou de l’observation des paysages<sup>3</sup>.

En deux mois, 1889 personnes ont commencé le questionnaire et 1420 l’ont terminé, soit un taux d’abandon inférieur à 25%<sup>4</sup>. Le tableau 4.1 donne les statistiques descriptives des répondants ( $n=1420$ ) et la figure 4.5 la localisation des répondants à l’échelle nationale. Comme nous l’avons annoncé en introduction de cette partie, notre objectif ici n’est pas d’explorer l’influence des caractéristiques démographiques des individus sur leurs préférences paysagères, mais de synthétiser un large nombre de réponses selon un nombre limité de groupes de jugement. Nous n’avons ainsi pas procédé à des étapes de ré-échantillonnage ou de redressement en vue de constituer un échantillon représentatif de la population française. Concernant la répartition spatiale des répondants par département, nous observons une sur-représentation au sein de la région Franche-Comté et Île-de-France. Les deux terrains d’étude étant localisés dans ces espaces, cette répartition permet de tenir compte des préférences d’individus de l’ensemble du territoire français tout en garantissant une meilleure représentativité de ceux vivant dans un contexte spatial

3. Ces experts peuvent être paysagistes, chercheurs dans le domaine du paysage, etc. Ils ont été invités à se définir comme tels à la fin de l’enquête.

4. Du fait du choix de diffusion du questionnaire par mail, nous n’avons aucune information sur le nombre total de personnes atteintes.

Variables démographiques	%
<b>Niveau d'expertise</b>	
Novice	84,9
Expert	15,1
<b>Sexe</b>	
Femme	65,4
Homme	35,6
<b>Résidence</b>	
Urbain	58,9
Périurbain	17,1
Rural	24
<b>Age (années)</b>	
16-25	38,4
26-35	28
36-45	15,2
46-59	13,9
Plus de 60	4,5

**TABLEAU 4.1** – Caractéristiques démographiques des répondants.

proche des espaces représentés.

### 4.1.3 Construction de groupes de jugement

Pour traiter les résultats du questionnaire, nous constituons une matrice  $A=[A_{ij}]$  de la comparaison  $n$  par  $n$  des photographies tel que  $a_{ij} > 0$  pour tout  $i, j = 1, \dots, n$ . Cette matrice aux entrées positives respecte la réciprocité  $a_{ij} = \frac{1}{a_{ji}}$ . Pour chaque paire de photographies, nous attribuons une valeur de 2 à la photographie sélectionnée, et une valeur de  $\frac{1}{2}$  à l'autre. Comme nous l'avons précisé précédemment, l'évaluation de l'ensemble des comparaisons existantes est impossible. Certaines entrées ne sont donc pas renseignées au sein de la matrice. De manière à obtenir une matrice complète, ces entrées nulles sont remplacées itérativement par le produit des moyennes géométriques des entrées renseignées dans les lignes et colonnes respectives selon la formule proposée par Koczkodaj *et al.* (1999) :

$$a'_{ij} = n_i \sqrt{\prod_{k=1}^{n_i} a_{ik}} \quad n_j \sqrt{\prod_{k=1}^{n_j} a_{kj}}$$

Le renseignement complémentaire de ces entrées permet de minimiser l'inconsistance de la matrice correspondant à chaque répondant. Le calcul du vecteur propre (Saaty, 1990) de la matrice des réponses de ces individus donne dans chaque cas un poids  $\omega$  aux différentes photographies. Cette méthode permet donc, à partir de classements qualitatifs relatifs, d'obtenir une variable quantitative traduisant le jugement esthétique des individus pour chaque photographie. Nous obtenons ainsi un tableau dans lequel, pour chaque répondant (individu), un poids est attribué à chaque photographie (les 30 photographies constituent les variables) en fonction du choix pour chaque paire.

Afin de synthétiser les réponses des individus et d'explorer les différences dans leurs jugements, une ACP est réalisée à partir du tableau contenant 1420 lignes de répondant pour 30 lignes de photographies. Au regard de la décroissance de l'inertie, les deux premiers facteurs, dont la variance expliquée cumulée est de 23,65%, ont été retenus pour synthétiser les jugements individuels (figure 4.6).



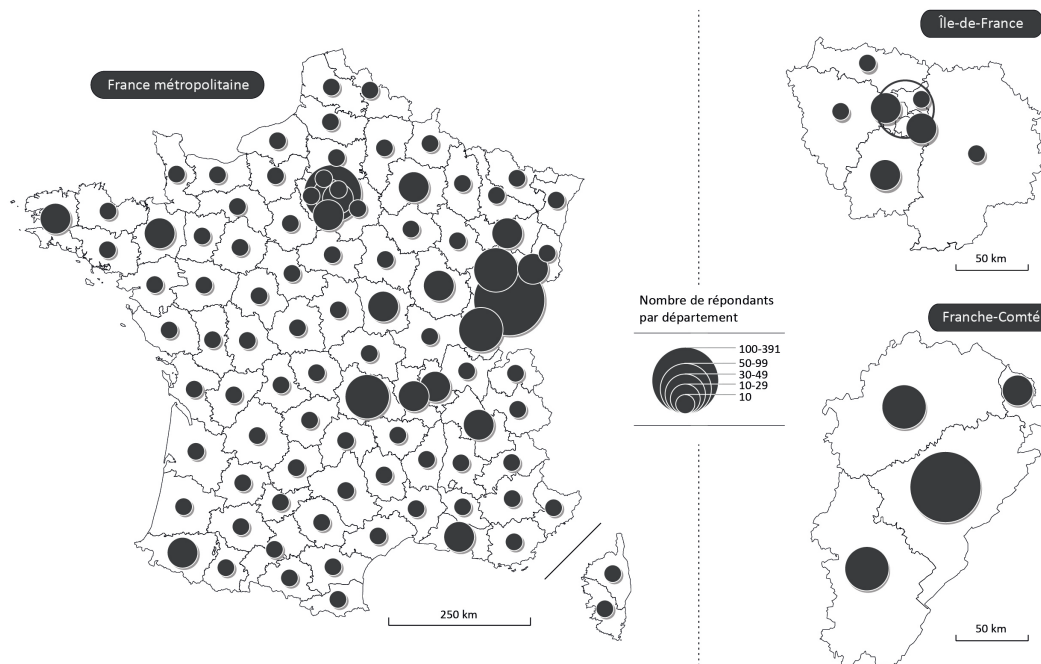


FIGURE 4.5 – Localisation des répondants de l'enquête par département.

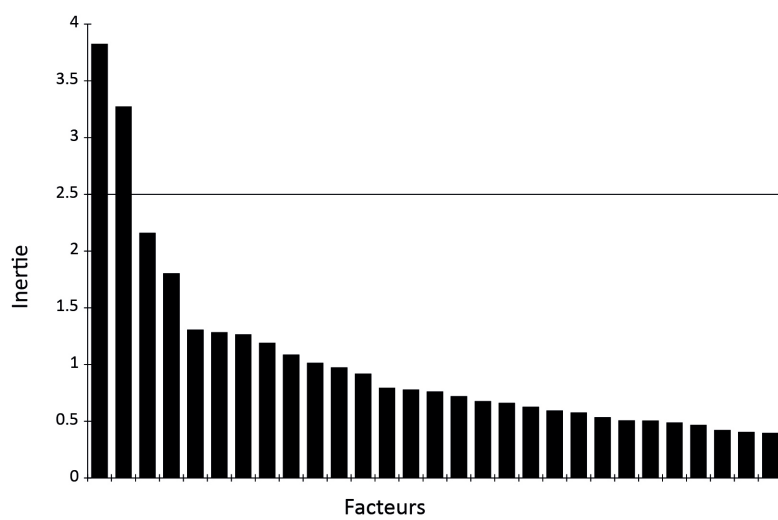
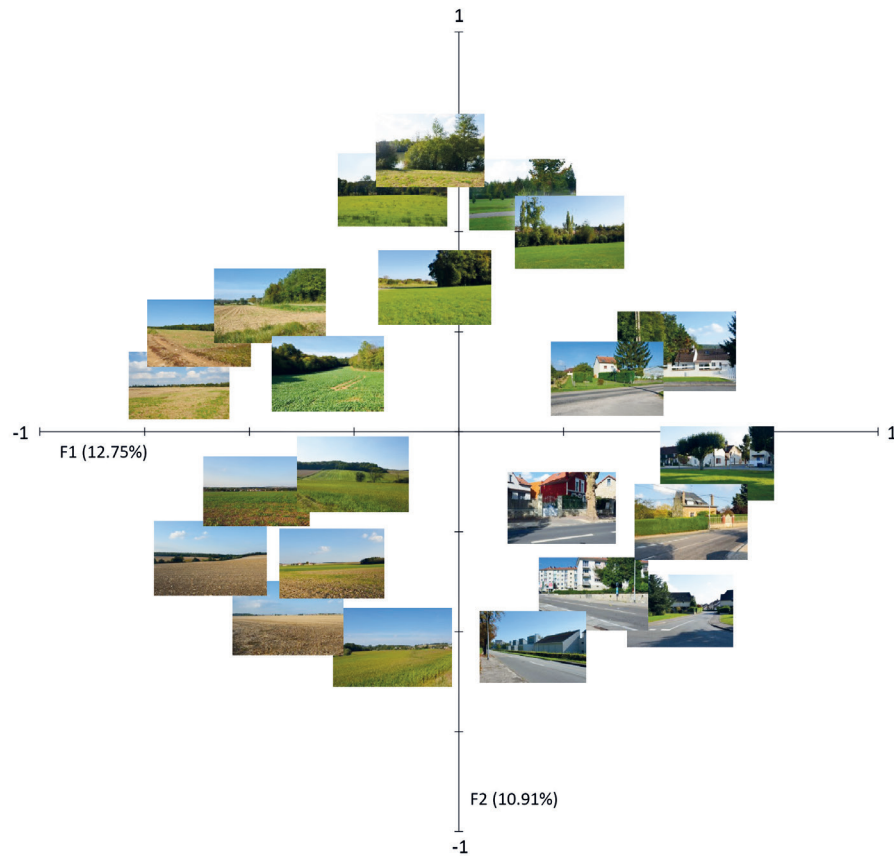


FIGURE 4.6 – Décroissance de l'inertie des facteurs de l'ACP.



**FIGURE 4.7** – Position des variables (photographies) au sein de l'espace factoriel.

La visualisation de la position des variables (photographies) dans l'espace factoriel permet de mettre en évidence certaines oppositions dans la structure des scènes paysagères représentées (figure 4.7). En effet, le facteur 1 (12,75% de la variance) oppose des paysages urbains et fermés dans les valeurs positives à des paysages essentiellement agricoles et ouverts dans les valeurs négatives. Le facteur 2 (10,91% de la variance) oppose des paysages dont la végétation arborée est visuellement la plus prégnante dans les valeurs positives à des paysages très anthropisés (artificialisés ou d'agriculture intensive) et dont la végétation arborée est quasi-absente dans les valeurs négatives.

À partir des coordonnées factorielles des individus (répondants) sur les deux premiers facteurs, une classification ascendante hiérarchique (CAH) basée sur la méthode de Ward permet de définir plusieurs groupes de jugement. Ce type de classification se fonde sur la distance euclidienne multivariée entre le positionnement des répondants dans l'espace factoriel défini à partir des facteurs retenus, qu'elle agrège aux centres des groupes les plus proches de manière ascendante par étape successive. Le dendrogramme obtenu permet de distinguer trois principaux groupes de jugement esthétique (figure 4.8).

Le tableau 4.2 présente la composition démographique de ces trois groupes. Les novices en termes d'expertise du paysage sont de manière générale plus représentés dans le groupe 1 (90,8%) et le groupe 3 (87,8%) que dans le groupe 2 (67,8%). La répartition par sexe au sein de chaque groupe reste très proche. Concernant le lieu de résidence, la répartition des périurbains est également équilibrée, contrairement aux urbains très représentés au sein du groupe 2 et les ruraux très représentés au sein du groupe 1. En termes de composition par classe d'âge, les groupes 1 et 3 sont très proches. Les individus les plus jeunes sont sur-représentés au sein de ces deux groupes, contrairement au groupe 2 où la proportion des individus ayant 26 ans et plus est toujours supérieure à celles des deux autres groupes. La présentation de ces distributions est uniquement indicative. Comme nous l'avons précisé en introduction, les caractéristiques démographiques des

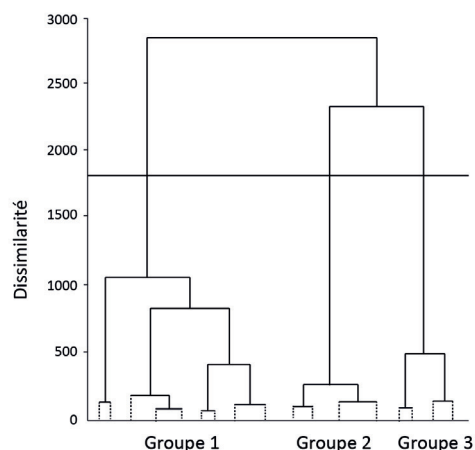


FIGURE 4.8 – Dendrogramme issu de la CAH basée sur les coordonnées factorielles des répondants.

	Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3
	(n=426)	(n=267)	(n=727)
	%		
<b>Niveau d'expertise</b>			
Novice	90,8	67,8	87,8
Expert	9,2	32,2	12,2
<b>Sexe</b>			
Femme	68,3	61,4	65,2
Homme	31,7	38,6	34,8
<b>Résidence</b>			
Urbain	51,2	68,5	59,8
Périurbain	17,6	15,0	17,6
Rural	31,2	16,5	22,6
<b>Age (années)</b>			
16-25	41,7	22,8	42,5
26-35	26,5	32,2	27,7
36-45	13,2	21,7	14,6
46-59	13,9	17,2	12,0
Plus de 60	4,7	6,0	3,3

TABLEAU 4.2 – Composition démographique des trois groupes de jugement esthétique. Les valeurs correspondent à la distribution (en %) des répondants selon leurs caractéristiques démographiques.

individus ne sont pas au cœur de nos travaux, qui ont avant tout pour objectif de synthétiser les jugements esthétiques d'un ensemble d'individus sans tenir compte de leurs caractéristiques démographiques. Notons néanmoins ici que le groupe 3, qui contient plus de la moitié des individus, est le plus homogène dans sa composition, se rapprochant des distributions des 1420 individus présentées dans le tableau 4.1.

A partir de ces éléments qui constituent une première étape pour la modélisation des préférences esthétiques du paysage, la construction de métriques caractérisant les structures des paysages représentés par les photographies est nécessaire. De telles métriques permettront d'expliquer en quoi ces structures influent sur les jugements esthétiques des individus.

## 4.2 Modélisation du paysage visible

Les analyses de visibilité basées sur des outils SIG permettent de reconstituer un environnement paysager à partir de données spatiales numériques avec pour objectif de capter une information potentiellement visible par des observateurs virtuels parcourant l'espace dans tous les sens. L'avantage de ce type de modélisation est de pouvoir caractériser les propriétés visuelles du paysage depuis chaque point de l'espace (O'Sullivan et Turner, 2001 ; Franklin et Vogt, 2006). De telles analyses appliquées à l'ensemble du *continuum* spatial ne privilégient donc aucun site par rapport aux autres et minimisent les missions de terrain pour effectuer un premier diagnostic. Les analyses de visibilité décrites dans ce chapitre sont réalisées avec le logiciel PixScape développé par Gilles Vuidel au laboratoire ThéMA. Elles s'appuient en partie sur les travaux de Daniel Joly, utilisés dans le cadre de plusieurs études (Brossard *et al.*, 2009 ; Joly *et al.*, 2009). S'appuyant sur ces travaux, notre travail a consisté à créer des métriques de visibilité innovantes tout en perfectionnant les méthodes d'analyse de visibilité.

Cette section s'appuie sur une partie des éléments présentés dans un article intitulé *PixScape - un outil logiciel intégré pour l'analyse du paysage visible*, en révision dans la revue *Cybergeog* (Sahraoui *et al.*, en révision).

### 4.2.1 Analyses de visibilité

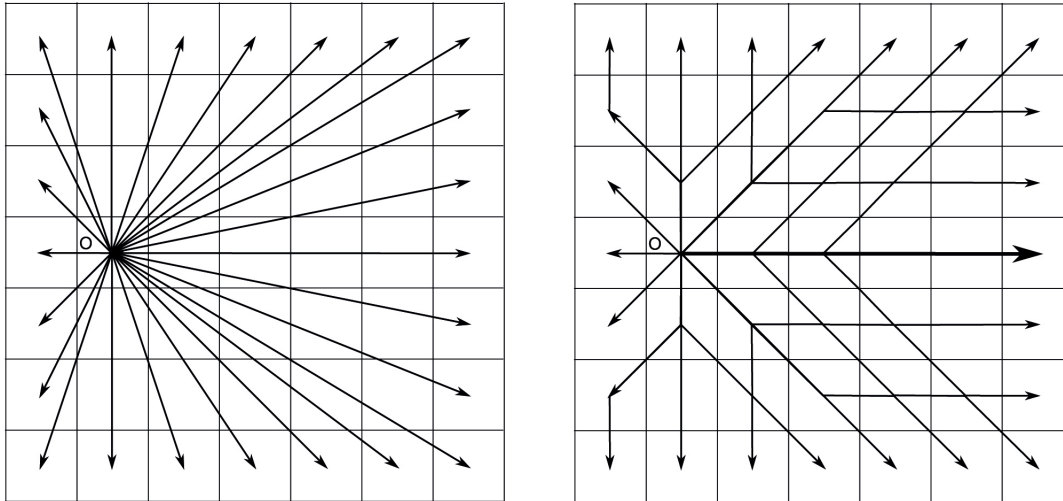
Les analyses de visibilité réalisées dans le cadre de cette thèse s'appuient sur la méthode des rayons divergents (Fisher, 1996 ; Joly *et al.*, 2009), qui consiste à simuler le regard d'un observateur virtuel autour de lui. Ces analyses sont réalisées à partir de données numériques en format raster qui permettent des calculs en  $2D^{\frac{1}{2}}$  et non en  $3D^5$ . Trois types de données raster ont été mobilisés :

- Le modèle numérique de terrain (MNT) représente les formes du relief. Cette information est indispensable pour la modélisation du paysage visible ;
- Le mode d'occupation du sol (MOS) caractérise la nature biophysique et anthropique des surfaces ;
- Le modèle numérique d'élévation (MNE) permet d'obtenir une information sur le développement vertical des objets pouvant cacher la vue (bâtiments ou arbres par exemple).

La section 3.3 a permis de détailler la construction de ces différentes données pour chacune des zones d'étude.

---

5. De manière simplifiée, la distinction réside dans l'idée qu'en  $2D^{\frac{1}{2}}$ , à un point de coordonnées  $(x, y)$  ne peut correspondre qu'un seul  $z$ . On se contente donc d'extruder des objets selon une information correspondant à leur hauteur. La  $3D$  distingue à l'inverse des « vides » et des « pleins » à la verticale de coordonnées  $(x, y)$ . Ce degré de précision, nécessaire dans la modélisation de certains phénomènes (mobilités pédestres, diffusion d'ondes acoustiques, microclimats intra-urbains, etc.), implique des temps d'analyse nettement plus longs.



**FIGURE 4.9** – Rayons lancés sur une image de 7x7 pixels à partir d’un point d’observation O (tiré de Vuidel *et al.*, 2016). Pour déterminer un viewshed complet, les rayons doivent couvrir l’ensemble des pixels de l’image. Pour couvrir la totalité de l’image, un rayon est lancé du point O vers chaque pixel du bord de l’image. Comme un raster est une surface discrète, le parcours des pixels pour un rayon n’est pas forcément une ligne droite (a) mais peut être une ligne brisée s’approchant au mieux de la ligne droite (b). L’algorithme classique de Bresenham (1965) est utilisé pour approximer la ligne droite sur l’espace discret du raster.

Deux types d’analyse de visibilité peuvent être distingués, (1) les analyses planimétriques qui reproduisent une vue « du dessus » et représentent des bassins de visibilité sur le plan  $(x, y)$  et (2) les analyses tangentielles qui reproduisent la vue « réelle » immergée d’un observateur.

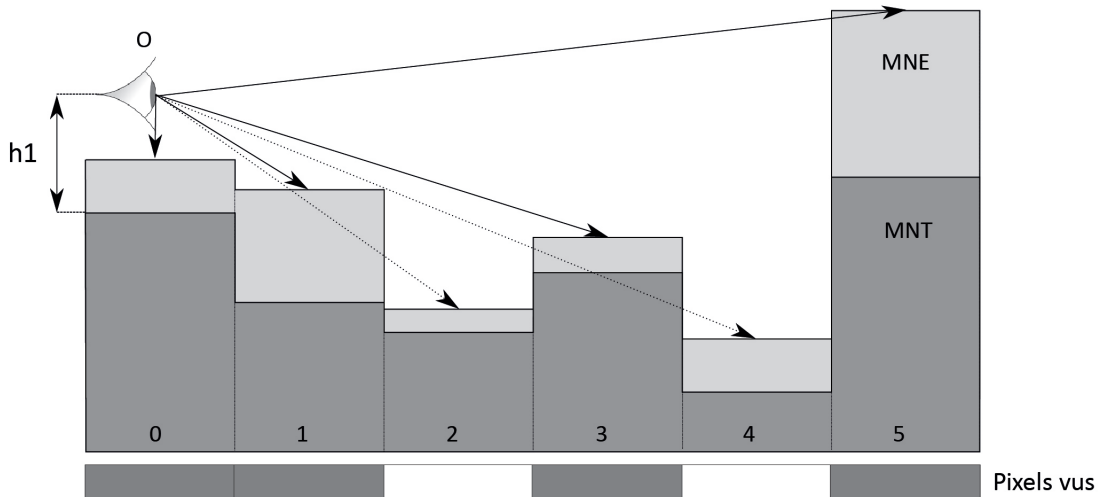
### Analyses planimétriques

Les analyses de visibilité de nature planimétrique consistent à caractériser les relations d’intervisibilité entre des lieux d’observation et leur espace environnant. La vue planimétrique correspond à la surface sur le plan  $(x, y)$  contenant l’ensemble des points visibles à partir du point d’observation O. Le résultat est appelé bassin de visibilité (*viewshed*) (figure 4.9).

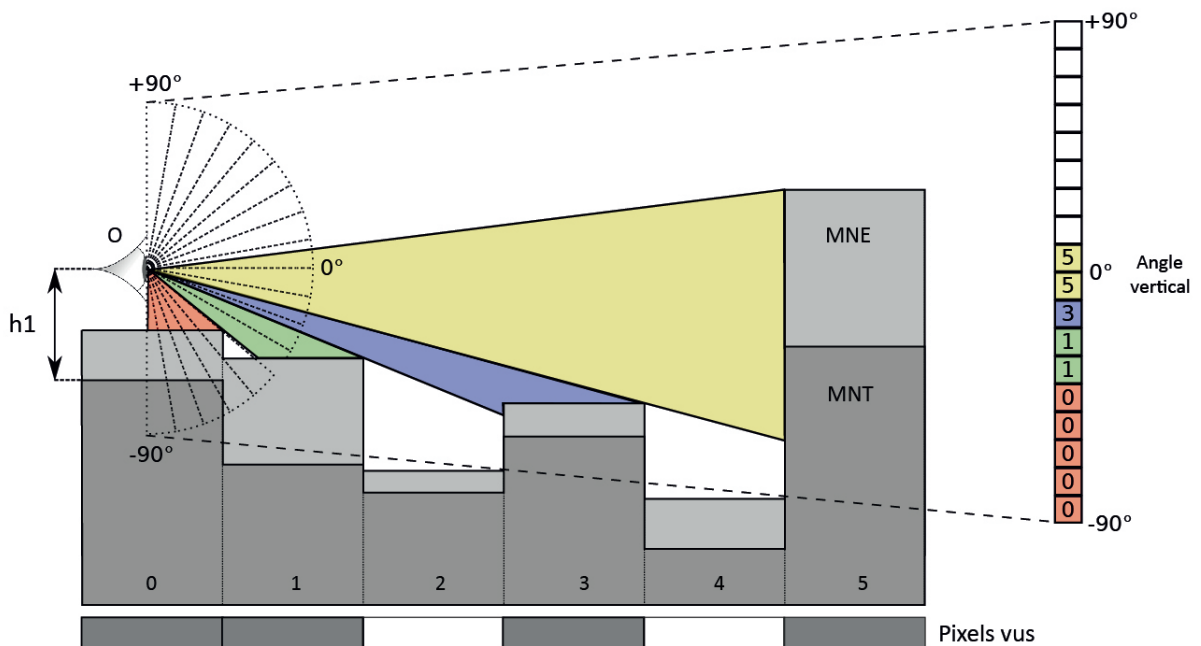
On cherche donc à obtenir une information sur la capacité des pixels de l’image à s’entrevoir. La prise en considération de l’élévation du relief ou des objets du paysage qui, s’intercalant entre eux, peuvent cacher la vue, est indispensable. La figure 4.10 présente les principes de réalisation de *viewshed* en tenant compte de ces élévations. Pour chaque rayon, les pixels sont parcourus du plus proche du point O aux plus éloignés. La hauteur des pixels correspond à la somme de l’altitude du MNT et de la hauteur du MNE s’il est présent. La hauteur du point d’observation O correspond à la somme de l’altitude du MNT et du paramètre  $h_1$  (hauteur de l’œil de l’observateur). La hauteur du MNE n’est jamais prise en compte pour la hauteur de l’observateur (l’observateur ne grimpe pas aux arbres). A chaque pixel, l’angle de visée vertical entre le point O et le centre du pixel est calculé. Si l’angle est supérieur aux précédents, le pixel est visible, sinon il ne l’est pas.

### Analyses tangentielles

Les analyses de visibilité tangentielles consistent à mesurer le paysage visible dans la rétine d’un observateur virtuel en tenant compte du développement vertical des objets du paysage. Ces analyses permettent le passage d’un environnement modélisé en  $2D\frac{1}{2}$  à partir des données spatiales (MOS, MNE, MNT) à une image de synthèse d’une scène paysagère visible depuis un point d’observation. Cette méthode implique le calcul de surfaces angulaires qui restituent l’impact visuel des différents éléments paysagers (Germino *et al.*, 2001). Elle est fondée sur un ensemble de calculs trigonométriques qui prennent en considération la taille des objets et leur

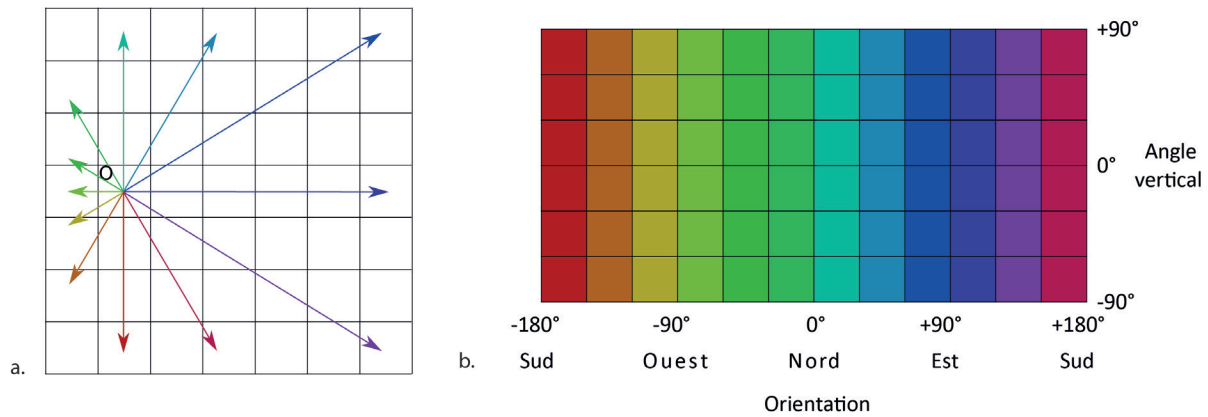


**FIGURE 4.10** – Vue zénithale et de profil d'un lancer de rayon sur 5 pixels (adapté de Vuidel *et al.*, 2016). Le pixel situé sur le point de l'observateur (pixel 0) est toujours visible. Le pixel suivant (1) est aussi visible. En revanche, le pixel 2 ne l'est pas, l'angle de visée étant plus faible que pour le pixel 1, et ainsi de suite. Comme les pixels de l'image peuvent être traversés par des rayons différents, un pixel est marqué visible à partir du moment où il est visible par au moins un des rayons le traversant. Si la hauteur  $h$  de l'observateur est inférieure à la hauteur du MNE au point d'observation, alors l'observateur ne voit que le pixel sur lequel il est positionné.



**FIGURE 4.11** – Vue de profil d'un lancer de rayons par analyse tangentielle (adapté de Vuidel *et al.*, 2016). Les calculs des hauteurs d'angle des pixels visibles permettent de définir la vue tangentielle. Le résultat est représenté par la colonne à droite pour une précision angulaire ( $\alpha$ ) de  $10^\circ$ . La juxtaposition des colonnes résultant de chaque rayon vertical forme le résultat de la vue tangentielle pour un rayon horizontal.

distance au point d'observation (figure 4.11). La surface angulaire s'obtient par le produit des composantes angulaires verticales et horizontales des objets (Cavailhès et Joly, 2006). On ne raisonne donc plus ici en surface métrique, mais en surface exprimée en angle carré. Bien que ces



**FIGURE 4.12** – Position de rayons dans la vue tangentielle résultante. La précision angulaire est ici de  $30^\circ$  (adapté de Vuidel *et al.*, 2016).

analyses soient plus complexes, elles sont jugées plus proches de la réalité paysagère observée<sup>6</sup>.

A partir de cette méthode, le logiciel génère une image tangentielle du paysage visible à  $360^\circ$  autour d'un point de l'image. L'objectif n'est pas d'offrir une image réaliste, mais de fournir une visualisation simplifiée de la réalité observable à partir de laquelle des caractéristiques paysagères peuvent être mesurées. A la différence de l'analyse planimétrique qui est basée sur le nombre de rayons nécessaires pour couvrir l'ensemble de l'image, l'analyse tangentielle n'est pas forcément exhaustive et effectue un lancer de rayons d'un pas fixe. Le nombre de rayons calculés n'est donc plus dépendant de la taille de l'image mais d'un paramètre de résolution angulaire  $\alpha$  (figure 4.12). Dans le cadre des analyses réalisées dans ce travail, ce paramètre est défini à  $0,1^\circ$ , soit un nombre de 3600 rayons calculés pour une analyse à  $360^\circ$ .

Dans le cadre de ce travail, le choix a été fait de recourir à des analyses tangentielles qui permettent de mieux rendre compte de l'emprise des éléments paysagers dans la rétine des observateurs aussi bien que dans la lentille de l'appareil photo. En effet, il s'agira par la suite de caractériser le paysage visible sur chacune des photographies à partir des données spatiales.

## 4.2.2 Métriques de visibilité

Plusieurs types de métriques de visibilité peuvent être calculés à partir des analyses tangentielles : des métriques de composition, de configuration, ou relatives au degré d'ouverture paysagère. Dans d'autres travaux du même type (p. ex. Dramstad *et al.*, 2006), ces métriques sont généralement calculées à partir de *viewsheds* (c'est-à-dire par une méthode planimétrique) et n'ont pas la capacité de représenter la configuration paysagère telle que perçue dans la rétine des observateurs. Leur calcul en analyse tangentielle est donc une innovation de notre travail. D'autres métriques (forme de la ligne d'horizon et variation des profondeurs de vue) ont également été créées spécifiquement et n'ont pas d'équivalent dans la littérature.

### Métriques de composition

Les métriques de composition consistent à caractériser le contenu visuel du paysage en termes d'occupation du sol (Miller, 2001 ; Joly *et al.*, 2009). Pour une catégorie d'occupation du sol  $i$ ,  $A_i$

6. Comme le précisent Cavailhès et Joly (2006), « une plaine cultivée vue au loin et rapporté à la surface couverte par le regard peut prendre une part importante du champ visuel lorsqu'on la mesure en kilomètres carrés, mais cette même plaine, telle qu'elle s'inscrit dans le volume scénique du paysage, est perçue avec un angle incident très faible qui en réduit l'importance panoramique à un liseré étroit juste au-dessous de la ligne d'horizon. A l'opposé, une maison ou un arbre proches peuvent remplir toute la vue malgré une emprise au sol réduite ».

est la surface visible de cette catégorie exprimée en degré carré. On peut donc calculer autant de métriques de composition qu'il existe de catégories d'occupation du sol dans le MOS en entrée.

Basé sur la notion d'entropie, l'indice  $S$  de diversité de Shannon normalisé (Shannon et Weaver, 1971) mesure la diversité du paysage visible en termes de composition d'occupation du sol, tel que :

$$S = \frac{-1}{\ln(n)} \sum_{i=1}^n \frac{A_i}{A} \ln \left( \frac{A_i}{A} \right)$$

où  $A_i$  la surface visible de la catégorie  $i$ ,  $A$  est la surface totale visible et  $n$  le nombre de catégories d'occupation du sol. Les valeurs proches de 0 traduisent un faible degré de diversité et les valeurs proches de 1 un degré de diversité important. D'après la matrice des préférences paysagères de Kaplan et Kaplan (1989) présentée dans la figure 1.5 (section 1.2.2), une telle métrique est susceptible de jouer un rôle sur les préférences paysagères, traduisant à la fois le niveau de complexité et de cohérence du paysage visible.

### Métriques de configuration

Deux métriques issues de l'écologie du paysage peuvent être utilisées pour mesurer le niveau d'agrégation ou de fragmentation du paysage visible : l'indice de contagion (*CONTAG*) et l'indice d'interspersion et juxtaposition (*IJI*).

L'indice de contagion (O'Neill *et al.*, 1988) est basé sur l'adjacence des pixels du *viewshed* (analyse planimétrique) ou de l'image (analyse tangentielle). Il correspond à la probabilité (en %) de trouver un pixel de la catégorie d'occupation du sol  $i$  contigu à un pixel de la catégorie d'occupation du sol  $j$ , tel que :

$$CONTAG = \left[ 1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m \left[ p_i \frac{g_{ij}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right] \left[ \ln \left( p_i \frac{g_{ij}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right]}{2 \ln(m)} \right]$$

avec  $P_i$  la proportion de la catégorie d'occupation du sol  $i$ ,  $g_{ik}$  le nombre d'adjacences entre les pixels des catégories d'occupation du sol  $i$  et  $j$ , et  $n$  le nombre de catégories d'occupation du sol au sein de l'image. Une valeur élevée de l'indice de contagion indique que les pixels de la même catégorie d'occupation du sol forment un agrégat, alors que les valeurs faibles indiquent une organisation mosaïquée.

L'indice d'interspersion et juxtaposition (McGarigal et Marks, 1995) est basé sur les adjacences entre les taches d'occupation du sol. Il correspond à un indice de diversité appliqué aux fréquences d'adjacence entre ces catégories, tel que :

$$IJI = \frac{-\sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m \left[ \left( \frac{e_{ik}}{E} \right) \ln \left( \frac{e_{ik}}{E} \right) \right]}{\ln(0,5[m(m-1)])}$$

avec  $e_{ik}$  la longueur totale des adjacences entre les catégories d'occupation du sol  $i$  et  $k$ ,  $E$  la longueur totale des adjacences et  $m$  le nombre de catégories. Les valeurs sont proches de 0 si les catégories d'occupation du sol sont disposées de manière très structurée et proches de 100 si aucune régularité n'est observée.

La métrique  $SL$  permet de caractériser la forme de la ligne d'horizon (*skyline*), pouvant être plus ou moins accidentée en fonction du relief ou de la présence d'éléments élevés. Cette caractéristique a déjà été prise en compte par certains auteurs (Vouligny *et al.*, 2009) dans l'évaluation des paysages. Elle est obtenue en divisant la longueur de la ligne d'horizon  $hl$  exprimée en degré



par la longueur de la ligne droite  $sl$  correspondant à la largeur de la vue, soit  $360^\circ$  pour une vue complète, tel que :

$$SL = \frac{hl}{sl}$$

Les valeurs sont proches de 1 lorsque l'horizon est plat, et élevées (non limitées) dans le cas d'une ligne d'horizon très accidentée.

### Métriques d'ouverture paysagère

Le degré d'ouverture du paysage visible peut être quantifié en se basant sur les distances entre le point d'observation et les pixels visibles, agrégées par une moyenne :

$$DIST_{AVE} = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k d_i$$

où  $d_i$  représente la distance métrique du point d'observation au pixel visible  $i$  et  $k$  le nombre de pixels vus. Ces indicateurs sont élevés si l'ouverture paysagère est importante. Plusieurs travaux (par exemple Appleton, 1975 ; Rogge *et al.*, 2007) ont noté l'influence de cette caractéristique sur les préférences paysagères.

La variation de la profondeur de vue peut être évaluée en vue tangentielle par deux métriques basées sur la longueur de vue maximale de chaque rayon divergent, c'est-à-dire la distance entre le point d'observation et l'objet visible le plus lointain pour chaque rayon. La métrique *Shannon Distance* (SD) correspond à l'indice de Shannon standardisé appliqué à la distribution des longueurs de vue maximales regroupées en  $m$  classes<sup>7</sup>.

$$SD = -\frac{1}{\log(m)} \sum_{i=1}^m \frac{nd_i}{n} \cdot \log\left(\frac{nd_i}{n}\right)$$

$nd_i$  représente le nombre de longueurs maximales dans la classe de distance  $i$  et  $n$  représente le nombre total de rayons calculés dans la vue tangentielle. Cette métrique vaut 0 quand toutes les longueurs sont dans la même classe et donc que la profondeur de vue est homogène. A l'inverse, elle vaut 1 quand les longueurs de vue sont uniformément réparties dans toutes les classes, ce qui représente une grande variété des profondeurs de vue.

La métrique  $SD$  est un indicateur statistique ne prenant pas en compte la structure spatiale des lignes de visibilité. Or, à mesure que l'observateur potentiel balaie le paysage du regard de façon circulaire, la profondeur de vue peut varier par grandes plages homogènes ou par de nombreux va-et-vient entre vues rapprochées et longues perspectives. Les longueurs de vue des rayons sont utilisées pour quantifier cet aspect par la métrique  $DL$  (*Depthline*). Cette métrique nécessite la construction d'un polygone sur le plan  $(x, y)$  regroupant les points visibles les plus éloignés du point d'observation pour chaque rayon lancé. La métrique DL est définie comme l'indice de compacité de ce polygone :

$$DL = \frac{p}{2\sqrt{\pi a}}$$

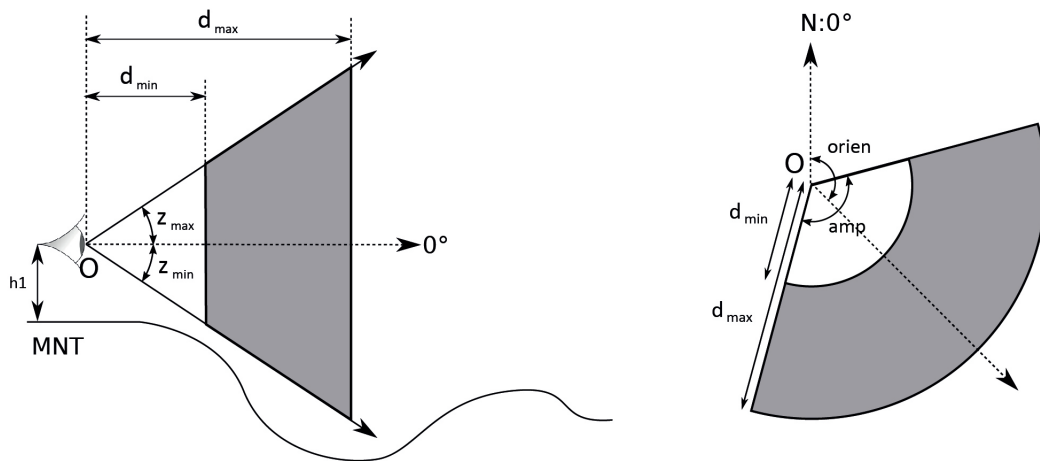
où  $p$  et  $a$  représentent respectivement le périmètre et l'aire du polygone. Cette métrique donne une valeur minimale de 1 dans le cas d'un bassin de visibilité de forme circulaire, et des valeurs

7. Dans le cadre de ce travail, les classes de distance sont définies par une suite géométrique : inférieur à 10m, de 10 à 100m, de 100m à 1km, de 1km à 10km, plus de 10km. Cette classification évite de surestimer de faibles variations (de l'ordre de quelques mètres) situées loin de l'observateur et qui ne seront donc pas perceptibles par celui-ci.

élevées (non bornées) dans le cas de variations fortes des profondeurs de vue. Les métriques  $SD$  et  $DL$  caractérisent ce que Otero-Pastor *et al.* (2007) appellent la « texture » du paysage, une variable selon eux importante dans l'évaluation des paysages.

### 4.2.3 Paramétrage des analyses

Plusieurs paramètres permettent d'affiner les analyses de visibilité en restreignant les calculs dans les 3 dimensions (figure 4.13). De tels paramètres sont nécessaires dans le cadre de ce travail pour mesurer précisément le paysage visible dans les bornes des photographies. Six paramètres peuvent être définis : un seuil de distance minimal ( $d_{min}$ ) et maximal ( $d_{max}$ ), une contrainte verticale minimale ( $z_{min}$ ) et maximale ( $z_{max}$ ), une contrainte horizontale d'amplitude ( $amp$ ) ainsi que l'orientation du calcul ( $orien$ ) en azimut. Les angles sont exprimés en degré dans l'intervalle [0-360] pour les angles horizontaux et [-90; +90] pour les angles verticaux. Les distances sont exprimées en mètre et sont calculées en 2D sur le plan  $(x, y)$ . Une hauteur peut également être attribuée aux points de vue ( $h1$ ).



**FIGURE 4.13** – Vue de profil (gauche) et du dessus (droite) des limites du champ de vision (tiré de Vuidel *et al.*, 2016).

Les analyses de visibilité peuvent également intégrer comme paramètre la courbure de la Terre, susceptible de jouer un rôle dans le cas d'une vue à plusieurs dizaines de kilomètres. Le principe est le suivant : plus la distance à l'observateur augmente, plus la hauteur des objets visibles diminue. La hauteur tenant compte de la courbure de la Terre  $z'_i$  d'un point  $i$  est calculée comme suit :

$$z'_i = z_i - \frac{d_i^2}{D}$$

avec  $z_i$  l'altitude du MNT au point  $i$ ,  $d_i$  la distance entre le point  $i$  et l'observateur et  $D$  le diamètre de la Terre (12 740 km).

Ce paramètre n'a cependant pas été pris en compte dans les analyses de visibilité, l'effet de la courbure de la terre jouant un effet quasi nul dans notre cas du fait de la taille réduite des terrains d'étude.

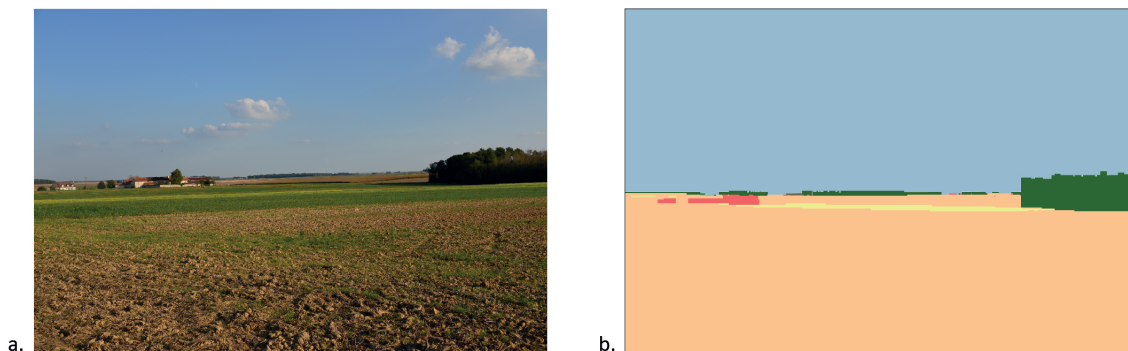
### 4.3 Spatialisation des préférences esthétiques du paysage

Nous avons pu révéler précédemment les préférences des individus pour un ensemble de paysages représentés par un corpus de photographies et quantifier le paysage visible à partir de données spatiales. Il s'agit maintenant d'expliquer comment spatialiser les préférences esthétiques du paysage à partir de ces deux éléments.

#### 4.3.1 Quantification du paysage visible par photographie

Nous avons détaillé précédemment la manière d'obtenir pour chaque photographie une valeur traduisant le jugement esthétique moyen attribué par les individus. Pour rappel, la démarche modélisatrice adoptée vise à expliquer les préférences paysagères des individus à partir d'une part de ces jugements et d'autre part d'un ensemble de métriques caractérisant la structure du paysage visible. Il s'agit donc ici de calculer pour chaque photographie l'ensemble des métriques de visibilité présentées dans la section 4.2.2. Le protocole des prises de vue décrit dans la section 4.1.1 (coordonnées GPS, hauteur et orientation des prises de vue, focale) est donc utilisé pour paramétrer la reconstruction du paysage visible à partir des données spatiales (figure 4.14). Les métriques de visibilité sont ensuite calculées sur ces images reconstituées correspondant aux 30 photos retenues, dans un champ de vision limité à une ouverture verticale de  $50^\circ$  ( $z_{min} = -25$ ;  $z_{max} = 25$ ) et une ouverture horizontale de  $60^\circ$  ( $amp = 60$ ) ainsi qu'une hauteur de 1,75m ( $h1 = 1,75$ ), sans contrainte de distance. Seuls les paramètres d'orientation (*orien*) et de localisation des points de prises de vue (coordonnées GPS) ont été individualisés par photographie. Ce protocole permet ainsi de quantifier précisément les caractéristiques des scènes paysagères visibles au sein de chaque photographie. Le tableau 4.3 donne les statistiques descriptives des métriques de visibilité calculées pour chaque photographie.

La figure 4.15 présente les corrélations entre chaque métrique de visibilité. De manière générale, peu de métriques sont corrélées entre elles. Si l'on se base sur le seuil de corrélation de Pearson de 0,7, seuls deux couples de métriques sont corrélés. Le premier l'est positivement ( $r=0,797$ ) et concerne la proportion de bâtiments résidentiels et d'espaces artificialisés visible sur les scènes paysagères. Rappelons que les espaces artificialisés représentent la tache urbaine constituée à partir des bâtiments, et correspondent principalement aux interstices entre ceux-ci. Cette corrélation peut donc s'expliquer simplement. Le second couple de métriques est cette fois corrélé négativement ( $-0,999$ ) et concerne la métrique de diversité  $S$  (indice de Shannon) et  $CONTAG$  (indice de contagion). Cette corrélation s'explique par le fait que plus un paysage est divers et plus son niveau de fragmentation est important.



**FIGURE 4.14** – Comparaison entre une photographie (a) et la vue correspondante reconstruite à partir des données spatiales (b).

Métriques	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
<i>IJI</i>	0,000	78,554	37,400	23,133
<i>CONTAG</i>	67,282	98,559	83,376	8,539
<i>S</i>	0,023	0,609	0,317	0,165
<i>DIST<sub>AVE</sub></i>	5,403	173,286	54,723	34,201
<i>SL</i>	1,000	5,593	2,933	1,714
<i>SD</i>	0,018	0,966	0,599	0,267
<i>DL</i>	4,712	65,089	18,190	12,837
Forêt	0,000	0,980	0,119	0,196
Herbacé	0,000	0,575	0,075	0,165
Culture	0,000	0,527	0,208	0,238
Prairie	0,000	0,462	0,045	0,132
Eau	0,000	0,056	0,002	0,010
Artificialisé	0,000	0,494	0,070	0,139
Bâti resid.	0,000	0,305	0,040	0,072
Bâti ind. com.	0,000	0,026	0,003	0,006
Réseau	0,000	0,334	0,073	0,109

TABLEAU 4.3 – Statistiques descriptives des métriques de visibilité.

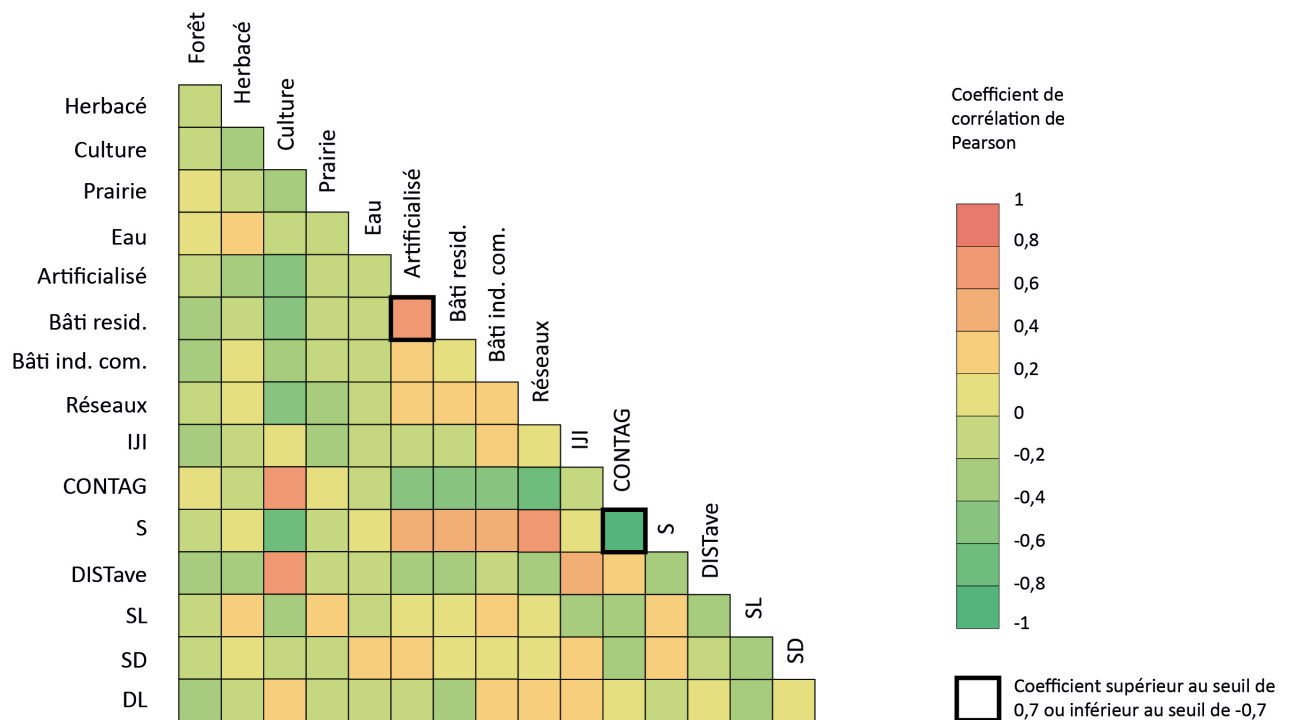


FIGURE 4.15 – Coefficients de corrélation entre les métriques paysagères.

### 4.3.2 Un modèle intégrateur pour expliquer les préférences paysagères

Les préférences paysagères des individus dépendent de la combinaison de plusieurs caractéristiques paysagères, la régression linéaire multiple (RLM) est dans notre cas pertinente. Connaissant d'une part le niveau des préférences paysagères associées à chaque photographie et d'autre part les métriques paysagères correspondant à chacune de ces photographies, des RLM sont mises en place entre les niveaux de préférence  $P$  associé à chaque groupe de jugement esthétique et les 16 variables  $l$  tels que :

$$P_G = \beta_0 + \beta_1 l_1 + \beta_2 l_2 \dots + \beta_p l_p$$

Le meilleur modèle est choisi selon une procédure de sélection de variables basée sur la minimisation de l'Akaike Information Criterion (AIC) pour toutes les combinaisons possibles de variables. Suivant les résultats des corrélations présentées dans la figure 4.15, la métrique correspondant à la proportion d'espaces artificialisés et la métrique *CONTAG* sont exclues de l'analyse. La multi-colinéarité a également été évaluée pour chaque modèle en calculant le facteur d'inflation de la variance (VIF)<sup>8</sup>. En effet, la multi-colinéarité est susceptible d'accroître la variance des coefficients de régression, rendant ces derniers instables et difficiles à interpréter.

Le tableau 7.1 présente les résultats des RLM. De manière générale, les analyses ont fourni des modèles significatifs et au pouvoir explicatif élevé pour chaque groupe. Sur les 14 variables retenues, 8 sont sélectionnées dans le modèle du groupe 1 ( $r^2 = 0.890$ ), 5 dans le modèle du groupe 2 ( $r^2 = 0.672$ ) et 7 dans le modèle du groupe 3 ( $r^2 = 0.700$ ). Le pouvoir explicatif de ces modèles est du même ordre que ceux obtenus par Schirpke et al. (2013) pour des analyses similaires. Toutes les valeurs du VIF sont inférieures à 2, confirmant l'absence de colinéarité entre les variables sélectionnées.

Ces trois modèles présentent certaines similitudes. Les variables *DIST<sub>AVE</sub>* (degré d'ouverture paysagère) et *SL* (ligne d'horizon) sont positivement corrélées aux valeurs des jugements esthétiques dans chaque cas. La présence d'espaces agricoles semble également appréciée avec les prairies pour les groupes 1 et 3 et les cultures pour le groupe 2. A l'inverse, la présence visuelle de bâtiments industriels et commerciaux a un effet négatif pour chacun des groupes. Deux variables sont sélectionnées par seulement deux modèles, révélant des différences entre les groupes de jugement. La proportion de forêts et d'eau a un effet positif pour les groupes 1 et 3, mais pas pour le groupe 2. Les autres variables sont spécifiques à un seul groupe. Pour le groupe 1, la présence de bâtiments résidentiels ainsi que la fragmentation paysagère (*CONTAG*) ont un effet négatif. Pour le groupe 2, la texture (*SD*) a un effet positif. Pour le groupe 3, la proportion d'espace herbacé et de réseaux routiers joue un rôle positif sur les jugements esthétiques. Enfin, soulignons que la présence visuelle de l'eau et des bâtiments industriels et commerciaux sont les variables les plus importantes avec des coefficients de corrélation respectivement supérieurs à 0,28 et inférieurs à 0,35 alors que les autres valeurs ne dépassent jamais 0,2 en positif et -0,03 en négatif.

### 4.3.3 Analyse critique des résultats

Ces résultats montrent ainsi que les éléments artificiels, que ce soient les bâtiments résidentiels ou industriels et commerciaux, ont dans tous les cas un effet négatif sur les préférences esthétiques du paysage dans notre contexte géographique. Ce résultat est en concordance avec les travaux de Herzog *et al.* (1992), Kaplan (1985) et Arriaza *et al.* (2004) ainsi qu'avec les travaux sur les effets restaurateurs des environnements naturels (Ulrich, 1979 ; Kaplan et Kaplan, 1989) évoqués dans

8. Ce critère permet de mesurer l'accroissement de la variance des coefficients de régression estimés par rapport à une situation où les variables de prédiction n'ont pas de relation linéaire.

Groupe	Variable	Coefficient	Coeff. stand	t de Student	VIF
<b>Groupe 1</b> $r^2 = 0,890$ $r^2$ ajusté = 0,846 $p < 0,0001$	Constante	-0,0079			
	<i>SL</i>	0,0030	0,5079	6,02***	1,355
	Eau	0,3788	0,3810	5,00***	1,108
	Forêt	0,0158	0,3027	3,60**	1,346
	<i>CONTAG</i>	0,0003	0,2773	2,75*	1,945
	<i>DIST<sub>AVE</sub></i>	0,0001	0,2332	2,65*	1,473
	Prairie	0,0159	0,2055	2,55*	1,240
	Bâti résidentiel	-0,0336	-0,2381	-2,57*	1,640
Bâti ind. et com.	-0,4159	-0,2582	-2,88**	1,527	
<b>Groupe 2</b> $r^2 = 0,672$ $r^2$ ajusté = 0,604 $p < 0,0001$	Constante	0,0171			
	<i>DIST<sub>AVE</sub></i>	0,0001	0,4441	2,90**	1,718
	<i>SL</i>	0,0019	0,4345	3,22**	1,335
	Culture	0,0121	0,3889	2,53**	1,731
	<i>SD</i>	0,0073	0,2652	2,07*	1,205
Bâti ind. et com.	-0,4958	-0,4258	-3,38**	1,163	
<b>Groupe 3</b> $r^2 = 0,700$ $r^2$ ajusté = 0,585 $p < 0,000$	Constante	0,0184			
	Forêt	0,0201	0,5011	3,59**	1,364
	<i>SL</i>	0,0019	0,4136	2,80*	1,521
	Prairie	0,0212	0,3569	2,62*	1,295
	<i>DIST<sub>AVE</sub></i>	0,0001	0,3541	2,33*	1,616
	Eau	0,2294	0,3006	2,17*	1,347
	Herbacé	0,0106	0,2227	1,46	1,629
	Réseau routier	0,0180	0,2505	1,68	1,563
Bâti ind. et com.	-0,3476	-0,2811	-2,06	1,304	
	* $p < 0,05$				
	** $p < 0,01$				
	*** $p < 0,001$				

TABLEAU 4.4 – Résultats des régressions linéaires multiples.

le chapitre 1. Les travaux de Hergoz (1992) ont montré que c'est avant tout l'effet de masque des bâtiments qui joue ce rôle négatif, la vue étant généralement bloquée par ces éléments.

Notons également ici que les données d'occupation du sol mobilisées ne distinguent que les bâtiments industriels et commerciaux des bâtiments résidentiels et ne tiennent donc pas compte des caractéristiques architecturales des bâtiments ou de leur caractère patrimonial. Or, comme nous l'avons vu dans la section 1.2.3 à travers la théorie du *landscape heritage*, le patrimoine joue un rôle important dans les préférences paysagères. On peut supposer qu'une église au cœur d'un village peut jouer un rôle très positif sur les préférences exprimées par les individus. Pour enrichir nos analyses, la mobilisation d'autres informations spatiales (localisation des éléments de patrimoine) et la prise en compte de la diversité architecturale dans les paysages représentés dans le questionnaire photographique serait nécessaire.

Seul un élément artificialisé joue un rôle positif : la présence de réseaux routiers dans le modèle du groupe 3. Ce résultat, qui peut sembler contre-intuitif, est néanmoins à relativiser. En effet, les éléments d'occupation du sol linéaires occupent une proportion très infime du paysage visible modélisé par la méthode d'analyse tangentielle, contrairement aux bâtiments dont les développements verticaux amènent à une prégnance visuelle importante. Mais surtout, ce résultat souligne une limite de ce travail qui repose sur une vision réductrice du paysage ne tenant par exemple pas compte du bruit pouvant être associé à ces réseaux routiers.

Pour les groupes 1 et 3, nous avons mis en évidence le rôle positif joué par les éléments naturels comme l'eau et la forêt, ce qui confirme de nombreux travaux (p. ex. Bishop et Hulse, 1994 ; Tahvanainen *et al.*, 2001 ; Arriaza *et al.*, 2004 ; Ellis *et al.*, 2006 ; Carvalho-Ribeiro et Lovett, 2011). Concernant l'eau, de nombreuses études ont montré qu'elle constitue l'élément du paysage le plus attractif (p. ex. Nassauer *et al.*, 2001 ; Burmill *et al.*, 1999 ; Kaltenborn et Bjerke, 2002 ; Faggi *et al.*, 2011), produisant des effets psychologiques et physiologiques bénéfiques pour les individus (p. ex. Hartig *et al.*, 1991 ; Parsons, 1991). Hergoz (1985) parle ainsi d'*hydrophilie* pour décrire l'importance de cet élément dans l'évaluation de la qualité scénique des paysages, qu'ils soient naturels ou construits. Néanmoins, les espaces aquatiques ne sont pas tous susceptibles de générer la même appréciation chez les individus. Hergoz (1985) a par exemple mis en évidence une nette différence entre l'appréciation de la vue sur des lacs de montagne et sur des zones humides marécageuses. Il a également constaté que les grandes étendues d'eau sont préférées aux rivières, lacs et étangs, ce qui doit selon l'auteur être relié avec le caractère remarquable des scènes paysagères ouvertes. D'autres travaux ont montré l'influence des caractéristiques de l'eau dans les préférences paysagères, comme sa clarté (Hamill, 1974), son mouvement (Litton *et al.*, 1974 ; Brown et Daniel, 1991) ou encore sa couleur et sa capacité à refléter le ciel et la végétation environnante (Litton *et al.*, 1974 ; Nasar *et al.*, 2004). Sur ce dernier point, Nassauer (1995) met justement en évidence le rôle de la présence d'arbres et ripisylves le long des cours d'eau dans les préférences paysagères des individus. Notons néanmoins que dans notre cas, le nombre limité de photographies et le caractère aléatoire des points de prise de vue ne nous a pas permis de tenir compte de milieux aquatiques différents.

Concernant les forêts, des études empiriques ont montré que le degré de préférences esthétiques peut être influencé par le type de gestion ou l'entretien (Carvalho-Ribeiro et Lovett, 2011 ; Tyrväinen *et al.*, 2003), éléments non pris en compte dans le cadre de ce travail. Les travaux de Lee *et al.* (2008) montrent également que les individus préfèrent les structures forestières homogènes et denses plutôt que fragmentées. Concernant la visibilité à l'intérieur des forêts, les préférences des individus se portent sur les peuplements réguliers sans arbuste au sol (Carvalho-Ribeiro et Lovett, 2011). Tyrväinen *et al.* (2005) mettent également en évidence une préférence pour les peuplements de grands arbres.

Les espaces herbacés semblent également influencer positivement les jugements esthétiques du groupe 3, un phénomène rapporté par plusieurs recherches (Matsuoka et Kaplan, 2008 ; Tyrväinen *et al.*, 2007). Ces résultats confirment également les recherches sur les effets restaurateurs des environnements naturels ainsi que l'hypothèse de la *biophilia* de Wilson (1984).

Les résultats montrent que les espaces agricoles ont toujours une influence positive sur les préférences paysagères, que ce soient les prairies ou les cultures. Il existe des contradictions importantes dans la littérature à propos des préférences associées à ces deux types de milieux. Par exemple, Howley *et al.* (2012) et Hietala-Koivu (1999) ont montré que les prairies (ou les paysages d'agriculture extensive) sont préférées aux cultures (ou aux paysages d'agriculture intensive) alors que Arriazza *et al.* (2008) ont trouvé le résultat inverse, c'est-à-dire que les individus montrent une préférence pour les espaces d'agriculture intensive, notamment en raison de leur caractère homogène. Plusieurs travaux se sont focalisés sur les prairies et ont conclu que leurs caractéristiques intrinsèques contribuent à influencer sur les préférences paysagères, par exemple en termes de richesse des espèces de plantes (Lindemann-Matthies *et al.*, 2010) ou par la présence d'arbres dispersés (Ives and Kendal, 2013). Dans le but de comprendre pourquoi les cultures et les prairies jouent dans chaque cas un rôle positif, il pourrait être intéressant de recourir à une information spatiale plus précise sur la composition et la configuration de ces espaces pour expliquer de manière plus fine leur rôle sur les préférences paysagères.

L'ouverture paysagère a un effet positif pour les trois modèles, confirmant ce qui est généralement présent dans la littérature (p. ex. Coeterier, 1996 ; Rogge *et al.*, 2007). C'est notamment le cas de la théorie perspective-refuge d'Appleton (1975), ou encore des travaux de Kaplan (1985) qui montrent que l'adjectif « ouvert » revient souvent lorsque les individus doivent décrire de manière générale les paysages qu'ils préfèrent. Cependant, Kaplan et Kaplan (1989) ont mis en évidence un seuil dans le rôle positif joué par ce degré d'ouverture. Ils notent en effet que les individus apprécient les paysages intermédiaires, c'est-à-dire ni trop ouverts, ni trop fermés. Coeterier (1996) a également souligné que la manière dont l'ouverture est jugée dépend du type de paysage considéré.

Contrairement à nos attentes au regard de la littérature sur les préférences paysagères (par exemple Dramstad *et al.*, 2006 ; Kaplan et Kaplan, 1989 ; Schirpke *et al.*, 2013), l'influence de la configuration du paysage est relativement faible, exceptée pour le groupe 1 pour lequel l'indice de fragmentation joue un rôle positif, suggérant que les individus apprécient les paysages les moins fragmentés.

#### 4.3.4 Spatialisation du potentiel esthétique du paysage

A partir des résultats des analyses statistiques, nous proposons de représenter spatialement les préférences esthétiques du paysage par une généralisation des résultats des RLM à chaque point de l'espace. Pour cela, les métriques de visibilité sélectionnées dans les modèles statistiques sont calculées sur l'ensemble des deux zones d'étude à une résolution spatiale de 5m. Les analyses n'ont cependant pas été réalisées à partir des espaces fermés (forêts et bâtiments), la vue depuis ces espaces étant bloquée dans les premiers mètres et ne permet donc pas le calcul d'un nombre assez important de métriques. Les équations résultant des RLM appliquées à ces métriques sont ensuite mobilisées pour estimer le potentiel esthétique du paysage depuis chaque pixel considéré comme un point de vue à 360° et pour chaque groupe.

Les figures 4.16 et 4.17 offrent une représentation spatiale du potentiel esthétique pour chaque groupe de jugement esthétique. Pour chacune de ces cartes, les valeurs de potentiel esthétique ont été standardisées. Cette standardisation rend d'abord les cartes de potentiel esthétique visuellement comparables. De plus, les métriques de visibilité mobilisées dans les trois RLM n'étant pas les mêmes, le calcul des équations des RLM conduit à l'obtention d'échelles de valeurs brutes très différentes. De manière générale, la spatialisation souligne l'opposition entre des espaces urbanisés (les moins appréciés) et des espaces ouverts (les plus appréciés). Plusieurs différences sont néanmoins visibles entre les groupes de jugement esthétique. C'est particulièrement le cas pour les espaces urbains, qui sont dans leur ensemble dépréciés par les répondants du groupe 1, alors que seuls les espaces environnant les zones industrielles et commerciales ont des potentiels esthétiques faibles pour les groupes 2 et 3. On observe également une nette différence dans le



potentiel esthétique des espaces ouverts agricoles, qui semble beaucoup plus élevé pour le groupe 2. Ce résultat spatial est dû notamment à la présence très importante des cultures dans les deux terrains d'étude ainsi qu'à leur rôle positif pour ce groupe. En revanche, toujours concernant le groupe 2, le potentiel esthétique à proximité des cours d'eau est moins élevé que dans les autres groupes, puisque cet élément n'y joue aucun rôle.

Pour approfondir cette description spatiale des zones de consensus et de désaccords en termes de préférences esthétiques, nous avons fait le choix de recourir à une combinaison des potentiels esthétiques dans une image RVB (figures 4.18 et 4.19) de la même manière que Vizzari (2011) pour la cartographie des qualités du paysage. Pour cette composition colorée, la bande rouge est attribuée au groupe 1, la verte au groupe 2 et la bleue au groupe 3. Les variations de couleur indiquent les zones où les trois groupes de jugement sont spatialement inter-reliés et l'intensité des couleurs indique le niveau global de potentiel esthétique du paysage : les zones les plus claires témoignent d'un potentiel global élevé et inversement pour les zones les plus sombres. La teinte indique le niveau de dominance des trois groupes selon l'attribution des bandes de couleur. Cette représentation spatiale souligne (1) les zones de consensus global d'où le paysage est apprécié (tendance blanc) ou déprécié (tendance noir) et (2) les zones depuis lesquelles les groupes sont potentiellement en désaccord. Un consensus peut facilement être identifié entre les trois groupes de jugement esthétique à propos des paysages les moins appréciés autour des zones industrielles et commerciales (en noir). Bien que de nombreuses zones présentent des teintes claires, il n'existe pas de zones de consensus global d'où le paysage est apprécié. Les autres couleurs permettent de visualiser les zones de consensus uniquement entre certains groupes. Par exemple, il existe un consensus au niveau de la teinte magenta entre le groupe 1 (bande rouge) et le groupe 3 (bande bleue). Ceci concerne particulièrement les espaces de prairie et les espaces aquatiques.

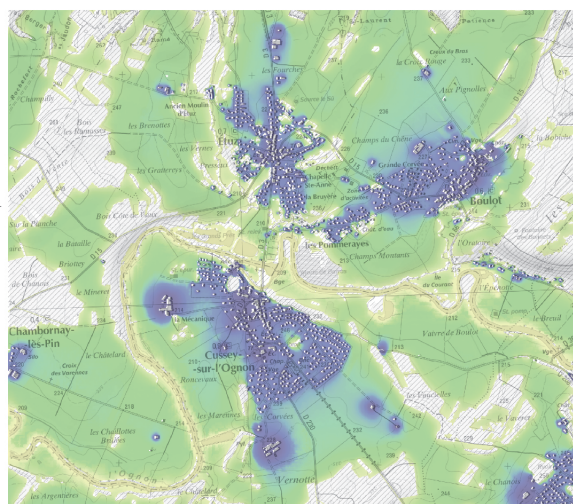
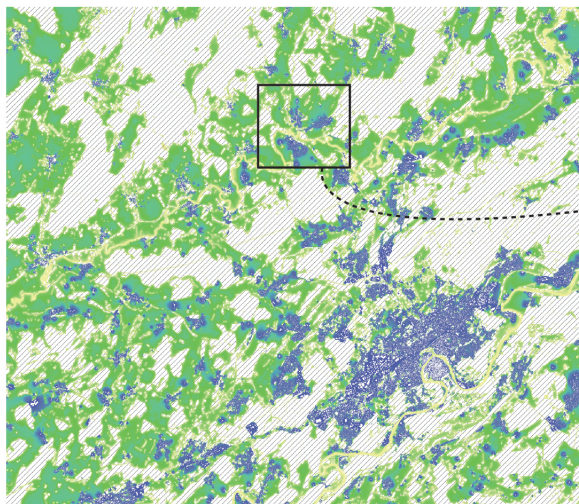
## 4.4 Discussion

Ces résultats peuvent être discutés sur plusieurs points. Concernant la reproductibilité des résultats statistiques et cartographiques, notons que ces résultats sont valides uniquement dans un contexte spatial de franges urbaines. Ils ne sont donc pas extrapolables à d'autres espaces géographiques spécifiques tels que les littoraux ou les milieux de montagne par exemple. Ayant sélectionné les franges urbaines d'une ville moyenne et d'une grande métropole, nous pensons néanmoins que ces résultats peuvent être extrapolés dans d'autres contextes spatiaux similaires indépendamment de la taille des agglomérations urbaines considérées.

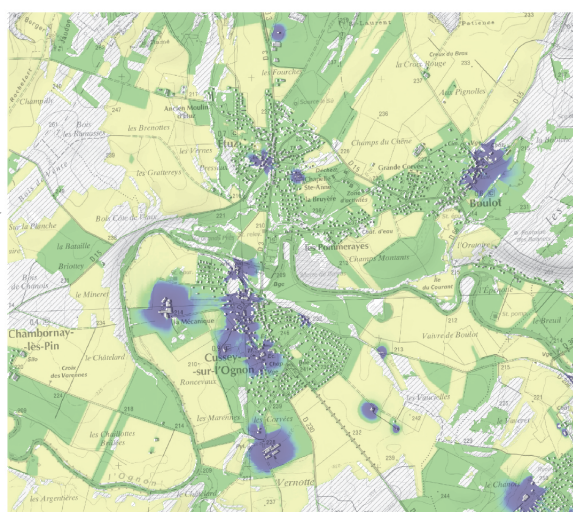
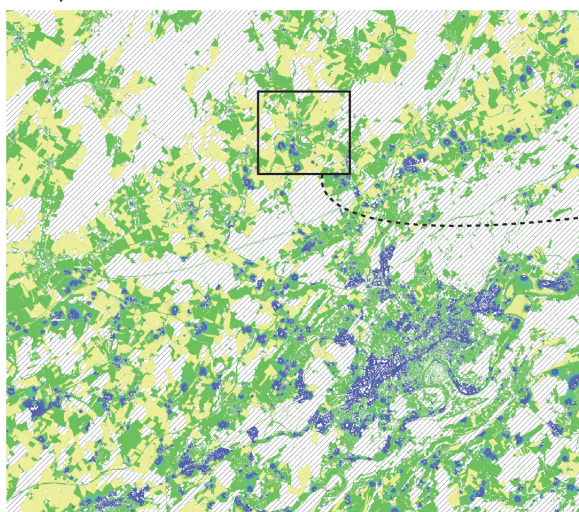
Une limite importante soulignée dans la section précédente concerne le grain des données spatiales ainsi que leur niveau de détail sur les classes d'occupation du sol. Certains éléments du paysage qui peuvent avoir une incidence sur les préférences esthétiques des individus, comme par exemple les pylônes de lignes à haute tension (Devine-Wright et Batel, 2013) ou les arbres isolés (Ives et Kendal, 2013) ne sont pas pris en compte. Le recours à des données à très haute résolution spatiale (Lidar par exemple) complétées par d'autres données ponctuelles (pylônes par exemple) améliorerait la description du paysage basée sur des métriques de visibilité. Néanmoins, en travaillant sur des zones étendues, il est nécessaire de trouver des compromis entre la précision des analyses et leur temps de calcul. Nous pouvons également souligner le besoin de tenir compte de l'usage du sol et pas uniquement de l'occupation du sol. En effet, le paysage ne doit pas être réduit à ses caractéristiques matérielles seules. Il doit également être interprété selon l'usage des objets qui peuvent influencer les jugements esthétiques des individus. C'est notamment le cas des espaces agricoles et des espaces urbains, comme nous l'avons montré dans la section précédente.

Il est également nécessaire ici de souligner les limites du recours à un questionnaire en ligne basé sur des photographies de paysage pour expliquer les préférences paysagères des individus. Concernant les photographies tout d'abord, notons que les différences de qualité sont susceptibles de constituer un biais. En effet, bien que les prises de vue aient été réalisées en deux jours et dans des conditions météorologiques identiques, on peut distinguer des différences en termes

Groupe 1



Groupe 2



Groupe 3

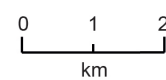
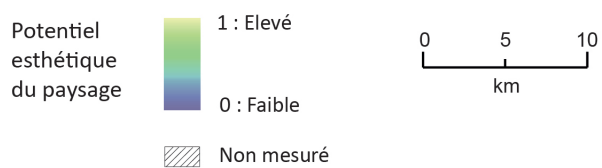
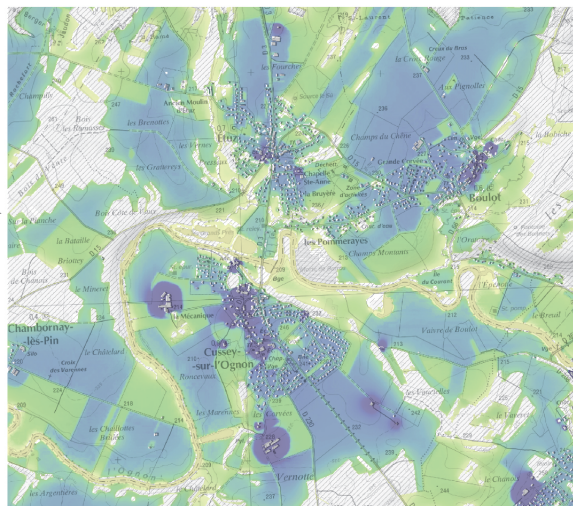
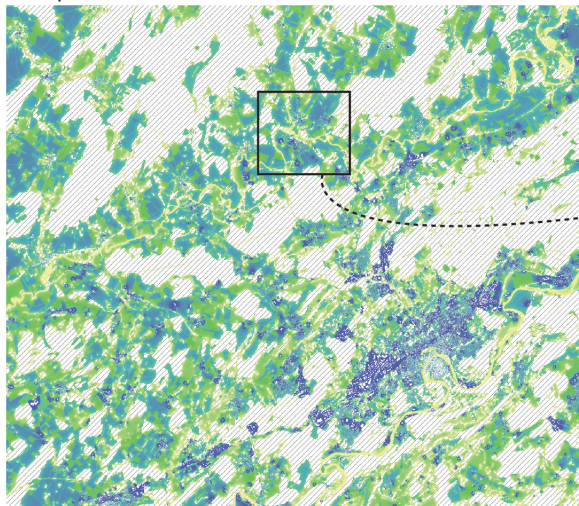
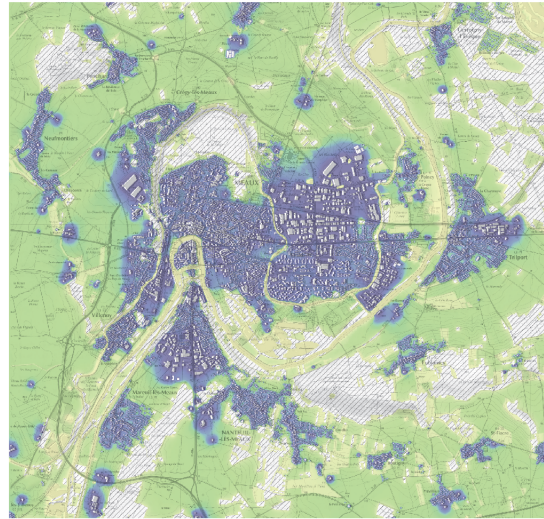
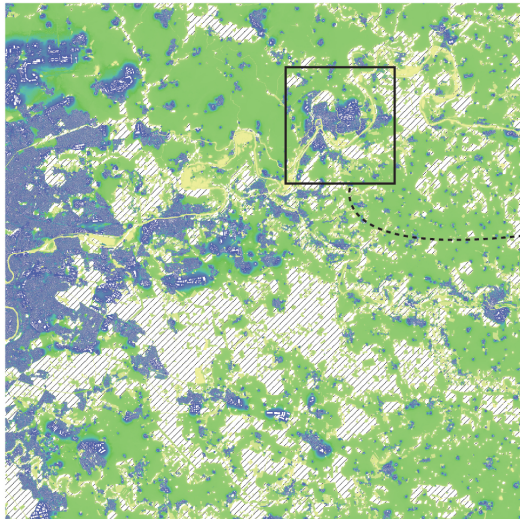
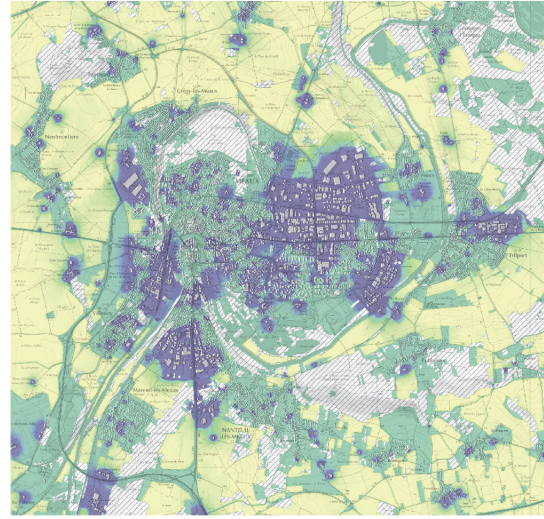
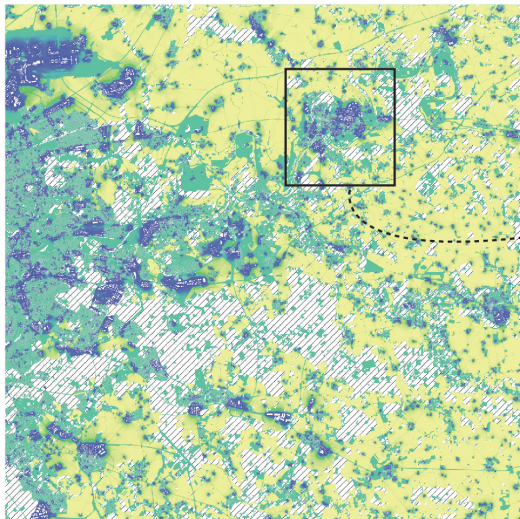


FIGURE 4.16 – Potentiel esthétique du paysage dans les franges urbaines de Besançon.

Groupe 1



Groupe 2



Groupe 3

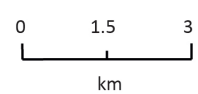
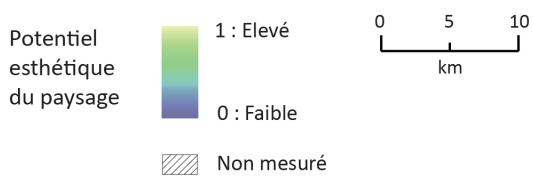
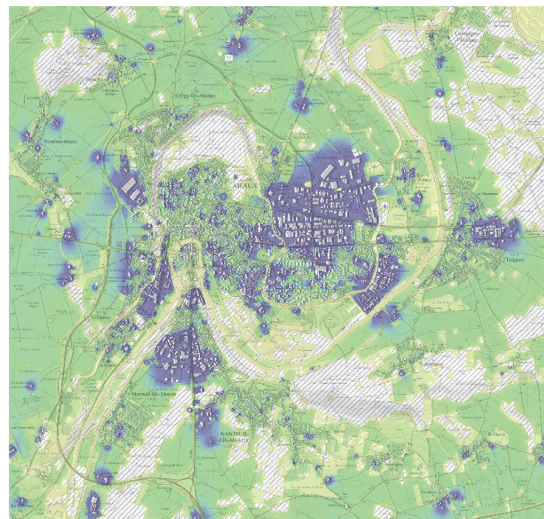
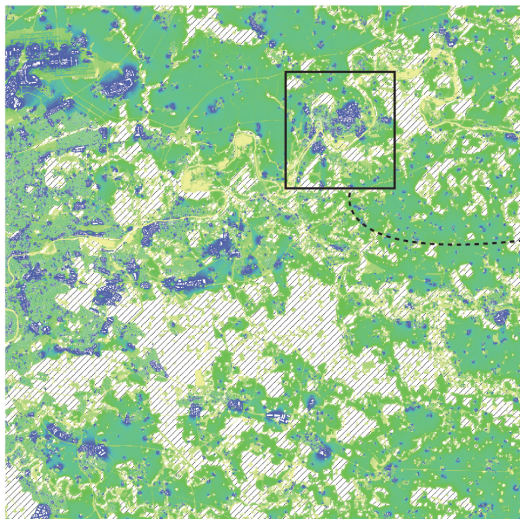


FIGURE 4.17 – Potentiel esthétique du paysage dans les franges urbaines de Seine-et-Marne.

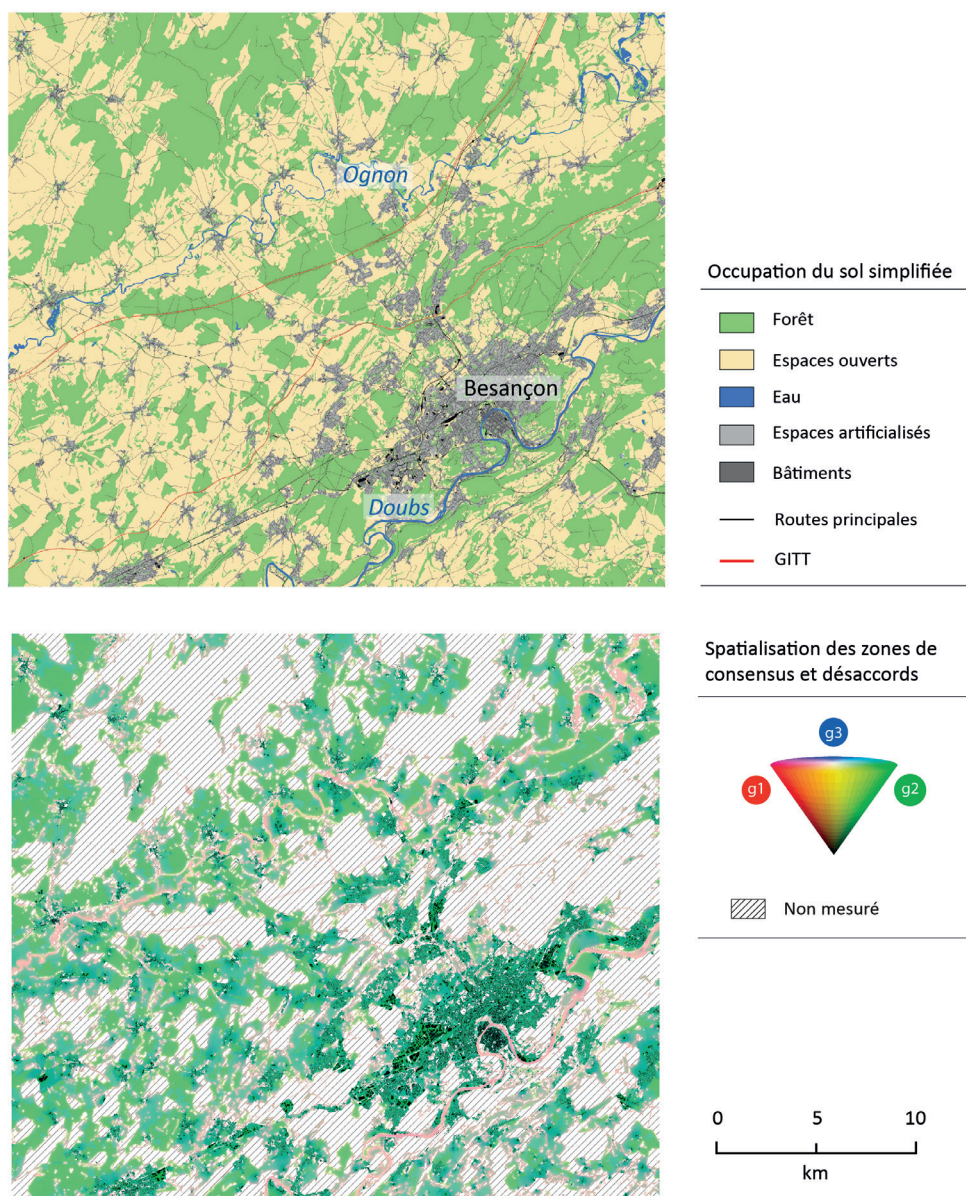


FIGURE 4.18 – Spatialisation des zones de consensus et désaccords pour le terrain de Besançon.

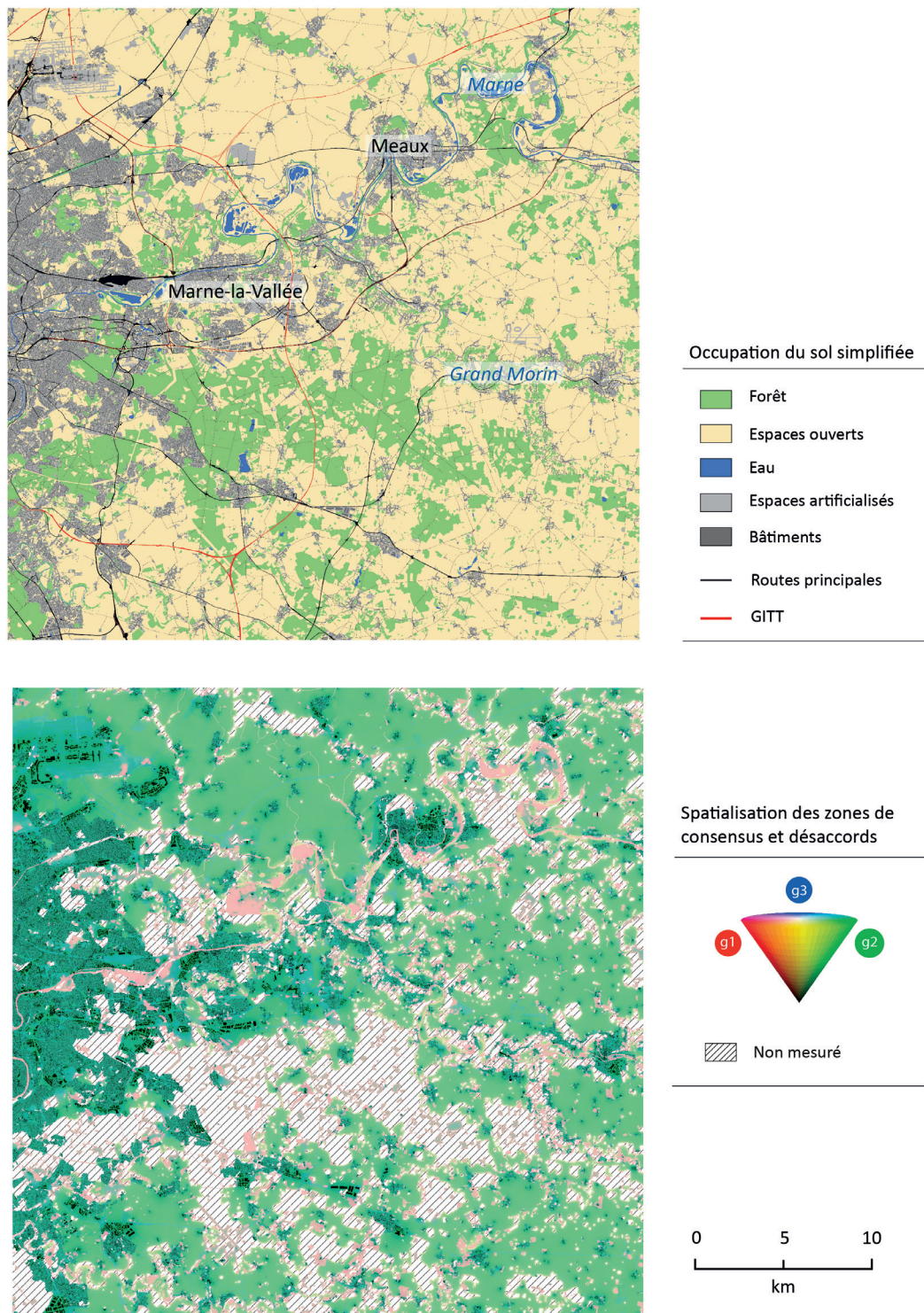


FIGURE 4.19 — Spatialisation des zones de consensus et désaccords pour le terrain de Seine-et-Marne.

de luminosité. En effet, les photographies ont été réalisées sur des tranches horaires de 11h à 16h et les changements de positions relatives du soleil par rapport aux azimuts déterminés influent sur leur luminosité. D'autre part, plusieurs études ont noté des problèmes techniques qui déterminent la qualité des photographies et donc leur validité. Coeterier (1983) a par exemple noté que les photographies échouent à capter toute l'information sur des paysages à large échelle en tenant compte des subtilités du relief. Sevenant et Antrop (2011) ont également expliqué que plusieurs facteurs affectent la validité de la représentation, tels que l'ouverture focale, la variable de préférence mesurée ou le paysage représenté. La question de l'ouverture focale est certainement la plus problématique. Un angle horizontal de 60° a été utilisé dans ce travail de manière à se rapprocher des capacités de la vision humaine. Néanmoins, les mouvements des yeux et de la tête permettent une observation du paysage sur des angles beaucoup plus larges. Toutefois, le recours à des photographies panoramiques pour la constitution du questionnaire aurait également été problématique, puisque les paysages représentés présentent d'importantes déformations géométriques et correspondent mal à la réalité observée sur le terrain.

Concernant la construction du questionnaire, les répondants étaient invités à choisir la scène paysagère qu'ils préféraient. Cette méthode ne permet néanmoins pas aux répondants de déclarer un niveau de préférence à chaque étape. On pourrait par exemple imaginer qu'à chaque étape du questionnaire, les individus choisissent la scène paysagère qu'ils préfèrent et indiquent également une pondération reflétant le degré d'importance attribué à cette scène comparée à l'autre. De telles pondérations dans un système de comparaison par paire ont été proposées par Yager (1977) et seraient adaptables dans la méthode de traitement de la matrice des réponses présentée dans la section 4.1.3. Nous avons envisagé d'introduire cette possibilité dans le questionnaire, mais l'ajout d'une telle étape pour l'ensemble des 60 paires aurait contribué à multiplier au moins par deux les temps de réponses et aurait amené à un taux d'abandon des répondants bien supérieur à 25%.

Nous avons montré dans ce travail que les structures du paysage (composition, configuration et ouverture) ont un effet sur les préférences esthétiques du paysage. Une perspective consisterait à se concentrer davantage sur l'influence de ces caractéristiques du paysage sur la perception visuelle des photographies. Des travaux basés sur des expériences de *eye-tracking* ont déjà permis d'étudier l'attention de personnes observant des photographies de paysages (Berto *et al.*, 2008) ainsi que l'influence des caractéristiques du paysage et des propriétés des photographies sur les mouvements oculaires des individus (Dupont *et al.*, 2014). Dans la continuité de tels travaux, il semblerait intéressant d'examiner si les *patterns* d'observation des paysages comme les mouvements oculaires (fixations et saccades), qui dépendent des structures paysagères, influencent les préférences paysagères des individus.

En ce qui concerne les cartes de potentiel esthétique, nous pensons que la prise en compte de la qualité des paysages sonores pourrait être un moyen d'améliorer la modélisation spatiale des préférences esthétiques du paysage. De la même manière que pour les préférences paysagères, l'approche par le paysage sonore considère le son perçu comme une ressource et se focalise sur les sons que les gens préfèrent (Brown, 2012). Carles *et al.* (1999) ont déjà étudié les interactions entre des *stimuli* visuels et acoustiques sur la perception du paysage. L'analyse comparative entre l'appréciation du paysage visible et sonore exige toutefois des observations *in situ* ou la mobilisation d'outils acoustiques permettant de représenter des environnements sonores (Oldoni *et al.*, 2015).

Dans notre travail, il n'a pas été possible de tester précisément l'influence de l'environnement résidentiel des individus (hormis la distinction entre urbain, périurbain et rural) sur leur niveau d'appréciation du paysage. Les enquêtes de satisfaction résidentielles constituent en cela une autre approche couramment utilisée pour l'évaluation de la qualité du paysage (Youssofi et Foltête, 2013), avec l'avantage de connaître le lieu de résidence des individus et de prendre en compte les paysages de leur cadre de vie quotidien.

## Conclusion du chapitre 4

Dans ce chapitre, nous avons proposé une modélisation spatiale du potentiel esthétique du paysage en tenant compte des différences entre plusieurs groupes de jugement. Cette modélisation a été réalisée d'après l'hypothèse que les jugements pouvaient être influencés par une combinaison de caractéristiques du paysage. D'autres chercheurs (Hagerhall, 2001 ; Kalivoda *et al.*, 2014) se sont déjà intéressés au consensus dans les préférences paysagères, mais aucune recherche n'avait jusque-là amené à la construction de groupes de jugement homogènes. Cette approche constitue selon nous une « troisième voie » entre (1) des approches expertes qui affirment que la qualité du paysage dépend directement de ses attributs visuels et (2) des approches perceptives qui affirment que les préférences paysagères sont propres à chaque individu et se focalisent sur leurs caractéristiques socio-économiques, démographiques ou culturelles. L'approche intermédiaire utilisée ici nous a permis de synthétiser les jugements individuels tout en soulignant certaines spécificités propres aux groupes de jugement esthétique définis. D'autre part, les métriques de visibilité construites à partir de données spatiales ont montré leur capacité à expliquer ces jugements et révéler les préférences paysagères des individus. Elles ont également permis de spatialiser le potentiel esthétique du paysage, une démarche pouvant fournir des pistes pour une application opérationnelle en aménagement du territoire dans des terrains d'étude du même type. Dans une approche prospective par exemple, cette modélisation pourrait guider les aménageurs lorsqu'ils tentent de minimiser l'impact de nouvelles constructions (lotissements, grandes infrastructures de transport, etc.) sur le paysage. Suivant l'objectif général de cette thèse, nous proposerons dans le chapitre suivant une démarche parallèle visant à spatialiser le potentiel de connectivité écologique du paysage.

## Chapitre 5

# Modélisation spatiale de la connectivité écologique du paysage

L'objectif de ce chapitre est de spatialiser la connectivité écologique du paysage. Les méthodes d'évaluation de la connectivité paysagère se sont multipliées ces dernières décennies, accompagnées notamment par des innovations techniques et le développement d'outils de suivi des populations d'espèces (GPS et télémétrie par exemple). Comme nous l'avons vu dans la section 3.1.2, ces méthodes peuvent être basées sur des observations *in situ* à partir de ces outils de suivi (connectivité fonctionnelle réelle) ou sur des approches modélisatrices (connectivité fonctionnelle potentielle). Les premières étant très lourdes à réaliser et ne permettant pas de comprendre totalement les connections fonctionnelles à une large échelle, la modélisation des réseaux écologiques constitue une alternative intéressante (Calabrese et Fagan, 2004). Depuis les travaux de Bunn *et al.* (2000) et Urban et Keitt (2001), de nombreuses études menées depuis 15 ans ont montré la pertinence des graphes paysagers pour modéliser les réseaux écologiques et évaluer la connectivité paysagère par le biais de métriques spatiales (Rayfield *et al.*, 2011). Cette méthode offre en effet la possibilité d'estimer un potentiel de connectivité fonctionnelle à une large échelle spatiale en nécessitant très peu de données en entrée (Calabrese et Fagan, 2004). Nous proposerons donc ici un protocole méthodologique basé sur les graphes paysagers pour spatialiser un potentiel de connectivité paysagère répondant aux besoins écologiques d'espèces représentatives de différents écosystèmes.

Le contenu de ce chapitre a constitué une partie d'un article intitulé *A multi-species approach to assessing the impact of land-cover changes on landscape connectivity*, en révision dans la revue *Landscape Ecology* (Sahraoui *et al.*, en révision).



## 5.1 Mise en place d'une approche multi-espèces

Dans le cadre de ce travail, l'évaluation de la connectivité paysagère nécessite d'identifier un nombre limité d'espèces animales représentatives des différents écosystèmes des deux terrains d'étude. Nous présenterons d'abord un panorama des différentes approches permettant la définition d'espèces cibles pour ensuite présenter les étapes mises en place dans ce travail.

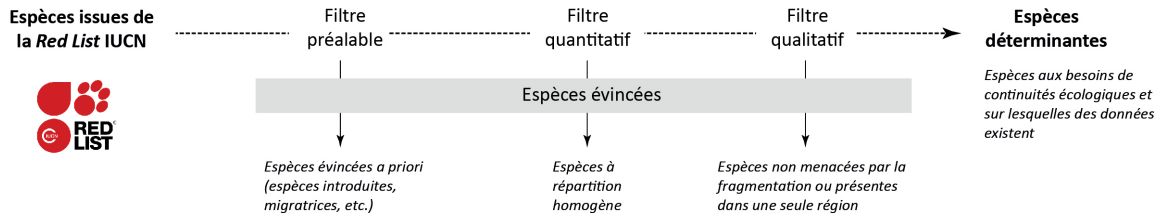
### 5.1.1 Éléments préalables sur la définition d'espèces cibles

Plusieurs approches permettent de définir des espèces représentatives d'un ou plusieurs écosystèmes ou compartiments de la biodiversité. Ces espèces peuvent être qualifiées d'espèces « charismatiques » (Ducarme *et al.*, 2013), que ce soient des porte-drapeau (*flagship species*) (ou espèces phares), parapluies, clés de voute ou indicatrices. Une espèce porte-drapeau est considérée comme importante uniquement en tant que symbole et point de ralliement pour stimuler à la fois les actions de sensibilisation du public et de conservation (Heywood, 1995). Ces espèces sont généralement de grands mammifères médiatisés lors de campagnes de conservation (Simberloff, 1998). Une espèce parapluie (*umbrella species*) est une espèce dont la protection sur une large zone entraîne la protection d'autres espèces, son domaine vital étant plus vaste et ses exigences en termes d'habitat plus contraignantes que les autres (Heywood, 1995). Une espèce clé de voute (*keystone species*) contribue à l'équilibre de l'écosystème dans lequel elle intervient (Simberloff, 1998), notamment en termes de relations trophiques. Les espèces indicatrices (*indicator species*) (Lindenmayer, 2000) fonctionnent comme des *proxy* de certaines formes de biodiversité et de changements dans les processus et modèles des écosystèmes. Elles constituent des indicateurs écologiques de types d'habitats, de conditions environnementales ou de changements environnementaux (De Caceres, 2012).

D'autres approches se fondent sur des groupes d'espèces représentatifs de leur milieu. Dans le prolongement des notions précédentes, les approches par espèce focale (*focal species*) (Lambeck, 1997) consistent par exemple à déterminer un groupe d'espèces parapluies représentant au mieux et de manière complémentaire leur écosystème. L'approche par profil écologique proposée par Vos *et al.* (2001) sélectionne quant à elle un ensemble d'espèces susceptibles de représenter les différents milieux. Pour déterminer ces espèces, Opdam *et al.* (2008) se basent sur trois critères : l'écosystème (e.g. sous-trames), la distance de dispersion et la taille minimale de l'habitat. Une fois l'ensemble de ces informations relevées pour chaque espèce présente dans la zone étudiée, l'approche la plus classique consiste à retenir des espèces différentes du point de vue de ces trois critères. Enfin, l'approche par espèce paysagère (*landscape species*) proposée par Sanderson *et al.* (2002) consiste à sélectionner des espèces à la fois représentatives de leur milieu et des changements paysagers à une échelle de temps correspondant aux transformations de l'espace par les activités humaines. C'est par exemple le cas du Lynx boréal (*Lynx lynx*), à la fois représentatif du milieu forestier et sensibles aux perturbations anthropiques. Les espèces paysagères sont en général déterminées en accord avec les experts, et selon des connaissances relatives aux milieux et terrains d'étude.

### 5.1.2 Sélection d'espèces paysagères

Dans le cadre de ce travail, la sélection préalable d'espèces cibles a reposé sur les acquis des études réalisées dans le cadre des Trames Vertes et Bleues (TVB) au niveau national. Avant de détailler notre protocole de sélection, nous allons revenir d'abord sur la méthode employée pour la définition de ces espèces par le Service du Patrimoine Naturel (SPN) du Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN, 2011) (figure 5.1). La sélection de ces espèces est soumise à plusieurs filtres à partir de l'ensemble des espèces figurant sur la liste rouge de l'*International Union for Conservation of Nature* (IUCN).



**FIGURE 5.1** – Démarche de définition des espèces déterminantes Trame Verte et Bleue mise en place par le MNHN.

A partir de cette liste, les espèces ne correspondant pas aux objectifs de départ ont été écartées. Ceci concerne les espèces introduites récemment, les espèces aux données quasi-inexistantes ainsi que les oiseaux migrateurs à l'exception des passereaux nicheurs. Une fois cette liste restreinte constituée, un filtre quantitatif a « pour objectif d'évincer les espèces à répartition trop homogène sur le territoire national sur la base d'un rapport de proportionnalité surface/population entre chaque région et la France » (MNHN, 2011). Cette méthode est originale dans le sens où elle ne se base pas uniquement sur le caractère patrimonial des espèces ou le fait qu'elles soient en danger, contrairement aux approches classiques en conservation de la nature, mais sur l'hétérogénéité de leur répartition à l'échelle nationale. Un filtre qualitatif permet ensuite de ne retenir que les espèces pertinentes pour la mise en place d'une Trame Verte et Bleue, c'est-à-dire celles qui ont un besoin de continuité écologique compte tenu de leurs traits de vie. Par principe de subsidiarité, cette liste d'espèces de cohérence nationale ne peut être imposée aux régions. Elles sont libres d'en tenir compte ou non lors de la mise en place de leur Schéma Régional de Cohérence Ecologique (SRCE). Au niveau régional, les Conseils Scientifiques Régionaux du Patrimoine Naturel (CSRPN) ajustent les résultats en fonction des connaissances locales sur les espèces présentes et peuvent proposer d'intégrer des espèces qui n'auraient pas été retenues au préalable. Cette démarche est à relier à l'approche par espèce paysagère proposée par Sanderson *et al.* (2002). Au final, le nombre d'espèces retenues à l'échelle nationale de la TVB est de 223 (118 vertébrés et 105 invertébrés), mais chaque région n'est concernée que par un certain nombre de ces espèces pour l'élaboration de sa TVB régionale.

Nous choisissons ici de partir de la liste établie à l'échelle nationale et non uniquement des listes restreintes propres aux régions des deux terrains d'étude. Ce choix nous permet de tenir compte d'un plus large panel d'espèces. A partir de cette liste initiale, une double sélection complémentaire s'impose en raison d'une part, des contraintes techniques de modélisation des réseaux écologiques et d'autre part, de la nécessité de s'adapter à chacun des terrains d'étude.

Dans un premier temps, nous excluons plusieurs espèces à partir de critères essentiellement techniques. Il s'agit par exemple des espèces dont la modélisation du réseau écologique par les graphes paysagers, dont nous expliquerons les principes dans le chapitre suivant, est trop complexe en raison de leur habitat et/ou de leur capacité de déplacements. Ainsi, les espèces dont l'habitat n'est pas directement caractérisable à partir des données d'occupation du sol sont exclues. C'est notamment le cas des invertébrés, dont l'habitat et les capacités de mouvement sont généralement difficiles à modéliser compte tenu du grain des cartes d'occupation du sol dont la construction a été décrite dans la section 3.3 (résolution spatiale de 5m). En effet, les taches d'habitat des invertébrés sont souvent plus petites que la résolution spatiale et leurs capacités de mouvement légèrement supérieures. La liste est donc restreinte aux 118 espèces de vertébrés définis sur la liste nationale. Parmi les vertébrés, les chiroptères, dont l'habitat est souvent difficile à caractériser (constitué de grottes, de cavités ou de bâtiments anciens) sont également exclus. C'est aussi le cas des espèces de poissons, pour deux raisons principales. D'une part, leur habitat étant déjà sous forme réticulaire (réseau hydrographique), l'étude de la connectivité nécessite des modélisations spécifiques (Carrara *et al.*, 2012 ; Cote *et al.*, 2009). D'autre part, comme nous le verrons dans la suite de ce travail, ces milieux n'étant que très peu soumis aux changements

d'occupation du sol, les espèces fréquentant uniquement de tels milieux ne sont pas centrales suivant les objectifs initiaux de ce travail de thèse. Enfin, nous avons également exclu les espèces dont les capacités de dispersion sont supérieures à la largeur des zones d'étude, ce qui ne concerne que certains grands mammifères forestiers (cerf élaphe pour le terrain de Seine-et-Marne et lynx pour le terrain de Besançon par exemple).

Dans un second temps, il s'agit à partir des espèces restantes de ne retenir que celles présentes indépendamment sur chacun des deux terrains d'étude. Pour cela, deux bases de données sont mobilisées, la base Sigogne pour Besançon ([sigogne.org](http://sigogne.org)) et l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN) pour la Seine-et-Marne ([inpn.mnhn.fr](http://inpn.mnhn.fr)). Ces deux bases permettent de connaître les espèces présentes à l'échelle communale. Ne sont retenues au final que les espèces présentes dans au moins deux communes de chacun des terrains d'étude. Ce choix de deux communes minimum permet d'éviter de sélectionner une espèce n'étant présente que très rarement, par exemple sur une commune en bordure d'un terrain d'étude. 45 espèces ont été retenues pour le terrain de Besançon (5 amphibiens, 5 reptiles, 4 mammifères et 31 oiseaux) et 43 espèces pour le terrain de Seine-et-Marne (8 amphibiens, 6 reptiles, 5 mammifères et 24 oiseaux). 36 espèces sont communes aux deux terrains d'étude.

### 5.1.3 Identification des besoins écologiques des espèces

Suite à cette sélection, il s'agit à présent d'identifier certains des besoins écologiques de l'ensemble de ces espèces, qui serviront à définir les paramètres de modélisation des réseaux écologiques.

#### Habitat et résistance aux déplacements

Comme nous le verrons dans la section suivante, la modélisation des réseaux écologiques implique la définition de l'habitat et le calcul de chemins de déplacement potentiels prenant en compte le caractère plus ou moins perméable de la matrice paysagère. Les classes d'occupation du sol définies dans ce travail doivent donc être caractérisées en fonction de leur capacité à constituer l'habitat des espèces, et de leur capacité à faciliter ou empêcher les déplacements des organismes. Pour cela, nous nous appuyons sur les connaissances écologiques fournies par plusieurs ressources telles que les fiches espèces de la liste rouge de l'IUCN (IUCN, 2013) et les atlas nationaux d'espèces.

#### Distances de dispersion

La modélisation des réseaux écologiques des espèces considérées nécessite l'acquisition d'informations sur leurs capacités de déplacement. Nous nous focalisons ici sur les déplacements de dispersion, qui constituent comme nous l'avons vu dans la section 2.3.2 un élément clé pour la survie des populations. Pour les amphibiens et les reptiles, les distances maximales de dispersion retenues proviennent des synthèses de la littérature réalisées par Smith et Green (2005) pour les premiers et par Sordello *et al.* (2013) pour les seconds. Pour les espèces de mammifères et d'oiseaux retenues, il n'existe pas de synthèse assez complète pour nous fournir une telle information. Les distances de dispersion ont donc été définies en se basant sur des relations allométriques, de la même manière que Mimet *et al.* (2016). En écologie, l'allométrie (Huxley et Tessier, 1936) décrit la manière dont les caractéristiques des espèces changent en fonction de leur taille (Shingleton, 2010). Les relations allométriques désignent les relations d'échelle biologiques chez les espèces et peuvent concerner par exemple des relations entre d'une part leur poids et d'autre part la taille de leurs organes (traits morphologiques), leurs besoins énergétiques (traits physiologiques) ou leurs capacités de dispersion (traits écologiques). Les relations qui nous intéressent particulièrement ici sont celles qui permettent de relier des informations sur le poids  $M$  (*body mass*) ainsi que leur régime alimentaire d'une part et leurs capacités de dispersion d'autre part. Le régime alimentaire ainsi que le poids des individus ont été relevés à partir des données de synthèse réalisées sur plusieurs milliers d'espèces par Smith *et al.* (2003) pour les mammifères et

par Lislevand *et al.* (2007) pour les oiseaux. Ensuite, en se basant sur les équations de Sutherland *et al.* (2000), les distances de dispersion médianes (en km) définies sont égales à  $3,45M^{0,89}$  pour les mammifères carnivores,  $1,45M^{0,54}$  pour les mammifères herbivores et  $13,1M^{0,63}$  pour les oiseaux tous régimes confondus.

L'ensemble des besoins écologiques des espèces paysagères sélectionnées sont présentés dans les tableaux 5.1 et 5.2.

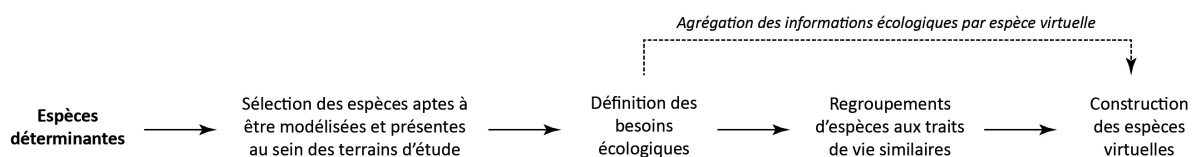
#### 5.1.4 Construction d'espèces virtuelles

Il s'agit ensuite de synthétiser les informations relatives aux espèces paysagères en un nombre restreint d'espèces. Cela permet d'abord de limiter les temps de calculs inhérents à la modélisation des réseaux écologiques, mais également de regrouper les espèces proches en termes de besoins écologiques tout en veillant à garder un nombre suffisant pour représenter les différents compartiments de la biodiversité. Les regroupements d'espèces paysagères se basent dans notre cas sur trois critères : (1) leur groupe taxonomique (amphibien, reptile, mammifère ou oiseau), (2) leur type d'habitat principal (forestier, milieu arboré, milieu ouvert ou milieu aquatique) ainsi que les milieux indispensables à la réalisation de leur cycle de vie, (3) leur capacité de dispersion classée comme faible (inférieure à 4km) ou élevée (supérieure à 4km). Cette classification a été réalisée indépendamment pour chaque terrain d'étude. Selon ces critères, 16 groupes différents d'espèces sont identifiés dans chaque cas.

Une fois ces groupes constitués, deux choix sont possibles. Le premier consiste à sélectionner l'une des espèces au sein de chaque groupe, de la même manière que Bourgeois (2015), ces espèces étant alors qualifiée d'indicatrice (Lindenmayer, 2000). Le second consiste à se baser sur des espèces virtuelles (Hirzel *et al.*, 2001) créées à partir des informations agrégées au sein d'un groupe. En complément des approches basées sur des espèces uniques ou des groupes d'espèces, la notion d'espèces virtuelles (Hirzel *et al.*, 2001) constitue une alternative intéressante. De la même manière que Mimet *et al.* (2016), nous choisissons cette seconde approche, qui a l'avantage de tenir compte de la diversité des espèces composant chaque groupe identifié et d'éviter le choix arbitraire d'une espèce particulière au sein de ce groupe. La figure 5.2 synthétise la démarche adoptée.

Ces 16 groupes génériques sont donc définis comme des espèces virtuelles représentatives des espèces réelles qui les composent. Notons que dans certains cas, un groupe ne contient qu'une seule espèce, qui sera néanmoins également qualifiée d'espèce virtuelle dans la suite de ce travail par simplicité. Pour les groupes comprenant plusieurs espèces, les distances de dispersion définies sont agrégées par une moyenne. Concernant le classement des catégories d'occupation du sol selon leur perméabilité, la valeur majoritaire est attribuée à chaque catégorie. Le tableau 5.3 présente les dénominations et les caractéristiques agrégées de chacune des espèces virtuelles.

Cette section a permis de poser les bases de l'approche multi-espèces adoptée dans le cadre de cette thèse. Cette approche permet de prendre en compte une large gamme d'espèces représentatives des écosystèmes qui composent les deux terrains d'étude. A partir de la liste d'espèces déterminantes TVB définie au niveau national, nous avons fait le choix d'opérer une sélection



**FIGURE 5.2** – Démarche adoptée pour la construction des espèces virtuelles et la définition des paramètres de modélisation des réseaux écologiques.

Groupe taxonomique	Espèce (nom latin)	Espèce (nom commun)	Habitat	Distance de dispersion* (en km)	Valeurs de résistance												
					Forêt	Arboré	Herbacé	Culture	Prairie	Prairie ensoleillée	Plan d'eau	Cours d'eau	Artificialisé	Bâtiment	Route secondaire	GTT	
Amphibiens	<i>Rana dalmatina</i>	Genouille agile	Plan d'eau	0.30	100	1	10	10	10	10	10	1	10	100	10000	100	10000
	<i>Triturus cristatus</i>	Triton crété	Plan d'eau	0.30	1	10	10	10	10	10	10	1	10	100	10000	100	10000
	<i>Bombina variegata</i>	Sonneur à ventre jaune	Plan d'eau	0.31	1	1	10	100	10	10	10	1	10	1000	10000	1000	10000
Reptile	<i>Rana temporaria</i>	Genouille rousse	Plan d'eau	0.46	1	1	10	10	10	10	10	1	10	100	10000	100	10000
	<i>Hyla arborea</i>	Rainette verte	Plan d'eau	7.61	100	10	10	1000	10	10	10	1	10	1000	10000	1000	10000
	<i>Zootoca vivipara</i>	Lézard vivipare	Prairie ensoleillée	0.10	10	1	1	100	10	10	10	100	100	1000	10000	1000	10000
	<i>Lacerta bilineata</i>	Lézard vert occidental	Prairie ensoleillée	0.20	100	10	1	1000	10	10	10	100	100	1000	10000	1000	10000
	<i>Natrix natrix</i>	Couleuvre à collier	Plan d'eau et cours d'eau	3.00	100	1	10	10	10	10	10	1	1000	1000	10000	100	10000
	<i>Lacerta agilis</i>	Lézard des souches	Prairie ensoleillée	0.50	100	1	10	100	10	10	10	1000	1000	1000	10000	100	10000
	<i>Natrix maura</i>	Couleuvre vipérine	Plan d'eau et cours d'eau	2.00	100	10	10	100	10	10	10	1	1000	1000	10000	100	10000
Mammifère	<i>Muscardinus avellanarius</i>	Muscardin	Arboré	0.21	10	1	10	1000	10	10	1000	1000	1000	1000	10000	100	10000
	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Lapin de garenne	Prairies (tout type)	3.36	10	10	10	100	10	10	1000	1000	1000	1000	10000	100	10000
	<i>Mustela erminea</i>	Hermine	Forêt et arboré	0.98	1	1	10	100	10	10	1000	1000	1000	1000	10000	100	10000
	<i>Mustela putorius</i>	Putois d'Europe	Forêt	4.91	1	1	10	10	10	10	1000	1000	1000	1000	10000	100	10000
Oiseau	<i>Cisticola juncidis</i>	Cisticole des joncs	Prairie (tout type) et culture	1.49	100	10	1	1	1000	10	1	10	10	100	100	100	1000
	<i>Phylloscopus bonelli</i>	Pouillot de Bonelli	Prairie (tout type) et herbacé	1.51	1000	10	1	1000	10	1	100	100	100	1000	1000	1000	1000
	<i>Certhia familiaris</i>	Grimpereau des bois	Forêt et arboré	1.53	1	10	10	100	10	10	100	100	100	100	100	100	100
	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	Pouillot siffleur	Forêt et arboré	1.61	1	1	100	1000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
	<i>Parus montanus</i>	Mésange boréale	Forêt et arboré	1.69	1	1	10	100	10	10	100	100	100	100	100	100	100
	<i>Acrocephalus palustris</i>	Roussezolle verdierolle	Forêt et arboré	1.70	100	10	1	100	10	10	100	100	100	1000	1000	1000	1000
	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Phragmite des joncs	Prairie (tout type) et herbacé	1.71	100	10	100	100	100	100	100	1	100	100	100	100	100
	<i>Anthus campestris</i>	Pipit rousselaine	Plan d'eau et cours d'eau	1.72	100	1	10	100	10	10	100	100	100	100	100	100	100
	<i>Sylvia curruca</i>	Fauvette babillarde	Forêt et arboré	1.77	1	1	10	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
	<i>Certhia cetti</i>	Bouscarle de Cetti	Forêt et arboré	1.81	1	1	10	1000	10	10	10	10	10	1000	1000	1000	1000
	<i>Hippolais icterina</i>	Hypolaïs icterine	Forêt et arboré	1.83	1	1	10	100	10	10	10	10	10	100	100	100	100
	<i>Locustella luscinioides</i>	Locustelle luscinioides	Plan d'eau et cours d'eau	1.92	1000	10	100	100	100	100	100	1	1000	1000	1000	1000	1000
	Oiseau	<i>Muscicapa striata</i>	Gobemouche gris	Arboré	1.95	100	1	10	100	10	100	100	100	100	100	100	100
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>		Rougequeue à front blanc	Forêt et arboré	1.96	1	1	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
<i>Saxicola rubetra</i>		Traquet taurin	Forêt et arboré	2.04	1000	10	10	1	1	1000	10	1	100	1000	1000	1000	1000
<i>Luscinia svecica</i>		Gobehue à miroir	Prairie (tout type) et culture	2.14	1000	10	100	100	100	100	100	1	100	100	100	100	100
<i>Carduelis cannabina</i>		Lainie mélochieuse	Prairie (tout type) et culture	2.15	1000	10	10	1	1	1000	10	1	100	1000	1000	1000	1000
<i>Anthus pratensis</i>		Pipit farouze	Prairie (tout type) et herbacé	2.20	1000	10	1	10	10	10	10	10	10	100	100	100	100
<i>Calandrella brachydactyla</i>		Alouette calandrelle	Prairie (tout type) et herbacé	2.37	100	10	1	1000	1	1	100	100	100	1000	1000	1000	1000
<i>Emberiza hortulana</i>		Buant ortolan	Prairie (tout type) et culture	2.53	100	10	1	1	1	1	100	100	100	100	100	100	100
<i>Lullula arborea</i>		Alouette lulu	Arboré	2.54	1000	1	10	100	10	10	100	100	100	1000	1000	1000	1000
<i>Pyrhula pyrhula</i>		Bouveuil pivone	Forêt et arboré	2.76	1	1	10	100	10	10	100	100	100	100	100	100	100
<i>Lanius collurio</i>		Pie-grièche écorcheur	Prairie (tout type) et herbacé	2.81	1000	10	1	1000	1	1	100	100	100	1000	1000	1000	1000
<i>Lanius senator</i>		Pie-grièche à tête rousse	Arboré	3.01	100	1	10	1000	10	10	100	100	100	100	100	100	100
<i>Alcedo atthis</i>		Martin-pêcheur d'Europe	Plan d'eau et cours d'eau	3.25	1000	10	100	100	100	100	100	1	1000	1000	1000	1000	1000
<i>Lanius excubitor</i>		Pie-grièche grise	Prairie (tout type) et herbacé	3.25	1000	10	1	100	10	10	100	100	100	100	100	100	100
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>		Grosbecc casse-noyaux	Arboré	3.55	10	1	10	100	10	10	100	100	100	100	100	100	100
<i>Cinclus cinclus</i>		Cincle plongeur	Plan d'eau et cours d'eau	3.70	100	100	10	100	100	100	100	1	1000	1000	1000	1000	1000
<i>Dendrocopos medius</i>		Pic nar	Forêt et arboré	3.74	1	1	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
<i>Picus canus</i>	Pic cenré	Forêt et arboré	5.59	1	1	10	1000	10	10	100	100	100	100	100	100	100	
<i>Afikene noctua</i>	Chouette chevêche	Prairie (tout type) et culture	6.33	1000	10	10	1	1	1	100	100	100	1000	1000	1000	1000	

\* Maximale pour les amphibiens et reptiles, médiane pour les mammifères et oiseaux

TABLEAU 5.1 – Caractéristiques écologiques des espèces paysagères pour Besançon.

Groupe taxonomique	Espèce (nom latin)	Espèce (nom commun)	Habitat	Distance de dispersion* (en km)	Valeurs de résistance										
					Forêt	Arboré	Herbacé	Culture	Prairie	Prairie ensolaillée	Plan d'eau	Cours d'eau	Artificialisé	Bâtiment	Route secondaire
Amphibiens	<i>Lissotriton vulgaris</i>	Triton ponctué	Plan d'eau	0.11	1	1	10	100	10	10	1000	10000	10000	100	10000
	<i>Rana dalmatina</i>	Grenouille agile	Plan d'eau	0.30	100	1	10	10	10	10	100	10000	10000	100	10000
	<i>Triturus cristatus</i>	Triton crêté	Plan d'eau	0.30	1	1	10	10	10	10	100	10000	10000	100	10000
	<i>Bombina variegata</i>	Sonneur à ventre jaune	Plan d'eau	0.31	1	1	10	100	10	10	1000	10000	10000	1000	10000
	<i>Ichthyosaura alpestris</i>	Triton alpestre	Plan d'eau	0.35	10	10	10	1000	10	10	1000	10000	10000	1000	10000
	<i>Rana temporaria</i>	Grenouille rousse	Plan d'eau	0.46	1	1	10	10	10	10	100	10000	10000	100	10000
	<i>Bufo calamita</i>	Crapaud calamite	Plan d'eau	2.47	1000	1000	10	10	10	10	1000	10000	10000	1000	10000
	<i>Hyla arborea</i>	Rainette verte	Plan d'eau	7.61	100	10	10	1000	10	10	1000	10000	10000	1000	10000
		<i>Zootoca vivipara</i>	Lézard vivipare	Prairie ensolaillée	0.10	10	1	1	100	10	100	1000	10000	1000	10000
		<i>Lacerta bilineata</i>	Lézard vert occidental	Prairie ensolaillée	0.20	100	10	1	1000	10	100	100	10000	100	10000
Reptiles	<i>Natrix natrix</i>	Coléuvre à collier	Plan d'eau et cours d'eau	3.00	100	1	10	10	10	10	1000	10000	100	10000	
	<i>Coronella austriaca</i>	Cornelle lisse	Prairie ensolaillée	0.30	100	1	1	1000	10	100	100	10000	1000	10000	
	<i>Vipera berus</i>	Vipère péliade	Prairie ensolaillée	1.00	10	1	100	100	10	1	1000	10000	100	10000	
	<i>Natrix maura</i>	Coléuvre vipérine	Plan d'eau et cours d'eau	2.00	100	10	10	100	10	10	1000	10000	100	10000	
	<i>Arvicola sapidus</i>	Campagnol amphibie	Plan d'eau et cours d'eau	1.12	100	100	10	10	10	10	1000	10000	1000	10000	
Mammifères	<i>Muscardinus avellanarius</i>	Muscardin	Milieu arboré	0.21	10	1	10	1000	10	10	1000	10000	100	10000	
	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Lapin de garenne	Prairies (tout type)	3.36	10	10	10	100	10	1	1000	10000	100	10000	
	<i>Mustela erminea</i>	Hermine	Forêt et arboré	0.98	1	1	10	100	10	10	1000	10000	100	10000	
	<i>Mustela putorius</i>	Putois d'Europe	Forêt et arboré	4.91	1	1	10	10	10	10	1000	10000	1000	10000	
	<i>Phylloscopus bonelli</i>	Pouillot de Bonelli	Prairie (tout type) et herbacé	1.51	1000	10	1	1000	1	1	100	100	1000	1000	
	<i>Sylvia undata</i>	Fauvette pitchou	Prairie (tout type) et herbacé	1.52	1000	10	10	1000	1	1	100	100	1000	1000	
	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	Pouillot siffleur	Forêt et arboré	1.61	1	1	100	1000	100	100	100	100	100	100	
Oiseaux	<i>Ficedula hypoleuca</i>	Gohemouche noir	Arboré	1.69	10	1	10	100	10	10	100	100	100	100	
	<i>Parus montanus</i>	Mésange boréale	Forêt et arboré	1.69	1	1	10	100	10	10	100	100	100	100	
	<i>Acrocephalus palustris</i>	Roussette ventraille	Prairie (tout type) et herbacé	1.70	100	10	1	100	1	1	10	100	1000	1000	
	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Phragmite des joncs	Prairie (tout type) et herbacé	1.71	100	10	100	100	100	100	1	100	100	100	
	<i>Sylvia curruca</i>	Fauvette babillarde	Forêt et arboré	1.77	1	1	10	100	100	100	100	100	100	100	
	<i>Cettia cetti</i>	Boussanè de Cetti	Forêt et arboré	1.81	1	1	10	1000	10	10	1000	1000	1000	1000	
	<i>Locustella luscinioides</i>	Locustelle lusciniolé	Plan d'eau et cours d'eau	1.92	1000	10	100	100	100	100	1	1000	1000	1000	
	<i>Muscicapa striata</i>	Gohemouche gris	Arboré	1.95	100	1	10	100	10	10	100	100	100	100	
	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Rougequeue à front blanc	Forêt et arboré	1.96	1	1	100	100	100	100	100	100	100	100	
	<i>Carduelis cannabina</i>	Linotte méridionale	Prairie (tout type) et culture	2.15	1000	10	1	1	1	1	100	1000	1000	1000	
	<i>Anthus pratensis</i>	Pipit faribouse	Prairie (tout type) et herbacé	2.20	1000	10	1	10	1	1	10	100	100	100	
	<i>Lullula arborea</i>	Alouette lulu	Arboré	2.54	1000	1	10	100	10	10	100	1000	1000	1000	
	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	Bouveuil pivone	Forêt et arboré	2.76	1	1	10	100	10	10	100	100	100	100	
	<i>Lanius collurio</i>	Pie-grièche écorcheur	Prairie (tout type) et herbacé	2.81	1000	10	1	1000	1	1	100	1000	1000	1000	
	<i>Lanius senator</i>	Pie-grièche à tête rousse	Arboré	3.01	1000	1	10	1000	1	10	100	100	100	100	
<i>Alcedo atthis</i>	Martin-pêcheur d'Europe	Plan d'eau et cours d'eau	3.25	1000	10	100	100	100	100	1	1000	1000	1000		
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	Croisec casse-noyaux	Arboré	3.55	10	1	10	100	10	10	100	100	100	100		
<i>Dendrocopos medius</i>	Pic mar	Forêt et arboré	3.74	1	1	100	100	100	100	100	100	100	100		
<i>Picus canus</i>	Pic cenédé	Forêt et arboré	5.59	1	1	10	1000	10	10	100	100	100	100		
<i>Aegolius funereus</i>	Chouette de Tengmalm	Forêt et arboré	6.17	1	1	100	100	100	100	100	1000	1000	1000		
<i>Athene noctua</i>	Chouette chevêche	Prairie (tout type) et culture	6.33	1000	10	1	1	1	1	100	1000	1000	1000		

\* Maximale pour les amphibiens et reptiles, médiane pour les mammifères et oiseaux

TABLEAU 5.2 – Caractéristiques écologiques des espèces paysagères pour la Seine-et-Marne.

**Besançon**

Groupe taxonomique	Espèces virtuelles	Habitat	Distance de dispersion* (en km)							Valeurs de résistance							
			Forêt	Arboré	Herbacé	Culture	Prairie	Prairie ensolaillée	Plan d'eau	Cours d'eau	Artificialisé	Bâtiment	Route secondaire	GTT			
Amphibiens	Amphibiens aux préférences de milieux forestiers	Plan d'eau	1	1	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10000
	Amphibiens aux préférences de milieux ouverts	Plan d'eau	100	10	10	1000	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10000
Reptiles	Reptiles de milieux ouverts naturels	Prairie ensolaillée	100	1	1	100	1	1	1	100	100	100	100	100	100	100	10000
	Reptiles de milieux aquatiques	Plan d'eau et cours d'eau	100	10	10	100	10	10	10	10	1	1	1000	10 000	100	10000	
Mammifères	Mammifères de milieux forestiers grands disperseurs	Forêt	1	1	10	10	10	10	10	10	100	100	100	10 000	1000	10000	
	Mammifères de milieux forestiers petits disperseurs	Forêt et arboré	1	1	10	100	10	10	10	10	1000	1000	1000	10 000	100	10000	
	Mammifères de milieux arborés	Arboré	10	1	10	1000	10	10	10	10	1000	1000	1000	10 000	100	10000	
	Mammifères de milieux ouverts naturels	Prairies (tout type)	10	10	10	100	1	1	1	1000	1000	1000	1000	10 000	100	10000	
Oiseaux	Oiseaux de milieux ouverts mixtes grands disperseurs	Prairie (tout type) et culture	10000	10	1	1	1	1	1	1	100	100	100	1000	1000	1000	
	Oiseaux de milieux ouverts naturels grands disperseurs	Prairie (tout type) et herbacé	1000	10	1	100	1	1	1	1	100	100	100	100	100	1000	
	Oiseaux de milieux ouverts mixtes petits disperseurs	Prairie (tout type) et culture	1000	10	1	1	1	1	1	1	100	100	100	100	100	1000	
	Oiseaux de milieux ouverts naturels petits disperseurs	Prairie (tout type) et herbacé	1000	10	1	1000	1	1	1	1	100	100	100	100	100	1000	
	Oiseaux de milieux forestiers grands disperseurs	Forêt et arboré	1	1	100	1000	1	1	1	1	100	100	100	100	100	100	
	Oiseaux de milieux forestiers petits disperseurs	Forêt et arboré	1	1	10	100	10	10	10	10	100	100	100	100	100	100	
Oiseaux	Oiseaux de milieux aquatiques	Plan d'eau et cours d'eau	1000	10	100	100	100	100	100	100	1	1	1000	1000	1000	1000	
	Oiseaux de milieux arborés	Arboré	100	1	10	100	10	10	10	100	100	100	100	100	100	100	

\* Maximale pour les amphibiens et reptiles, médiane pour les mammifères et oiseaux

**Seine-et-Marne**

Groupe taxonomique	Espèces virtuelles	Habitat	Distance de dispersion* (en km)							Valeurs de résistance						
			Forêt	Arboré	Herbacé	Culture	Prairie	Prairie ensolaillée	Plan d'eau	Cours d'eau	Artificialisé	Bâtiment	Route secondaire	GTT		
Amphibiens	Amphibiens aux préférences de milieux forestiers	Plan d'eau	1	1	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10000
	Amphibiens aux préférences de milieux ouverts	Plan d'eau	1000	100	10	100	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10000
Reptiles	Reptiles de milieux ouverts naturels	Prairie ensolaillée	10	1	1	100	1	1	1	100	100	100	1000	1000	1000	10000
	Reptiles de milieux aquatiques	Plan d'eau et cours d'eau	100	10	10	10	10	10	10	10	1	1	100	10 000	100	10000
Mammifères	Mammifères de milieux forestiers grands disperseurs	Forêt	1	1	10	10	10	10	10	10	100	100	100	10 000	1000	10000
	Mammifères de milieux forestiers petits disperseurs	Forêt et arboré	1	1	10	100	10	10	10	10	1000	1000	1000	10 000	100	10000
	Mammifères de milieux aquatiques	Plan d'eau et cours d'eau	100	100	10	10	10	10	10	10	1000	1000	1000	10 000	100	10000
	Mammifères de milieux arborés	Arboré	10	1	10	1000	10	10	10	10	1000	1000	1000	10 000	100	10000
Oiseaux	Oiseaux de milieux ouverts mixtes grands disperseurs	Prairie (tout type) et culture	10000	10	1	1	1	1	1	1	100	100	100	1000	1000	1000
	Oiseaux de milieux ouverts naturels grands disperseurs	Prairie (tout type) et herbacé	1000	10	1	100	1	1	1	1	100	100	100	1000	1000	1000
	Oiseaux de milieux ouverts mixtes petits disperseurs	Prairie (tout type) et culture	1000	10	1	1	1	1	1	1	100	100	100	1000	1000	1000
	Oiseaux de milieux ouverts naturels petits disperseurs	Prairie (tout type) et herbacé	1000	10	1	1000	1	1	1	1	100	100	100	1000	1000	1000
	Oiseaux de milieux forestiers grands disperseurs	Forêt et arboré	1	1	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
	Oiseaux de milieux forestiers petits disperseurs	Forêt et arboré	1	1	10	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Oiseaux	Oiseaux de milieux aquatiques	Plan d'eau et cours d'eau	1000	10	100	100	100	100	100	100	1	1	1000	1000	1000	1000
	Oiseaux de milieux arborés	Arboré	100	1	10	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

\* Maximale pour les amphibiens et reptiles, médiane pour les mammifères et oiseaux

**TABLEAU 5.3** – Caractéristiques écologiques des espèces virtuelles constituées pour Besançon et la Seine-et-Marne.

dépendant d'abord de contraintes techniques propres à la modélisation des réseaux écologiques. D'autre part, nous avons cherché à adapter le choix des espèces à chacun des terrains d'étude. Les informations écologiques identifiées pour chaque espèce à partir de la littérature scientifique et synthétisées en un nombre limité d'espèces virtuelles serviront pour le paramétrage de la modélisation des réseaux écologiques à partir des graphes paysagers, dont les principes sont exposés dans la section suivante.

## 5.2 Modélisation des réseaux écologiques

La théorie des graphes est basée sur des concepts mathématiques et informatiques simplifiant les rapports entre les structures et processus au sein de modèles dans lesquels les nœuds représentent des unités structurales et les liens représentent les relations entre elles. Cette théorie a depuis 15 ans été appliquée en écologie du paysage pour la modélisation des réseaux écologiques, pour évaluer la connectivité fonctionnelle potentielle telle qu'elle a été définie dans la section 3.1.2. La section 5.2.1 présentera les principes généraux des graphes. Il s'agira ensuite de décrire les étapes de construction des graphes paysagers (section 5.2.2) puis de présenter les métriques de connectivité du paysage permettant d'estimer les flux potentiels d'organismes dans un réseau écologique (section 5.2.3). A chaque étape, nous présenterons à la fois des éléments généraux ainsi que les choix de modélisation qui ont été effectués dans le cadre de ce travail de thèse.

### 5.2.1 Des graphes aux graphes paysagers

Précisons d'abord quelques fondements de la théorie des graphes. Un graphe  $G$  est composé de deux ensembles d'éléments, des sommets  $V(G)$  et des arêtes  $E(G)$  qui représentent les connexions entre chaque paire de sommets<sup>1</sup>. Dans un graphe, il est possible qu'un sommet ne soit rattaché à aucune arête. En revanche, une arête n'existe que si un sommet est présent à chacune de ses extrémités. On parle d'ordre du graphe pour désigner le nombre de ses sommets et de taille du graphe pour désigner le nombre de ses arêtes. Un graphe élémentaire ne comporte que ces deux ensembles d'éléments sans nulle autre caractéristique et constitue l'abstraction d'une structure dans laquelle la position des sommets dans le graphe n'a pas de sens particulier.

On peut attribuer aux arêtes d'un graphe des signes (+ ou -) ou des poids (valeurs numériques) traduisant une forme de relation entre les sommets. On parle dans ce cas de graphe « valué » ou « pondéré ». Ces arêtes peuvent également avoir un sens, auquel cas le graphe est « orienté ». Un graphe est qualifié de « connexe » si tous les sommets sont reliés directement ou indirectement. Néanmoins, un graphe n'est pas nécessairement connexe et peut être constitué de plusieurs composantes, c'est-à-dire des ensembles de sommets n'étant pas reliés entre eux<sup>2</sup> (figure 5.3). Ces éléments généraux s'appliquent à tous les types de graphes, qu'ils soient spatiaux ou spatiaux.

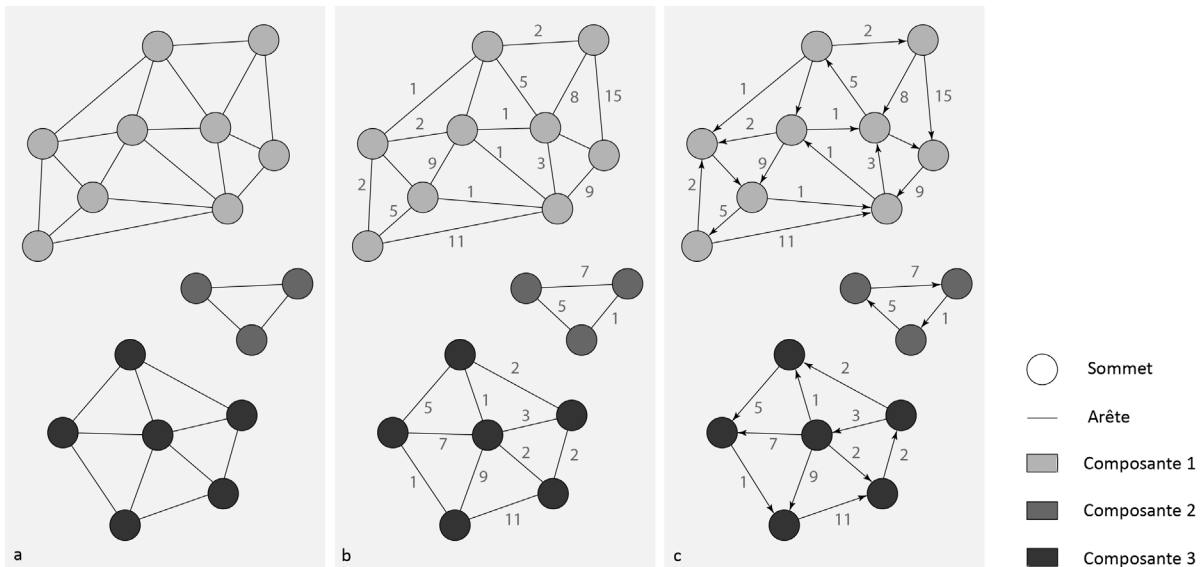
Un graphe spatial peut être défini comme un graphe dont les éléments (sommets et arêtes) ont une dimension spatiale, que ce soit par leur emplacement, leur agencement ou leurs caractéristiques intrinsèques (taille, forme, etc.). Dans la suite de ce travail, en accord avec les terminologies généralement utilisées dans la littérature pour caractériser les graphes spatiaux, nous dénommerons les sommets par le terme *nœuds* et les arêtes par le terme *liens*.

Les applications des graphes spatiaux en écologie sont nombreuses (pour une revue de la littérature, voir Dale et Fortin, 2010). Elles concernent principalement l'étude des réseaux trophiques (Girvan et Newman, 2002 ; Dunne *et al.*, 2002) et des déplacements d'organismes entre leurs habitats. Pour ce dernier cas, les graphes spatiaux sont largement utilisés en écologie du paysage

1. De manière générale, les graphes sont représentés graphiquement en symbolisant les sommets par des points et les arêtes par des lignes.

2. Une arête et un sommet dont le retrait entraîne l'augmentation du nombre de composantes du graphe sont qualifiés respectivement d'isthme et de point d'articulation.





**FIGURE 5.3** – Exemple d'un graphe à trois composantes. Un graphe élémentaire (a) peut être valué (b) et également dirigé (c).

depuis les travaux de Keitt *et al.* (1997) sous la dénomination de graphes paysagers (*landscape graphs*) ou réseaux d'habitat (*habitat networks*) pour modéliser les réseaux écologiques d'espèces animales. Un graphe paysager est constitué d'un ensemble de nœuds représentant les taches d'habitat d'une espèce, reliés par un ensemble de liens représentant les déplacements potentiels de cette espèce entre les taches d'habitat. Il est possible de seuiller un tel graphe en fonction des capacités de déplacement de l'espèce considérée. Dans ce cas, seuls les nœuds séparés d'une distance inférieure à un certain seuil sont reliés par des liens. Ce type de modélisation permet d'étudier par exemple les effets de la fragmentation paysagère et de la perte de connectivité entre les taches d'habitat pour une espèce donnée.

## 5.2.2 Principes de construction des graphes paysagers

Il s'agira ici de présenter les grandes étapes de construction d'un graphe paysager à partir de données spatiales. Les travaux de Urban *et al.* (2009), Galpern *et al.* (2011) et Dale et Fortin (2011) ont contribué à une définition précise de l'ensemble des aspects relatifs à une telle construction. Nous ne décrivons ici que les points importants qui concernent la démarche mise en place dans le cadre de la thèse.

### Données spatiales en entrée

La construction d'un graphe paysager peut s'appuyer sur deux types de données spatiales représentant le « paysage » des espèces : les cartes d'occupation du sol et les cartes d'aptitude.

(1) Les cartes d'occupation du sol simplifient la mosaïque paysagère en regroupant des éléments du paysage en un nombre réduit de classes. La définition de ces classes dépend d'abord des données disponibles, mais peut également être adaptée aux espèces considérées en fonction de leurs besoins écologiques. Par exemple, la distinction entre une parcelle de prairie ou de culture n'aura que peu d'importance pour une espèce exclusivement forestière. Il est cependant indispensable que les classes d'occupation du sol constituant l'habitat des espèces et les éléments influençant leurs déplacements soient explicitement cartographiées. Comme nous l'avons souligné dans la section 2.2.3, le grain joue un rôle important pour les espèces, puisqu'il traduit l'échelle la plus fine à laquelle un organisme peut différencier l'espace. Néanmoins, la précision des données spatiales disponibles empêche souvent la cartographie de ces éléments les plus fins, comme les arbres isolés ou les ornieres par exemple, qui peuvent jouer un rôle important pour la réalisation du cycle de vie de certaines espèces. Il est ainsi nécessaire de trouver un bon compromis entre

le temps de réalisation des cartes d'occupation du sol, dont le traitement informatique doit être optimisé, et l'étendue des zones considérées. Dans notre cas, l'une des contraintes majeures dans la construction des cartes d'occupation du sol a été la disponibilité des données multi-dates et la correspondance des différentes classes définies entre les deux terrains d'étude.

(2) La construction de cartes d'aptitude peut être une alternative intéressante aux cartes d'occupation du sol dans le cas où l'habitat d'une espèce ne peut pas être cartographié explicitement. De telles cartes peuvent être obtenues en réalisant par exemple des modèles de distribution d'espèces à partir d'information sur la présence/absence d'une espèce, constituant la variable à expliquer, et un ensemble de variables environnementales constituant les variables explicatives. Ces modèles permettent de définir la probabilité de présence de l'espèce considérée en tout point de l'espace. Une autre méthode, basée sur la définition d'espèces virtuelles selon la méthodologie proposée par Hirzel *et al.* (2001) et Hirzel et Guisan (2002), permet également de définir la probabilité de présence d'une espèce virtuelle, mais uniquement à partir de variables environnementales et d'hypothèses posées sur leur caractère favorable à la présence de l'espèce en question.

Suivant la méthode mise en place dans ce travail de thèse, les possibilités de recours à des cartes d'aptitude sont limitées. En effet, l'acquisition de données spatialisées sur la présence/absence d'espèces ou sur différentes variables environnementales constituerait une contrainte majeure compte tenu d'une part, du nombre d'espèces concernées et d'autre part, de la dimension diachronique des analyses qui seront mises en place dans la suite de ce travail. Une approche plus générique basée principalement sur l'occupation du sol (et sur un critère d'ensoleillement pour certaines espèces aux besoins spécifiques) est donc préférable.

### Définition des nœuds du graphe

Dans un graphe paysager, les nœuds représentent généralement les taches d'habitat optimal d'une espèce. Sachant que cet habitat est défini lors de la cartographie de l'occupation du sol, la définition des taches passe souvent par l'identification des agrégats de pixels d'une certaine classe d'occupation du sol. Cependant, la définition des nœuds peut parfois être plus complexe. Prenons deux cas, l'un pour lequel l'identification d'agrégats de pixels d'une catégorie d'occupation du sol doit être précisée plus spécifiquement, l'autre pour lequel plusieurs entités spatiales sont nécessaires à la satisfaction des fonctions vitales d'une espèce. Dans le premier cas, on considère que l'habitat optimal d'une espèce doit être situé à une certaine distance de la matrice paysagère. Par exemple, certaines espèces forestières vivent exclusivement dans les cœurs des forêts et non dans leurs lisières. La définition de leur habitat nécessite donc un traitement morphologique à partir des agrégats de pixels correspondant aux éléments forestiers. C'est ce qui a été réalisé à partir du traitement MSPA (Vogt *et al.*, 2007) présenté dans la section 3.3.3. Dans le second cas, on estime que ce qui constitue habituellement l'habitat optimal pour une espèce est défini à partir de plusieurs classes d'occupation du sol. Par exemple, certains oiseaux vivant dans des milieux mixtes fréquentent aussi bien des prairies que des cultures, deux éléments distincts dans la classification de l'occupation du sol. Ce cas est également traité dans le cadre de ce travail pour certaines espèces virtuelles dont les caractéristiques ont été présentées dans le tableau 5.3.

Un indicateur de potentiel démographique est en général attribué aux taches d'habitat, correspondant à la capacité des taches à accueillir un certain nombre d'individus. Un seuil minimum de superficie peut de fait être défini, en deçà duquel une tache d'habitat sera considérée comme trop petite pour accueillir des individus et ne constituera pas un nœud dans le graphe. Si la superficie des taches d'habitat ne constitue pas un élément important pour une espèce, un indicateur de potentiel démographique peut également être défini en tenant compte de la présence d'un habitat secondaire ou d'un autre élément important à proximité des taches d'habitat. Par exemple, pour de nombreux amphibiens, c'est davantage la présence de milieux terrestres favorables autour de leurs taches d'habitat (plan d'eau) que la superficie de ces dernières. Dans le cadre de ce travail, la définition des taches d'habitat passe de manière simple par l'identification des agrégats de pixels considérés comme l'habitat des espèces et correspondant à une ou plusieurs

classes d'occupation du sol selon les espèces. Aucun seuil minimal de superficie n'a été défini pour la sélection des taches d'habitat, ni un critère de qualité dépendant de l'environnement de ces taches. Néanmoins, un potentiel démographique est défini en tenant compte de leur superficie.

### Définition des liens du graphe

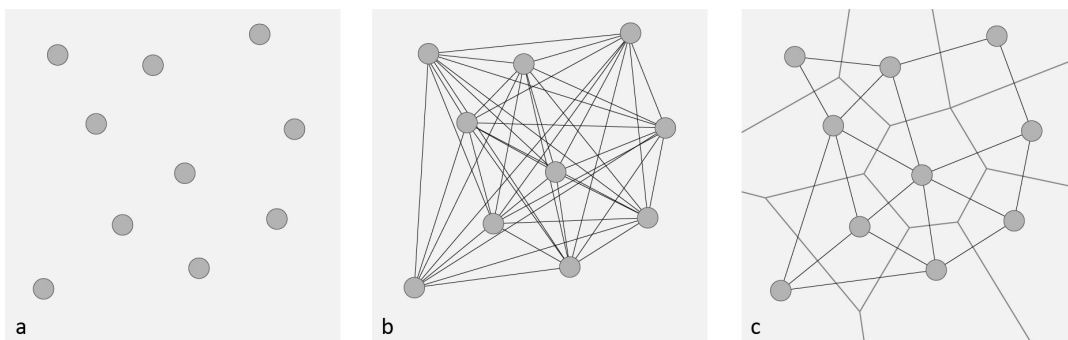
Les taches d'habitat sont reliées par des liens si l'on estime que les organismes ont la capacité de se déplacer à travers la matrice paysagère, c'est-à-dire si le coût de mouvement est inférieur à un certain seuil. Ces liens représentent donc des relations fonctionnelles entre les taches d'habitat. Ils peuvent être définis de centroïde à centroïde ou de bord à bord des taches.

Dans le cas des graphes spatiaux, deux topologies de graphes peuvent être construites pour un même ensemble de nœuds : complète et planaire (Galpern *et al.*, 2011) (figure 5.4). Dans un graphe complet, tous les nœuds sont reliés deux à deux par des liens. Dans ce cas, l'ensemble des parcours possibles entre les taches d'habitat du réseau écologique d'une espèce sont représentés. Dans un graphe planaire, la superposition des liens n'est pas autorisée. La construction d'un tel graphe est réalisée en passant par la définition de polygones de Voronoï à partir des nœuds. Seuls les nœuds dont les polygones de Voronoï sont adjacents sont reliés entre eux par des liens. Un graphe planaire constitue donc une approximation d'un graphe complet (Galpern *et al.*, 2011)<sup>3</sup>. Dans le cadre de ce travail, les taches sont reliées de bord à bord et les graphes sont construits selon une topologie planaire. Ce dernier choix permet une nette accélération des temps de calcul tout en conservant une pertinence écologique. En effet, la plupart des espèces animales effectuent leurs déplacements de proche en proche entre les taches d'habitat.

Comme nous l'avons vu plus haut, il est possible de donner une direction aux liens d'un graphe. Un tel choix est pertinent pour modéliser certains processus comme par exemple les logiques de colonisation-extinction. En effet, un graphe dirigé permet la prise en compte de déséquilibres démographiques entre les différentes taches si l'on considère que les flux d'individus se font préférentiellement de taches d'habitat « sources » vers des taches d'habitat « puits ». En termes de modélisation informatique, la prise en compte d'un tel paramètre nécessiterait des temps de calcul très lourds. Dans notre cas, les liens ne sont donc pas dirigés et donnent donc une relation symétrique aux paires de taches reliées entre elles.

Pour une espèce donnée, les liens reliant des taches d'habitat peuvent être caractérisés par des distances euclidiennes ou des distances de moindre coût. Les distances euclidiennes présupposent que la matrice paysagère est uniforme et considèrent que les déplacements se font « à vol d'oiseau ». Les distances de moindre coût tiennent compte de l'hétérogénéité de la matrice et consistent à créer des chemins de moindre coût entre les taches d'habitat. Nous recourons ici à des distances coût, considérées comme nettement plus pertinentes d'un point de vue écologique

3. Notons ici qu'il n'existe actuellement pas de tests de sensibilité comparant la pertinence du choix entre la construction d'un graphe complet ou planaire pour la modélisation des réseaux écologiques fondée sur les graphes paysagers.



**FIGURE 5.4** – Différence entre un graphe complet (b) et un graphe planaire (c) construits à partir d'un même ensemble de nœuds (a).

(Bunn *et al.*, 2000 ; Adriaensen *et al.*, 2003). Pour cela, des valeurs de coûts ont été attribuées à chacune des classes d'occupation du sol en fonction de la difficulté potentielle qu'aura un organisme à les traverser (voir section 5.1.3). Un coût de 1 est d'abord attribué à l'habitat pour chacune des espèces. Concernant la matrice paysagère, plus les éléments de l'occupation du sol sont défavorables aux déplacements des espèces, plus les valeurs de coûts doivent être élevées. Ces valeurs sont définies dans le cadre de ce travail en utilisant une échelle logarithmique de la même manière que Clauzel *et al.* (2015) : milieu très favorable aux déplacements (1), favorable (10), neutre (100), défavorable (1 000), barrière (10 000). Chaque lien défini est ainsi caractérisé par une valeur de distance coût, correspondant au coût cumulé des pixels traversés sur le parcours entre deux taches d'habitat.

À partir de l'ensemble de ces choix aboutissant à la définition de liens potentiels entre les taches d'habitat d'une espèce considérée, une dernière étape consiste à sélectionner les liens valides, c'est-à-dire considérés comme des chemins de déplacement potentiels pour les organismes compte tenu de leurs capacités de dispersion. Cette étape de seuillage du graphe consiste à retirer les liens dont la distance est supérieure à ces capacités. Dans le cas d'un graphe dont les liens sont caractérisés par une distance coût, le seuillage est effectué d'après la valeur des coûts cumulés des liens. Néanmoins, les distances de déplacement des espèces sont le plus souvent exprimées en valeur métrique, comme c'est le cas pour les valeurs définies dans la section 5.1.3. Une conversion entre la distance métrique et la distance coût est donc nécessaire et passe par une régression linéaire entre les valeurs de distance de tous les liens du graphe, tel que :

$$\ln(Dist) = a \times \ln(DistM) + \beta$$

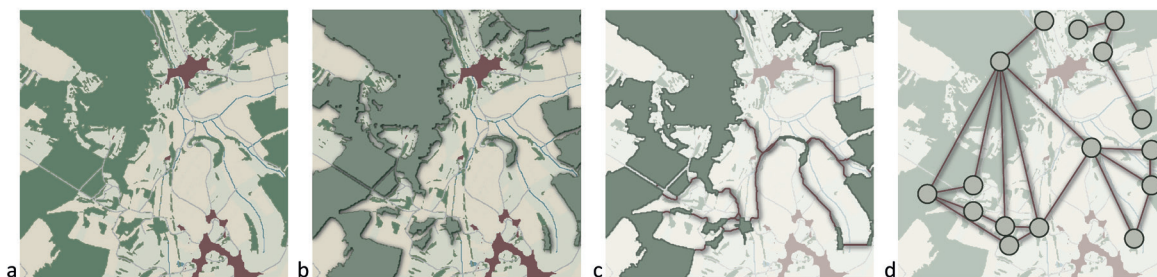
avec  $Dist$  la distance coût (en unités de coût) et  $DistM$  la distance métrique (en mètres). On obtient donc :

$$Dist = e^{a \times \ln(DistM) + \beta}$$

Cette conversion est dépendante des valeurs de coûts et donc propre à chaque espèce considérée. Elle permet ensuite le seuillage du graphe, qui constitue la dernière étape avant d'évaluer à l'aide de métriques spatiales la connectivité des réseaux écologiques modélisés. Le graphe obtenu peut être représenté dans une vision réaliste par des taches et des chemins, ou de manière topologique par des nœuds et des liens (figure 5.5).

### 5.2.3 Évaluation de la connectivité écologique à partir de métriques spatiales

Les métriques de connectivité, qu'elles soient issues de la théorie des graphes ou de l'écologie, sont calculables à plusieurs niveaux d'analyse (Dale et Fortin, 2010 ; Galpern *et al.*, 2011 ; Rayfield *et al.*, 2011) : au niveau du graphe entier, de ses composantes ou de ses unités élémentaires



**FIGURE 5.5** – Étapes de construction d'un graphe paysager à partir d'une carte d'occupation du sol (tiré de Girardet, 2013).

(nœuds ou liens). Au niveau du graphe, les métriques mesurent la connectivité globale du réseau écologique. Au niveau des composantes, les métriques caractérisent les propriétés d'agrégats de nœuds connexes. Pour les nœuds et les liens, les métriques caractérisent leurs propriétés en relation avec le graphe, comme par exemple leur importance en fonction de leur position au sein du réseau.

Il est possible de distinguer plusieurs types de métriques de connectivité, (1) les métriques topologiques, issues de la théorie des graphes et ne nécessitant pas de paramétrage, (2) les métriques pondérées, fondées sur des critères de capacité des taches et/ou de distance, et qui nécessitent donc un paramétrage adapté à chaque espèce considérée.

Comme nous l'avons détaillé précédemment, les critères de capacités consistent à tenir compte du potentiel démographique des taches, défini selon leur superficie ou d'autres critères de qualité. Les critères de distance s'appuient sur les capacités de déplacement des organismes. On estime néanmoins que pour une population donnée, tous les organismes n'ont pas des capacités de déplacement identiques. De manière à intégrer cette variabilité, la distance sélectionnée est transformée en probabilité. La probabilité de dispersion d'une espèce considérée se base sur le modèle de métapopulations de Hanski (1994), tel que :

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

avec  $d_{ij}$  la distance de moindre coût entre deux taches  $i$  et  $j$ , et  $\alpha$  l'intensité de la décroissance de la probabilité de dispersion  $p$  résultant d'une fonction exponentielle tel que  $\alpha = \frac{-\ln(p)}{d}$  avec  $d$  la distance de dispersion de l'espèce considérée.  $\alpha$  peut être paramétré à partir des distances de dispersion maximales (dans ce cas  $p_{ij} = 0,05$ ) ou médianes ( $p_{ij} = 0,5$ ) des espèces. On estime donc dans le premier cas que seulement 5% des organismes iront au-delà de la distance de dispersion définie et 50% dans le second cas.

Les métriques de connectivité disponibles dans la littérature étant nombreuses, il s'agit de trouver celle qui répond le mieux aux besoins de notre travail, c'est-à-dire à plusieurs critères dans une dimension statique et dynamique. (1) Dans une dimension statique, elle doit prendre en compte à la fois l'étendue des surfaces d'habitat (potentiel démographique) et leur degré de connectivité (potentiel de mouvement). (2) Dans une dimension dynamique, sa valeur doit être normalisée de manière à pouvoir établir des comparaisons entre des graphes paysagers construits à plusieurs dates. Elle doit prendre en compte toute modification des surfaces des taches d'habitat, c'est-à-dire avoir une valeur plus faible en cas de diminution de la surface d'une tache et inversement. Elle doit également considérer les modifications des chemins de moindre coût entre les taches en cas de changement de la matrice paysagère.

Suivant l'ensemble de ces critères, la métrique utilisée ici est la Probabilité de Connectivité (*PC*) (Saura et Pascual-Hortal, 2007), caractérisant le potentiel de connectivité à l'échelle de l'ensemble du réseau écologique. Cette métrique globale a été utilisée dans de nombreux travaux visant à quantifier des impacts écologiques (par exemple Bourgeois, 2015 ; Mimet et al., 2016). Elle permet de mesurer l'efficacité fonctionnelle des réseaux écologiques, notamment du fait qu'elle soit basée sur un concept d'interaction (produit de la taille des taches) intégrant à la fois la quantité d'habitat et une probabilité d'interaction ( $p_{ij}$ ), tel que :

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}{A^2}$$

avec  $n$  le nombre total de taches,  $a_i$  et  $a_j$  la superficie des taches  $i$  et  $j$ ,  $p_{ij}^*$  la probabilité maximale de liens potentiels entre  $i$  et  $j$ , et  $A$  la superficie totale de la zone d'étude.

Cette métrique globale ne permet cependant pas de donner une valeur de connectivité pour chaque élément du graphe et n'offre donc pas la possibilité de spatialiser la connectivité paysagère.

L'estimation de la connectivité d'un élément par rapport à l'ensemble du réseau est néanmoins permise par le recours à des métriques locales de connectivité, qui offrent également l'avantage de pouvoir spatialiser cette connectivité à l'échelle des taches.

Dans l'objectif de quantifier la connectivité à l'échelle d'une tache, nous avons recours à la métrique locale *PCflux* (Foltête *et al.*, 2014), qui caractérise la contribution de chaque tache à la connectivité globale. Cette métrique a été préférée au *dPC* (Saura et Pascual-Hortal 2007), dont le caractère relatif par rapport au PC global ne permet pas une généralisation spatiale de la connectivité paysagère. Pour une tache donnée  $i$ ,  $PCflux(i)$  correspond à :

$$PCflux = \frac{\sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}{A^2}$$

avec, de la même manière que pour le *PC*,  $n$  le nombre total de taches,  $a_i$  et  $a_j$  la superficie des taches  $i$  et  $j$ ,  $p_{ij}^*$  la probabilité maximale de liens potentiels entre  $i$  et  $j$ , et  $A$  la superficie totale de la zone d'étude.

Cette section a permis de poser les fondements de la modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers, de la construction de graphe au calcul de métriques de connectivité, tout en décrivant à chaque étape les choix méthodologiques effectués dans le cadre de ce travail. Les paramètres écologiques relatifs aux espèces virtuelles et les éléments de modélisation des réseaux écologiques ayant été présentés, l'enjeu sera à présent de spatialiser le potentiel de connectivité du paysage.

### 5.3 Spatialisation de la connectivité paysagère

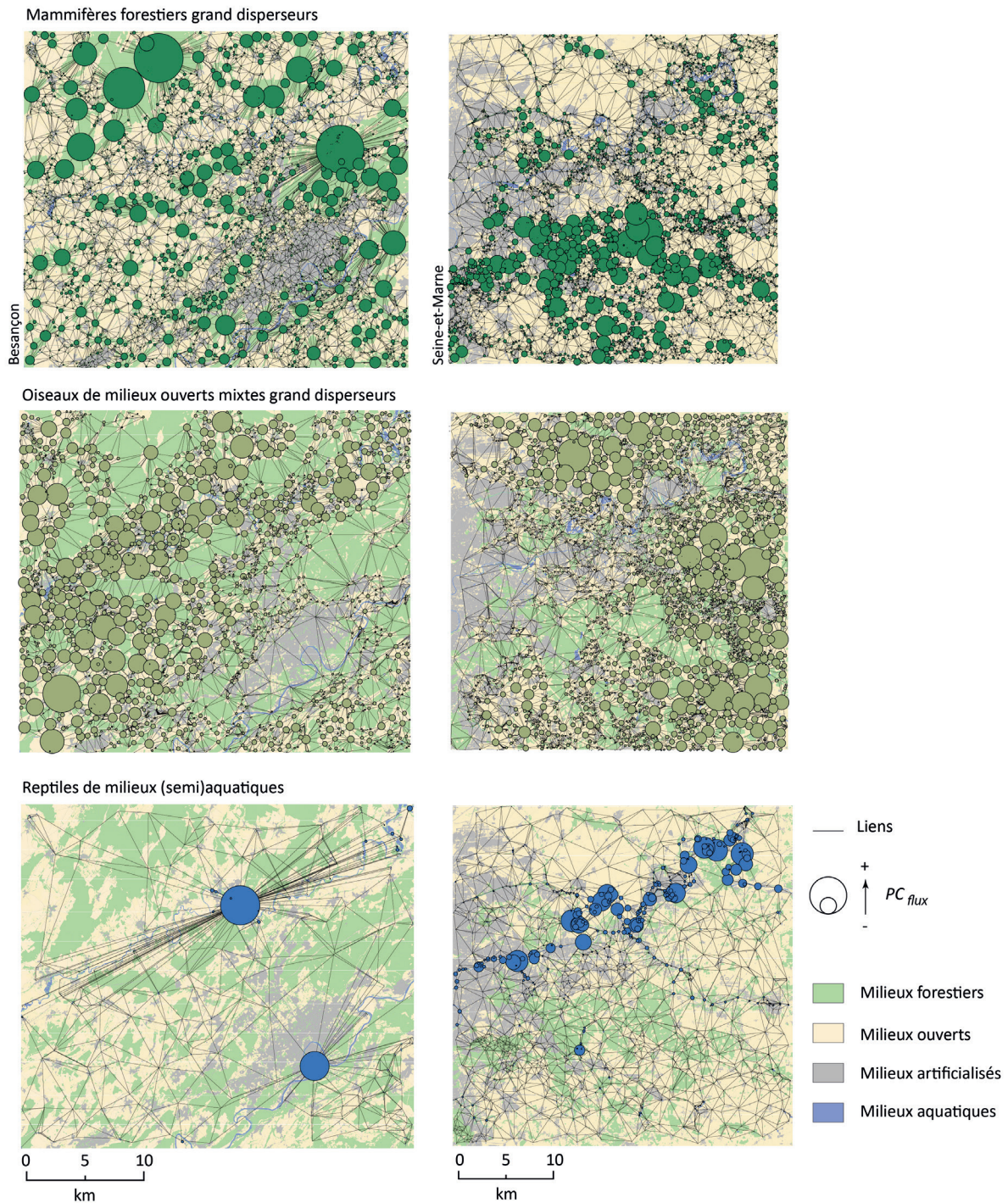
Il s'agira ici de présenter en deux temps la méthode de spatialisation de la connectivité écologique du paysage en décrivant d'abord le principe de spatialisation par espèce virtuelle (section 5.3.1) puis en comparant deux méthodes de spatialisation de la connectivité paysagère multi-espèces (section 5.3.2). L'ensemble de ces analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel Graphab (Foltête *et al.*, 2012a), développé par Gilles Vuidel au laboratoire ThéMA.

#### 5.3.1 Spatialisation de la connectivité paysagère par espèce virtuelle

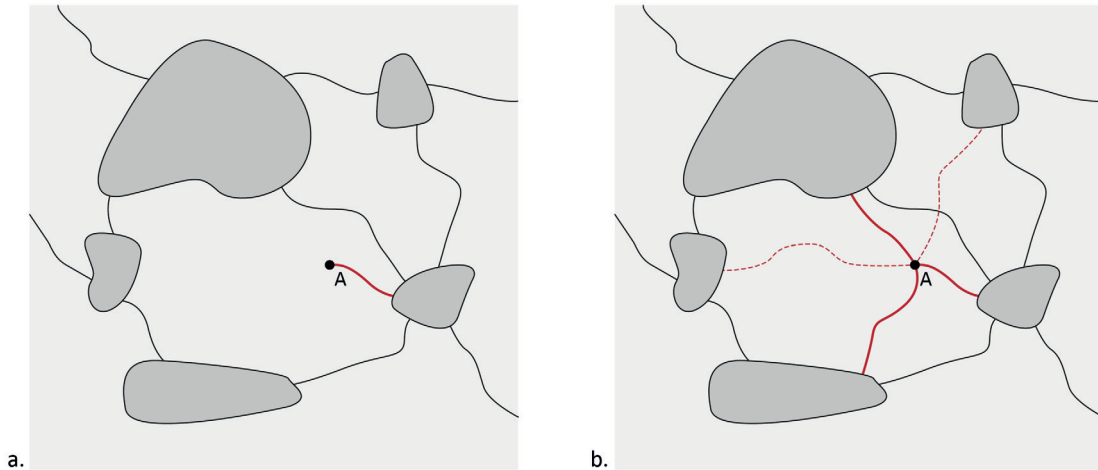
Dans le cadre de ce travail, des graphes paysagers sont construits pour des espèces virtuelles dont les taches d'habitat, le degré de résistance de la matrice paysagère et les capacités de déplacement sont propres à chacune d'elles (voir tableau 5.3). La nature et la localisation des taches d'habitat étant différentes d'une espèce à l'autre, une comparaison spatiale stricte de la connectivité locale n'est donc pas possible. La figure 5.6 illustre ce problème pour trois espèces virtuelles dont l'habitat diffère.

Partant de ce constat, nous proposons de généraliser les valeurs de connectivité locale, à l'origine discrètes, à l'ensemble de l'espace (soit à chaque pixel), de manière à créer un champ de valeur continu. Cette généralisation est basée sur la méthode proposée par Foltête *et al.* (2012b) pour intégrer des métriques de connectivité dans des modèles de distribution d'espèces. Ceci implique d'attribuer les valeurs de ces métriques mesurées au niveau des taches d'habitat à des points de présence d'espèces localisées parfois en dehors de ces taches. Dans notre cas, la métrique locale (*PCflux*) est généralisée de manière à évaluer l'accessibilité potentielle de chaque point de l'espace (pixel) à l'ensemble du réseau écologique pour une espèce virtuelle donnée (figure 5.7).

Cette généralisation se base sur l'hypothèse que des organismes peuvent être présents en dehors des taches d'habitat, mais avec une probabilité inférieure qu'à l'intérieur de ces taches (Hirzel et Le Lay, 2008). Selon cette hypothèse, (1) un point localisé en dehors d'une tache est



**FIGURE 5.6** – Exemples de représentation spatiale de la connectivité locale à partir des graphes paysagers pour les terrains de Besançon (a) et de Seine-et-Marne (b). À partir de ces trois exemples, on voit nettement la difficulté à comparer spatialement la connectivité. C’est notamment le cas pour les graphes construits pour des espèces de milieux aquatiques, dont on remarque bien qu’une représentation topologique à partir de taches d’habitats tels que les cours d’eau est difficile à interpréter.



**FIGURE 5.7** – Principe de généralisation d’une métrique de connectivité locale à un point de la matrice paysagère (d’après Foltête *et al.*, 2012b). La procédure peut consister à attribuer à un point A soit la valeur de la métrique de la tâche la plus proche (a) soit la moyenne des valeurs des tâches à proximité (b). La ou les tâche(s) contribuant à la généralisation des métriques sont sélectionnées seulement si elles sont situées dans un voisinage inférieur à une distance choisie.

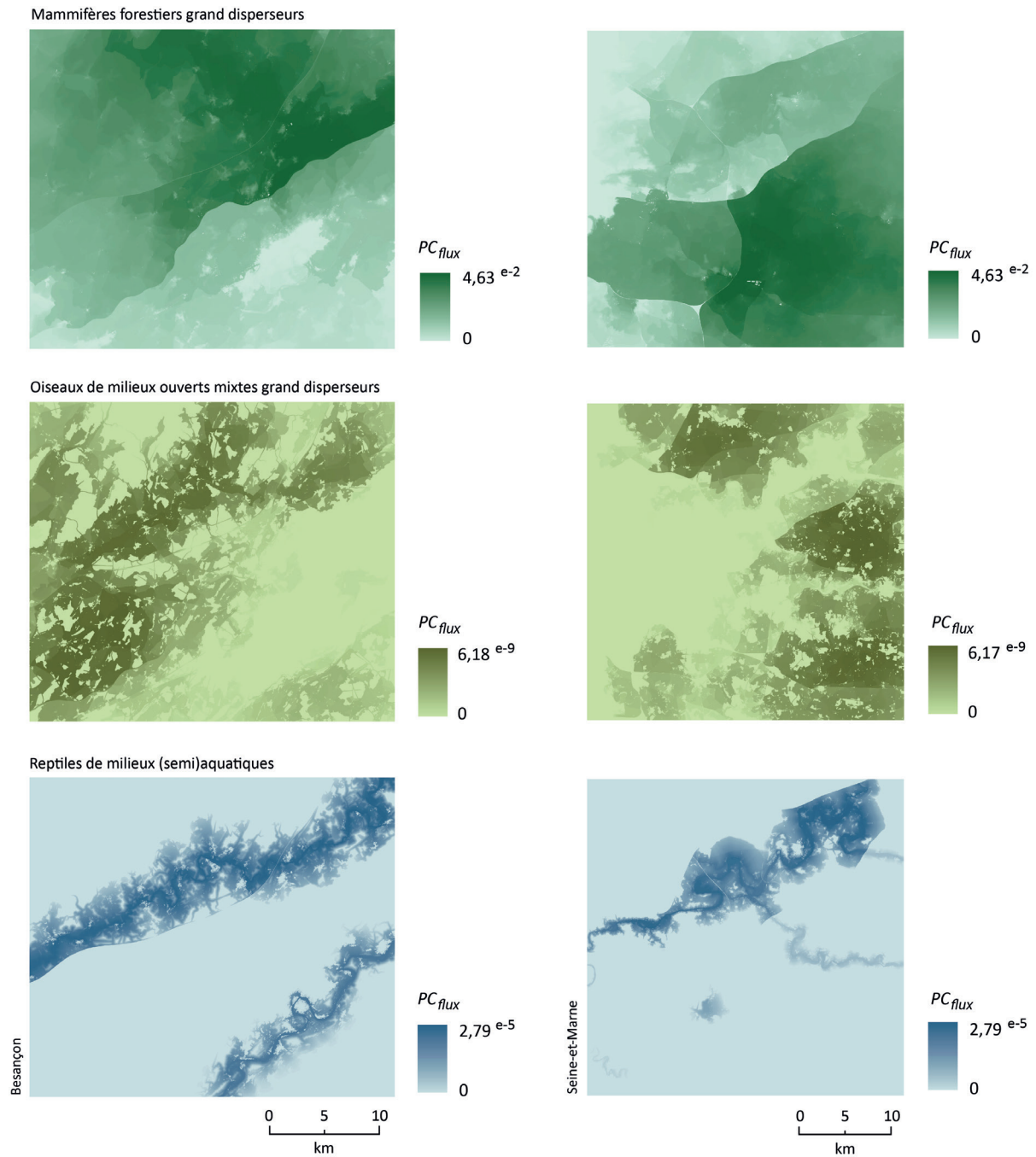
considéré comme potentiellement connecté au réseau d’habitat et se voit attribuer un niveau de connectivité dépendant des tâches environnantes et (2) l’influence d’une tâche vers un point diminue à mesure que la distance augmente, de telle manière que plus le point est éloigné du réseau écologique, moins sa connectivité potentielle est élevée. Les valeurs généralisées sont donc pondérées par les distances de moindre coût entre chaque point et les tâches situées à une distance inférieure aux capacités de dispersion des espèces. La fonction de pondération définie pour représenter cet effet de la distance est la même que celle utilisée pour le calcul du  $PC$ , soit la fonction exponentielle négative  $\omega = e^{-\alpha d}$ , où  $\omega$  est le poids d’une tâche pour un point localisé à une distance  $d$ . Pour un point donné, un niveau de connectivité provenant de plusieurs tâches est attribué en calculant la moyenne des valeurs pondérées de  $PCflux$  tel que :

$$gPCflux(i)_i = \sum_{j=1}^n PCflux(j) \cdot w_{ij}$$

où  $gPCflux(i)$  constitue la valeur généralisée du  $PCflux$  pour le point  $i$ ,  $w_{ij}$  la pondération de la tâche  $j$  pour le point  $i$ .

Cette généralisation permet d’obtenir, pour une espèce virtuelle donnée, une carte à la résolution spatiale de départ dans laquelle à chaque pixel est attribuée une valeur correspondant à la connectivité potentielle de l’ensemble du réseau. Ces valeurs sont moins élevées à mesure que les cellules sont éloignées des tâches d’habitat. Les exemples présentés dans la figure 5.8 offrent une visualisation des zones les mieux connectées au réseau écologique pour chaque espèce. Ils mettent ainsi en lumière la distribution spatiale des potentiels de connectivité paysagère pour des espèces vivant dans des milieux variés. Les potentiels de connectivité sont dans chaque cas très élevés au sein des tâches d’habitat et diminuent à mesure que l’on s’en éloigne. On remarque nettement l’effet fragmentant des infrastructures de transport sur la connectivité, notamment pour les grands disperseurs. Notons également que ces potentiels sont plus concentrés spatialement pour les espèces aux petites distances de dispersion et aux habitats de petite superficie (cas des reptiles aquatiques par exemple) que pour les espèces aux capacités de dispersion élevées et dont la superficie de l’habitat est plus élevée (cas des mammifères forestiers par exemple).





**FIGURE 5.8** – Exemples de résultats de la métrique  $PC_{flux}$  généralisée pour les terrains de Besançon (a) et de Seine-et-Marne (b).

### 5.3.2 Spatialisation de la connectivité paysagère multi-espèces

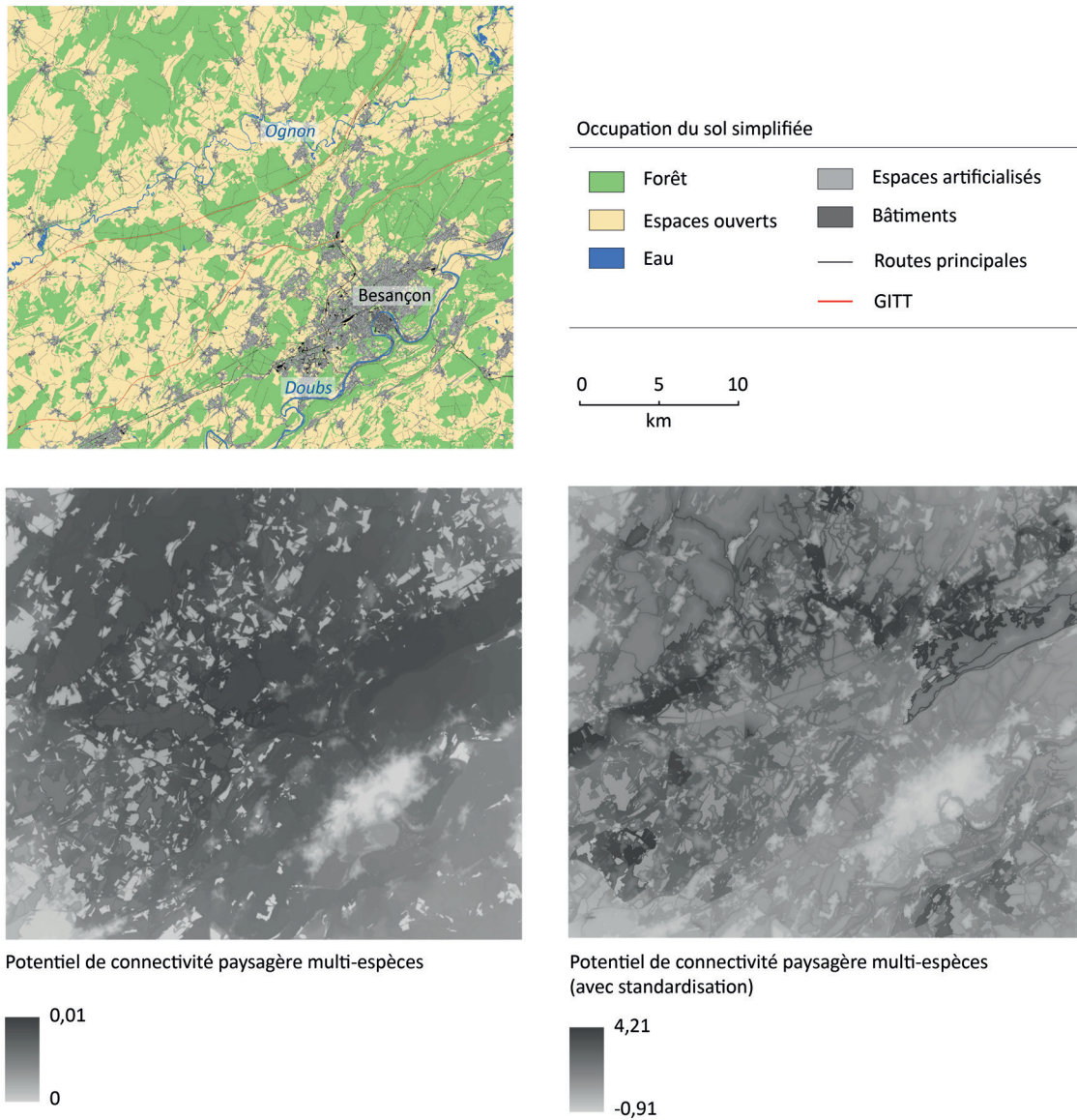
Au-delà de la possibilité de spatialiser à une échelle fine les potentiels de connectivité paysagère en dehors des taches d'habitat, ce protocole présente l'intérêt de pouvoir comparer spatialement ces potentiels en combinant les différentes cartes. Dans notre cas, cette combinaison est réalisée en calculant pour l'ensemble des pixels la moyenne des valeurs de connectivité des cartes correspondant aux 16 espèces virtuelles.

Notons d'emblée qu'une combinaison à partir des résultats bruts pour chaque espèce virtuelle, dont les valeurs maximales de potentiel de connectivité diffèrent nettement (figure 5.8), implique de donner plus d'importance aux espèces pour lesquelles ces valeurs sont les plus élevées. Une approche alternative consiste à standardiser au préalable les potentiels de connectivité propres à chaque espèce virtuelle pour ensuite les combiner. Cette approche contribue à donner plus d'importance aux espèces dont l'habitat est d'une superficie moins élevée. Dans cette optique, pour chacune des cartes de potentiel de connectivité des espèces virtuelles, la valeur standardisée de chaque point  $l$  est calculée, tel que  $\frac{v_l - \bar{v}}{\sigma}$ , où  $\bar{v}$  est la moyenne et  $\sigma$  l'écart-type de l'ensemble des valeurs  $v$ . Nous testons ici ces deux méthodes de combinaison de manière à comparer d'un point de vue spatial les résultats.

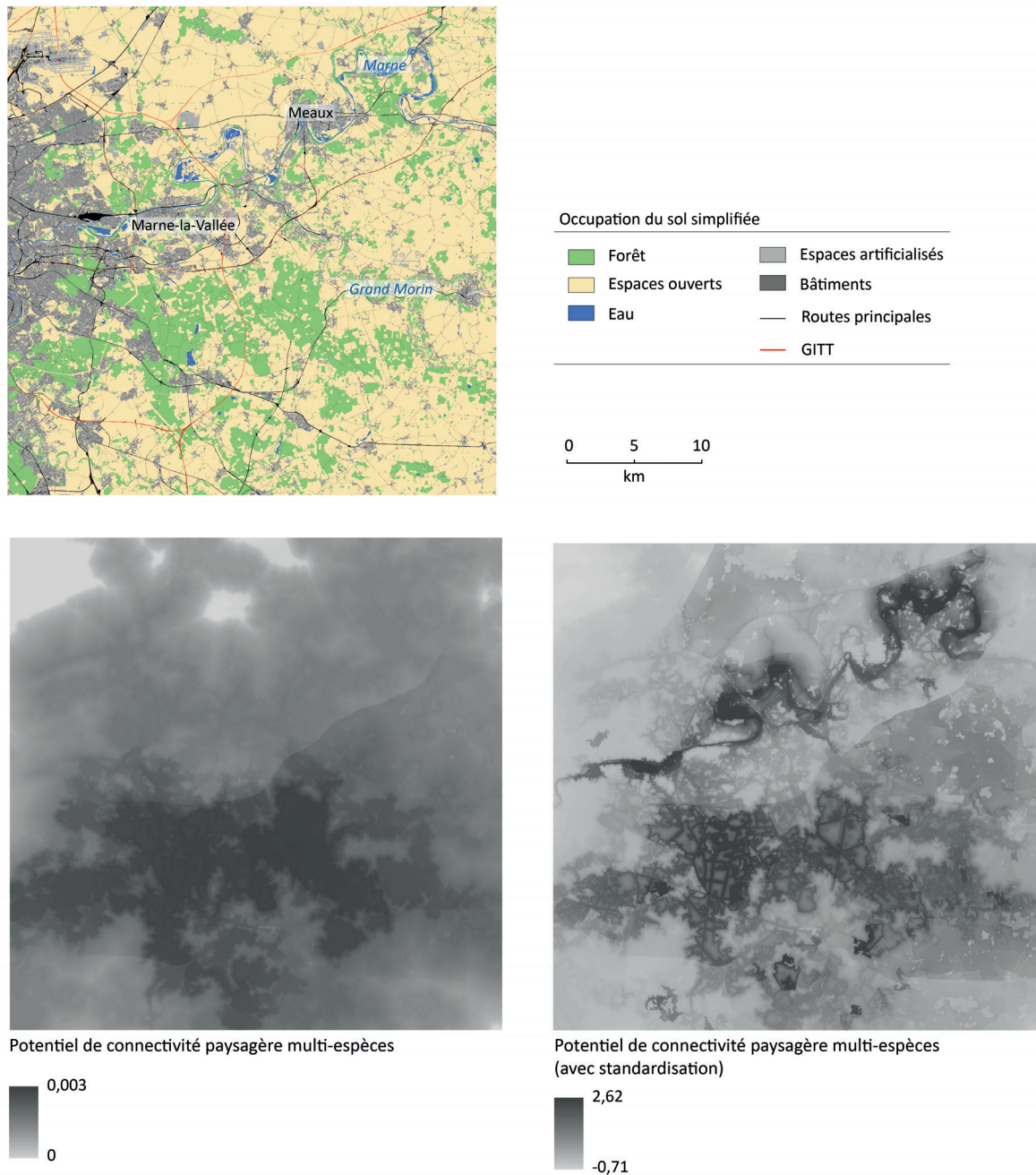
Nous obtenons ainsi des cartes représentant, par deux méthodes de combinaison différentes, le potentiel de connectivité paysagère multi-espèces pour le terrain de Besançon (figure 5.9) et de Seine-et-Marne (figure 5.10). Ces cartes nous permettent de visualiser la distribution spatiale des valeurs de connectivité en tenant compte simultanément de l'ensemble des espèces virtuelles. Dans le cas de Besançon (figure 5.9a) on remarque nettement que l'agglomération urbaine présente les valeurs les plus faibles, ainsi que certains espaces ouverts ou artificialisés disséminés sur l'ensemble de la zone. Les valeurs les plus élevées concernent majoritairement les massifs forestiers et dans une moindre mesure les espaces ouverts. La figure 5.9b présente une configuration différente et oppose l'agglomération urbaine de Besançon ainsi que les autres taches urbaines aux espaces aquatiques situés le long de l'Ognon au Nord et les espaces d'interface entre les milieux forestiers et les milieux ouverts, notamment dans la moitié nord du terrain d'étude.

Les mêmes commentaires peuvent s'appliquer au terrain de Seine-et-Marne (figure 5.10a), pour lequel on observe des valeurs élevées correspondant aux grands massifs forestiers de la Brie boisée et des valeurs plus faibles à mesure que l'on s'en éloigne. La figure 5.10b met en évidence comme pour Besançon un potentiel de connectivité élevé le long de la Marne et des milieux d'interface entre forêt et espaces ouverts, avec un « effet lisière » très visible dans la moitié sud du terrain d'étude. Les valeurs de potentiel les plus faibles sont plus nettement identifiables dans la partie la plus urbanisée à l'Ouest de la zone, ainsi qu'en son centre au niveau de la ville nouvelle de Marne-la-Vallée.

Le résultat de la combinaison spatiale des potentiels de connectivité paysagère sans standardisation (a) est, pour les deux terrains, assez différent de celui avec standardisation (b). Cette deuxième approche nous semble plus pertinente. D'une part, elle permet de mieux révéler les potentiels de connectivité locaux pour l'ensemble des écosystèmes (milieux aquatiques ou milieux d'interface comme les lisières par exemple). D'autre part, elle contribue à répondre à un objectif de conservation de la biodiversité en donnant une plus grande importance aux espèces dont l'habitat est le plus réduit et donc le plus sensible à des perturbations, qu'elles soient naturelles ou anthropiques.



**FIGURE 5.9** – Potential de connectivité paysagère multi-espèces sans standardisation (a) et avec standardisation (b) pour Besançon.



**FIGURE 5.10** – Potentiel de connectivité paysagère multi-espèces sans standardisation (a) et avec standardisation (b) pour la Seine-et-Marne.

## 5.4 Discussion

La méthode mise en place a permis de spatialiser la connectivité paysagère sur une grande étendue géographique et à une échelle très fine. Pour chaque espèce virtuelle, cette approche se base sur la généralisation de la métrique locale *PC flux* caractérisant l'accessibilité potentielle de chaque point de l'espace (soit chaque pixel) au réseau écologique dans son ensemble. Ce protocole méthodologique est similaire à celui proposé par Cushman et Landguth (2012), intégrant l'usage d'un *resistance-kernel model* pour spatialiser la connectivité. Néanmoins, notre approche est plus réaliste du fait que le potentiel de connectivité d'un point dans l'espace prend en compte la connectivité au niveau de l'ensemble du réseau écologique. En d'autres termes, elle permet de caractériser la connectivité locale pas uniquement au niveau des taches d'habitat mais également en dehors du réseau écologique.

Face à l'absence de données écologiques sur la présence ou l'abondance des espèces fréquentant réellement les taches d'habitat, nous considérons de manière réductrice que le seul critère de qualité de ces taches est leur superficie. Une telle qualité pourrait néanmoins également être définie en intégrant des conditions environnementales favorables à la présence des espèces. D'autre part, la classification de l'occupation du sol reste délibérément simplifiée pour le besoin de l'approche générique, mais pourrait être affinée en intégrant des détails sur l'usage du sol. Par exemple, certains types de cultures pourraient ne pas être favorables à des espèces vivant dans des milieux agricoles ouverts. Le recours à des traitements chimiques sur certaines parcelles agricoles joue également un rôle sur la capacité des espèces à y vivre ou s'y déplacer. Cependant, comme l'a noté Cushman *et al.* (2013), il est important de garder à l'esprit que les organismes sont souvent distribués de manière idiosyncrasique au regard de la qualité de l'habitat, notamment en fonction des facteurs historiques de la population à laquelle ils appartiennent. Enfin, une validation de nos résultats par des données de présence et d'abondance des espèces constituerait une perspective intéressante.

Concernant les chemins potentiels de déplacement, le mode d'attribution des valeurs de coût aux catégories d'occupation du sol peut être discuté. Nous avons eu recours à une échelle logarithmique allant de 1 (très favorable) à 10000 (barrière), ce qui discrimine suffisamment les éléments de la mosaïque paysagère. Néanmoins, il est important de noter que même si l'utilisation des distances de moindre coût est préférable aux distances euclidiennes, cette approche a largement été discutée (p. ex. Moilanen, 2011) du fait que l'attribution des valeurs de coût nécessite au préalable des connaissances assez fines sur le comportement des espèces. Cependant, peu d'informations permettant la définition de valeurs de coûts sont disponibles dans la littérature. Notons ici qu'une étude de sensibilité des valeurs de coût réalisée par Bourgeois (2015) a montré que l'ordre entre les classes de coûts est plus fondamental que l'importance relative de ces coûts. Notre modélisation pourrait donc être améliorée en utilisant des techniques d'observation ou des méthodes propres à la génétique du paysage pour valider de tels coûts (Zeller *et al.*, 2012). Ceci nécessiterait cependant un coût financier important ainsi que des protocoles techniques nettement plus lourds et difficilement généralisables. Enfin, notons que des déplacements potentiels d'organismes définis par les chemins uniques de moindre coût restent très éloignés de la réalité écologique, les individus ne prenant pas systématiquement le chemin le plus court ou le moins coûteux. Face à cette limite, certains travaux (p. ex. Dale et Fortin, 2010; Pinto et Keitt, 2009) ont montré que la définition de chemins de moindre coût multiples permettait une modélisation plus performante des déplacements potentiels. Dans la même optique, la théorie des circuits (McRae, 2006) appliquée à la connectivité d'un paysage a également démontré l'avantage de chemins de déplacement multiples pour comprendre les phénomènes de dispersion.

D'autre part, notre approche a nécessité l'identification d'informations sur les capacités de dispersion des espèces. Dans le cadre d'approches multi-espèces, le manque d'une telle information constitue généralement une limite majeure. À partir d'une revue de la littérature ainsi que la mobilisation des relations allométriques proposées par Sutherland *et al.* (2000), nous avons pu estimer ces distances à partir de certains traits fonctionnels spécifiques à chaque espèce. Certains

auteurs (p. ex. Nathan, 2001 ; Paradis *et al.*, 2002) notent néanmoins que ces relations allométriques doivent être relativisées du fait qu'elles sont basées sur un nombre important d'études empiriques pouvant chacune inclure des biais. Les relations allométriques restent cependant pertinentes pour une approche générique telle que celle réalisée ici et offrent des possibilités de reproductibilité du protocole pour une large gamme d'espèces.

Enfin, nous avons pu tester deux méthodes de combinaison des cartes de potentiel de connectivité des espèces virtuelles pour spatialiser le potentiel de connectivité paysagère multi-espèces. Comme nous l'avons précisé, l'approche intégrant une normalisation des valeurs pour chaque espèce semble plus pertinente pour révéler les potentiels très localisés sur des habitats de faible superficie, comme par exemple les milieux aquatiques ou les milieux arborés comme les lisières. Pour aller plus loin, le protocole proposé pourrait facilement intégrer des pondérations basées sur les connaissances d'experts à propos de l'importance de chacune des espèces (Martin *et al.*, 2012).

## Conclusion du chapitre 5

Dans ce chapitre, nous avons eu recours à une approche multi-espèces pour spatialiser le potentiel de connectivité du paysage. Cette approche a permis d'identifier un nombre limité d'espèces virtuelles représentatives d'une large gamme d'espèces réelles vivant dans des écosystèmes variés et ayant des comportements de déplacement différents. Les graphes paysagers ont constitué dans notre cas un moyen pertinent pour construire une modélisation réaliste du réseau écologique de ces espèces en confrontant des informations sur les besoins écologiques des espèces à des données d'occupation du sol. Cela confirme le point de vue de Calabrese et Fagan (2004), selon lequel les graphes paysagers constituent un compromis intéressant entre la réalité écologique des déplacements d'espèces qu'il s'agit d'évaluer et la quantité de données nécessaires pour atteindre cet objectif. D'un point de vue opérationnel, plusieurs auteurs (p. ex. Foltête *et al.*, 2014 ; Galpern *et al.*, 2011) ont souligné l'intérêt des graphes paysagers pour guider les stratégies d'aménagement du territoire pour la conservation de la biodiversité. Nous pensons plus spécifiquement que la spatialisation du potentiel de connectivité paysagère peut en soit constituer un outil intéressant dans cet objectif. Dans une dimension prospective par exemple, elle permettrait de mettre en évidence les impacts écologiques potentiels d'aménagements sur une large gamme d'espèces.

## Conclusion de la deuxième partie

Après la présentation du contexte et du positionnement de la recherche dans la première partie, cette deuxième partie a consisté à décrire deux approches modélisatrices visant à spatialiser d'une part les préférences esthétiques du paysage et d'autre part la connectivité écologique du paysage. Plusieurs enjeux communs ont été mis en évidence dans chacun des protocoles méthodologiques mis en place, concernant (1) la représentation à partir de données spatiales du paysage potentiellement visible par les individus et des réseaux écologiques servant de support spatial aux déplacements d'espèces animales et (2) les paramétrages de la modélisation des deux fonctions du paysage à partir d'« informations » esthétiques et écologiques.

En nous appuyant sur des analyses de visibilité du paysage et sur un questionnaire photographique, nous avons d'abord proposé un cadre méthodologique permettant d'expliquer les préférences paysagères d'un ensemble d'individus. Nous avons démontré une bonne capacité des métriques de visibilité, y compris certaines métriques originales créées dans le cadre de ce travail, à expliquer ces préférences. Rappelons également que l'un des enjeux central consistait à nous positionner à l'interface entre les paradigmes objectivistes et subjectivistes. Notre approche statistique des jugements esthétiques des individus a ainsi permis de synthétiser les préférences paysagères de ces individus en un nombre restreint de groupes de jugement. Alors que ces groupes présentent des similitudes, avec une préférence généralisée pour les paysages ouverts et les espaces naturels à l'inverse des paysages anthropisés, nous avons également pu mettre en évidence certaines spécificités, justifiant l'intérêt de notre approche. La spatialisation du potentiel esthétique du paysage a ensuite conduit à une identification de niveaux de préférences paysagères sur l'ensemble du *continuum* spatial. En appliquant les graphes paysagers dans une approche multi-espèces, nous avons également démontré l'intérêt d'une telle méthode pour évaluer la connectivité paysagère en tenant compte des besoins écologiques d'espèces représentatives de différents écosystèmes. Cette approche générique, qui constitue un bon compromis entre la quantité de données nécessaires et la pertinence écologique, a permis de spatialiser une connectivité paysagère multi-espèces sur l'ensemble des terrains d'étude.

Ces deux éléments, traités séparément au sein de cette partie, constituent un socle sur lequel nous pourrions nous appuyer dans la suite de notre travail. Suite à cette exploration des potentiels esthétique et écologique du paysage dans une dimension statique, la partie suivante proposera différentes entrées pour étudier leur coévolution spatiale. Nous pourrions ainsi tester les hypothèses émises dans le début de ce travail en développant à présent une approche intégrée de la multifonctionnalité du paysage.







## Troisième partie

# Coévolution des potentiels esthétique et écologique du paysage



## Introduction de la troisième partie

Le paysage est le témoin des transformations de l'espace, qu'elles résultent de processus d'origine naturelle ou anthropique. Les changements d'occupation du sol se traduisent ainsi par des modifications dans les structures du paysage susceptibles d'affecter ses fonctions esthétique et écologique. Dans la deuxième partie, nous avons proposé deux protocoles méthodologiques permettant de modéliser d'une part les préférences esthétiques du paysage, et d'autre part la connectivité écologique du paysage. Dans chacune de ces dimensions, notre démarche s'est fondée sur des données d'occupation du sol, qui constituent une base commune pour la modélisation spatiale des potentiels esthétique et écologique du paysage. A présent, il s'agit de répondre aux questions posées au début de ce travail. Partant des changements d'occupation du sol qu'ont connus les franges urbaines des deux terrains d'étude, nous chercherons dans cette troisième partie à savoir comment les potentiels esthétique et écologique ont évolué conjointement au cours du temps. Cette problématique est d'autant plus importante à aborder que nous avons souligné l'absence de recherches mettant en évidence les relations dynamiques entre esthétique paysagère et connectivité écologique.

Deux types d'approches seront proposées, consistant d'une part à identifier les causes des impacts esthétiques et écologiques des changements d'occupation du sol, et d'autre part à visualiser la résultante spatiale de ces impacts. Le chapitre 6 proposera une analyse statistique multivariée des impacts par une méthode de décomposition des changements d'occupation du sol. Cette approche exploratoire permettra d'identifier de manière comparée quels types de changements contribuent à modifier la qualité du paysage perçu par les individus selon leur groupe de jugement, et la connectivité paysagère pour les différentes espèces virtuelles. Le maintien dans un premier temps de ce niveau de détail entre les groupes de jugement et les espèces virtuelles nous semble important pour souligner les potentielles convergences ou divergences des impacts entre les individus ou entre les espèces. Ensuite, le chapitre 7 envisagera l'étude de ces relations à deux échelles spatiales : la première sera celle des communes, la seconde, à plus haute résolution, concernera chaque point du *continuum* spatial. Dans ce cadre, nous basculerons progressivement d'un niveau de détail entre groupes de jugement et espèces virtuelles à un niveau plus agrégé, de manière à révéler l'évolution conjointe de potentiels esthétique et écologique synthétiques.



## Chapitre 6

# Quantifier la coévolution des potentiels esthétiques et écologiques

Selon les hypothèses générales de cette thèse, certains changements d'occupation du sol seraient susceptibles de faire évoluer de manière convergente les potentiels esthétiques et écologiques du paysage alors que d'autres pourraient à l'inverse avoir des effets divergents, c'est-à-dire influencer positivement sur les préférences esthétiques et négativement sur la connectivité paysagère ou inversement. En nous basant sur les acquis de la partie 2, ce chapitre propose de tester ces hypothèses sur la base d'analyses statistiques multivariées. Il s'agira d'établir dans un premier temps un bilan global des changements d'occupation du sol ayant eu lieu sur chacun des terrains d'étude de manière à comprendre les dynamiques passées. Nous proposerons ensuite une démarche de décomposition de ces changements permettant d'étudier statistiquement leurs impacts à la fois esthétiques et écologiques.

## 6.1 Bilan des changements d'occupation du sol

Le croisement des MOS aux dates initiales et finales pour chacun des terrains d'étude a conduit à établir des bilans des changements d'occupation du sol entre ces dates. Ces bilans sont ici présentés à partir d'une simplification de l'occupation du sol en 9 classes au lieu de 13 pour plus de lisibilité<sup>1</sup>. Nous ne nous intéresserons pas uniquement aux évolutions globales, mais également au détail des changements, c'est-à-dire aux augmentations et aux diminutions de superficie qu'ont connues chacune des classes d'occupation du sol. Notons ici que seules les valeurs relatives des changements peuvent être comparées entre les deux terrains d'étude, leur superficie étant nettement différente (717 km<sup>2</sup> pour Besançon contre 2012 km<sup>2</sup> pour la Seine-et-Marne).

### 6.1.1 Bilan pour Besançon

Entre 1984 et 2010, près d'un tiers de la surface (29%) du terrain d'étude de Besançon a changé de type d'occupation du sol. Le tableau 6.1 donne un premier aperçu des changements intervenus. Les cultures et les prairies sont les deux milieux qui ont le plus évolué avec respectivement 125 km<sup>2</sup> et 142 km<sup>2</sup> de changement cumulé. Les espaces dévolus aux cultures se sont globalement rétractés, avec une perte de 98 km<sup>2</sup> contre un gain de seulement 26 km<sup>2</sup>, soit une perte nette d'environ 72 km<sup>2</sup>. À l'inverse, les prairies ont connu une augmentation de 86 km<sup>2</sup> contre une diminution de 56 km<sup>2</sup>. On observe également une augmentation globale des surfaces en herbe (gain de 33 km<sup>2</sup> et perte de 14 km<sup>2</sup>) et des surfaces artificialisées (gain de 19 km<sup>2</sup> et perte de 4 km<sup>2</sup>). Les réseaux de transport (routes secondaires et GITT) ne concernent pas des surfaces importantes par rapport aux autres catégories d'occupation du sol, mais ont augmenté très fortement de manière relative, respectivement de +21% et +85%. Les surfaces en eau ont aussi augmenté, mais plus modestement (+14%). Bien que la superficie globale des forêts soit quasiment stable, elles font état de changements importants (gain de 17 km<sup>2</sup> et perte de 16 km<sup>2</sup>), mais très faibles en valeur relative (+7% et -7%). Les milieux arborés, dont la superficie est plus faible à l'échelle de la zone d'étude, ont beaucoup évolué, avec un gain relatif de +50% et une perte relative de -39%. Ces changements sont dus principalement au processus de fragmentation des forêts qui crée des espaces d'interface de type lisières ou bosquets rattachés à la catégorie des surfaces arborées.

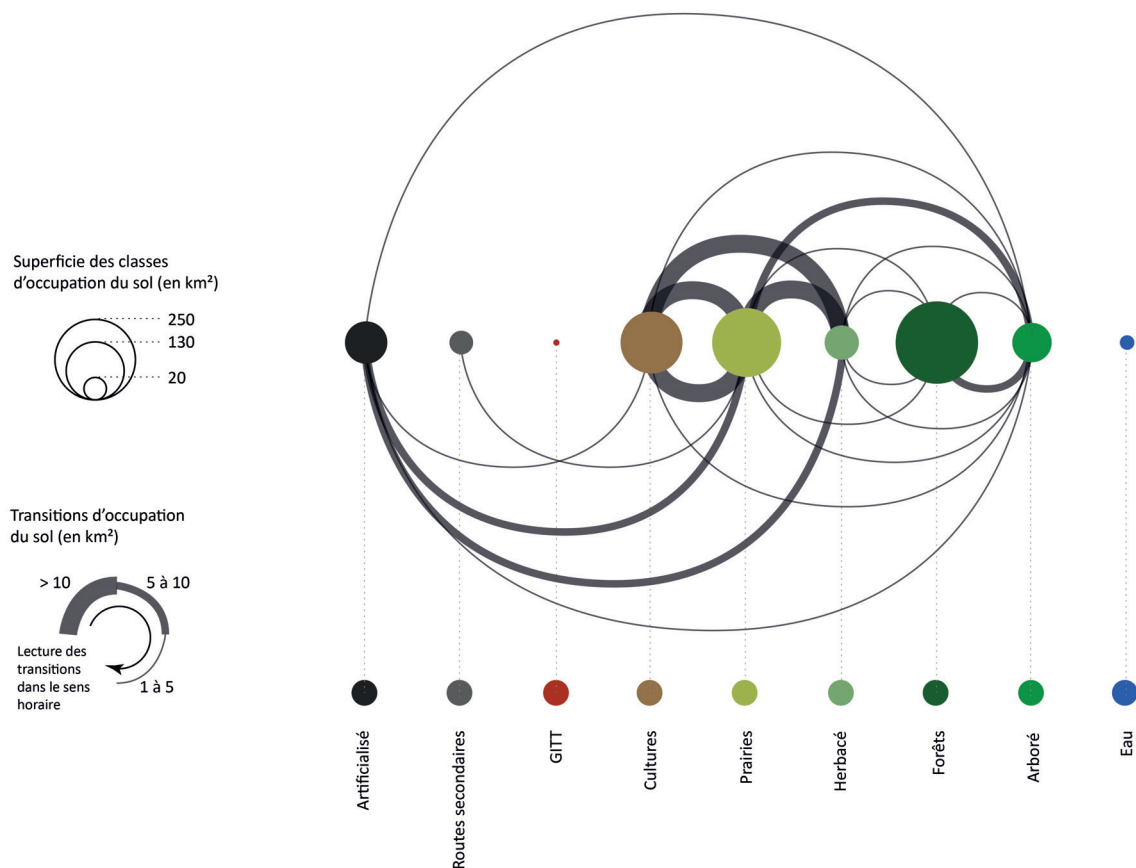
1. Les bâtiments résidentiels, commerciaux et industriels ainsi que les surfaces artificialisées ont été regroupés en « artificialisé », les prairies ensoleillées sont regroupées avec les autres prairies dans une unique classe « prairie », et les plans d'eau et surfaces en eau sont regroupés dans la classe « eau ».

	Augmentation		Diminution		Bilan	
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
1. Artificialisé	19,29	41,30	4,07	8,71	23,36	50,01
2. Routes secondaires	3,54	20,64	1,43	8,34	4,98	28,98
3. GITT	0,60	85,09	0,00	0,00	0,60	85,09
4. Cultures	26,34	12,87	98,25	48,02	124,58	60,89
5. Prairies	85,95	63,62	56,46	41,79	142,41	105,41
6. Herbacé	31,83	137,60	14,27	61,69	46,10	199,29
7. Forêts	16,85	7,19	16,14	6,89	32,99	14,07
8. Arboré	24,21	50,09	18,79	38,89	43,00	88,98
9. Eau	0,87	13,53	0,07	1,08	0,94	14,60

**TABLEAU 6.1** – Bilan par classe des changements d'occupation du sol entre 1984 et 2010 dans les franges urbaines de Besançon.

1984 ⇒ 2010	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<b>1. Artificialisé</b>	42,64	0,33	0,00	0,07	0,42	0,74	0,12	2,38	0,00
<b>2. Routes sec.</b>	0,25	15,74	0,01	0,14	0,20	0,24	0,28	0,30	0,00
<b>3. GITT</b>	0,00	0,00	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>4. Cultures</b>	4,51	0,85	0,22	106,35	77,38	11,27	0,81	3,03	0,19
<b>5. Prairies</b>	7,16	1,01	0,04	23,73	78,64	12,85	4,54	6,90	0,23
<b>6. Herbacé</b>	5,34	0,68	0,00	0,28	0,88	8,86	3,05	3,99	0,06
<b>7. Forêts</b>	0,51	0,34	0,30	0,49	2,11	4,72	218,26	7,58	0,09
<b>8. Arboré</b>	1,52	0,32	0,04	1,61	4,96	2,00	8,04	29,53	0,30
<b>9. Eau</b>	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	6,39

**TABLEAU 6.2** – Bilan par classe des changements d'occupation du sol entre 1984 et 2010 dans les franges urbaines de Besançon.



**FIGURE 6.1** – Principales mutations de l'occupation du sol entre 1984 et 2010 dans les franges urbaines de Besançon.

De manière plus fine, le tableau 6.2 présente les transferts d'occupation du sol entre chaque classe. On constate tout d'abord qu'une grande partie des changements concerne les permutations entre les cultures et les prairies avec au final un gain de surface pour les prairies. En effet, 77 km<sup>2</sup> de cultures (soit environ 38%) sont devenues des prairies contre 24 km<sup>2</sup> (environ 12%) pour la mutation inverse. Des transformations de terrains agricoles en surfaces en herbe (24 km<sup>2</sup> en cumulé) dues à la déprise agricole sont également observables, de la même manière qu'une avancée des forêts et des milieux arborés sur les prairies (11 km<sup>2</sup> en cumulé). Les milieux ouverts ont largement été artificialisés, en raison du processus de périurbanisation que connaissent les



franges urbaines : 5 km<sup>2</sup> de cultures, 7 km<sup>2</sup> de prairies et 5 km<sup>2</sup> de surfaces en herbe ont ainsi été artificialisées entre 1984 et 2010. Globalement, les catégories de plus faible emprise occasionnent logiquement des transitions moins importantes : ainsi les surfaces en eau et les infrastructures linéaires sont, elles, soumises à très peu de changements en superficie. La figure 6.1 permet de visualiser les changements les plus importants entre les deux dates. Les transformations des espaces agricoles ainsi que l’artificialisation des sols y apparaissent de façon flagrante.

### 6.1.2 Bilan pour la Seine-et-Marne

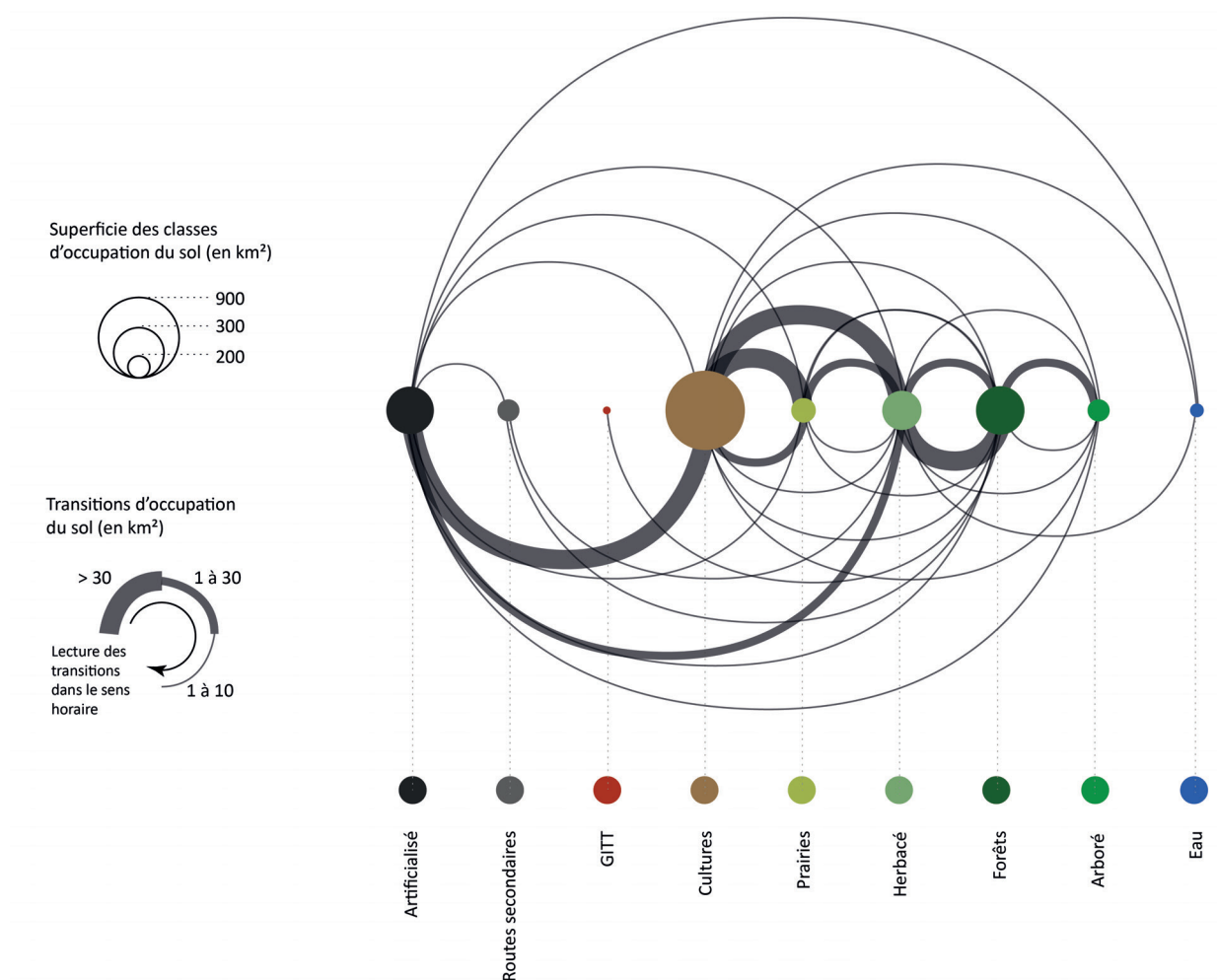
Entre 1982 et 2012, environ 19% de la surface du terrain d’étude de Seine-et-Marne a connu des changements d’occupation du sol, soit 10 points de moins que pour Besançon sur une période pourtant supérieure de 4 années. Le tableau 6.3 renseigne les principaux changements d’occupation du sol survenus sur ce terrain. On peut noter tout d’abord l’importance de l’urbanisation, notamment en ce qui concerne les espaces artificialisés (gain de 105 km<sup>2</sup> contre une perte de seulement 17 km<sup>2</sup>). La construction d’infrastructures de transport accompagne ce phénomène. Même si leur surface au sol est réduite, elle augmente en valeur relative de +28% pour les routes secondaires et de +264% pour les GITT. Cette dernière valeur s’explique par la construction entre 1982 et 2012 de lignes à grande vitesse reliant la capitale aux régions voisines à l’Est et desservant l’aéroport Roissy Charles-de-Gaulle en passant par Marne-la-Vallée au sud du terrain d’étude (voir figure 3.10 section 3.3.3). Les espaces agricoles sont également concernés par des mutations importantes, notamment les cultures qui ont connu une diminution s’élevant à 185 km<sup>2</sup> (soit une perte globale d’environ 158 km<sup>2</sup>) face à une augmentation de seulement 27 km<sup>2</sup>. Les espaces en herbe connaissent, à l’inverse des cultures, une très forte augmentation (124 km<sup>2</sup>) et une perte plus réduite (57 km<sup>2</sup>). Les évolutions des prairies sont à la fois plus réduites et plus équilibrées, avec une augmentation de 54 km<sup>2</sup> face à une diminution de 37 km<sup>2</sup>. Concernant les espaces forestiers, on observe une diminution générale des forêts (gain de seulement 19 km<sup>2</sup> et perte de 63 km<sup>2</sup>) et à l’inverse une légère augmentation des surfaces arborées (gain de 22 km<sup>2</sup> et perte de 16 km<sup>2</sup>) due comme pour Besançon à une fragmentation des massifs forestiers. Les surfaces en eau sont concernées par une augmentation relative importante de leur superficie (+30%) due à la création de nouveaux plans d’eau dans la vallée de la Marne face à une diminution plus faible (-8%).

	Augmentation		Diminution		Bilan	
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
1. Artificialisé	105,13	45,34	17,31	7,47	122,44	52,80
2. Routes secondaires	15,37	28,35	1,59	2,92	16,96	31,27
3. GITT	6,00	264,45	0,00	0,00	6,00	264,45
4. Cultures	26,71	2,53	185,15	17,57	211,86	20,10
5. Prairies	54,11	79,14	37,24	54,47	91,35	133,61
6. Herbacé	123,96	81,52	57,15	37,58	181,11	119,10
7. Forêts	19,47	5,17	63,17	16,77	82,64	21,95
8. Arboré	22,08	34,73	16,05	25,25	38,12	59,98
9. Eau	6,53	29,73	1,71	7,78	8,24	37,51

**TABLEAU 6.3** – Bilan par classe des changements d’occupation du sol entre 1982 et 2012 dans les franges urbaines de Seine-et-Marne.

1982 ⇒ 2012	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<b>1. Artificialisé</b>	214,58	3,08	0,03	1,37	1,00	9,90	0,53	0,34	1,07
<b>2. Routes sec.</b>	0,64	52,64	0,30	0,04	0,01	0,54	0,02	0,04	0,01
<b>3. GITT</b>	0,00	0,00	2,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>4. Cultures</b>	63,14	8,37	4,16	868,93	45,73	56,24	2,63	1,53	3,36
<b>5. Prairies</b>	6,37	0,43	0,03	16,89	31,13	10,61	1,56	1,00	0,35
<b>6. Herbacé</b>	27,41	1,56	0,18	5,74	5,18	94,92	10,36	5,79	0,92
<b>7. Forêts</b>	4,00	1,12	1,13	1,20	1,39	40,30	313,39	13,35	0,67
<b>8. Arboré</b>	3,30	0,77	0,14	1,31	0,80	5,25	4,34	47,52	0,15
<b>9. Eau</b>	0,27	0,04	0,03	0,16	0,02	1,12	0,03	0,03	20,25

**TABEAU 6.4** – Bilan par classe des changements d'occupation du sol entre 1982 et 2012 dans les franges urbaines de Seine-et-Marne.



**FIGURE 6.2** – Principales mutations de l'occupation du sol entre 1982 et 2012 dans les franges urbaines de Seine-et-Marne.

L'observation des transitions nous donne également ici des indications sur les grands types de changements (figure 6.4). On note tout d'abord comme pour Besançon des permutations entre les cultures et les prairies : 46 km<sup>2</sup> de cultures sont devenues des prairies (soit environ 4%) et inversement pour une superficie de 17 km<sup>2</sup> (soit environ 25% des prairies devenues des cultures). Les surfaces en herbe ont également été concernées par différents changements. Tout

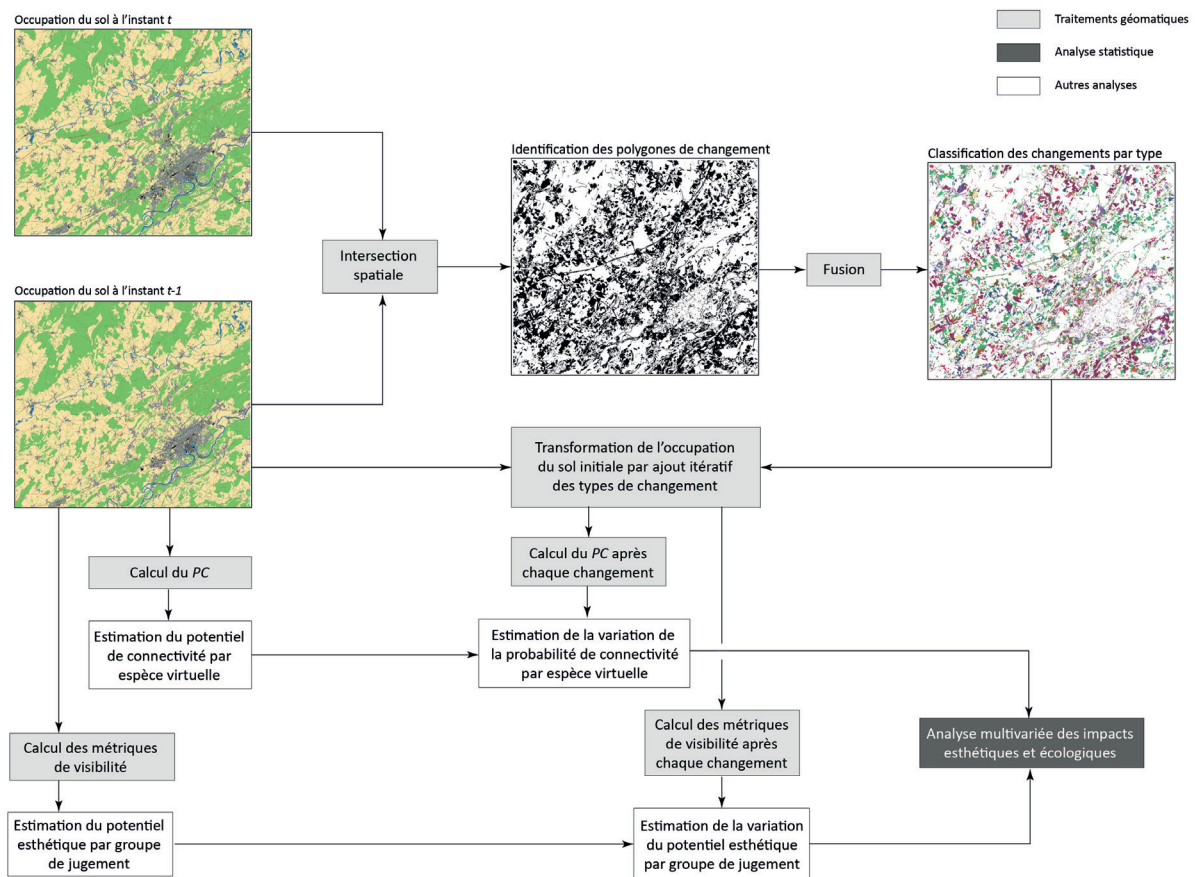
d'abord, celles-ci ont en grande partie été artificialisées (27 km<sup>2</sup> soit 17,8%) et ont subi l'avancée de la forêt (10 km<sup>2</sup> soit 6,6%). À l'inverse, 56 km<sup>2</sup> de cultures, 11 km<sup>2</sup> de prairies et 40 km<sup>2</sup> de forêts se sont transformées en surfaces en herbe. Concernant les forêts, une transition de 13 km<sup>2</sup> vers des surfaces arborées traduit ici également un processus de fragmentation des grands ensembles forestiers. Enfin, après avoir souligné précédemment l'importance de l'artificialisation, nous remarquons ici que ce processus s'est en grande majorité fait aux dépens des cultures (63 km<sup>2</sup>) et dans une moindre mesure des surfaces en herbe, des prairies et des espaces forestiers. Notons néanmoins qu'une superficie non négligeable des espaces artificialisés (9,9 km<sup>2</sup>) s'est transformée en surfaces en herbe, ce que l'on peut expliquer par la création de parcs ou d'espaces de loisirs de type espaces verts à proximité d'espaces résidentiels nouvellement implantés. La figure 6.2 permet de visualiser les principaux changements qui se sont produits entre 1982 et 2012. Elle met ainsi en évidence les permutations entre les espaces agricoles, herbacés et forestiers, et souligne l'importance de l'artificialisation des sols, témoin du processus de périurbanisation.

### 6.1.3 Estimation des impacts esthétiques et écologiques

Les éléments qui viennent d'être présentés donnent un aperçu général des changements d'occupation du sol qu'ont connus les deux terrains d'étude au cours des trois dernières décennies. Il s'agit à présent de décrire la méthode basée sur une décomposition de ces changements d'occupation du sol pour en estimer l'influence sur les potentiels esthétique et écologique du paysage (figure 6.3). La première étape consiste à réaliser une intersection spatiale des MOS aux dates initiales et finales, puis à identifier l'ensemble des polygones de changement en les classant par type (par exemple « forêt vers culture », « plan d'eau vers prairie », etc.). Au total, 118 types de changements différents ont été identifiés pour Besançon entre 1984 et 2010 et 112 changements pour la Seine-et-Marne entre 1982 et 2012. Notons ici que nous avons pris en compte la classification la plus détaillée des MOS, soit les 13 classes d'occupation du sol. La décomposition des changements consiste ensuite à ajouter au MOS initial chaque type de changement pris isolément, c'est-à-dire l'ensemble des polygones d'un même type. Suite à chacun de ces ajouts, il s'agit enfin d'estimer indépendamment l'effet de chaque type de changement sur le paysage visible par les individus et sur le réseau écologique des espèces. Cette démarche implique des temps de calcul importants car après chaque ajout, le paysage visible et le réseau écologique de chaque espèce virtuelle doivent être reconstruits avant de calculer les métriques de visibilité et de connectivité.

#### Estimation des impacts esthétiques des changements d'occupation du sol

Concernant les impacts esthétiques, il s'agit de calculer un taux de variation du potentiel esthétique du paysage entre la date initiale et après chaque type de changement. Pour cela, les métriques de visibilité sélectionnées par les régressions linéaires multiples (RLM) sont calculées à partir des données spatiales à la date initiale puis après chaque changement d'occupation du sol. Dans le cas de changements impliquant des espaces forestiers ou des bâtiments, les modèles numériques d'élévation sont également mobilisés pour tenir compte des modifications verticales des éléments du paysage. Pour limiter les temps d'exécution informatique, nous avons fait le choix de calculer ces métriques uniquement à partir des réseaux de transport, suivant une double logique : (1) les réseaux de transport constituant le support de la plupart des pratiques spatiales des individus, le paysage est vu par les individus dans la grande majorité des cas depuis ces réseaux et (2) la densité des réseaux est plus importante au sein des espaces résidentiels, qui constituent des lieux à partir desquels les individus attribuent une importance particulière à leur environnement paysager. Ensuite, les équations des RLM présentées dans la section 4.3.2 sont mobilisées pour estimer, aux dates initiales et après chaque type de changement, le potentiel esthétique global correspondant aux différents groupes de jugement esthétique. Ces potentiels globaux représentent la moyenne des potentiels en chaque point situé sur les réseaux de transport. Enfin, l'impact esthétique de chaque changement pour chaque groupe de jugement a été évalué en calculant le taux de variation du potentiel esthétique entre la date initiale et après chaque changement :



**FIGURE 6.3** – Schéma méthodologique de l'analyse décomposée des impacts esthétiques et écologiques des changements d'occupation du sol.

$$l_k = \frac{(PE_k - PE) \times 100}{PE}$$

avec  $PE$  le potentiel esthétique initial et  $PE_k$  le potentiel esthétique tenant compte du changement  $k$ .

### Estimation des impacts écologiques des changements d'occupation du sol

Concernant les impacts écologiques, il s'agit de calculer un taux de variation de la connectivité globale du paysage. Pour cela, le réseau écologique de chaque espèce virtuelle est construit à la date initiale, puis après chaque changement d'occupation du sol. Nous avons ensuite recours à la métrique globale  $PC$  (Saura et Pascual-Hortal, 2007) de manière à évaluer l'évolution de la connectivité globale du réseau écologique des espèces au cours du temps. Nous avons en effet souligné dans la section 5.2.3 l'intérêt de cette métrique pour mesurer les impacts de changements d'occupation du sol du fait qu'elle tienne compte à la fois des modifications des taches d'habitat et des chemins de moindre coût les reliant en cas de transformation de la matrice paysagère. L'impact écologique de chaque changement pour une espèce virtuelle a donc été évalué en calculant le taux de variation du  $PC$  entre la date initiale et après chaque changement tel que :

$$l_k = \frac{(PC_k - PC) \times 100}{PC}$$

avec  $PC$  le niveau de connectivité initial et  $PC_k$  le niveau de connectivité global tenant compte du changement  $k$ . Pour que les graphes soient comparables dans le temps, pour une espèce virtuelle donnée et pour tous les changements, la conversion des distances de dispersion en unité de coût est identique à celle calculée à la date initiale. Cela permet de tenir compte de l'évolution de la perméabilité de la matrice paysagère au cours du temps.

À partir de là, nous obtenons pour chaque type de changement d'occupation du sol des impacts esthétiques correspondant à chaque groupe de jugement (soit 3 impacts) et des impacts écologiques correspondant à chaque espèce virtuelle (soit 16 impacts). Nous proposons d'étudier de manière intégrée ces impacts à partir d'analyses statistiques multivariées qui seront détaillées dans les deux sections suivantes.

## 6.2 Analyse multivariée des impacts esthétique et écologique

La première analyse mise en place est une analyse en composantes principales (ACP) dans laquelle les impacts esthétiques et écologiques (19 au total) constituent les variables et les types de changements d'occupation du sol (118 pour Besançon et 112 pour la Seine-et-Marne) constituent les individus. Cette analyse a été réalisée indépendamment pour Besançon et pour la Seine-et-Marne. Elle permet d'étudier de manière indirecte les relations convergentes et/ou divergentes entre les impacts esthétiques et écologiques du paysage en lien avec les changements d'occupation du sol.

### 6.2.1 Analyse en composantes principales appliquée à Besançon

Le tableau 6.5 donne les statistiques descriptives de l'impact de chaque changement d'occupation du sol sur le réseau écologique des 16 espèces virtuelles et sur le potentiel esthétique des trois groupes de jugement. Concernant les groupes de jugement esthétique, le groupe 1 est de manière générale le plus affecté par les différentes transitions, avec un impact négatif minimum de -18,86% contre -4,47% pour le groupe 2 et -6,96% pour le groupe 3. Le groupe 2 a l'impact positif le moins élevé, soit +7,56% contre plus de 12% pour les deux autres groupes. Pour les

Variables	Min.	Max.	Moy.	Ecart-type
Groupe de jugement esthétique 1	-18,86	12,49	-0,07	3,88
Groupe de jugement esthétique 2	-4,47	7,56	0,15	1,50
Groupe de jugement esthétique 3	-6,96	12,66	0,15	2,43
Amphibiens aux préférences de milieux forestiers	-10,99	40,97	0,65	4,81
Amphibiens aux préférences de milieux ouverts	-13,28	57,57	1,33	7,86
Reptiles de milieux ouverts naturels	-24,02	240,03	3,24	22,32
Reptiles de milieux aquatiques	-0,76	9,09	0,17	0,93
Mammifères de milieux forestiers grands disperseurs	-6,30	6,68	0,13	1,22
Mammifères de milieux forestiers petits disperseurs	-3,82	14,02	0,24	1,98
Mammifères de milieux arborés	-60,42	42,45	-0,23	9,17
Mammifères de milieux ouverts	-28,11	102,71	0,91	13,35
Oiseaux de milieux ouverts mixtes grands disperseurs	-6,92	19,94	0,29	2,85
Oiseaux de milieux ouverts naturels grands disperseurs	-25,06	89,79	0,98	12,01
Oiseaux de milieux ouverts mixtes petits disperseurs	-7,49	2,38	-0,07	1,18
Oiseaux de milieux ouverts naturels petits disperseurs	-25,92	76,05	1,18	10,02
Oiseaux de milieux forestiers grands disperseurs	-3,33	5,48	0,13	1,24
Oiseaux de milieux forestiers petits disperseurs	-4,86	8,77	0,27	1,81
Oiseaux de milieux aquatiques	-1,80	8,84	0,17	0,97
Oiseaux de milieux arborés	-63,30	39,38	0,18	9,45

**TABLEAU 6.5** – Statistiques descriptives de la variation du *PC* pour chaque espèce virtuelle et du potentiel esthétique pour chaque groupe de jugement (en %) pour Besançon.

espèces virtuelles, la moyenne des impacts s'étend de -0,07% pour les oiseaux de milieux ouverts mixtes petits disperseurs à +3,24% pour les reptiles de milieux ouverts. Les valeurs extrêmes vont en revanche de -63,3% pour les oiseaux de milieux arborés à +240,03% pour les reptiles de milieux ouverts.

L'ACP réalisée à partir du tableau combinant les impacts écologiques (c'est-à-dire la variation du *PC* pour chaque espèce virtuelle) et esthétiques (variation du potentiel esthétique pour chaque groupe de jugement) de chaque type de changement amène à retenir 7 facteurs suivant la décroissance des valeurs propres (variance cumulée de 93,6%). Le tableau 6.6 permet de confronter (1) les coefficients de corrélation entre les variables (espèces virtuelles *vs* groupes de jugement) et les facteurs de l'ACP et (2) les coordonnées factorielles des individus (changements d'occupation du sol) pour chacun de ces facteurs. L'interprétation de ce tableau met en évidence les impacts des principaux changements d'occupation du sol sur les espèces virtuelles et les groupes de jugement et révèle de manière indirecte les relations potentielles entre esthétique paysagère et connectivité paysagère<sup>2</sup>. En retenant un seuil de corrélation supérieur à 0,5, 4 facteurs sur 7 concernent uniquement les espèces virtuelles, 1 ne concerne que les groupes de jugement esthétique et 2 concernent de manière conjointe les 2 types de variables, laissant donc supposer des impacts communs sur les deux fonctions du paysage.

Les coefficients de corrélation entre les variables et le facteur 1 (F1) montrent des impacts similaires sur le troisième groupe de jugement esthétique et la majorité des espèces virtuelles, soit

2. Notons ici que l'interprétation des résultats des impacts est moins aisée pour les groupes de jugement que pour les espèces virtuelles. En effet, en ce qui concerne les espèces, les changements peuvent seulement contribuer à affecter leurs habitats ou à modifier la matrice paysagère, favorisant ou contraignant de fait leurs déplacements. Pour les groupes de jugement en revanche, chaque changement ne va pas simplement affecter la composition du paysage, mais également sa configuration et son ouverture selon que des éléments ayant une hauteur (éléments forestiers ou bâtiments) apparaissent ou disparaissent, ce qui est également susceptible de jouer sur la configuration de la ligne d'horizon, dont on a vu qu'elle avait un rôle dans les préférences paysagères des individus.

	<b>F1</b>	<b>F2</b>	<b>F3</b>	<b>F4</b>	<b>F5</b>	<b>F6</b>	<b>F7</b>
<b>Variables</b>	<b>Coeff. de corrélation de Pearson entre les variables</b>						
Groupe de jugement esthétique 1	-0,495	0,579*	0,045	0,576*	-0,211	-0,146	0,013
Groupe de jugement esthétique 2	-0,091	0,64*	0,091	0,536*	-0,283	-0,241	0,023
Groupe de jugement esthétique 3	0,579*	-0,525*	-0,042	-0,544*	0,179	0,102	-0,004
Amphibiens aux préférences de milieux forestiers	0,04	-0,202	0,711*	0,219	0,307	-0,102	-0,529*
Amphibiens aux préférences de milieux ouverts	0,082	-0,157	0,749*	0,184	0,251	-0,145	-0,519*
Reptiles de milieux ouverts naturels	0,555*	0,504*	0,195	-0,286	-0,052	0,021	0,002
Reptiles de milieux aquatiques	-0,062	-0,194	0,758*	0,08	0,025	0,057	0,607*
Mammifères de milieux forestiers grands disp.	0,166	0,099	-0,245	0,34	0,774*	-0,278	0,254
Mammifères de milieux forestiers petits disp.	0,833*	-0,07	-0,21	0,421	0,162	-0,113	0,038
Mammifères de milieux arborés	0,559*	-0,347	-0,007	0,388	-0,546*	0,291	-0,091
Mammifères de milieux ouverts	0,703*	0,575*	0,211	-0,308	-0,021	0,007	-0,003
Oiseaux de milieux ouverts mixtes grands disp.	0,158	0,219	-0,126	0,482	0,388	0,661*	0,014
Oiseaux de milieux ouverts naturels grands disp.	0,713*	0,562*	0,225	-0,255	-0,111	-0,026	-0,006
Oiseaux de milieux ouverts mixtes petits disp.	-0,103	0,273	-0,003	0,072	0,297	0,824*	-0,09
Oiseaux de milieux ouverts naturels petits disp.	0,708*	0,608*	0,198	-0,198	-0,009	0,049	0,013
Oiseaux de milieux forestiers grands disp.	0,828*	-0,28	-0,163	0,213	0,122	-0,181	0,086
Oiseaux de milieux forestiers petits disp.	0,858*	-0,194	-0,188	0,324	0,121	-0,193	0,073
Oiseaux de milieux aquatiques	-0,001	-0,27	0,801*	0,129	-0,047	0,118	0,498
Oiseaux de milieux arborés	0,568*	-0,402	-0,014	0,316	-0,582*	0,19	-0,103
* Coefficient de corrélation >0,5							
	<b>F1</b>	<b>F2</b>	<b>F3</b>	<b>F4</b>	<b>F5</b>	<b>F6</b>	<b>F7</b>
<b>Individus</b>	<b>Coordonnées factorielles des individus</b>						
Culture vers plan d'eau	0,071	-1,977	7,37*	1,748	2,271	-0,849	-3,421*
Prairie ensoleillée vers plan d'eau	0,106	-2,508	9,457**	2,348	3,091	-1,051	-4,837*
Surface en herbe vers bâtiment ind. et com ;	-1,82	3,563	0,125	3,689*	-1,909	-1,296	0,041
Surface arborée vers cours d'eau	-1,855	-2,472	9,139**	0,217	-0,826	1,21	9,145***
Surface artificialisée vers surface arborée	4,555	-4,567*	-1,165	-2,829	1,477	1,466	-0,055
Culture vers surface arborée	5,594	-3,216	-1,249	1,441	-0,249	-1,899	0,416
Surface en herbe vers surface arborée	6,49	-6,725*	-1,619	-1,532	1,57	0,82	0,077
Prairie vers surface en herbe	-0,536	-1,108	-0,239	-0,216	-1,986	-3,173*	0,093
Forêt vers surface arborée	1,582	-1,895	0,565	0,965	-6,325*	4,106	-2,033
Surface arborée vers forêt	-3,572	2,902	-2,18	-2,215	8,278**	-4,66*	1,571
Culture vers surface en herbe	2,472	-0,846	0,625	-0,545	-2,809	-5,703*	0,013
Culture vers prairie	9,511*	5,367	1,815	-2,474	-0,359	-0,449	0,068
Culture vers prairie ensoleillée	13,629**	8,926*	3,22	-4,641	-0,995	-0,236	0,063

Contribution des types de transition aux facteurs retenus : \* >5%, \*\*>25%, \*\*\*>50%, \*\*\*\*>75%. Les types de transition pour lesquels l'ensemble des contributions aux facteurs retenus sont inférieurs à 5% ont été exclus. Les transitions sont triées dans l'ordre croissant de leur superficie totale.

**TABLEAU 6.6** – Résultats de l'ACP pour Besançon.

l'ensemble des espèces terrestres à l'exception de celles dont l'habitat est composé de cultures et des mammifères forestiers grands disperseurs. Deux types de changements contribuent de manière significative à F1 et jouent positivement sur ces variables, correspondant aux cultures devenant des prairies ou des prairies ensoleillées. D'un point de vue écologique, nous avons donc ici des changements susceptibles de jouer un rôle positif par la création d'habitat, notamment de prairies pour les espèces vivant dans les milieux ouverts, ou par la transformation de la matrice paysagère rendant les déplacements plus faciles. Concernant le groupe 3, nous avons noté dans le chapitre 4 le rôle positif joué par les prairies, ce qui explique son positionnement sur cet axe factoriel.

Le deuxième facteur (F2) semble cette fois souligner un impact différencié d'une part pour les groupes 1 et 2 et l'ensemble des espèces de milieux ouverts naturels (corrélations positives avec F2) et d'autre part pour le groupe 3 (corrélations négatives avec F2). Seule la transformation des cultures en prairies contribue positivement à ce facteur, jouant donc un rôle positif pour les groupes 1 et 2 et les espèces citées et un rôle négatif pour le groupe 3. Le passage de surfaces en herbe et de surfaces artificialisées à des surfaces arborées joue à l'inverse un rôle négatif sur les groupes 1 et 2 et les espèces et positivement le groupe 3. L'opposition entre les deux groupes de jugement esthétique peut s'expliquer par le passage de surfaces en herbe en surfaces arborées. Les résultats des RLM avaient en effet souligné le rôle positif des surfaces en herbe uniquement pour le groupe 3, pour lequel leur disparition joue donc un rôle négatif. Concernant les espèces, l'impact positif du remplacement des cultures en prairies ensoleillées s'explique par la création d'habitat (cas des reptiles de milieux ouverts), tout comme la création de surfaces arborées, en remplacement de surfaces en herbe (cas des oiseaux de milieux ouverts naturels).

Le facteur 3 (F3) ne concerne que les espèces virtuelles dont l'habitat est composé d'espaces aquatiques, soit uniquement des plans d'eau pour les amphibiens, soit à la fois des plans d'eau et des cours d'eau pour les reptiles et oiseaux de milieux aquatiques. Plusieurs changements d'occupation du sol ont un rôle positif sur ces espèces, (1) la création de plans d'eau sur des espaces agricoles (cultures et prairies ensoleillées) contribuant à la création d'habitat et (2) l'avancée des bords de cours d'eau sur des surfaces arborées, ce qui a notamment été le cas le long de l'Ognon.

À l'inverse de F3, le facteur 4 (F4) ne concerne que les groupes de jugement esthétique, avec des corrélations positives pour les groupes 1 et 2 et une corrélation négative pour le groupe 3. Un seul changement d'occupation du sol contribue positivement à F4 : le passage de surfaces en herbe à des bâtiments industriels et commerciaux. Bien que l'impact de ce changement puisse sembler contre-intuitif, il peut s'expliquer au regard des résultats des RLM. En effet, rappelons ici que le passage d'éléments sans hauteur à des bâtiments contribue à des changements importants sur le paysage visible. Or, les résultats des RLM pour chaque groupe de jugement ont mis en évidence l'influence de la configuration de la ligne d'horizon, une ligne accidentée jouant positivement sur les préférences paysagères. L'influence positive de la création de bâtiments peut donc s'expliquer pour les groupes 1 et 2 par le fait que ces bâtiments contribuent à rendre la ligne d'horizon plus accidentée. L'impact négatif pour le groupe 3 s'explique néanmoins par le fait que ces bâtiments remplacent les surfaces en herbe dont on a vu qu'elles jouaient un rôle positif sur les préférences paysagères de ce groupe de jugement. Il y a donc dans ce cas une compensation de l'effet positif joué par la création de bâtiments, qui n'existe pas pour les groupes 1 et 2.

Les facteurs 5 à 7 ne concernent que les espèces virtuelles. Le facteur 5 (F5) met en évidence une opposition entre d'une part les espèces dont l'habitat est exclusivement composé de surfaces arborées, soit les mammifères et oiseaux de milieux arborés (corrélations à F5 négatives) et d'autre part les mammifères forestiers grands disperseurs, seule espèce virtuelle dont l'habitat est exclusivement composé de cœurs de forêts (contributions à F5 positives). Les permutations entre les cœurs de forêts et les surfaces arborées ont un effet direct sur les mammifères forestiers et les mammifères et oiseaux de milieux arborés. Alors que le passage de forêts en surfaces arborées affecte négativement les mammifères forestiers et positivement les mammifères et oiseaux de



milieux arborés, l'inverse se produit en ce qui concerne le passage de surfaces arborées en forêts.

Le facteur 6 (F6) concerne cette fois 2 espèces virtuelles dont la contribution n'avait pas encore été mise en évidence : les oiseaux de milieux ouverts mixtes vivant dans l'ensemble des espaces agricoles (cultures et prairies). Le passage de cultures et de prairies en surfaces herbacées, qui traduit une déprise agricole, joue un rôle négatif en raison de la perte d'habitat. Le remplacement de surfaces arborées en cœurs de forêt impacte également négativement ces espèces, cette fois en raison de l'augmentation de la résistance de la matrice paysagère limitant leur déplacement entre les taches d'habitat.

Enfin, le facteur 7 (F7) oppose les reptiles de milieux aquatiques et les amphibiens. Le passage de surfaces arborées en cours d'eau semble jouer un rôle positif pour les reptiles (création d'habitat) et un rôle négatif pour les amphibiens, pour lesquels les surfaces arborées sont au moins aussi favorables à leurs déplacements que les cours d'eau. Enfin, la transformation des cultures et des prairies ensoleillées en plans d'eau joue un rôle positif pour les amphibiens, pour lesquels les plans d'eau constituent le seul habitat, mais un rôle négatif pour les reptiles.

## 6.2.2 Analyse en composantes principales appliquée à la Seine-et-Marne

Dans le cas de la Seine-et-Marne, les statistiques données par le tableau 6.7 montrent des impacts esthétiques allant de -26,35% pour le groupe 3 et +31,66% pour le groupe 2. Pour les espèces virtuelles, la moyenne des impacts s'échelonne de -0,239% pour les mammifères de milieux forestiers grands disperseurs à +1,44% pour les oiseaux de milieux ouverts naturels. Les valeurs extrêmes vont de -44,71% pour les reptiles de milieux ouverts à +122,57% pour les mammifères de milieux ouverts.

Le tableau 6.8 présente les résultats de l'ACP. Suivant la décroissance des valeurs propres, 6 facteurs ont été retenus, totalisant une variance de 94,3%. Sur ces 6 facteurs, un seul concerne les groupes de jugement esthétique alors que tous concernent les espèces virtuelles, révélant également ici des impacts conjoints des changements d'occupation du sol sur les deux fonctions du paysage.

On observe d'abord que F1 concerne principalement les espèces virtuelles de milieux aquatiques. Plusieurs changements d'occupation du sol contribuent à ce facteur, tous en relation avec les plans d'eau, qui constituent l'habitat des espèces virtuelles concernées (amphibiens ainsi que reptiles, mammifères et oiseaux de milieux aquatiques). C'est le cas du passage de plans d'eau en surfaces en herbe, affectant négativement ces espèces, à l'inverse de la transformation de cultures et de surfaces artificialisées en plans d'eau, dont l'impact est positif.

F2 concerne les espèces dont au moins l'un des habitats est constitué de cœurs de forêts, soit les mammifères et oiseaux forestiers, qu'ils soient petits ou grands disperseurs. Seules les permutations entre les surfaces en herbe et les forêts semblent affecter ces espèces, le remplacement des premières par les secondes jouant un rôle positif et inversement. La création d'habitat joue donc ici un rôle prépondérant.

F3 met en opposition d'une part les groupes de jugement esthétique 1 et 2 et les oiseaux de milieux ouverts mixtes (corrélation avec F3 positive) et d'autre part le groupe de jugement 3 et les reptiles de milieux ouverts (corrélation avec F3 négative). La transformation de cultures en surfaces en herbe ou en routes secondaires contribue de manière négative à F3 alors que le passage de surfaces en herbe à des bâtiments industriels et commerciaux ainsi que le passage de surfaces artificialisées à des routes secondaires y contribuent positivement. Concernant les espèces, l'opposition peut s'expliquer par la disparition de cultures, affectant les oiseaux de milieux ouverts mixtes, mais pouvant favoriser les reptiles de milieux ouverts, notamment lorsque les cultures sont remplacées par des surfaces en herbe. Un tel changement, même s'il ne crée pas d'habitat pour les reptiles concernés, est susceptible de favoriser leur déplacement à travers la matrice paysagère. L'opposition entre les groupes de jugement esthétique s'explique principalement par

Variabiles	Min.	Max.	Moy.	Ecart-type
Groupe de jugement esthétique 1	-12,09	22,30	0,28	2,97
Groupe de jugement esthétique 2	-16,17	31,66	0,49	3,85
Groupe de jugement esthétique 3	-26,35	9,45	-0,34	3,28
Amphibiens aux préférences de milieux forestiers	-15,56	39,16	0,67	5,24
Amphibiens aux préférences de milieux ouverts	-23,54	63,68	1,09	7,68
Reptiles de milieux ouverts naturels	-44,71	85,14	-0,09	9,69
Reptiles de milieux aquatiques	-12,51	24,31	0,24	3,05
Mammifères de milieux forestiers grands disperseurs	-21,19	4,66	-0,24	2,20
Mammifères de milieux forestiers petits disperseurs	-20,36	4,84	-0,08	2,17
Mammifères de milieux aquatiques	-12,02	27,97	0,36	3,39
Mammifères de milieux arborés	-36,33	112,33	0,52	11,89
Mammifères de milieux ouverts	-30,74	122,57	1,04	14,65
Oiseaux de milieux ouverts mixtes grands disperseurs	-12,68	3,34	-0,22	1,85
Oiseaux de milieux ouverts mixtes petits disperseurs	-14,65	4,00	-0,22	2,05
Oiseaux de milieux ouverts naturels	-31,10	120,14	1,44	13,88
Oiseaux de milieux forestiers grands disperseurs	-17,74	5,81	-0,10	1,88
Oiseaux de milieux forestiers petits disperseurs	-18,72	7,50	-0,04	2,13
Oiseaux de milieux aquatiques	-11,19	26,64	0,27	3,12
Oiseaux de milieux arborés	-23,42	57,80	0,18	6,87

**TABLEAU 6.7** – Statistiques descriptives de la variation du *PC* (en %) pour chaque espèce virtuelle et du potentiel esthétique pour chaque groupe de jugement pour la Seine-et-Marne.

les transformations concernant les espaces en herbe, dont on a vu à partir des résultats des RLM que ce milieu influençait positivement les préférences paysagères du groupe 3 uniquement. Les facteurs suivants ne concernent que les espèces virtuelles.

F4 concerne à la fois les mammifères et oiseaux de milieux ouverts naturels et de milieux arborés. Les changements d'occupation du sol contribuant à ce facteur sont tous positifs. C'est le cas tout d'abord du passage de forêts à des surfaces arborées, contribuant à créer de l'habitat pour les espèces vivant dans ces milieux et à favoriser les déplacements des oiseaux de milieux ouverts naturels. C'est le cas également du passage des cultures en surfaces en herbe et en prairies ensoleillées, créant cette fois de l'habitat pour les mammifères et oiseaux de milieux ouverts et diminuant la résistance de la matrice paysagère pour les mammifères et oiseaux de milieux arborés.

F5 concerne les mammifères et oiseaux de milieux arborés, déjà cités précédemment pour F4, ainsi que les oiseaux de milieux ouverts mixtes qu'ils soient petits ou grands disperseurs. Pour ce facteur, le passage de forêts en surfaces arborées présente une contribution positive alors que le passage de cultures en surfaces en herbe a une influence négative. Notons également que l'artificialisation des cultures pour la construction d'infrastructures de transport (routes secondaires et GITT) affecte négativement les espèces citées.

Enfin, seules 2 espèces sont corrélées positivement à F6, les reptiles et mammifères de milieux ouverts, seules espèces à vivre exclusivement dans des prairies. Ces espèces sont d'une part favorisées par le passage de cultures en prairies et surtout en prairies ensoleillées (contribution supérieure à 50% dans ce dernier cas) et d'autre part affectées par le changement inverse, soit le passage de prairies ensoleillées en cultures, ainsi que la transformation de forêts en surfaces arborées et de cultures en prairies.

Cette première analyse statistique a mis en évidence des relations entre certains types de

	F1	F2	F3	F4	F5	F6
<b>Variabes</b>	<b>Coeff. de corrélation de Pearson entre les variables</b>					
Groupe de jugement esthétique 1	-0,067	-0,086	0,91*	0,308	-0,186	-0,127
Groupe de jugement esthétique 2	-0,049	-0,054	0,88*	0,358	-0,185	-0,118
Groupe de jugement esthétique 3	0,066	0,102	-0,843*	-0,3	0,292	0,214
Amphibiens aux préférences de milieux forestiers	0,977*	0,048	0,053	-0,029	0,009	0,002
Amphibiens aux préférences de milieux ouverts	0,987*	0,018	0,007	0,054	-0,06	-0,003
Reptiles de milieux ouverts naturels	0,012	0,011	-0,098*	0,487	-0,123	0,759*
Reptiles de milieux aquatiques	0,991*	0,036	0,058	-0,025	0,002	-0,003
Mammifères de milieux forestiers grands disp.	-0,045	0,919*	0,193	-0,243	-0,166	0,138
Mammifères de milieux forestiers petits disp.	-0,029	0,972*	0,018	0,157	-0,022	0,054
Mammifères de milieux aquatiques	0,995*	-0,015	0,063	-0,04	-0,012	0,013
Mammifères de milieux arborés	0,022	0,05	-0,168	0,669*	0,627*	-0,324
Mammifères de milieux ouverts	0,011	0,039	-0,128	0,536*	-0,14	0,758*
Oiseau de milieux ouverts mixtes grands disp.	-0,026	-0,086	0,533*	-0,263	0,65*	0,428
Oiseaux de milieux ouverts mixtes petits disp.	-0,023	-0,091	0,548*	-0,255	0,635*	0,425
Oiseaux de milieux ouverts naturels	0,06	-0,267	-0,291	0,57*	-0,334	0,098
Oiseaux de milieux forestiers grands disp.	-0,044	0,981*	0,074	-0,006	0,094	-0,025
Oiseau de milieux forestiers petits disp.	-0,029	0,96*	-0,014	0,142	-0,037	-0,086
Oiseaux de milieux aquatiques	0,987*	0,05	0,047	0,007	0,043	-0,023
Oiseaux de milieux arborés	0,022	0,095	-0,183	0,672*	0,627*	-0,313

\* Coefficient de corrélation &gt;0,5

	F1	F2	F3	F4	F5	F6
<b>Individus</b>	<b>Coordonnées factorielles des individus</b>					
Surface en herbe vers bâtiment ind. et com.	-0,491	-0,273	4,424*	1,651	-1,227	-0,902
Surface artificialisée vers plan d'eau	11,008*	0,486	0,573	-0,381	0,122	0,095
Plan d'eau vers surface en herbe	-7,994*	-0,086	-0,463	-0,026	0,114	0,1
Surface artificialisée vers route secondaire	-0,536	-0,318	5,177*	2,003	-1,465	-1,056
Culture vers plan d'eau	17,945***	0,706	0,743	-0,372	-0,045	-0,046
Culture vers GITT	-0,184	0,455	-2,509	1,142	-3,492*	-2,418
Culture vers route secondaire	0,119	0,722	-9,185*	0,289	-4,864*	-3,503*
Prairie ensoleillée vers culture	-0,312	0,002	0,587	-2,932	0,834	-3,704*
Surface en herbe vers forêt	-0,483	5,07*	-0,058	-0,699	0,431	0,298
Forêt vers surface arborée	0,146	-0,892	-2,116	8,335**	8,735**	-4,27*
Culture vers prairie ensoleillée	-0,001	0,544	-1,786	6,931*	-1,601	9,873**
Forêt vers surface en herbe	0,932	-18,83****	-2,154	1,094	0,112	-0,176
Culture vers surface artificialisée	-0,194	0,262	-2,532	1,391	-3,953*	-2,825
Culture vers surface en herbe	0,825	2,332	-4,624*	6,538*	-5,355*	-2,381
Culture vers prairie	-0,026	0,483	-0,998	2,892	-0,483	3,215*

Contribution des types de transition aux facteurs retenus : \* >5%, \*\*>25%, \*\*\*>50%, \*\*\*\*>75%. Les types de transition pour lesquels l'ensemble des contributions aux facteurs retenus sont inférieurs à 5% ont été exclus. Les transitions sont triées dans l'ordre croissant de leur superficie totale.

TABLEAU 6.8 – Résultats de l'ACP pour la Seine-et-Marne.

changements d'une part et les groupes de jugement esthétique et espèces virtuelles d'autre part. Cependant, il est important de noter que pour chacun des terrains d'étude, seulement quelques axes factoriels (2 pour Besançon et un seul pour la Seine-et-Marne) permettent de confronter des variables esthétiques et écologiques, traduisant une relation très faible entre elles. De plus, les ACP ne donnent aucune indication sur la robustesse et la significativité de ces relations. Il nous a donc semblé pertinent d'enrichir ces résultats par une analyse complémentaire visant (1) à confronter de manière plus directe les variables esthétiques et écologiques et (2) à tester la significativité des relations entre elles.

### 6.2.3 Analyse comparative synthétique des impacts

À partir des mêmes données que celles décrites précédemment, une analyse canonique des corrélations (ACC) est mise en place dans l'objectif de synthétiser les relations entre les impacts esthétiques et écologiques des changements d'occupation du sol. L'ACC est une méthode statistique multidimensionnelle visant à synthétiser les interrelations existantes entre deux ensembles de variables quantitatives (Lebart *et al.*, 1998). Elle diffère en cela de l'ACP qui traite ces variables comme un même ensemble de données afin de les synthétiser en un nombre réduit de composantes principales.

La formulation de cette méthode est la suivante. Il s'agit de partir d'un tableau de données  $R$  composé de  $n$  lignes et  $p + q$  colonnes. Ce tableau est partitionné en deux matrices  $X$  et  $Y$  d'ordre  $n \times p$  et  $n \times q$  respectivement. Dans notre cas, la matrice  $X$  est composée des impacts de chaque changement d'occupation du sol sur les variables  $p$  correspondant aux trois groupes de jugement esthétique. Parallèlement, la matrice  $Y$  est composée des impacts de ces mêmes changements sur les variables  $q$  correspondant aux 16 espèces virtuelles (figure 6.4).

À partir des deux vecteurs  $a = (a_1, \dots, a_p)$  et  $b = (b_1, \dots, b_q)$ , l'ACC définit dans un premier temps les combinaisons linéaires :

$$a_i = \sum_{j=1}^p a_i x_{ij}$$

et

$$b_i = \sum_{j=1}^q b_i y_{ij}$$

constituant les variables canoniques de l'analyse. Suite à cette étape, il s'agit de trouver les combinaisons linéaires  $a_i$  et  $b_i$  les plus corrélées à l'ensemble des valeurs de  $i$ , résolvant de fait le problème suivant :

$$\rho_1 = cor(a_i, b_i) = maxcor(Xa, Yb) = \frac{cov(Xa_i, Yb_i)}{var(Xa_i) \cdot var(Yb_i)}$$

Cette maximisation des covariances entre  $Xa_i$  et  $Yb_i$  implique que les composantes peuvent être bien corrélées entre elles mais peu représentatives des ensembles de valeurs de  $X$  et  $Y$ . Elle s'applique pour  $i = 1$ , puis pour  $i = 2$  tel que  $a_2$  et  $b_2$  soient respectivement orthogonaux à  $a_1$  et  $b_1$ , et ainsi de suite. Le nombre maximum de vecteurs est égal à  $min(p, q)$ , soit  $p = 3$  dans notre cas.

La principale limite de cette analyse repose dans la difficulté d'interprétation des résultats, due notamment au fait que les scores canoniques des individus sont dédoublés pour  $X$  et  $Y$ . Nous focaliserons donc notre attention sur le positionnement des variables esthétiques et écologiques sur les axes factoriels sans chercher à expliquer à nouveau l'influence des changements d'occupation

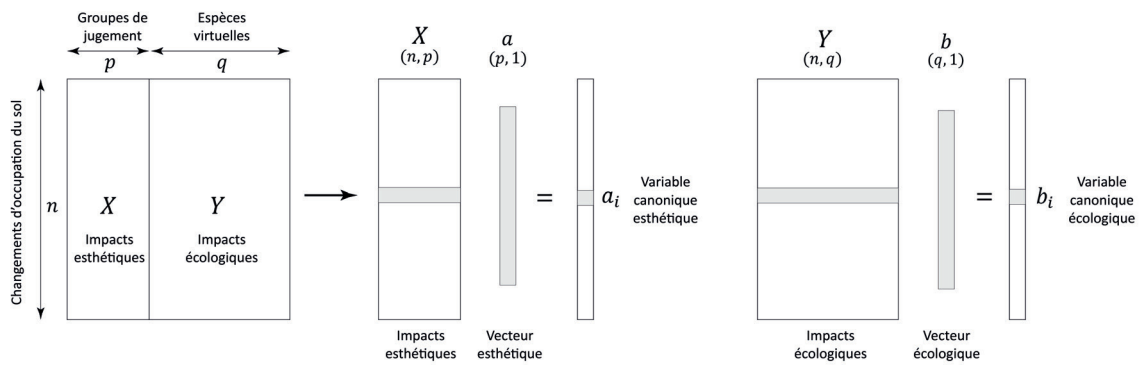
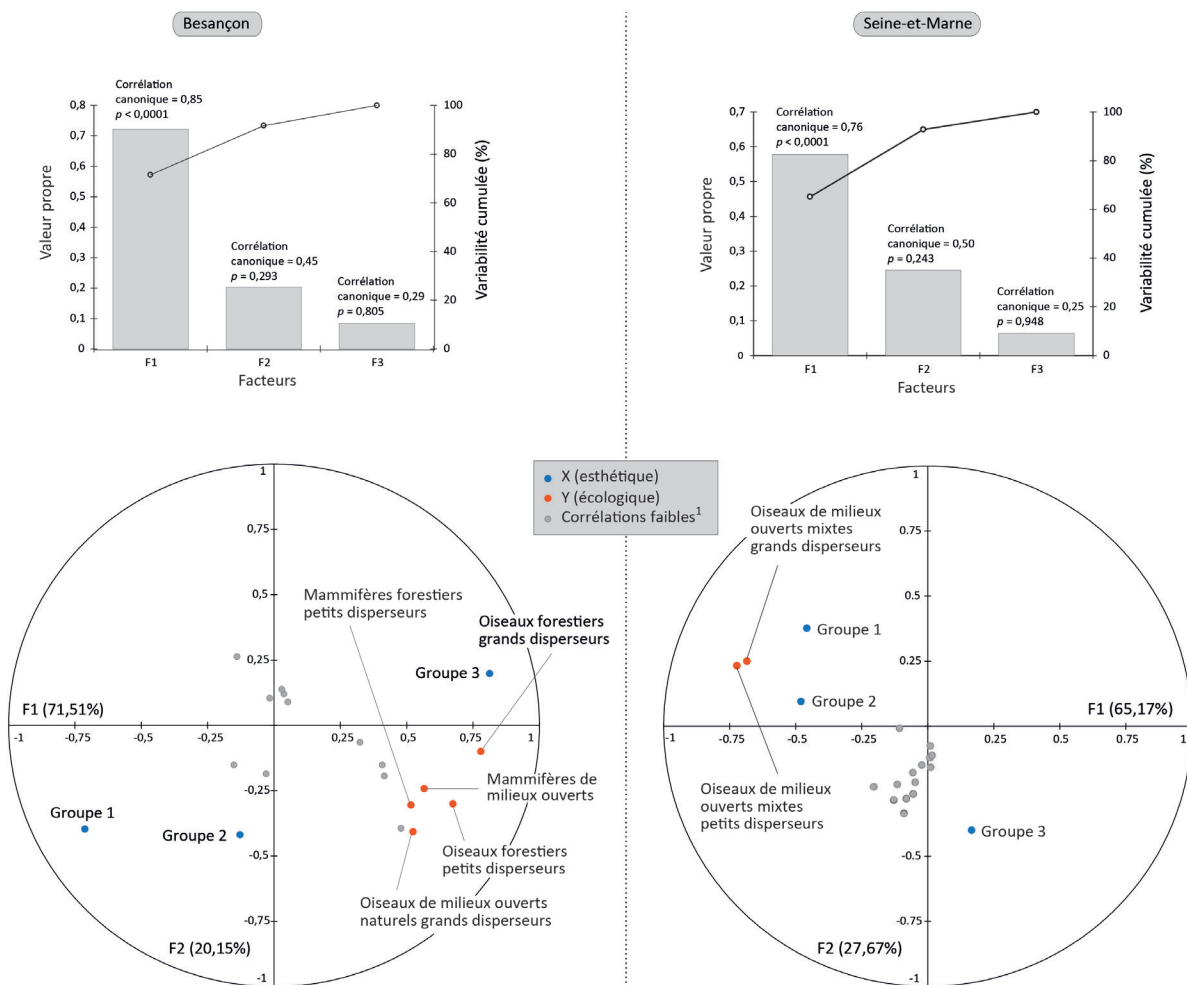


FIGURE 6.4 – Explication du principe de l’ACC entre les impacts esthétiques et écologiques des changements d’occupation du sol.



1 Les variables initiales (groupes de jugement et espèces virtuelles) dont les corrélations sont inférieures à 0,4 avec les deux variables canoniques (axes factoriels) retenues ne sont pas explicitées.

FIGURE 6.5 – Résultats de l’ACC pour Besançon et la Seine-et-Marne.

du sol sur l'évolution des préférences paysagères et de la connectivité paysagère. La figure 6.5 présente les résultats pour les deux terrains d'étude.

Dans les deux cas, l'observation de la décroissance de l'inertie amène à considérer les deux premiers facteurs pour expliquer les relations entre les impacts esthétiques et écologiques. Pour Besançon, F1 présente une corrélation canonique estimée à 0,85 ( $p < 0,0001$ ) et F2 à 0,45 ( $p = 0,293$ ). Pour la Seine-et-Marne, la corrélation canonique est de 0,76 ( $p < 0,0001$ ) pour F1 et de 0,5 ( $p = 0,243$ ) pour F2. Compte tenu des valeurs de  $p$ , l'interprétation relative aux seconds facteurs sera donc à relativiser.

L'observation du cercle des corrélations entre les variables initiales (groupes de jugement esthétique et espèces virtuelles) et les facteurs pour Besançon montre d'abord une opposition sur F1 entre les groupes de jugement 1 et 2 dans les valeurs négatives et le groupe 3 dans les valeurs positives. Cette opposition avait déjà été mise en évidence par l'ACP réalisée précédemment. 5 espèces virtuelles sont corrélées positivement à F1 et aucune négativement. Ces 5 espèces vivent exclusivement dans les milieux ouverts naturels et cœurs de forêts. Bien qu'aucune de ces variables esthétiques et écologiques ne soient fortement corrélées à F2, on observe néanmoins que seul le troisième groupe de jugement présente une corrélation positive avec ce facteur. Les résultats pour la Seine-et-Marne permettent de souligner que très peu de variables initiales sont corrélées aux axes factoriels au seuil de 0,4. Cela concerne les groupes de jugement esthétique 1 et 2 ainsi que les espèces virtuelles correspondant aux oiseaux de milieux ouverts mixtes corrélés négativement à F1, et le troisième groupe de jugement esthétique corrélé négativement à F2.

En complément de l'ACP, l'ACC souligne une fois de plus la difficulté de mettre en évidence des relations divergentes ou convergentes entre les potentiels esthétique et écologique à l'échelle des changements d'occupation du sol. Ils permettent néanmoins de synthétiser de manière plus directe les relations entre les groupes de jugement esthétique et les espèces virtuelles considérés comme des variables appartenant à deux ensembles différents.

### 6.3 Discussion

Le protocole méthodologique décrit dans ce chapitre a permis une première mise en relation des impacts esthétiques et écologiques des changements d'occupation du sol. Dans une logique comparative entre les deux terrains d'étude, un retour rapide sur les statistiques descriptives des impacts nous permet d'observer certaines différences. Concernant les impacts esthétiques tout d'abord, on peut noter que le troisième groupe de jugement est concerné par des diminutions plus importantes dans les franges urbaines de Seine-et-Marne que dans celles de Besançon et inversement pour les groupes 1 et 2. D'un point de vue écologique, les espèces virtuelles semblent dans l'ensemble plus affectées en Seine-et-Marne qu'à Besançon. Dans le cas de la Seine-et-Marne, 7 espèces virtuelles sont affectées négativement contre 2 dans le cas de Besançon.

En s'intéressant aux contributions des différents changements d'occupation du sol aux facteurs des ACP, on remarque que sur l'ensemble des transitions contribuant à plus de 5% aux facteurs retenus dans chaque cas (14 pour Besançon et 15 pour la Seine-et-Marne), 6 sont communes aux deux terrains d'étude dont 4 concernent la transformation de cultures en d'autres classes d'occupation du sol (surfaces en herbe, prairies, prairies ensoleillées et plans d'eau). Les 2 autres concernent le passage de forêts en surfaces arborées et de surfaces en herbe en bâtiments industriels et commerciaux. Seul le passage de cultures en plans d'eau a une influence identique à Besançon et en Seine-et-Marne en favorisant les amphibiens ainsi que sur les reptiles et oiseaux de milieux aquatiques. Les autres changements n'ont pas nécessairement la même influence sur les espèces virtuelles et les groupes de jugement selon le terrain d'étude. Le passage de cultures en prairies présente par exemple certaines similitudes entre Besançon et la Seine-et-Marne, c'est-à-dire un rôle positif sur les reptiles et mammifères de milieux ouverts ainsi que pour le troisième groupe de jugement. Ce même changement joue cependant également un rôle positif pour plu-

sieurs autres espèces uniquement à Besançon et un rôle négatif pour les deux premiers groupes de jugement uniquement en Seine-et-Marne. Enfin, certains changements ont une influence différenciée, tel que le passage de cultures en surfaces en herbe, favorisant les oiseaux de milieux ouverts mixtes à Besançon et affectant les mammifères et les oiseaux forestiers en Seine-et-Marne. En revanche, il n'a pas été clairement mis en évidence d'impacts opposés d'un même changement sur une espèce virtuelle ou un groupe de jugement identique entre les deux zones d'étude.

Parallèlement, les ACC amènent à des résultats sensiblement différents pour les deux terrains d'étude. 5 espèces virtuelles sont corrélées à l'un des deux premiers facteurs au seuil de 0,4 pour Besançon et seulement 2 pour la Seine-et-Marne, ces espèces étant différentes dans chaque cas. Cela traduit certaines spécificités relatives à chaque terrain d'étude, puisque des espèces peuvent potentiellement subir des impacts importants d'un changement d'occupation du sol dans une zone et pas dans une autre. Cela démontre l'adaptabilité du protocole mis en place au contexte spatial. Les trois groupes de jugement esthétique sont dans chaque cas corrélés à l'un des facteurs<sup>3</sup>, avec une opposition entre les groupes 1 et 2 d'une part et le groupe 3 d'autre part.

La lecture comparative de la position des variables esthétiques et écologiques dans l'espace factoriel pour les ACP et ACC permet de confronter la pertinence de ces deux méthodes statistiques pour répondre à la question de recherche posée dans ce travail. Dans le cas de Besançon, on remarque que les résultats fournis par le premier facteur de l'ACC permettent de synthétiser les facteurs de l'ACP incluant à la fois des variables esthétiques et écologiques, c'est-à-dire F1 et F2. De plus, cet unique facteur met en évidence des relations plus nombreuses entre les groupes de jugement esthétique et les espèces virtuelles, soit 2 espèces virtuelles supplémentaires que celles révélées par l'ACP. Dans le cas de la Seine-et-Marne, les deux premiers facteurs de l'ACC sont nécessaires pour mettre en évidence les mêmes relations entre les 3 groupes de jugement esthétique entre eux et avec les espèces virtuelles concernées par F3 pour l'ACP. Cela traduit donc la capacité de l'ACC à souligner de manière plus directe et efficiente les relations entre les impacts esthétique et écologique des changements d'occupation du sol. De manière générale, ces analyses multivariées ont néanmoins permis de constater une faible relation entre ces types d'impacts, qui semblent orthogonaux et suggèrent donc qu'ils n'obéissent pas aux mêmes logiques en analysant les changements d'occupation du sol de façon séparée.

La relative faiblesse des relations entre l'évolution des potentiels esthétique et écologique du paysage est peut-être le reflet de la réalité, mais invite aussi à nous interroger sur des possibilités d'amélioration du protocole mis en place. Tout d'abord, il serait possible de tester l'impact comparé de certaines combinaisons de changement sur les fonctions du paysage. En effet, il est possible que la prise en compte simultanée de certains grands types de changements d'occupation du sol (p. ex. artificialisation des espaces agricoles) permette d'obtenir des résultats plus synthétiques et significatifs. D'autre part, une approche par décomposition des changements plus développée consisterait à évaluer la contribution de chaque polygone de manière désagrégée et non pas regroupée par type de changement. Il s'agirait donc par exemple de ne pas traiter l'impact de l'ensemble des espaces de prairie devenant des espaces artificialisés, mais de traiter indépendamment chaque entité correspondant à l'avancement de surfaces artificialisées vers des prairies. Cela permettrait de tenir compte de certains effets spatiaux relatifs d'une part à la forme de ces changements (superficie, configuration, etc.) et d'autre part à leur contexte spatial (localisation sur un gradient urbain-rural, voisinage, etc.). Concernant la superficie, il est en effet possible d'imaginer que toutes choses égales par ailleurs, un type de changement ayant une superficie importante soit plus susceptible de jouer un rôle (qu'il soit positif ou négatif) sur les préférences paysagères des individus et la connectivité paysagère des espèces virtuelles. Il est également probable qu'un même type de changement ait des impacts plus ou moins importants selon sa localisation. Par exemple, le remplacement d'un élément de la matrice paysagère favorable aux déplacements d'espèces par un élément défavorable pourrait avoir un impact très

3. Rappelons que les deux ensembles de variables pris en compte ne sont pas parallèles puisque 3 groupes de jugement esthétique sont confrontés à 16 espèces virtuelles, ce qui implique que plus de variables esthétiques que de variables écologiques soient corrélées aux facteurs.

important s'il a lieu à un endroit clé pour la connectivité du réseau écologique, mais infime s'il a lieu ailleurs. Notons cependant que la mise en place d'une approche plus développée de décomposition des changements présenterait des contraintes importantes relatives aux temps de calcul informatique.

## Conclusion du chapitre 6

Ce chapitre a présenté un protocole méthodologique visant à quantifier la coévolution des potentiels esthétique et écologique du paysage. Cette démarche, fondée sur une décomposition des changements d'occupation du sol, a permis d'identifier quels types de changements contribuent le plus à modifier la connectivité des espèces animales ainsi que le paysage visible par les individus. Néanmoins, nous avons souligné la difficulté de dégager des résultats clairs qui mettraient en évidence des divergences ou convergences entre les deux fonctions du paysage. Cette difficulté invite à s'interroger sur la pertinence du protocole méthodologique mis en place. En effet, rappelons que la prise en compte décomposée des changements, consistant à mesurer les impacts de chaque type de changement pris en compte individuellement (1) ne correspond pas à la réalité dans laquelle l'ensemble des changements d'occupation du sol surviennent simultanément et (2) évacue la dimension spatiale des changements d'occupation du sol. Il s'agira donc de proposer dans le chapitre suivant une démarche complémentaire visant à estimer spatialement les effets combinés de ces changements.





## Chapitre 7

# Spatialiser la coévolution des potentiels esthétique et écologique

L'analyse des impacts esthétiques et écologiques fondée sur la décomposition des changements d'occupation du sol a mis en évidence l'influence de certains d'entre eux à la fois sur les groupes de jugement esthétique et les espèces virtuelles définis dans la partie 2. Cette première analyse a révélé de manière indirecte des relations statistiques entre l'évolution des potentiels esthétique et écologique du paysage. Nous proposons dans ce chapitre des analyses complémentaires visant à étudier la coévolution de ces potentiels dans une dimension plus spatialisée. Ces analyses consisteront à identifier de manière comparée les zones connaissant des stabilités, des pertes et des gains de potentiel esthétique et écologique. Faisant la transition avec le chapitre précédent, la section 7.1 propose d'étudier à nouveau les causes des impacts esthétiques et écologiques, mais à l'échelle des communes de chaque zone d'étude considérées indépendamment. Cette échelle communale nous semble logique dans le sens où les changements d'occupation du sol résultent en partie de processus naturels, mais également de choix d'aménagement et de pratiques en termes de gestion de l'espace. Dans la section 7.2, il s'agira de se focaliser sur la résultante de l'ensemble des changements d'occupation du sol. L'objectif sera ainsi de représenter la coévolution des deux potentiels du paysage dans l'ensemble du *continuum* spatial.

## 7.1 Approche spatialisée à l'échelle communale

Cette section vise à explorer les impacts des changements d'occupation du sol dans une logique spatialisée à l'échelle communale. D'autres entités spatiales, comme des maillages réguliers, auraient également pu constituer remplacer ce découpage communal. Néanmoins, au-delà du fait d'être contraints en termes de temps de calculs à environ 200 entités maximum, les communes constituent selon nous une entité faisant sens d'un point de vue géographique. Dans la continuité du chapitre précédent, il s'agit toujours de travailler sur les causes des impacts par une décomposition des changements, mais en les agrégeant cette fois par commune de manière à visualiser et expliquer les impacts que ces communes ont produit au sein des deux territoires concernés. Nous cherchons donc à savoir quelles sont les communes ayant généré les impacts les plus importants, qu'ils soient convergents ou divergents, sur les deux potentiels du paysage.

### 7.1.1 Analyse canonique des corrélations appliquée à l'échelle communale

Dans la même logique que dans la section 6.1.3, nous cherchons ici à savoir si des relations existent entre les impacts des changements d'occupation du sol<sup>1</sup> sur les groupes de jugement esthétique et les espèces virtuelles. Dans ce cadre, seules les communes dont l'emprise spatiale se situe intégralement au sein des zones d'étude sont conservées, soit 75 pour Besançon et 180 pour la Seine-et-Marne. Le même type d'analyse par décomposition des changements que celle présentée dans la figure 6.3 est appliquée, mais ce sont à présent les changements d'occupation du sol classés par commune qui constituent les individus de l'analyse. Pour ce faire, une intersection spatiale est réalisée entre le découpage communal et les types de transition. A chaque polygone de changement est attribué un code correspondant aux communes concernées par ce changement. Ensuite, à partir de la date initiale, tous les changements d'occupation du sol sont ajoutés commune par commune. Il s'agit d'estimer par un taux de variation les impacts esthétiques et écologiques que ces changements ont produit sur l'ensemble de la zone, c'est-à-dire sur les réseaux écologiques des espèces et sur le paysage visible par les individus depuis le réseau viaire. On obtient donc pour chaque individu (commune) des impacts esthétiques correspondant aux 3 groupes de jugement (premier ensemble de variables) et des impacts écologiques correspondant aux 16 espèces virtuelles (second ensemble de variables). Suite au constat établi précédemment sur la pertinence des ACC face aux ACP, nous faisons le choix à présent de réaliser uniquement une ACC par terrain d'étude.

Dans le cas de Besançon, les trois facteurs présentent des corrélations canoniques supérieures à 0,5, mais seuls les deux premiers sont significatifs ( $p < 0,0001$ ) avec des corrélations canoniques très élevées, de respectivement de 0,95 et 0,74. Pour la Seine-et-Marne, les résultats sont nettement moins probants. Alors qu'un seul facteur est significatif ( $p = 0,0002$ , corrélation canonique de 0,53), l'exploration des corrélations (au seuil de 0,4) entre les variables montre que les deux premiers facteurs concernent uniquement des variables écologiques et le troisième uniquement des variables esthétiques. Cela signifie que dans le cas de la Seine-et-Marne, les impacts esthétiques et écologiques répondent à des logiques différentes. Suite à ce constat, seuls les deux premiers axes factoriels pour Besançon seront analysés.

---

1. Au sein de cette section, nous utiliserons par simplification l'expression « changements d'occupation du sol » pour parler de l'ensemble des changements connus par chacune des communes.

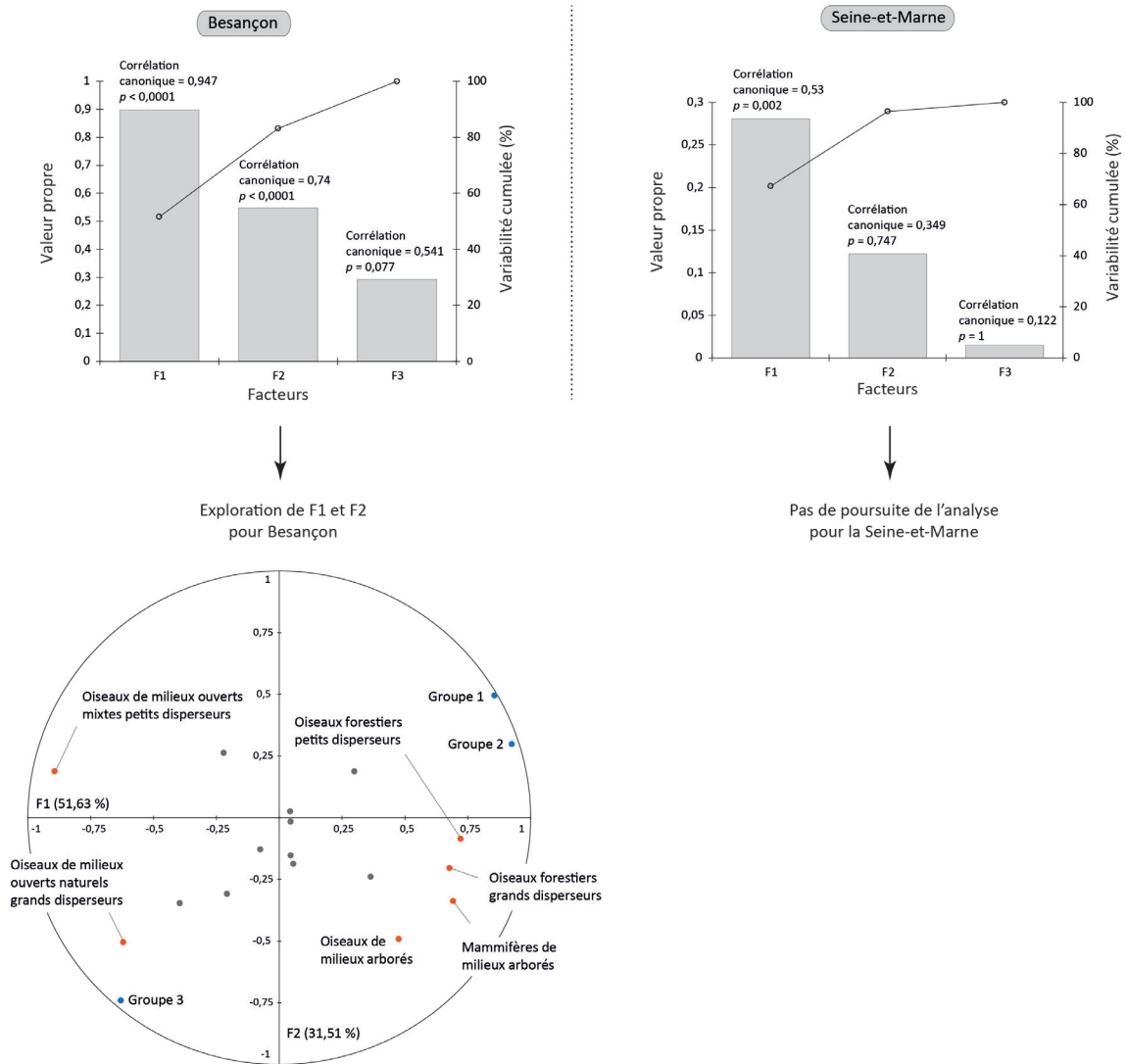
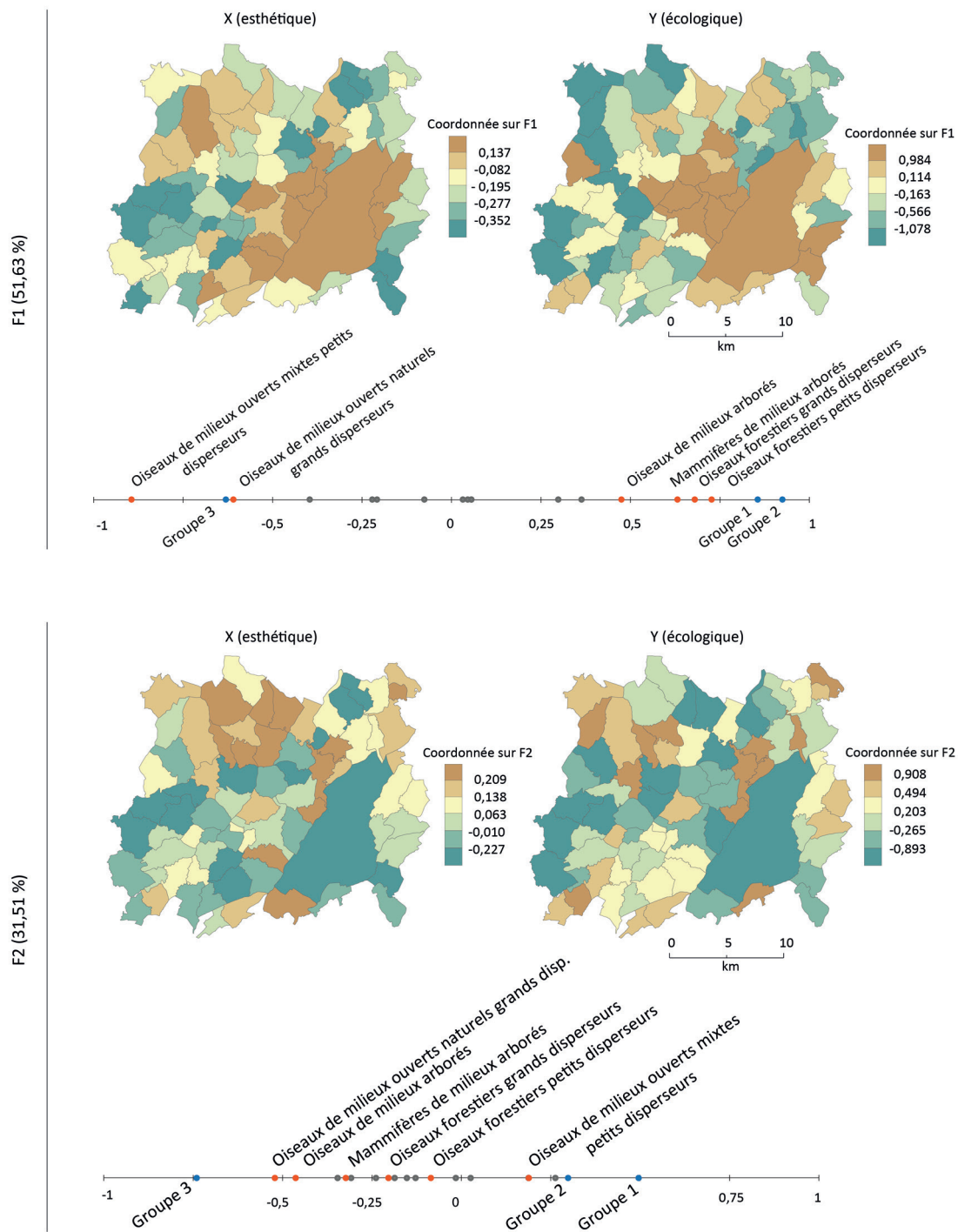


FIGURE 7.1 – Résultat des ACC pour Besançon et la Seine-et-Marne.

La figure 7.1 permet donc de souligner pour Besançon des oppositions entre les 3 groupes de jugement esthétique ainsi que 6 espèces virtuelles sur F1 et F2. Sur F1, on retrouve pour les groupes de jugement la même opposition que dans les analyses précédentes entre d'une part le groupe 3 et d'autre part les groupes 1 et 2. Sur ce même facteur, une opposition se dégage entre les espèces de milieux ouverts et les espèces forestières ou de milieux arborés. La proximité la plus évidente entre les variables esthétiques et écologiques concerne le troisième groupe de jugement, particulièrement sensible à la vue sur les espaces ouverts naturels (surfaces en herbe et prairies), et les oiseaux de milieux ouverts naturels grands disperseurs dont ces espaces constituent l'habitat. À l'inverse, les groupes 1 et 2 sont plus proches sur F1 des oiseaux forestiers petits et grands disperseurs ainsi que des oiseaux et mammifères de milieux arborés. Ces proximités signifient que les changements d'occupation du sol à l'échelle communale induisent des impacts potentiellement identiques sur les groupes de jugement et les espèces virtuelles concernées. Les relations mises en évidence par F2 sont plus complexes à expliquer. Il est néanmoins possible de souligner des coordonnées factorielles quasiment identiques en positif entre les oiseaux de milieux ouverts mixtes, dont l'habitat est constitué de prairies et cultures, et le deuxième groupe de jugement, seul groupe où les cultures jouent un rôle positif. Or, ces cultures constituent des éléments défavorables aux déplacements des espèces dont les coordonnées factorielles sont de sens inverse.

Nous avons noté dans la section 6.2.3 que l'interprétation des résultats basée sur les scores canoniques des individus est complexe du fait qu'ils soient dédoublés pour  $X$  (variables esthétiques)



**FIGURE 7.2** – Coordonnées factorielles des individus et variables sur les deux premiers facteurs de l'ACC pour Besançon.

et  $Y$  (variables écologiques). Cependant, la possibilité de cartographier ces scores à l'échelle communale offre quelques éléments intéressants à analyser (figure 7.2). Une lecture rapide permet d'abord d'identifier certaines logiques entre les impacts esthétiques et écologiques des changements d'occupation du sol. Sur F1, un gradient urbain-rural est identifiable dans les deux cas, la commune de Besançon et ses communes limitrophes (ainsi que certaines communes plus isolées au nord-ouest) étant concernées par les valeurs les plus positives, et les communes plus périphériques par des valeurs négatives. Ainsi, les communes au caractère urbain ont tendance à jouer un rôle similaire à la fois pour les espèces de milieux forestiers et arborés et les groupes de jugement esthétique 1 et 2. À l'inverse, les communes plus rurales ont influencé de manière similaire le groupe 3 et les oiseaux de milieux ouverts. La relation entre les deux s'exprime notamment dans la partie nord-ouest de la zone, alors que certaines communes ont un caractère différent face à  $X$  et  $Y$  sur le premier plateau du Jura au sud de la ville de Besançon. Sur F2, plus complexe à analyser, les communes aux valeurs les plus élevées sont relativement dispersées, mais se localisent principalement dans la partie nord de la zone d'étude. Les changements d'occupation du sol de ces communes ont joué un rôle similaire pour les deux premiers groupes de jugement esthétique ainsi que pour les oiseaux de milieux ouverts mixtes petits disperseurs. En dehors de la ville de Besançon, les communes aux valeurs les plus faibles sont principalement localisées sur un axe allant du sud-ouest au nord-est, correspondant au tracé de la LGV. Les changements sur ces communes influencent potentiellement le groupe 3 et les oiseaux de milieux forestiers, les oiseaux de milieux ouverts naturels grands disperseurs ainsi que les oiseaux et mammifères de milieux arborés.

Dans l'ensemble, ces résultats démontrent, comme dans le cas des analyses par décomposition des changements, qu'il existe peu de relations entre les impacts des changements d'occupation du sol survenus dans les communes sur les groupes de jugement esthétique et sur les espèces virtuelles. À ce constat, s'ajoutent les difficultés d'interprétation des résultats. Il est en effet complexe de déterminer l'influence des communes sur les espèces et les groupes de jugement concernés. Cela nous amène à nous interroger sur les limites d'une approche tenant compte de manière désagrégée de la variation des potentiels paysagers par espèce virtuelle et par groupe de jugement esthétique. Selon nous, l'estimation de la coévolution des potentiels esthétique et écologique du paysage à l'échelle des communes pourrait être plus pertinente en travaillant de manière agrégée sur des impacts moyens correspondant à ces deux dimensions.

### 7.1.2 Analyse comparée synthétique des impacts esthétiques et écologiques

L'analyse comparée des impacts esthétiques et écologiques par commune à partir d'impacts moyens nécessite de rechercher un indicateur synthétique pour chacune de ces dimensions. Concernant les impacts esthétiques, nous faisons le choix ici de nous intéresser non plus au jugement de chacun des trois groupes, mais à un jugement esthétique moyen. Plusieurs options étaient possibles, la première consistant à réaliser une moyenne des impacts sur les préférences paysagères de chaque groupe d'individus et la seconde à chercher un impact esthétique commun à l'ensemble de ces individus. Nous choisissons cette seconde option, impliquant la réalisation d'une nouvelle régression linéaire multiple, réalisée cette fois sur les 1420 individus ayant répondu au questionnaire. Le tableau 7.1 présente les résultats du modèle ( $r = 0,782$ ,  $p < 0.0001$ ).

De la même manière que dans le chapitre précédent, l'impact esthétique des changements d'occupation du sol par commune est estimé tel que :

$$l_c = \frac{(PE_c - PE) \times 100}{PE}$$

avec  $PE$  le potentiel esthétique initial et  $PE_c$  le potentiel esthétique tenant compte de l'ensemble des changements de la commune  $c$ .

Modèle	Variable	Coefficient	Coef. stand	t de Student	VIF
$r^2 = 0,792$	Constante	-0,023			
$r^2$ ajusté = 0,698	Eau	0,302	0,421	3.8**	1,107
$p < 0,0001$	Forêt	0,0161	0,4266	3.609**	1,285
	Prairie	0,0150	0,2684	2.326*	1,214
	<i>SD</i>	0,0068	0,2467	1,743	1,546
	<i>SL</i>	0,0029	0,6822	4.902***	1,658
	<i>CONTAG</i>	0,0004	0,4681	2.356*	1,865
	<i>DIST<sub>AVE</sub></i>	0,0001	0,4884	3.667**	1,377
	Bati ind. et com.	-0,3708	-0,3188	-2.57*	1,478

\*  $p < 0,05$ \*\*  $p < 0,01$ \*\*\*  $p < 0,001$ 

**TABLEAU 7.1** – Résultat de la régression linéaire multiple réalisée à partir du jugement esthétique moyen de l'ensemble des individus.

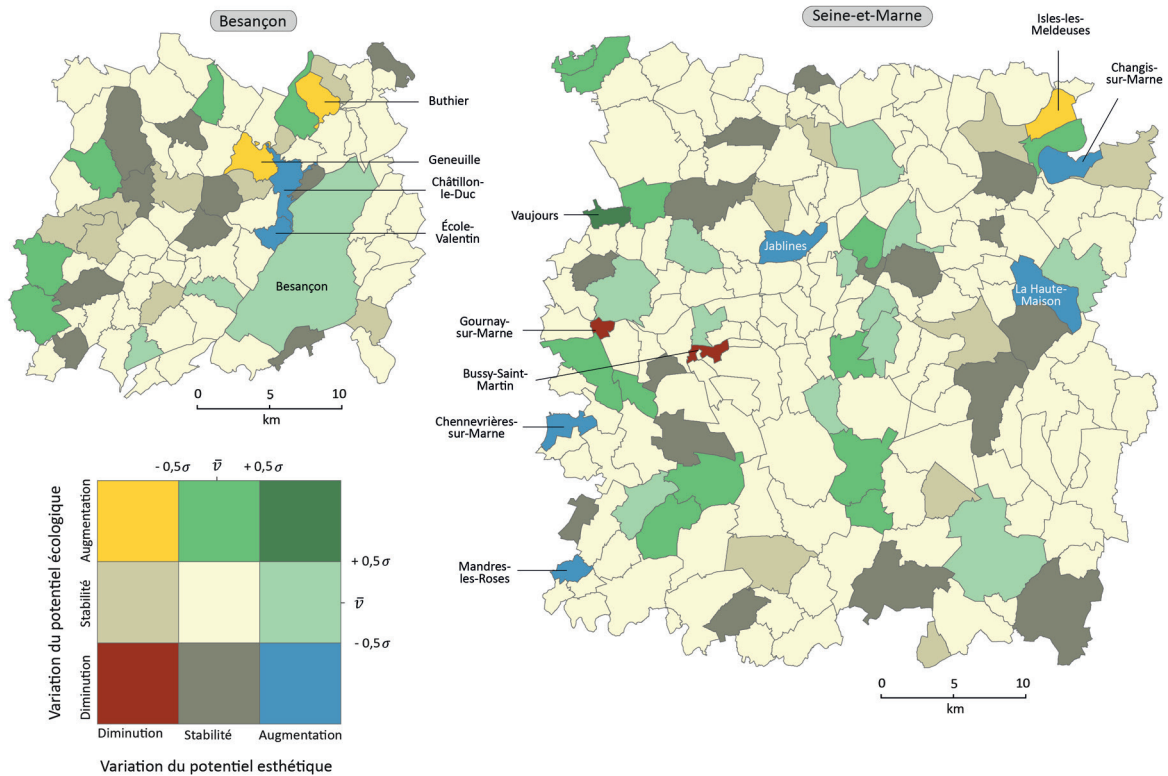
L'impact écologique moyen des changements d'occupation du sol par commune est quant à lui estimé par une moyenne géométrique des impacts produits par ces communes sur chacune des espèces. Pour que ces impacts correspondant aux espèces virtuelles soient comparables, il s'agit au préalable de les standardiser. L'impact écologique des changements d'occupation du sol par commune est ainsi estimé tel que :

$$\sqrt[16]{\frac{PC_{espce1c}}{PC_{espce1}} \times \frac{PC_{espce2c}}{PC_{espce2}} \times \dots \times \frac{PC_{espce16c}}{PC_{espce16}}}$$

avec  $PC_{espce}$  la probabilité de connectivité du réseau écologique initial d'une espèce, et  $PC_{espcec}$  la probabilité de connectivité tenant compte de l'ensemble des changements de la commune  $c$ .

À partir de ces deux procédures, nous obtenons donc pour chaque commune un taux de variation global du potentiel esthétique et du potentiel écologique. Pour comparer spatialement ces deux types de variation, nous avons fait le choix de les discrétiser en nous basant sur la moyenne  $\bar{v}$  et l'écart-type  $\sigma$  de la distribution. Dans chaque cas, les communes sont donc réparties en trois classes selon l'évolution de leur potentiel esthétique d'une part et écologique d'autre part (diminution, stabilité, augmentation) en utilisant les valeurs  $-0,5 \sigma$  et  $+0,5 \sigma$  comme limites des classes. L'intersection spatiale de ces discrétisations permet de classer les communes en 9 types (figure 7.3). Cette représentation spatiale fournit un premier diagnostic à l'échelle communale des convergences et divergences entre les deux potentiels du paysage.

On remarque tout d'abord que sur les deux terrains d'étude, la majorité des communes connaît une relative stabilité d'au moins l'un des potentiels paysagers. À Besançon, les changements d'occupations du sol n'ont pas entraîné de double impact négatif ou positif sur les potentiels esthétique et écologique. En revanche, il est possible d'identifier quatre communes ayant généré des impacts divergents. Les communes de Châtillon-le-Duc et Ecole-Valentin qui jouxtent la ville de Besançon ont en effet produit une diminution du potentiel écologique du paysage en même temps qu'une augmentation du potentiel esthétique. Les communes de Buthiers et Geneuille présentent le cas inverse, soit une diminution du potentiel esthétique et une augmentation du potentiel écologique. La commune de Besançon connaît, elle, une stabilité du potentiel écologique et une augmentation du potentiel esthétique, tout comme deux communes du sud-ouest. Les communes dans la situation inverse sont globalement situées en périphérie ouest et nord de la zone d'étude alors que les zones de « stabilité versus diminution » se retrouvent principalement sur l'axe sud-ouest/nord-est de la LGV Rhin-Rhône. En Seine-et-Marne, 68,3% des communes présentent une



**FIGURE 7.3** – Analyse comparée des impacts esthétiques et écologiques par communes.

stabilité à la fois de leurs potentiels esthétique et écologique contre 58,8% à Besançon. Seule la commune de Vaujours à l'ouest présente une augmentation simultanée des deux potentiels, alors que deux autres (Gournay-sur-Marne et Bussy-Saint-Martin) ont une diminution du potentiel esthétique et écologique. Comme pour Besançon, très peu de cas mettent en évidence des divergences. En effet, Isles-les-Meldeuses fait figure d'exception au nord-est avec une diminution du potentiel esthétique et une augmentation du potentiel écologique. Le cas inverse est présent dans 5 cas, ces communes étant dispersées au sein de la zone d'étude.

En parallèle, les statistiques descriptives des grands types de changements d'occupation du sol<sup>2</sup> par type de commune (en fonction de l'évolution de leurs potentiels) offrent des éléments d'explication de ces impacts. À Besançon (figure 7.4), les différences les plus importantes concernent la variation des surfaces en herbe et des surfaces aquatiques. En comparant les communes ayant des divergences dans l'évolution de leurs potentiels, on remarque que l'évolution moyenne des surfaces en herbe dans le cas « diminution esthétique *versus* augmentation écologique » est nettement plus élevée (environ +300%) que dans le cas inverse (environ +100%), mais reste dans tous les cas positive. Il en est de même pour l'évolution des surfaces aquatiques, qui s'élève en moyenne à +200% dans le premier cas et un peu plus de 0% dans le second. Les tendances générales concernant les espaces agricoles sont une diminution plus importante des surfaces de cultures et une augmentation moins importante des surfaces de prairie pour les cas de « stabilité *versus* diminution » ou de stabilité des deux potentiels. Pour la Seine-et-Marne (figure 7.5), on observe tout d'abord une équivalence relative de l'évolution moyenne des surfaces forestières, artificialisées, aquatiques et en culture entre les communes selon leur type d'impacts. La comparaison des changements pour les communes ayant connu des divergences dans l'évolution des potentiels est délicate, puisqu'une seule commune est dans le cas « diminution esthétique

2. Les catégories d'occupation du sol ont ici été regroupées par souci de simplification. Les bâtiments et leur environnement artificialisé ont été regroupés en « surfaces artificialisées », les routes secondaires et les grandes infrastructures de transport terrestre en « réseaux de transport », les plans d'eau et cours d'eau en « surfaces aquatiques », les cœurs de forêts et surfaces arborées en « surfaces forestières ».



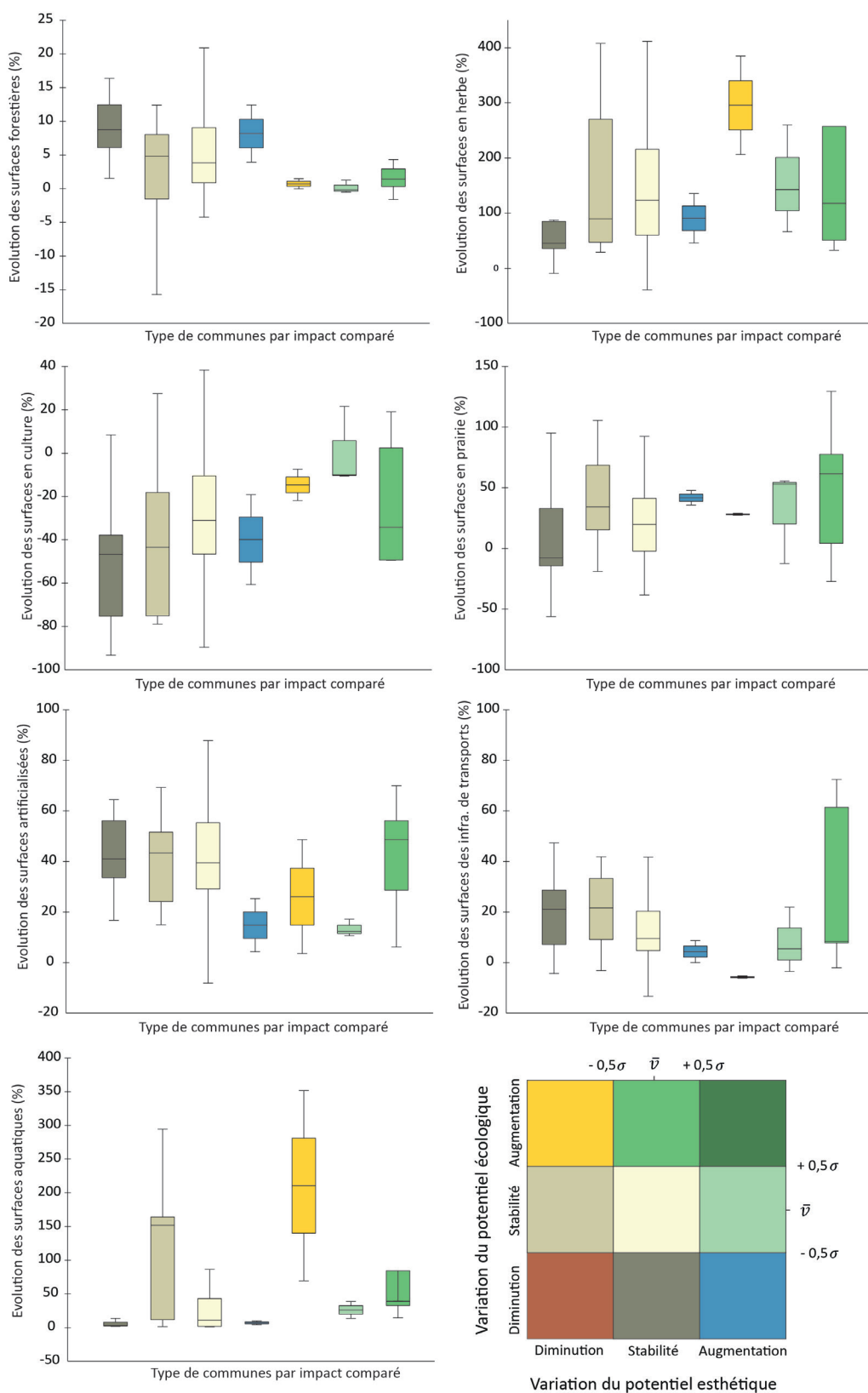


FIGURE 7.4 – Statistiques descriptives des grands changements d’occupation du sol pour Besançon.

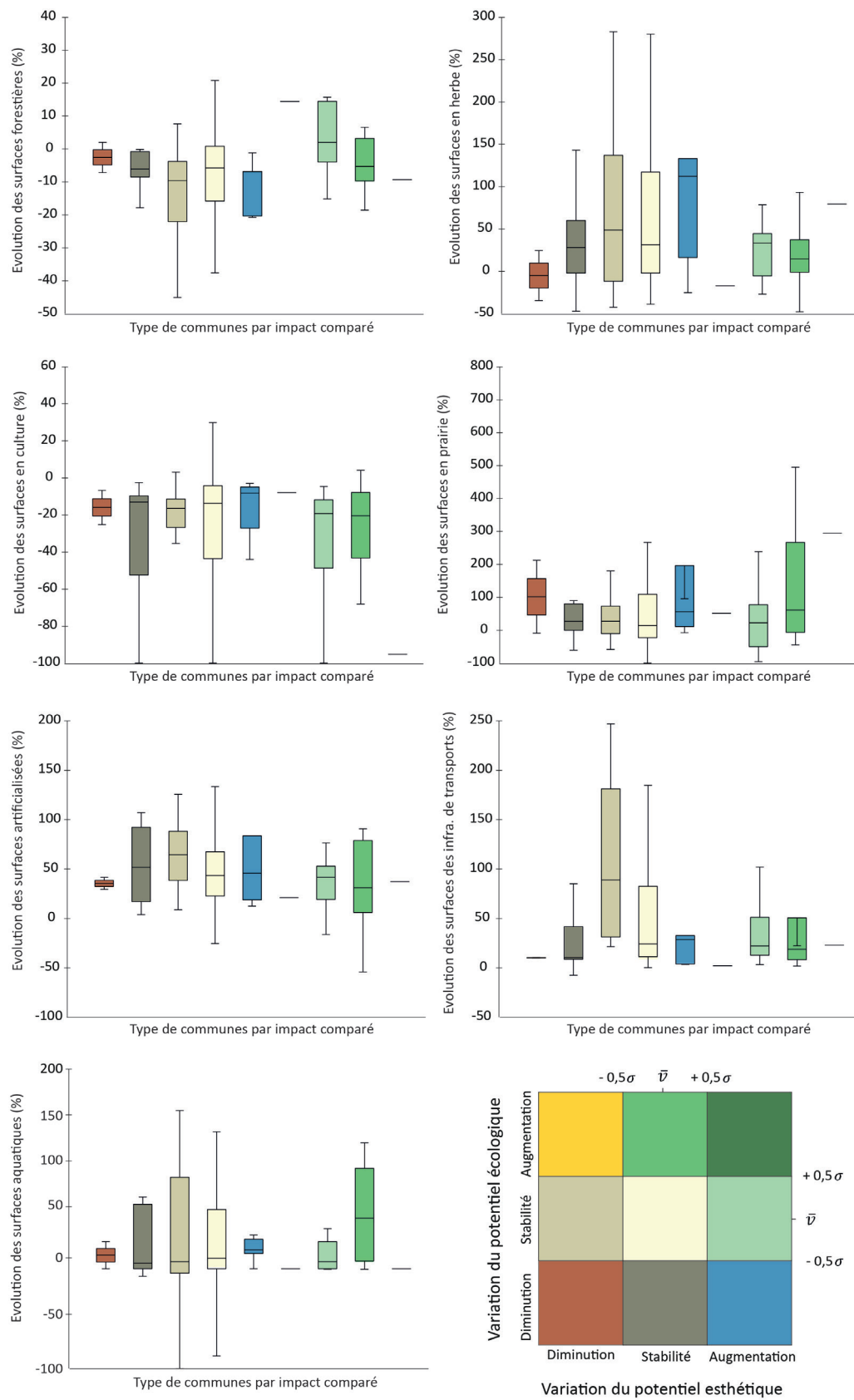


FIGURE 7.5 – Statistiques descriptives des grands changements d'occupation du sol pour la Seine-et-Marne.

*versus* augmentation écologique ». Si l'on observe les évolutions moyennes, on note néanmoins une différence importante concernant l'évolution des surfaces forestières et des surfaces en herbe. Les premières augmentent d'environ 10% en moyenne pour les communes du cas « diminution esthétique *versus* augmentation écologique » et diminuent d'environ 10% pour celle concernée par le cas inverse. On observe la tendance inverse pour l'évolution des surfaces en herbe, avec -25% en moyenne dans le premier cas et +100% en moyenne dans le second cas.

## 7.2 Évolution spatiale des potentiels esthétique et écologique du paysage

Suite à ces analyses à l'échelle communale, nous proposons à présent une analyse généralisée à l'ensemble du *continuum* spatial. Il s'agit dans un premier temps de spatialiser indépendamment l'évolution de chacun des potentiels (sections 7.2.1 et 7.2.2) pour ensuite étudier leur coévolution (section 7.2.3).

### 7.2.1 Évolution spatiale du potentiel esthétique du paysage

Nous avons détaillé dans le chapitre 4 une méthodologie permettant de spatialiser le potentiel esthétique du paysage, c'est-à-dire le niveau de préférences paysagères pour plusieurs groupes de jugement esthétique. La suite des analyses implique de travailler sur les préférences paysagères relatives aux jugements esthétiques de l'ensemble des individus, de manière à ne pas démultiplier les analyses. Comme nous l'avons fait précédemment à l'échelle des communes, nous faisons donc ici le choix de nous intéresser à un jugement esthétique moyen partant des résultats de la régression linéaire réalisée sur les 1420 individus ayant répondu au questionnaire. Partant du protocole de spatialisation du potentiel esthétique du paysage présenté dans la section 4.3.4 et appliqué en 2010 à Besançon et en 2012 en Seine-et-Marne, les mêmes analyses ont été appliquées pour les dates antérieures à chacun des terrains d'étude. L'équation issue de la RLM est donc utilisée pour spatialiser le potentiel esthétique du paysage à partir des données spatiales correspondant à la date 1984 pour Besançon et 1982 pour la Seine-et-Marne. Une fois le potentiel esthétique du paysage  $P_{esthetique}$  calculé aux dates initiales et finales, il s'agit ensuite de spatialiser sa variation locale entre  $t - 1$  et  $t$  pour chaque pixel, telle que  $\Delta_{esthetique} = P_{esthetique}^t - P_{esthetique}^{t-1}$ . Contrairement au chapitre 4, cette variation a été représentée dans l'ensemble de l'espace, sans exclure les espaces forestiers et les bâtiments.

La figure 7.6 présente les résultats pour les deux terrains d'étude. Une lecture rapide permet d'abord de remarquer que les variations, qu'elles soient positives ou négatives, sont spatialement très concentrées. Les principales pertes de potentiel esthétique se situent dans les espaces où la construction de bâtiments industriels et commerciaux a marqué le paysage visible. Nous avons en effet noté dans le chapitre 4 que la métrique paysagère relative à la prégnance visuelle de ces bâtiments était celle dont le coefficient négatif était le plus important, ce qui se traduit donc ici par un impact visuel négatif notable. À l'inverse, les gains de potentiel esthétique sont principalement localisés dans les espaces où le paysage est devenu plus « naturel » au cours du temps. C'est le cas notamment de la création de surfaces en eau, dont on a également vu précédemment leur effet positif sur les préférences paysagères. Les zones concernées par une ouverture paysagère (due notamment au recul de la forêt) et la création de surfaces en herbe connaissent également des gains de potentiel esthétique. Pour résumer, on identifie dans les deux terrains d'étude une tendance à la perte de potentiel esthétique dans les franges les plus proches des agglomérations urbaines et à proximité des axes de transport le long desquels se sont développés des pôles urbains secondaires. Inversement, les gains de potentiel esthétique sont concentrés dans les vallées de l'Ognon à Besançon et de la Marne en Seine-et-Marne.

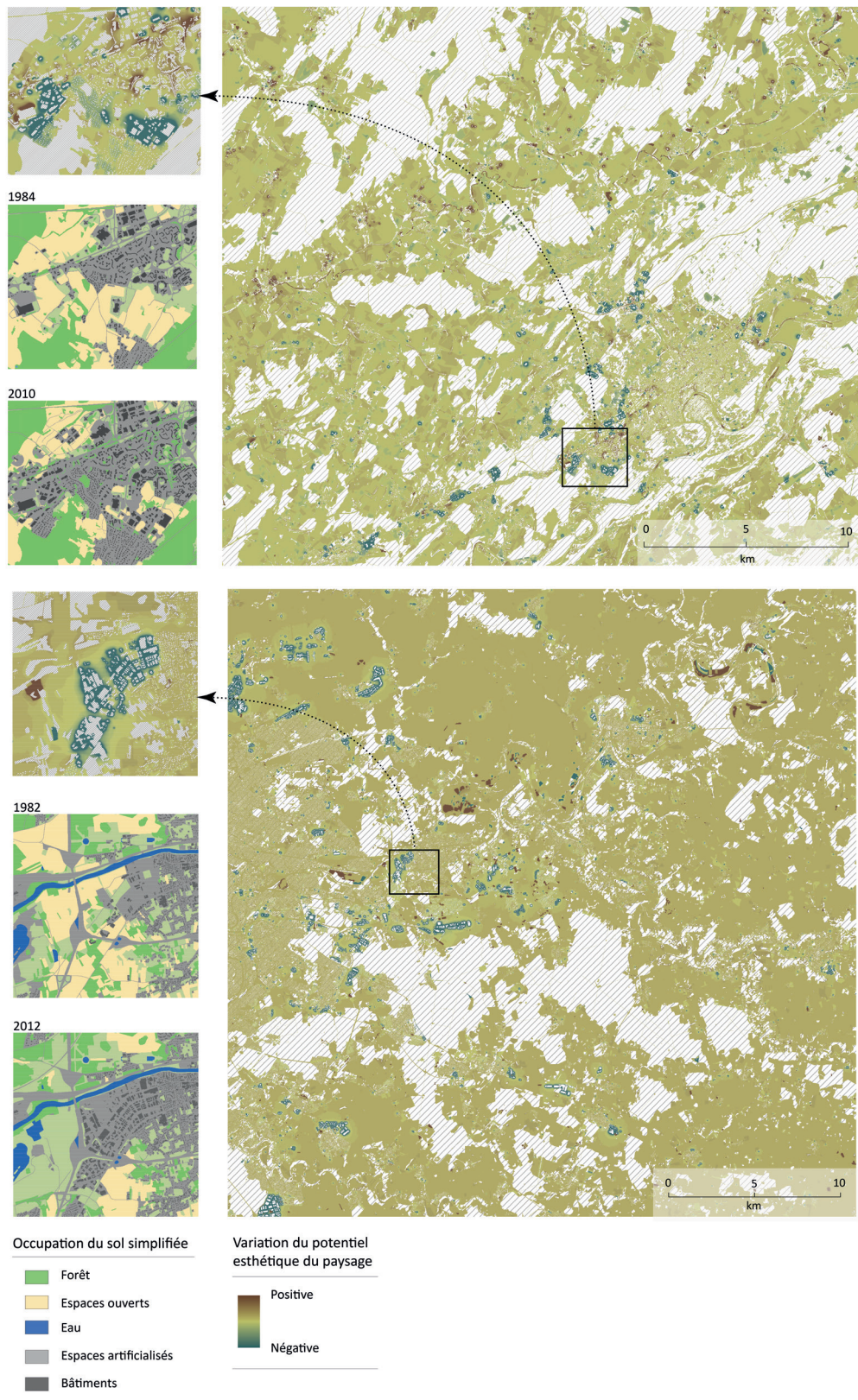


FIGURE 7.6 – Évolution spatiale du potentiel esthétique du paysage pour Besançon et la Seine-et-Marne.

## 7.2.2 Évolution spatiale du potentiel écologique du paysage

Dans le chapitre 5, nous avons spatialisé un potentiel de connectivité paysagère multi-espèces à partir de potentiels de connectivité propres à 16 espèces virtuelles dans chaque terrain d'étude. Nous avons souligné dans ce cadre l'intérêt de standardiser au préalable les potentiels des espèces avant de les combiner par une moyenne des valeurs de connectivité en tout point de l'espace à l'instant  $t$ . Cela a consisté à attribuer pour chaque point  $l$  une valeur de connectivité locale standardisée, tel que  $\frac{(v_l - \bar{v})}{\sigma}$ , avec  $\bar{v}$  la moyenne et  $\sigma$  l'écart-type des valeurs brutes de connectivité locale  $v$ . Le même protocole a été réalisé en construisant les graphes paysagers de chaque espèce pour les dates antérieures de manière à obtenir un potentiel de connectivité paysagère multi-espèces à l'instant  $t - 1$ . Pour que les potentiels de connectivité paysagère soient comparables entre les deux dates, la conversion des distances de dispersion métriques en distances-coûts pour  $t - 1$  est identique à celle utilisée pour  $t$ , tout comme les valeurs  $\bar{v}$  et  $\sigma$  de la standardisation. La variation locale du potentiel écologique  $P_{ecologique}$  a ensuite été calculée pour chaque pixel entre  $t - 1$  et  $t$ , telle que  $\Delta_{ecologique} = P_{ecologique}^t - P_{ecologique}^{t-1}$ .

Dans le cas de Besançon (figure 7.7), les gains de connectivité concernent d'abord le premier plateau du Jura, au sud-est de la ville de Besançon. Cette zone a en effet connu des mutations importantes de ses espaces agricoles, avec de nombreuses parcelles de cultures devenues des prairies entre 1984 et 2010. Ces mutations ont eu pour effet de favoriser la plupart des espèces en améliorant la connectivité, notamment celles dont les prairies constituent l'habitat principal. On remarque d'autre part, dans l'ensemble de la partie nord du terrain d'étude, des gains de connectivité dispersés dans l'espace, dont les causes sont également à chercher dans le passage de cultures en prairies ou surfaces en herbe. Il est également important de noter que la vallée de l'Ognon, qui traverse cette partie nord, est concernée par la création de plans d'eau qui jouxtent la rivière et l'extension de certains bras morts et méandres. Cette transformation est susceptible d'avoir favorisé l'ensemble des espèces dont l'habitat est composé de milieux aquatiques. À l'inverse, les pertes de connectivité sont concentrées principalement au cœur de la zone d'étude, c'est-à-dire dans la partie nord-ouest de l'agglomération de Besançon. Les effets négatifs de l'urbanisation des couronnes périurbaines sur les espèces sont donc clairement identifiés. Cet espace a en effet largement été concerné par le processus d'étalement urbain. La création de la LGV Rhin-Rhône a également contribué à fragmenter cet espace d'alternance entre forêt et espaces ouverts, limitant ainsi les déplacements potentiels des espèces fréquentant ces milieux.

Concernant la Seine-et-Marne (figure 7.8), les pertes de connectivité les plus importantes concernent en premier lieu les grandes étendues forestières au sud (p. ex. forêt domaniale d'Armainvilliers), qui ont été perforées d'une part par des transformations en espaces ouverts et fragmentées d'autre part par la création de grandes infrastructures de transport. Les espaces ouverts situés au nord de la zone d'étude ont également subi les effets négatifs de la fragmentation paysagère, due notamment à l'implantation des LGV. Inversement, les gains de connectivité s'expliquent principalement par la création de nouveaux plans d'eau le long de la Marne, à l'image du processus observé dans la vallée de l'Ognon à Besançon. C'est d'abord le cas des « boucles d'Esbly », de la partie de la Marne la plus proche de l'agglomération parisienne, ainsi que des « boucles de Montceaux-lès-Meaux » au nord-est. Pour ce dernier cas, on distingue clairement les limites des gains de connectivité par un enserrement entre les infrastructures de transport (LGV au nord et autoroute A4 au sud).

## 7.2.3 Coévolution spatiale des potentiels esthétique et écologique du paysage

Les éléments précédents ont offert une description préalable des impacts esthétiques et écologiques du paysage, représentés dans l'ensemble du *continuum* spatial. Il s'agit à présent de croiser ces deux types d'impacts en vue de spatialiser la coévolution des potentiels. En d'autres termes, il s'agit d'identifier de manière comparée les zones concernées par des gains, pertes et

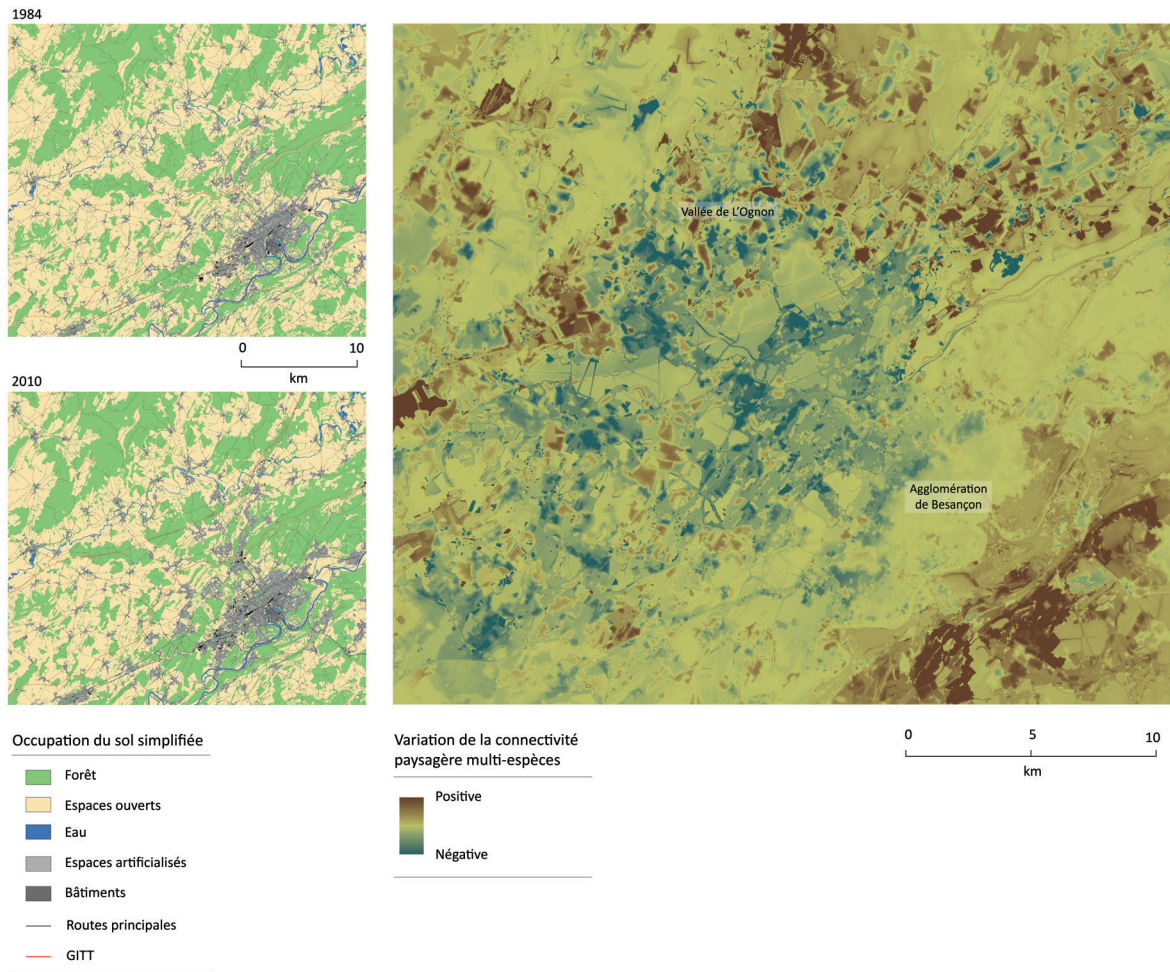


FIGURE 7.7 – Évolution spatiale du potentiel écologique du paysage pour Besançon.

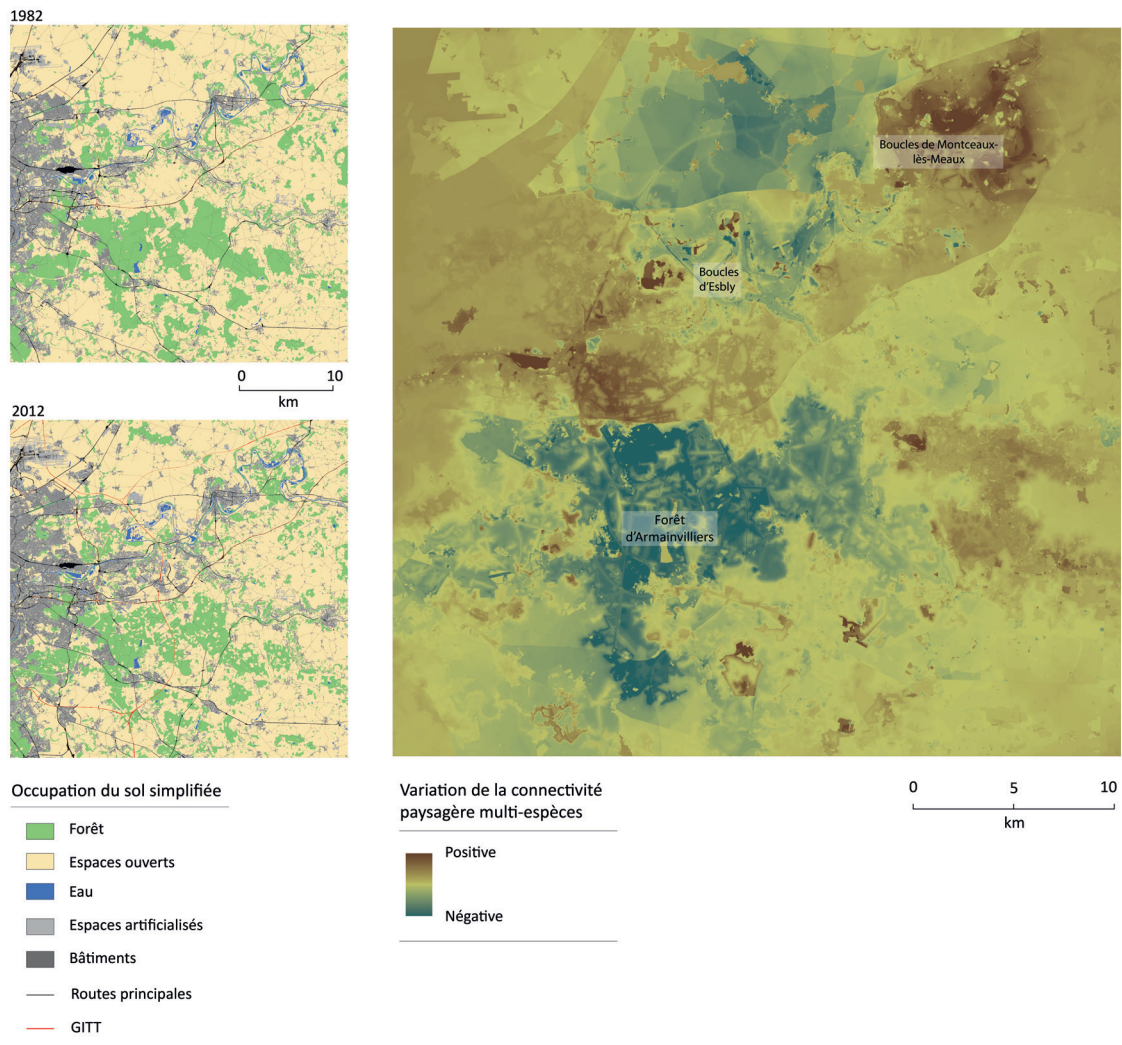


FIGURE 7.8 – Évolution spatiale du potentiel écologique du paysage pour la Seine-et-Marne.

stabilité de potentiel esthétique et écologique, de la même manière qu'à l'échelle des communes.

Rappelons ici que les variations estimées de potentiels esthétique et écologique ne sont pas comparables en l'état, chaque potentiel ayant été construit selon une logique différente. Il s'agit donc également ici de procéder à une discrétisation, basée sur la moyenne et l'écart-type  $\sigma$  de la distribution des valeurs de variation des potentiels esthétique et écologique. Les valeurs sont dans chaque cas réparties en trois classes (diminution, stabilité, augmentation) en utilisant les valeurs  $-0,25 \sigma$  et  $+0,25 \sigma$  comme limites des classes. Comme nous l'avons décrit précédemment, les valeurs de variation des potentiels esthétiques les plus importantes (en négatif comme en positif) sont très concentrées spatialement. Le choix de cette discrétisation basée sur le quart de l'écart-type permet alors d'obtenir des amplitudes plus importantes pour les classes destinées à représenter les augmentations et diminutions de potentiel esthétique. Une fois cette opération réalisée pour chaque potentiel, leur intersection spatiale aboutit à une classification croisée en neuf classes permettant de souligner les différentes modalités de coévolution spatiale des potentiels paysagers. Notons ici que pour cette opération, le potentiel esthétique du paysage est représenté sur l'ensemble du *continuum* spatial et pas uniquement depuis les espaces ouverts. Il est important de rappeler, avant d'interpréter ces résultats, qu'une évolution localisée à un certain point de l'espace résulte de changements d'occupation du sol ayant eu lieu dans d'autres points de l'espace. En d'autres termes, une perte de potentiel esthétique en un point résulte de changements ayant eu lieu au sein du paysage potentiellement visible par les individus. De manière similaire, une perte de potentiel écologique en un point résulte de changements pouvant avoir eu lieu en n'importe quel endroit de la mosaïque paysagère construite pour les espèces virtuelles.

La figure 7.9 présente le résultat de la classification croisée pour Besançon. Il est possible d'observer dans un premier temps que la majeure partie de la zone d'étude est concernée par une stabilité soit des deux potentiels, soit de l'un d'entre eux. Dans ce dernier cas, les zones correspondant aux classes « stabilité *versus* augmentation » et « stabilité *versus* diminution » ne sont pas distinguées spatialement, la variation étant majoritairement le fait du potentiel écologique.

En effet, alors que 23,1% de la zone d'étude est concernée par une augmentation du potentiel écologique et une stabilité du potentiel esthétique, l'inverse est de seulement 2,2%. Ces espaces sont concentrés spatialement sur le premier plateau du Jura au sud-est ainsi que dans la vallée de l'Ognon et sur les plateaux calcaires centraux (cf. figure 3.5 pour le repère des unités paysagères). D'autre part, 28,7% de la zone d'étude présente une diminution du potentiel écologique et une stabilité du potentiel esthétique contre 0,9% dans le cas inverse. Ces deux cas sont majoritairement présents au cœur de la zone d'étude, au sein des unités paysagères des Avant-Monts et de la vallée de l'Ognon. Comme nous l'avons noté précédemment, ces espaces sont principalement concernés par une perte de connectivité due aux effets de l'étalement urbain de l'agglomération de Besançon. Enfin, 29,9% de la zone d'étude a connu une stabilité des deux potentiels. Cela concerne en majeure partie les espaces forestiers ainsi que l'agglomération dense de Besançon, ces espaces ayant été soumis à peu de changements.

Au-delà de ces zones de relative stabilité, quatre cas doivent retenir notre attention. Tout d'abord, des espaces de diminution conjointe des potentiels esthétique et écologique du paysage (en rouge) sont particulièrement visibles dans les franges les plus proches de la tache urbaine de Besançon. Ces zones de convergence négative des potentiels représentent 3,6% de la zone d'étude et peuvent être expliquées par le développement urbain qui joue un rôle négatif à la fois pour les espèces virtuelles et pour les préférences paysagères. Elles sont enserrées dans les espaces de « stabilité *versus* diminution » décrits précédemment. À l'inverse, les espaces de convergence positive (en vert) se distribuent principalement au sein des grands ensembles formés par la classe « stabilité *versus* augmentation » et représentent 7,9% de la zone d'étude, soit plus du double du cas inverse. Ces espaces sont dispersés sur le premier plateau du Jura, dans la vallée de l'Ognon ainsi que sur les plateaux centraux du nord de la zone d'étude. Ensuite, deux cas particuliers révèlent une divergence dans l'évolution des deux potentiels paysagers. Le premier cas, qui occupe seulement 1,3% de l'espace, concerne les zones de diminution du potentiel esthétique et d'aug-



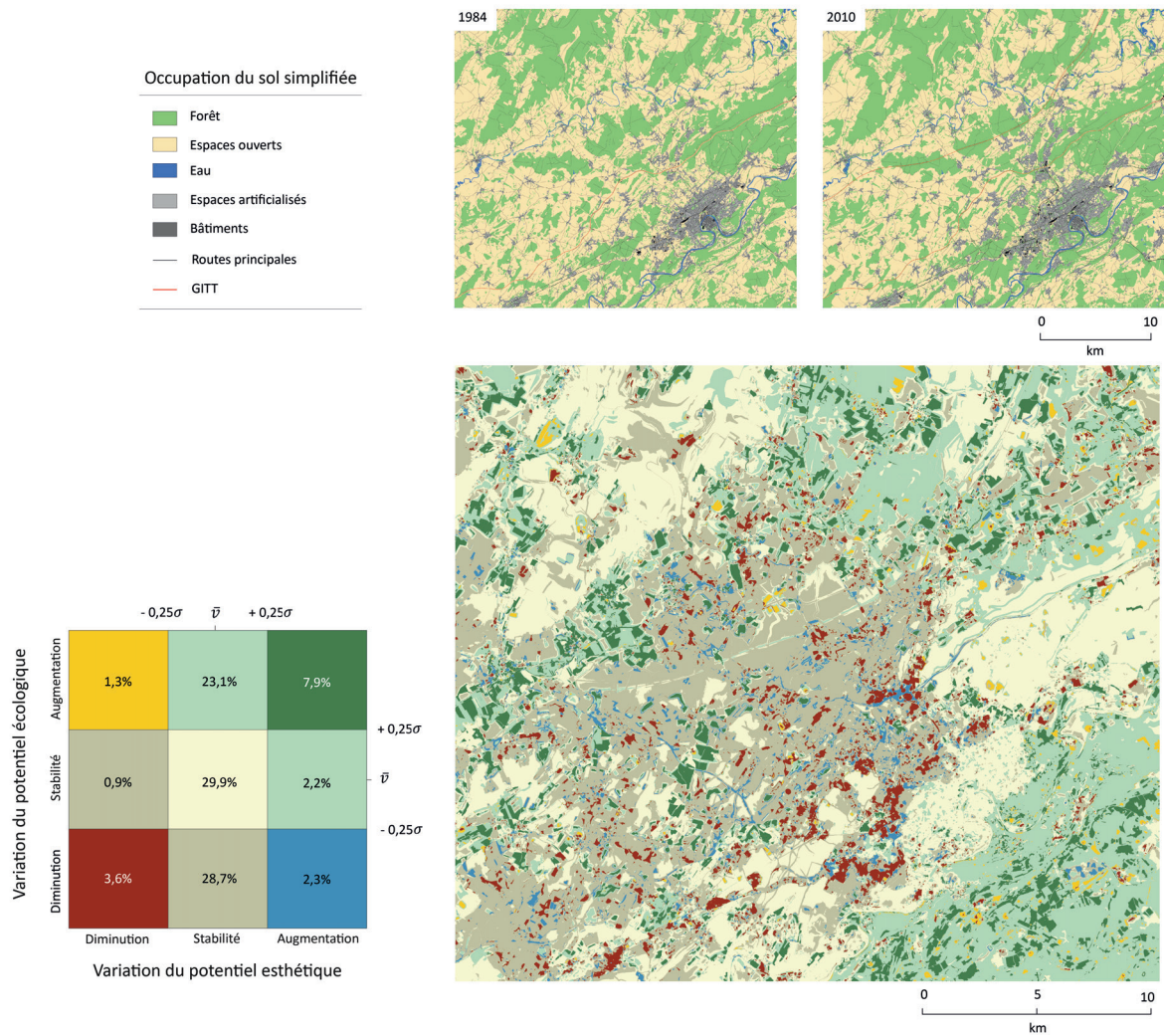
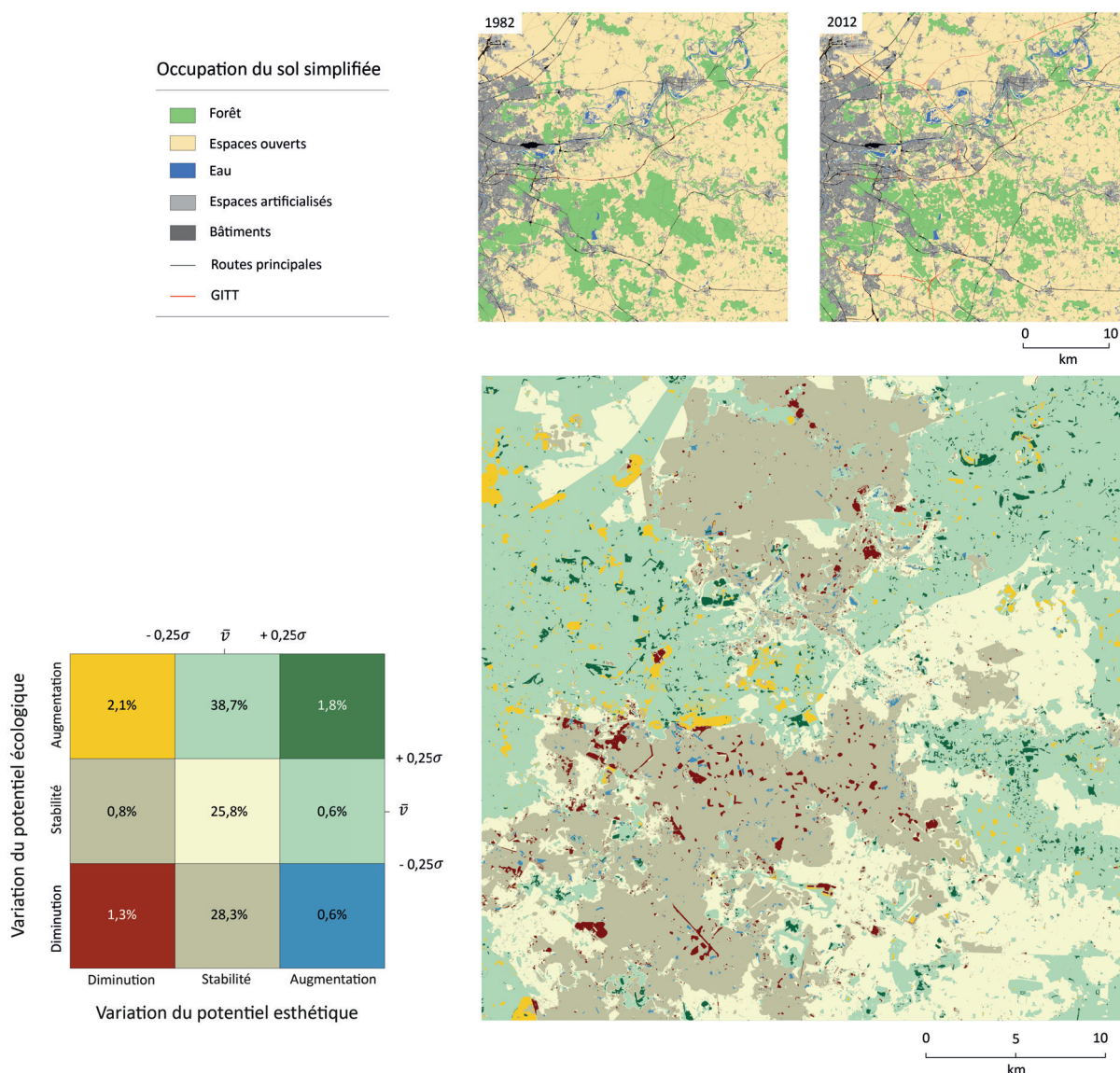


FIGURE 7.9 – Coévolution spatiale des potentiels esthétique et écologique du paysage à Besançon.



**FIGURE 7.10** — Coévolution spatiale des potentiels esthétique et écologique du paysage en Seine-et-Marne.

mentation du potentiel écologique (en jaune). À l'inverse, des zones d'augmentation du potentiel esthétique et de diminution du potentiel écologique (en bleu) occupent 2,3% de l'espace. Bien que ces deux classes soient spatialement très dispersées, le premier cas a tendance à être localisé à proximité de la classe « stabilité *versus* augmentation » et le second à proximité de la classe « stabilité *versus* diminution ».

En Seine-et-Marne (figure 7.10), 94,2% de l'espace est concerné par la stabilité d'au moins l'un des potentiels paysagers. Comme pour Besançon, les zones de « stabilité *versus* diminution » et « stabilité *versus* augmentation » sont quasi exclusivement influencées par les variations de potentiel écologique. Les zones de « stabilité *versus* augmentation » se situent principalement dans la vallée de la Marne, notamment dans sa partie nord-est, dans la vallée du Grand Morin, ainsi qu'à l'ouest autour de l'agglomération parisienne (voir figure 3.6 pour le repère des unités paysagères). Les zones de « stabilité *versus* diminution » sont principalement localisées sous forme de grandes entités dans les zones de perte de connectivité multi-espèces, c'est-à-dire les espaces dominés par les grands massifs forestiers du plateau de la Brie au sud et dans les espaces ouverts dans le Pays de France au nord. Dans les interstices entre ces deux classes de changement s'insèrent des zones de stabilité du potentiel esthétique et écologique du paysage, correspondant

aux espaces les moins concernés par les pressions de l'urbanisation.

Les zones de convergence entre les potentiels esthétique et écologique concernent seulement 3,1% de la zone d'étude. Leur organisation spatiale est similaire à celle de Besançon par rapport aux autres types d'évolution. Les zones de diminution des deux potentiels sont principalement dispersées au sein des grandes étendues de « stabilité *versus* diminution » et concernent notamment les zones de perforation des forêts et de développement résidentiel. Les zones d'augmentation conjointe sont localisées au sein des espaces de « stabilité *versus* augmentation », principalement au niveau de la création de plans d'eau et d'avancées de la forêt sur des espaces ouverts. Les divergences entre l'évolution des potentiels esthétique et écologique représentent 2,7% de la zone d'étude, dont la majorité (2,1%) est relative à une diminution du potentiel esthétique et une augmentation du potentiel écologique. Ces espaces sont majoritairement localisés dans la partie ouest de la zone d'étude et correspondent le plus souvent au développement de zones industrielles et commerciales qui s'est accompagné de la création d'espaces verts. Le cas inverse concerne seulement 0,6% de la zone.

### 7.3 Discussion

Alors que plusieurs travaux se sont intéressés aux relations entre la valeur esthétique du paysage et sa fonctionnalité écologique (p. ex. Laforteza *et al.*, 2008 ; Lindemann-Matthies et Marty, 2013 ; McCormick *et al.*, 2015), très peu ont cherché à spatialiser ces relations. Les éléments abordés dans ce chapitre contribuent à apporter de nouvelles connaissances sur les relations spatiales entre les fonctions esthétique et écologique du paysage en investissant cette question dans une logique dynamique. Les deux approches développées, l'une à l'échelle des communes et l'autre dans l'ensemble du *continuum* spatial, doivent néanmoins être discutées.

Concernant l'analyse à l'échelle communale, la méthode employée présente plusieurs limites. D'une part, à l'image du chapitre précédent, l'analyse décomposée des changements d'occupation du sol par commune ne représente pas la réalité des changements qui interviennent simultanément sur l'ensemble du territoire. Cette approche communale est néanmoins plus pertinente que celle contribuant à décomposer les analyses par type de changement, dans le sens où elle est représentative de la réalité des changements dans un contexte spatial donné, c'est-à-dire celui des communes et de leur environnement. Il s'agit en effet d'estimer les changements produits par une commune sur l'ensemble de son environnement. Les corrélations canoniques pour les deux premiers facteurs issus de l'ACC dans le cas de Besançon sont d'ailleurs nettement plus élevées que dans le chapitre précédent. Or, comme ce fut le cas également en se basant sur les types de changement, peu de relations sont mises en évidence entre les groupes de jugement esthétique et les espèces virtuelles. Cela traduit selon nous la limite d'étudier les impacts de manière désagrégée pour chaque groupe et espèce. La prise en considération d'impacts moyens nous a donc semblé plus pertinente, permettant de mieux synthétiser les impacts et de révéler de manière plus évidente la coévolution spatiale des deux potentiels paysagers par commune. La prise en compte d'impacts moyens soulève néanmoins certaines questions. D'un point de vue esthétique, elle contribue à gommer les différences identifiées entre les 3 groupes de jugement. En ce qui concerne les espèces virtuelles, l'estimation d'un impact écologique moyen à partir d'impacts normalisés par espèce contribue à surestimer les impacts qu'ont connus celles dont les habitats sont de plus faible superficie. Comme nous l'avons souligné dans le chapitre 5, cette approche peut être pertinente dans une logique de conservation de la biodiversité puisqu'elle contribue à donner une plus grande importance aux espèces les plus sensibles à des changements d'occupation du sol du fait de la faible quantité de leur habitat. L'estimation d'impacts moyens a, en outre, l'avantage d'offrir un diagnostic synthétique des impacts produits par les changements d'occupation du sol de chaque commune à l'échelle des deux territoires étudiés. L'étude de ces changements, dont on a vu qu'ils pouvaient être très différents selon les communes, permet de comprendre en partie les causes des différentes évolutions du potentiel esthétique et écologique. Pour aller

plus loin, il serait intéressant de chercher à expliquer ces types d'impacts au moyen d'autres informations à l'échelle des communes, telles que des variables socio-démographiques (structures et dynamiques de la population par exemple) ou encore des informations plus qualitatives sur des choix d'aménagement à chercher dans des documents opérationnels (PLU notamment).

Concernant les analyses réalisées dans l'ensemble du *continuum* spatial, nous avons cherché à représenter finement la coévolution des potentiels du paysage tenant compte simultanément de l'ensemble des changements d'occupation du sol. Dans une dimension statique, cette analyse se rapproche des travaux de Yang *et al.* (2014), aboutissant à une combinaison de cartes de distribution spatiale des valeurs esthétique et écologique du paysage. Notre apport concerne l'approche rétrospective, permettant d'identifier les zones de convergence ou divergence entre les potentiels paysagers. La limite principale de cette approche réside dans le fait de comparer l'évolution de deux potentiels mesurés différemment. D'un côté, le potentiel écologique du paysage est estimé à partir de la généralisation à l'ensemble de l'espace de la métrique locale *PCflux* mesurée au niveau des taches d'habitat des différentes espèces. De l'autre, le potentiel esthétique est estimé par des analyses de visibilité réalisées à partir de chaque pixel de l'espace. L'étendue des valeurs d'évolution est donc répartie de manière plus lisse dans l'espace dans le premier cas que dans le second. Cela explique la forte proportion de zones connaissant une stabilité du potentiel esthétique face à une diminution ou augmentation du potentiel écologique. Notons qu'un tel déséquilibre aurait pu être évité par une estimation du potentiel esthétique à partir d'un échantillonnage dont les valeurs auraient ensuite été interpolées dans l'espace, de la même manière que Youssoufi et Foltête (2013). Cependant, nous avons souhaité garder ce niveau de détail, important si l'on considère que le paysage visible par un individu peut changer radicalement d'un point à l'autre de l'espace.

Par rapport à l'ensemble des recherches existantes, l'intérêt de notre approche est de pouvoir représenter dans l'espace, à différents niveaux, des impacts relevant de logiques différentes. En effet, une évolution en un point de l'espace du potentiel esthétique et écologique du paysage résulte de changements d'occupation du sol ayant eu lieu dans d'autres points. Cela implique néanmoins une certaine difficulté d'interprétation et ne permet pas de définir clairement quelle est l'origine des impacts. Les chapitres 6 et 7 sont donc en cela complémentaires, ayant permis d'une part de spatialiser la coévolution des potentiels paysagers et d'autre part d'identifier les principales causes en termes de changements d'occupation du sol.

En travaillant dans un contexte spatial de franges urbaines, une perspective intéressante dans la continuité de ce travail consisterait à analyser si les différents types d'impacts identifiés sont influencés par un gradient urbain-rural. Une telle analyse pourrait être appliquée aussi bien à l'échelle des communes qu'à l'ensemble de l'espace. Dans le premier cas, une option possible serait la réalisation d'une typologie des communes selon leur occupation du sol ainsi que des critères socio-démographiques ou morphologiques. Dans le second, le recours à une modélisation spatiale de gradients paysagers serait nécessaire. La méthode proposée par Vizzari et Sigura (2013) pour spatialiser le gradient urbain-rural-naturel à partir d'indices paysagers serait dans ce cadre tout à fait pertinente. Enfin, nous pensons que notre méthode serait facilement transposable dans une dimension prospective pour simuler les impacts possibles de changements d'occupation du sol, de projets d'aménagement ou de restauration de milieux par exemple.

## Conclusion du chapitre 7

Ce chapitre a proposé une analyse spatialisée de la coévolution des potentiels esthétique et écologique du paysage, d'une part à l'échelle administrative des communes, d'autre part à une échelle plus fine correspondant à la résolution spatiale des données d'occupation du sol de départ. A l'échelle communale, et comme nous l'avions souligné dans le chapitre précédent, les analyses statistiques tenant compte de l'ensemble des groupes de jugement esthétique et des espèces virtuelles n'ont permis de mettre en évidence que certaines relations entre groupes de jugement et espèces. Par rapport aux analyses présentées dans le chapitre 7, on remarque que si les résultats pour Besançon sont plus significatifs et mettent en évidence de plus nombreuses relations entre variables esthétiques et écologiques, le cas de la Seine-et-Marne donne l'exemple inverse. L'approche par impact moyen a cependant permis de caractériser les communes selon leurs types d'impacts, tout en proposant quelques éléments de compréhension sur les grands types de changement d'occupation du sol qui les ont produits. En complément, une spatialisation comparée de l'évolution des potentiels paysagers dans l'ensemble du *continuum* spatial a été proposée. Cette approche est originale car elle permet d'identifier précisément les zones de convergence et/ou divergence entre les deux potentiels du paysage à une large échelle. L'ensemble des éléments abordés dans ce travail ont soulevé des questions d'ordre à la fois théorique et méthodologique. Nous proposerons donc dans le chapitre suivant un retour critique sur les méthodes adoptées et sur les résultats obtenus.

## Chapitre 8

# Ouvertures et perspectives

Partant de l'objectif général d'analyser la coévolution des fonctions esthétique et écologique du paysage en lien avec les changements d'occupation du sol, une approche modélisatrice a été employée pour chacune de ces dimensions. Nous avons répondu à cet objectif par deux types d'analyse, l'une visant à expliquer les causes des impacts, l'autre cherchant à spatialiser leurs conséquences. Comme nous l'avons souligné au début de ce travail, nous nous insérons dans le cadre théorique de l'esthétique écologique, consistant à étudier de manière intégrée les fonctions esthétique et écologique du paysage. La plus-value générale de ce travail par rapport aux recherches existantes est l'approche rétrospective adoptée. En effet, jusque-là, peu de travaux se sont penchés sur des approches dynamiques, notamment en tenant compte d'un certain nombre de changements sur le paysage. A chaque étape de ce travail, nous avons mis en évidence des limites ainsi que des pistes d'amélioration des modèles, en soulignant les ouvertures potentielles vers des applications opérationnelles en aménagement du territoire. Il s'agira dans ce chapitre de faire un retour plus développé sur les modélisations proposées, pour ensuite ré-interroger l'esthétique écologique au prisme de la modélisation, et enfin évoquer des perspectives opérationnelles pour une gestion intégrée du paysage.

## 8.1 Des préférences paysagères à la satisfaction résidentielle

Parmi les points abordés au terme du chapitre 4, nous avons évoqué l'avantage que pouvaient apporter des enquêtes de satisfaction résidentielle face aux questionnaires photos pour évaluer la qualité du paysage. En effet, de telles enquêtes permettent d'évaluer l'influence du paysage environnant le lieu de résidence des habitants sur leur bien-être quotidien. Il s'agira ici de comparer les résultats de notre approche par questionnaire photographique à ceux d'une enquête de satisfaction résidentielle réalisée au sein du terrain d'étude de Besançon.

### 8.1.1 Le paysage comme élément constitutif de la satisfaction résidentielle

La satisfaction résidentielle est au cœur d'un nombre important de recherches dans différents domaines, tels que la psychologie environnementale (Amerigo, 1997; Hur *et al.*, 2010), la sociologie (Kahana *et al.*, 2003) et l'aménagement urbain (Ellis *et al.*, 2006; Kweon *et al.*, 2010). La satisfaction résidentielle peut être définie comme le croisement entre un environnement résidentiel idéal pour un individu et certains attributs de son environnement actuel, incluant des composantes psychologiques, sociales et spatiales. Pour Amerigo (1997), elle résulte de l'évaluation des attributs objectifs de l'environnement résidentiel à travers le filtre des caractéristiques personnelles liées à des expériences, attentes, aspirations et des valeurs de l'individu. Chaque individu exprime donc un degré de satisfaction résidentielle qui lui est propre et qui résulte de la confrontation entre un processus cognitif et des attributs de son environnement (Weidemann et Anderson, 1985). Parmi les différentes composantes de la satisfaction résidentielle, la satisfaction relative au paysage constituant le cadre de vie des individus a beaucoup été étudiée (Hur et Morrow-Jones, 2008; Kweon *et al.*, 2010; Lee *et al.*, 2008). La plupart des travaux ont cherché à identifier à quels critères du paysage quotidien les individus sont les plus sensibles (Cavallhès *et al.*, 2009; Cho *et al.*, 2009; Tyrvaïnen et Vaananen, 1998).

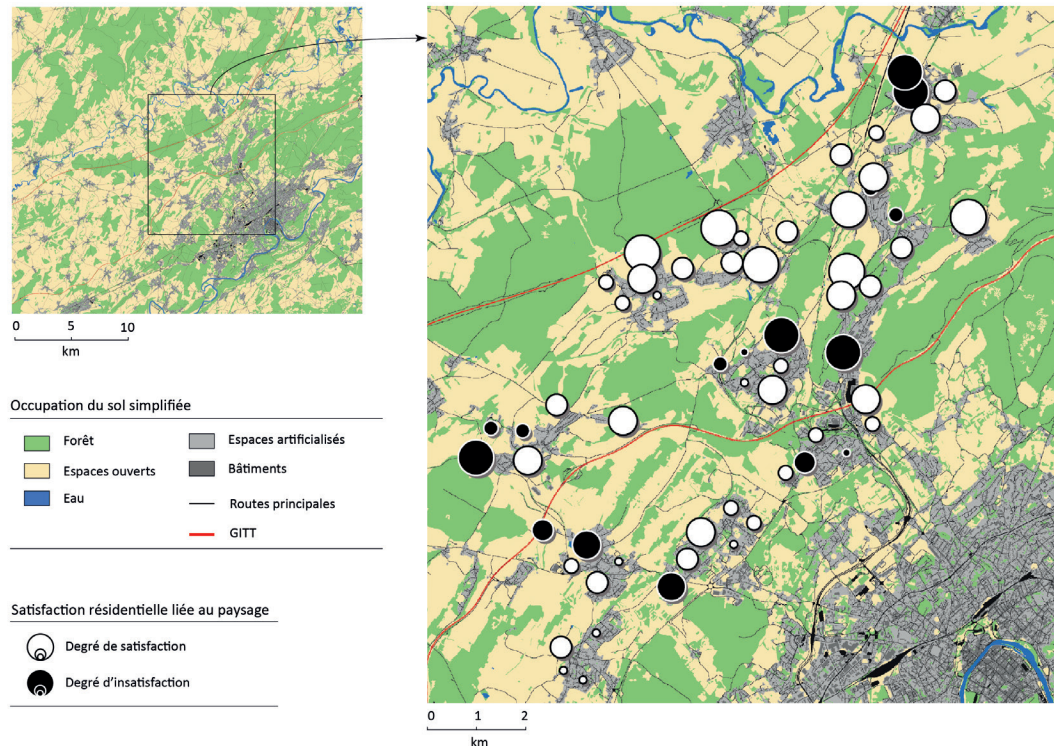
En modélisant les préférences esthétiques du paysage à l'aide d'un questionnaire photographique, l'une des limites principales de notre travail a été de ne pas pouvoir évaluer l'influence de ce paysage dans l'environnement résidentiel constituant le cadre de vie des individus. En parallèle à ce travail de thèse, et suite aux études menées par Youssoufi (2013), une recherche a été menée sur le terrain d'étude de Besançon pour comparer la capacité de métriques paysagères, soit basées sur des analyses numériques de visibilité, soit relevées à partir d'observations *in situ*, à expliquer la satisfaction résidentielle des individus (Sahraoui *et al.*, 2016b). Il s'agit ici d'expliquer les grandes lignes, de manière à pouvoir comparer les résultats issus du questionnaire photographique à ceux de l'enquête de satisfaction<sup>1</sup>. D'autre part, nous avons souligné dans la section 3.1.2 le fait que les métriques issues d'observations *in situ* avaient l'avantage d'offrir une information plus riche. Nous supposons en effet que certains éléments non caractérisables à partir des données d'occupation du sol (pylônes électriques, caractéristiques architecturales des bâtiments, etc.) sont susceptibles de jouer un rôle sur la qualité paysagère perçue par les individus. Nous discuterons donc également ici de la validité de métriques de visibilité numériques comparées à des métriques *in situ* pour évaluer cette qualité paysagère.

### 8.1.2 Analyse comparée préférences *versus* satisfaction à Besançon

Nous nous basons sur l'enquête de satisfaction résidentielle menée en 2009 auprès de 1057 ménages et présentée dans les travaux de Youssoufi (2013). Dans cette enquête, chaque répondant, géoréférencé à partir de son adresse postale, était invité à répondre à une série de questions sur son environnement résidentiel, concernant notamment le paysage environnant et l'accessibilité

---

1. Notons toutefois que nous sommes conscients qu'une telle comparaison présente des limites inhérentes au fait que les individus ayant répondu au questionnaire et ceux ayant participé à l'enquête de satisfaction résidentielle ne sont pas les mêmes.



**FIGURE 8.1** — Satisfaction résidentielle relative au paysage de 60 ménages dans le terrain d'étude de Besançon. La taille des cercles est définie selon les coordonnées de ces ménages sur le facteur 1 de l'ACM, en positif (degré de satisfaction) et en négatif (degré d'insatisfaction).

aux aménités urbaines. Une analyse des correspondances multiples (ACM) a été réalisée de manière à synthétiser les réponses des individus sous forme d'axes factoriels. L'interprétation de cette ACM a permis d'identifier le premier facteur comme relatif au niveau de satisfaction liée au paysage. Sur cet axe factoriel, les coordonnées des ménages ayant répondu à l'enquête de satisfaction constituent des variables à expliquer par les métriques paysagères. Compte tenu des contraintes de temps inhérentes à des observations *in situ* et au déplacement sur les localisations résidentielles, 60 individus ont été sélectionnés de manière aléatoire. La figure 8.1 montre le niveau de satisfaction et d'insatisfaction de ces 60 individus au sein de la zone d'étude de Besançon.

A partir des mêmes données (MOS, MNT et MNE) que celles utilisées dans le cadre de cette thèse, les métriques de visibilité présentées dans la section 4.2.2 sont mobilisées pour caractériser le paysage visible autour de chaque résidence. Alors que dans le cadre du questionnaire photographique les analyses de visibilité étaient contraintes par le champ d'ouverture des photographies, les analyses sont ici plus libres. Pour tenir compte de l'environnement résidentiel des individus, les métriques de visibilité sont calculées tous les 10 m dans un voisinage de 500 m par le réseau routier empruntable par des piétons autour de chaque résidence. La moyenne de chaque métrique est ensuite calculée pour chaque résidence de manière à représenter un paysage quotidien autour de chacune d'elles. En parallèle, une observation de terrain a consisté à réaliser un inventaire descriptif des scènes paysagères visibles autour de chaque résidence à partir d'une grille d'analyse (tableau 8.1) construite en se basant sur la littérature (Otero Pastor *et al.*, 2007 ; Voulligny *et al.*, 2009) et sur des observations de terrain préalables. Au total, 32 métriques *in situ* sont construites de manière à caractériser (1) la présence d'espaces naturels et d'espaces verts, (2) la composition des espaces résidentiels ainsi que leur équipement et entretien et (3) la configuration générale de ces espaces.

À partir de ces deux groupes de métriques caractérisant l'environnement paysager des individus, deux modèles statistiques ont été réalisés pour expliquer le rôle du paysage sur leur satisfaction : (1) une RLM pour évaluer l'influence des métriques numériques de nature quanti-



<b>Espaces naturels et espaces verts</b>	
Forêt	absence ; faible présence ; présence importante
Bosquets	absence ; faible présence ; présence importante
Haies	absence ; faible présence ; présence importante
Broussailles et herbacés	absence ; faible présence ; présence importante
Arbres isolés	absence ; faible présence ; présence importante
Jardins d'agrément	absence ; faible présence ; présence importante
Potagers	absence ; faible présence ; présence importante
Prairies	absence ; faible présence ; présence importante
Cultures	absence ; faible présence ; présence importante
Vergers	absence ; présence
Eau dormante	absence ; présence
Eau courante	absence ; présence
<b>Espaces résidentiels</b>	
Desserte résidentielle	absence ; présence
Rue	absence ; présence
Route principale	absence ; présence
Pylônes ou lignes électrifiées	absence ; présence
Panneaux publicitaires	absence ; présence
Murs, murets, clôtures	absence ; présence
Zones de stationnement	absence ; dans la rue ; parking
Zones industrielles et commerciales	absence ; faible présence ; présence importante
Prégnance visuelle du bâti	peu d'éléments bâtis visibles ; dominance du bâti ; immersion dans le bâti
Caractéristiques architecturales	historique/vernaculaire ; traditionnel ; contemporain ; lotissements
Qualité du mobilier urbain	mauvaise ; intermédiaire ; bonne
<b>Configuration générale</b>	
Ouverture	fermé ; semi-ouvert ; ouvert
Cloisonnement	caché ; intime ; visible
Topographie générale	dominant ; dominé ; neutre
Lignes d'horizon et formes du relief	plat ; ondulé ; accidenté ; imperceptible
Degré de naturalité	naturel ; intermédiaire ; artificialisé
Cohérence	harmonie ; intermédiaire ; discordance
Contraste de couleurs	faible ; intermédiaire ; important
Texture	lisse ; intermédiaire ; rugueux
Entretien	peu entretenu ; intermédiaire ; très entretenu

**TABLEAU 8.1** – Métriques *in situ* considérées dans les observations de terrain.

Groupe	Variable	Coeff.	Coeff. stand	t de Student	VIF
<b>RLM</b> $r^2 = 0,466$ $r^2$ ajusté = 0,394 $p < 0,0001$ AIC = -156,56	Constante	4,36			
	<i>DL</i>	0,04	0,35	1,73	3,97
	<i>CONTAG</i>	-0,04	-0,30	-1,78	2,84
	Bâti résidentiel	-3,35	-1,01	-4***	6,28
	Bâti ind. et com.	-5,59	-0,71	-4,88***	2,05
	Prairie	-7,48	-0,47	-2,65*	3,12
	Culture	-9,87	-0,51	-2,89**	3,08
	Eau	-77,43	-0,41	-3,76***	1,16
<b>MANONA</b> $r^2 = 0,463$ $r^2$ ajusté = 0,379 $p < 0,0001$ AIC = -154,27	Constante	0,56			
	Culture (absence)	0,67	0,62	3,35**	1,06
	Culture (faible présence)	0,75	0,58	3,14**	1,06
	Ouverture (fermé)	-0,32	-0,43	-3,30**	1,17
	Ouverture (semi-ouvert)	-0,17	-0,26	-2 1,145	
	Topographie générale (dominant)	0,00	-0,01	-0,06	1,13
	Topographie générale (dominé)	-0,52	-0,35	-3,29**	1,04
	Contraste de couleurs (faible)	0,43	0,58	4,12***	1,29
Contraste de couleurs (intermédiaire)	0,11	0,17	1,26	1,17	

\*  $p < 0,05$   
\*\*  $p < 0,01$   
\*\*\*  $p < 0,001$

TABLEAU 8.2 – Résultats de la régression linéaire multiple et de la MANOVA.

tatives basées sur les données spatiales, et (2) une analyse de variance multivariée (MANOVA) pour évaluer le rôle joué par les métriques de nature qualitatives issues des observations *in situ*. Ces deux modèles sont retenus sur une procédure de sélection des variables basée sur la minimisation de l'AIC<sup>2</sup>. Le tableau 8.2 présente les résultats de ces analyses.

Dans le cas des métriques numériques, la sélection du meilleur modèle a conduit à la sélection de 7 variables explicatives. Dans ce modèle ( $r = 0,466$ ;  $r$  ajusté = 0,394;  $p < 0,0001$ ), 5 métriques de composition ont été sélectionnées et jouent négativement sur la satisfaction résidentielle : la présence de bâtiments résidentiels, de bâtiments industriels et commerciaux, d'espaces agricoles (prairies et cultures) et d'eau. Deux métriques de configuration sont également sélectionnées. La texture du paysage (*DL*) joue un rôle positif sur la satisfaction résidentielle alors que l'indice de contagion (*CONTAG*) joue un rôle négatif. Sur l'ensemble des métriques *in situ*, seulement 4 ont été sélectionnées par la MANOVA ( $r = 0,463$ ;  $r$  ajusté = 0,379;  $p < 0,0001$ ). Elles concernent la présence de cultures, le contraste de couleurs, l'ouverture paysagère ainsi que la topographie générale, ce dernier élément donnant une information sur le sentiment de dominer son environnement ou inversement de se sentir dominé par lui. L'absence ou la présence limitée de cultures ainsi que les faibles contrastes de couleurs jouent positivement sur la satisfaction résidentielle. Inversement, le caractère fermé et le sentiment d'être dominé par son environnement jouent un rôle négatif.

De manière générale, on remarque que les deux modèles ont des pouvoirs explicatifs très proches, le modèle fondé sur les métriques numériques étant même légèrement meilleur. Ce résultat laisse suggérer que certaines des informations contenues dans le paysage, et auxquelles les individus sont sensibles, peuvent être capturées aussi bien par des analyses de visibilité fondées

2. Dans chaque cas, l'indice de Moran a été calculé dans différents voisinages à partir des résidus des modèles pour vérifier l'absence d'autocorrélation spatiale. Les p-values associées à cet indice ne sont pas significatives au seuil de 5% dans chaque cas, vérifiant ainsi l'absence d'autocorrélation spatiale.

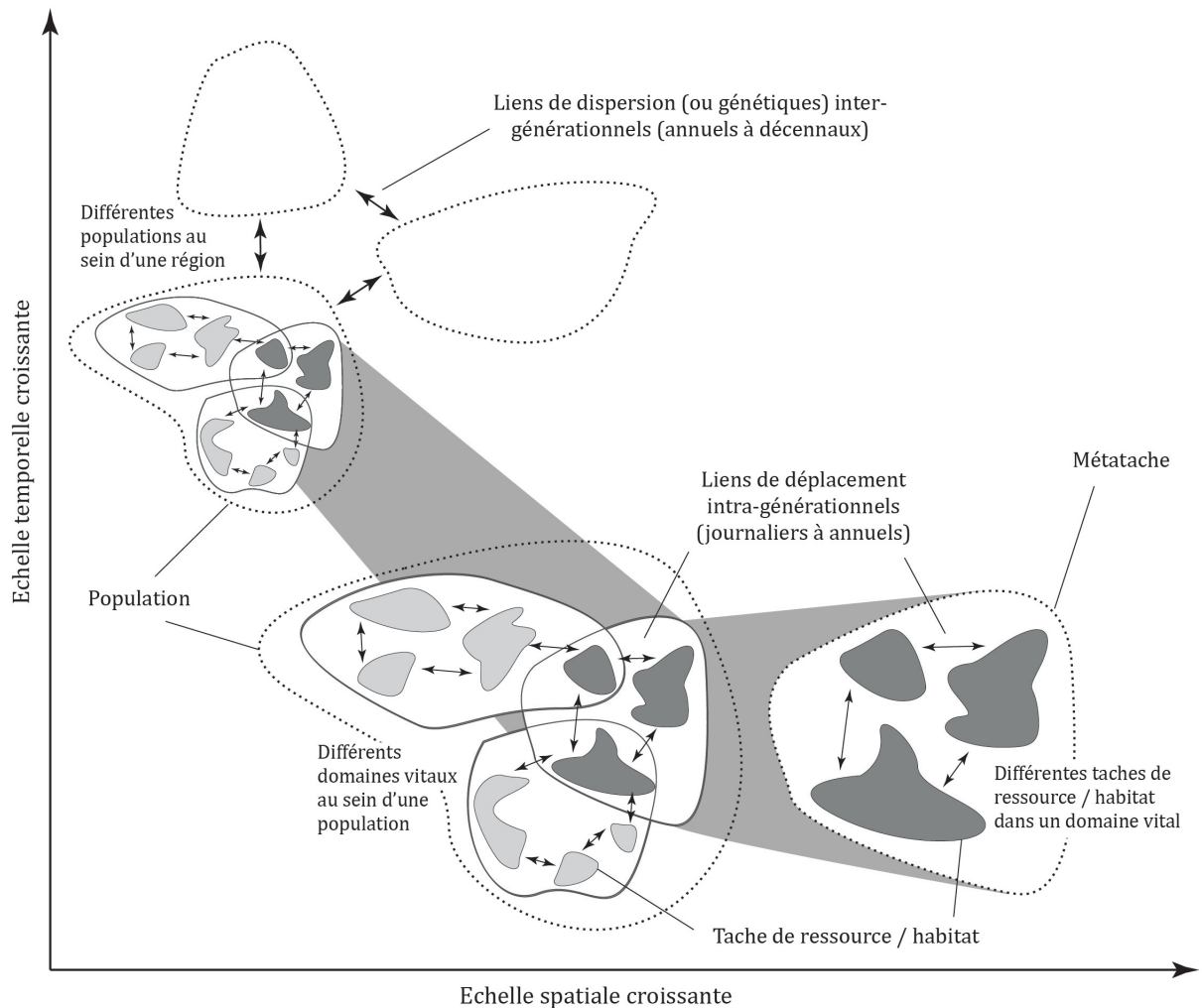
sur des données spatiales que par des observations *in situ*. On remarque néanmoins une certaine complémentarité entre ces approches, puisqu'une seule métrique, relative à la présence de cultures, est sélectionnée dans chaque cas. En revanche, les informations relevées sur le terrain concernant la topographie générale et les contrastes de couleurs sont uniques à cette approche et montrent l'avantage d'une observation de terrain. Il est important de souligner également que si les pouvoirs explicatifs de ces deux modèles sont inférieurs à ceux des régressions réalisées sur les jugements esthétiques issus du questionnaire photographique, cela ne signifie pas que cette méthode est plus pertinente pour évaluer la qualité du paysage perçue par les individus. En effet, cette qualité est beaucoup plus complexe à capter à partir d'enquêtes de satisfaction, puisqu'un certain nombre de variables entrent en jeu comme c'est le cas par exemple des critères relatifs à l'environnement résidentiel ou encore au statut d'occupation du logement (propriétaire ou locataire).

La comparaison des résultats de ces modèles à ceux du questionnaire photographique (*cf* figure 4.4 section 4.3.3) met en évidence à la fois des concordances et contradictions dans la qualité paysagère perçue par les individus. Tout d'abord, la présence de bâtiments résidentiels ou de bâtiments industriels et commerciaux semble jouer un rôle négatif à la fois sur les jugements esthétiques des individus et sur la satisfaction résidentielle. Dans le même ordre d'idées, le degré d'ouverture paysagère, identifié comme un élément important dans l'appréciation du paysage pour la satisfaction résidentielle, l'est également pour l'ensemble des groupes de jugement esthétique. En revanche, la présence d'espaces agricoles (prairies ou cultures), appréciée pour chacun des groupes de jugement esthétique, joue néanmoins un rôle négatif sur la satisfaction résidentielle. Ces résultats révèlent ainsi des contradictions pour ce type d'espaces, déjà soulignées dans la littérature (p. ex. Arriaza *et al.*, 2008 ; Howley *et al.*, 2012). Il en est de même pour l'indice *CONTAG*, révélant que la fragmentation paysagère joue un rôle négatif pour le premier groupe de jugement mais positif pour la satisfaction résidentielle. Enfin, la présence d'eau, jouant de manière unanime un rôle positif sur les préférences paysagères, joue un rôle négatif sur la satisfaction résidentielle. Ceci peut s'expliquer par le fait que le peu d'éléments aquatiques présents dans l'environnement des ménages sont des petits ruisseaux peu entretenus. Ce type de détails est en effet impossible à caractériser dans le cadre d'un questionnaire en ligne du fait du nombre obligatoirement restreint de photographies.

Selon nous, et en comparant ces deux approches, l'amélioration de la compréhension du rôle du paysage dans les interactions individu-environnement devrait passer par un approfondissement des analyses basées sur la satisfaction résidentielle des individus. Ces analyses permettraient d'ouvrir la possibilité d'une exploration *in situ* plus approfondie des ambiances paysagères, incluant notamment la dimension sonore du paysage. En effet, de nombreuses études ont déjà souligné l'importance des éléments sonores dans l'appréciation que les individus ont du paysage. C'est notamment le cas des nuisances sonores associées au trafic routier, identifiées comme un facteur important de gêne quotidienne pour les individus (Gildlof-Gunnarsson et Ohrstrom, 2007 ; Urban et Maca, 2013). De plus, les analyses basées sur la satisfaction ouvrent la possibilité de réaliser un suivi longitudinal des ménages permettant d'identifier de manière diachronique l'influence des changements paysagers (visibles ou sonores) sur leur satisfaction, ce qui constitue une perspective de recherche en cours de ce travail.

## 8.2 Vers une modélisation multi-échelles des réseaux écologiques

Alors que nous avons abordé dans la section 2.3.3 les différents mouvements des organismes au cours de leur cycle de vie (mouvements réguliers, migratoires et de dispersion), notre modélisation des réseaux écologiques a uniquement tenu compte des processus de dispersion entre les taches d'habitat. Cette section vise donc à proposer une approche multi-échelles de la modélisation des réseaux écologiques en tenant compte d'informations plus complètes sur le cycle de vie des espèces.



**FIGURE 8.2** – Cycle de vie d'une espèce vivant en métapopulation (d'après Zetterberg *et al.*, 2010; adapté de Mimet *et al.*, 2016). Ce schéma permet de mettre en évidence la façon dont les clusters de taches et liens s'agrègent pour former des métataches, reliées par de nouveaux liens lorsque que le domaine temporel augmente. Les clusters de taches de ressources reliées par des liens de déplacement quotidiens forment des domaines vitaux, qui sont eux-mêmes reliés par des liens de dispersion. Sur une échelle de temps plus longue, ces ensembles de domaines vitaux constituent des métataches de populations, reliées par des liens génétiques.

### 8.2.1 Approche multi-échelles des réseaux écologiques et graphes paysagers

Les récents développements en écologie du paysage ont souligné l'importance de tenir compte des différents processus écologiques relatifs au cycle de vie des espèces dans l'optique d'une meilleure compréhension des modèles de biodiversité (Buchmann *et al.*, 2011). Zetterberg *et al.* (2010) ont ainsi proposé, à travers le développement du concept de métatache (*metapatch*), l'intégration de différentes échelles spatiales et temporelles dans les études sur la connectivité paysagère (figure 8.2). Une métatache correspond à un ensemble de taches de ressources quotidiennes pour une espèce, connectées par des mouvements d'organismes à une échelle intra-générationnelle (mouvements quotidiens ou saisonniers). Elle constitue donc un domaine vital pour l'espèce considérée. Les mouvements entre ces métataches correspondent à des événements de dispersion entre sous-populations d'une métapopulation. À une échelle temporelle plus grande, il est également possible de prendre en considération les relations génétiques entre métapopulations, relevant alors du domaine de la génétique du paysage.

Une telle approche, déjà mise en application dans les travaux de Mimet *et al.* (2016), constitue selon nous une perspective intéressante pour améliorer la modélisation du potentiel écologique du

paysage et l'estimation des impacts écologiques des changements d'occupation du sol (Sahraoui *et al.*, 2015).

Le principe consiste à construire le graphe paysager en deux étapes. Dans un premier temps, un graphe modélise le réseau écologique à l'échelle des déplacements quotidiens, entre les taches de ressources. Les nœuds sont définis à partir de l'ensemble de ces taches et les liens représentés par des chemins de moindre coût sont seuillés selon une distance quotidienne de déplacement. L'ensemble des taches connectées forment donc une métatache (une composante du graphe) pour laquelle est calculée la somme des superficies des taches d'habitat. Cette superficie doit être assez grande pour fournir l'ensemble des ressources nécessaires à la survie des organismes. De manière à être plus réaliste, seules les métataches viables, soit celles dont la superficie de l'habitat est au moins égale au seuil calculé, sont conservées. Les taches d'habitat des autres métataches constituent uniquement des *stepping-stones* auxquels un coût de 1 est attribué, compte tenu de leur caractère potentiellement très favorable aux déplacements bien qu'elles ne puissent constituer un habitat à long terme. Dans un second temps, un graphe de niveau supérieur est construit en considérant les métataches viables comme des nœuds. Les liens sont cette fois construits entre ces nœuds pour représenter les mouvements de dispersion entre les populations viables au sein des métataches. Dans le cadre de ce travail, ces liens de niveau inter-générationnels ne sont pas seuillés. En effet, compte tenu de la superficie des terrains d'étude, nous estimons que l'ensemble des métataches définies sont susceptibles d'être reliées à ce niveau inter-générationnel. Les distances de dispersion définies sont toutefois utilisées pour le calcul des métriques de connectivité.

## 8.2.2 Proposition d'application en Seine-et-Marne

Il nous a semblé ici intéressant d'appliquer cette méthode à la modélisation du potentiel écologique du paysage et son évolution entre 1982 et 2012 en Seine-et-Marne. Compte tenu du protocole qui vient d'être décrit, la modélisation des réseaux écologiques dans une perspective multi-échelles implique a minima la mobilisation d'informations sur les capacités de déplacements quotidiens des espèces entre les taches de ressources, sur leurs capacités de dispersion, ainsi que sur la taille minimale d'habitat pour constituer un domaine vital. Une revue de la littérature nous a permis d'identifier plusieurs publications permettant d'estimer ces informations à partir de relations allométriques pour les mammifères et les oiseaux. Nous nous focaliserons donc ici sur ces deux groupes taxonomiques.

Comme nous l'avons décrit dans la section 5.1.3, des informations sur le régime alimentaire et la masse  $M$  (en kg) de chacune des espèces d'oiseaux et de mammifères sont relevées à partir des travaux de Smith *et al.* (2003) et de Lislevand *et al.* (2007). Les équations proposées par Carbone *et al.* (2005) permettent ensuite de définir leurs distances quotidiennes moyennes de déplacement (en km), égales à  $M^{0,58}$  pour les mammifères carnivores et à  $M^{0,75-0,21)/2}$  pour les mammifères herbivores. De manière à tenir compte des potentiels allers et retours des organismes du lieu d'habitat aux lieux de ressource quotidienne, les valeurs obtenues sont divisées par 2. Pour les oiseaux, ces valeurs de distance quotidienne sont définies en calculant le rayon d'un cercle ayant pour superficie les valeurs d'un domaine vital défini par Bowman (2002) tel que  $(M/12)^2$  à partir de la masse  $M$  des espèces. En appliquant la formule classique de calcul du rayon d'un disque partant de sa superficie, on obtient donc :

$$\sqrt{\frac{(M/12)^2}{\pi}}$$

Pour les oiseaux comme pour les mammifères, la surface minimale de l'habitat est mesurée à partir de l'équation de Hendricks *et al.* (2009), tel que :

$$k \times M^{(1-0,25)/y}$$

Trait de vie	Groupe taxonomique	Régime alimentaire	Équation	Référence
Distances quotidiennes moyennes (en km)	Mammifère	Carnivore	$M^{0,58}$	Carbone <i>et al.</i> (2005)
		Herbivore	$M^{0,75-0,21}/2$	
	Oiseau	Tout type	$\sqrt{\frac{(\frac{M}{12})^2}{\pi}}$	Bowman (2002)
Distances de dispersion médianes (en km)	Mammifère	Carnivore	$3,45M^{0,89}$	Sutherland <i>et al.</i> (2000)
		Herbivore	$1,45M^{0,54}$	
	Oiseau	Tout type	$13,1M^{0,63}$	
Surface minimale de l'habitat (en km <sup>2</sup> )	Mammifère	Carnivore	$40 \times M^{(1-0,25)/4}$	Hendriks <i>et al.</i> (2009) Verboom (2001)
		Herbivore	$40 \times M^{(1-0,25)/230}$	
	Oiseau	Carnivore	$40 \times M^{(1-0,25)/4}$	
		Herbivore	$40 \times M^{(1-0,25)/230}$	
		Omnivore	$40 \times M^{(1-0,25)/230}$	

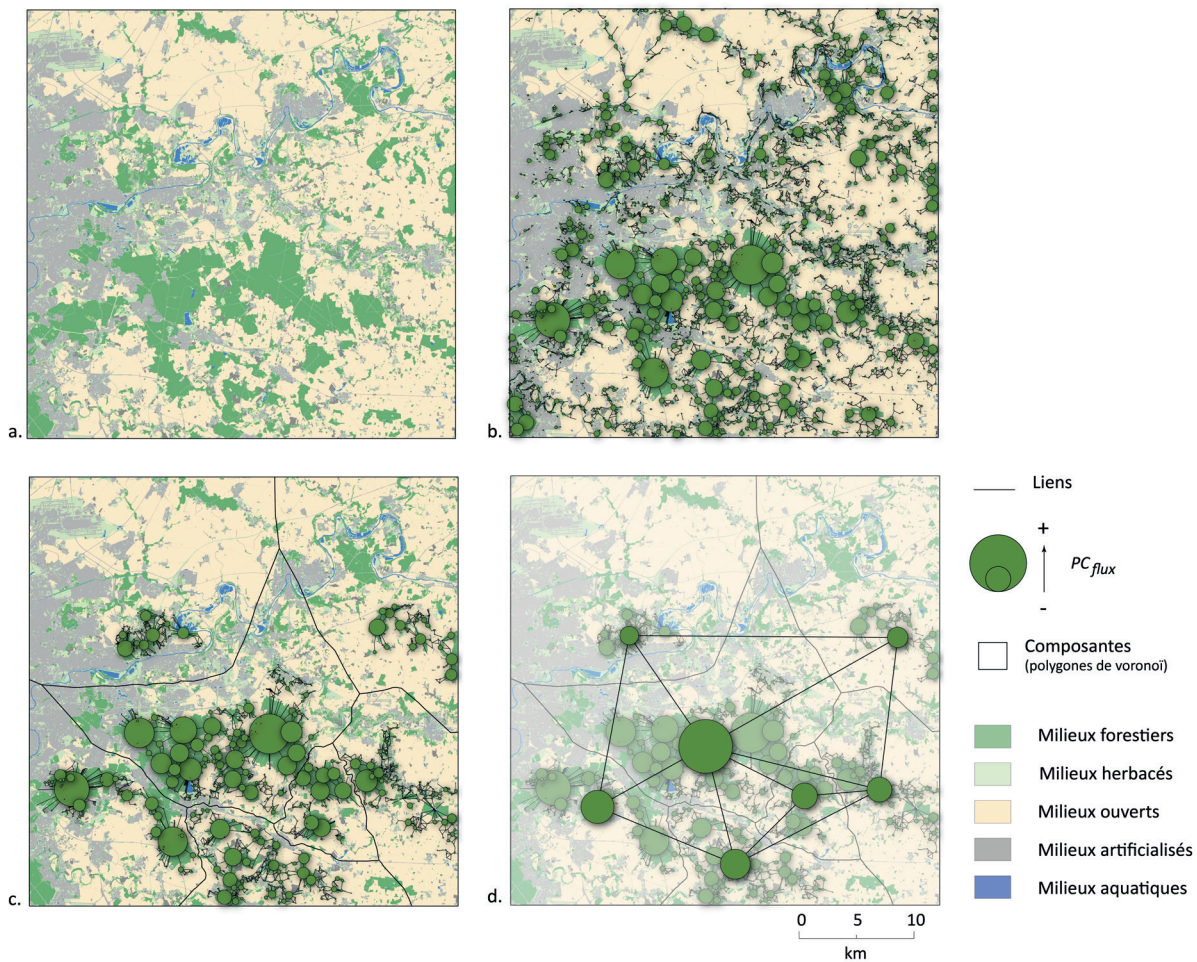
**TABLEAU 8.3** – Équations des relations allométriques appliquées pour le calcul des traits de vie des espèces de mammifères et oiseaux.

avec  $y$  un coefficient scalaire de densité défini à 4 pour les carnivores et 230 pour les herbivores et omnivores et  $k$  un facteur de taille clé de la population défini par Verboom (2001) à 40 pour l'ensemble des vertébrés. Les relations allométriques mobilisées sont synthétisées dans le tableau 8.3. Les paramètres relatifs aux coûts attribués aux différentes classes d'occupation du sol sont identiques à ceux décrits dans le chapitre 5. La figure 8.3 donne un exemple de modélisation multi-échelles du réseau écologique pour une espèce virtuelle à partir des informations identifiées par les relations allométriques.

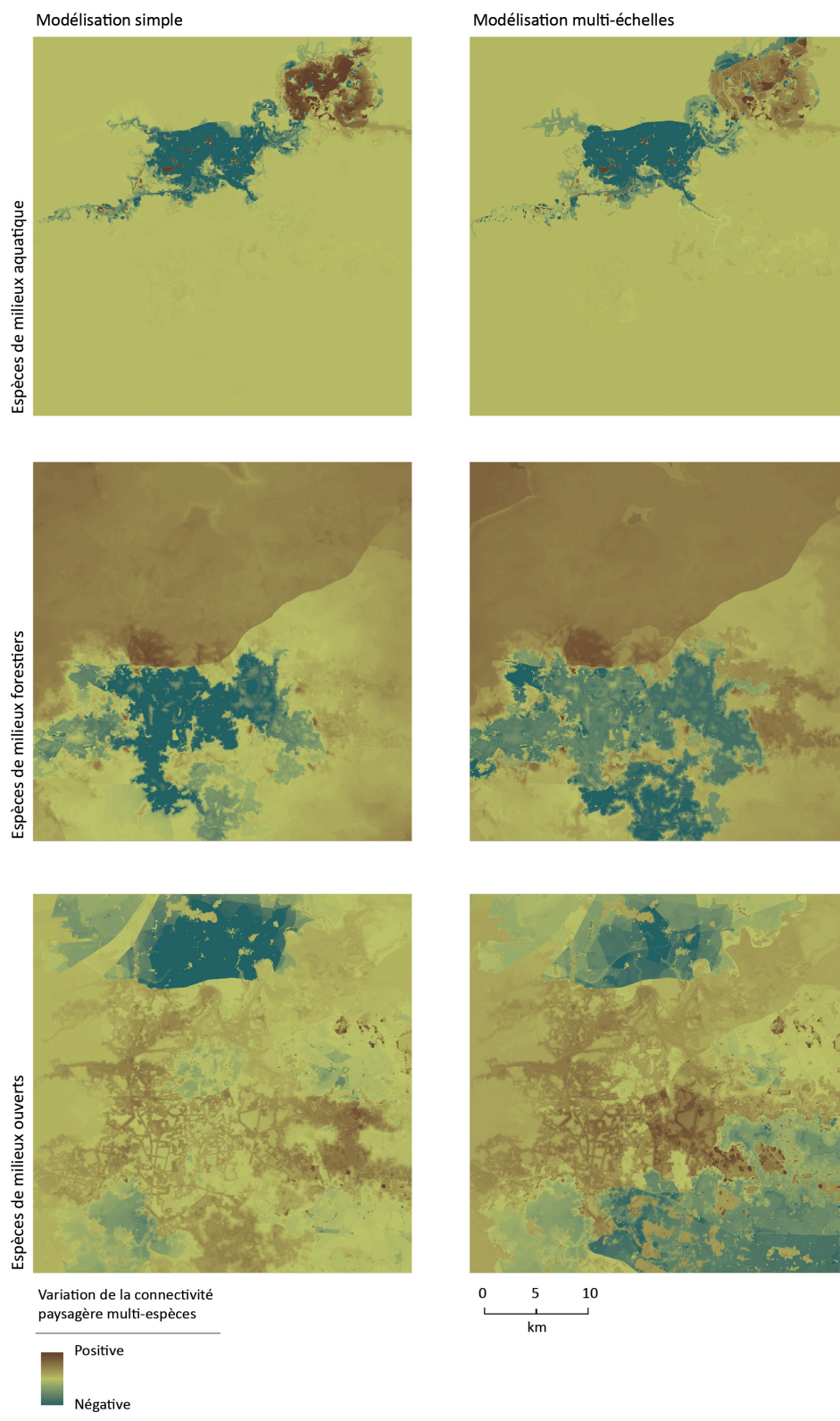
L'évolution du potentiel écologique du paysage est ensuite cartographiée et comparée à celle issue de la modélisation moins complexe adoptée dans ce travail. Nous choisissons ici de représenter le potentiel écologique de 3 groupes d'espèces : les espèces de milieux forestiers, de milieux ouverts et de milieux aquatiques. Il s'agit de construire un graphe paysager à partir du protocole décrit précédemment pour chacune des espèces virtuelles d'oiseaux et de mammifères, puis de généraliser la métrique locale  $PCflux$  calculée pour chaque métatache. La méthode de généralisation consiste dans un premier temps à attribuer la valeur du  $PCflux$  des métataches à chacune des taches qui la composent, pour ensuite la généraliser à l'ensemble de l'espace à partir de la méthode décrite dans la figure 5.7 (section 5.3.1). Ensuite, nous réalisons pour chaque type de milieu, et pour les dates 1982 et 2012, une moyenne de ces potentiels écologiques relatifs aux espèces virtuelles, préalablement standardisés<sup>3</sup>. Il s'agit enfin de mesurer le différentiel entre les potentiels écologiques des dates initiales et finales.

D'après la figure 8.4, alors que le potentiel écologique pour les milieux aquatiques semble très proche entre les deux méthodes de modélisation, les résultats sont sensiblement différents pour les deux autres types de milieux. Concernant les milieux forestiers, les impacts négatifs révélés par l'approche multi-échelles semblent plus étendus dans le sud de la zone d'étude, autour des grands massifs forestiers. Inversement, une zone aux valeurs positives n'apparaissant pas dans la modélisation simple est révélée dans la partie sud-est. Enfin, des différences plus probantes sont constatées pour les potentiels de connectivité des espèces de milieux ouverts. En effet, l'ensemble de la partie sud-est, concernée par des valeurs moyennes ou positives dans la modélisation simple, semble présenter de grandes étendues de valeurs négatives dans une modélisation multi-échelles, avec quelques taches aux valeurs positives dans ses interstices.

3. Partant de l'ensemble des espèces virtuelles mammifères et oiseaux construites pour la Seine-et-Marne, un mammifère et un oiseau vivent dans des milieux aquatiques, 3 mammifères et 3 oiseaux vivent dans des milieux forestiers, et également 3 mammifères et 3 oiseaux dans des espaces ouverts (cultures, prairies et/ou surfaces en herbe).



**FIGURE 8.3** – Exemple de construction multi-échelles du graphe paysager pour les mammifères forestiers petits disperseurs en Seine-et-Marne. Après avoir identifié les taches de ressources quotidiennes de l’espèce (a), il s’agit de créer le graphe des déplacements quotidiens potentiels des organismes (b), puis de ne retenir que les composantes (métataches) dont la taille d’habitat est assez élevée pour maintenir une population dans le temps. Enfin, ces métataches sont reliées par des liens représentant la dispersion potentielle des organismes (d). Des métriques locales comme le  $PC_{flux}$  peuvent être calculées au niveau des taches de ressources comme des métataches.



**FIGURE 8.4** – Variation de la connectivité paysagère multi-espèces tenant compte d’une modélisation multi-échelles des réseaux écologiques.



De tels résultats invitent à s'interroger sur la pertinence d'une telle approche pour l'évaluation de la connectivité paysagère. La validation de cette modélisation des réseaux écologiques par des données de présence ou d'abondance d'espèces semble ainsi indispensable. Des recherches ont déjà été entreprises sur l'intégration de métriques de connectivité fondées sur les graphes paysagers dans des modèles de distribution d'espèces (Foltête *et al.*, 2012b). Une perspective de recherche consisterait à intégrer des métriques de connectivité issues d'une modélisation multi-échelles des réseaux écologiques dans ces modèles, en ajoutant également une dimension rétrospective à partir de suivis temporels naturalistes (programme de Suivi temporel des Oiseaux Communs par exemple). Il serait ainsi possible d'étudier l'influence de la connectivité paysagère sur la survie des populations au cours du temps.

### 8.3 Esthétique écologique, du théorique à l'opérationnel

Après avoir proposé des pistes de recherche pour la modélisation des fonctions esthétique et écologique du paysage, il s'agit ici de ré-interroger l'esthétique écologique au prisme de la modélisation, pour ensuite proposer des ouvertures opérationnelles à notre travail.

#### 8.3.1 Ré-interroger l'esthétique écologique au prisme de la modélisation

Nous proposons ici un retour critique sur les résultats obtenus, confrontés aux recherches existantes sur le lien entre esthétique et écologie. En effet, rappelons que plusieurs recherches ont déjà mis en évidence des liens entre ces deux dimensions du paysage dans des milieux très divers, tels que les jardins d'agrément (Lindemann-Matthies et Marty, 2013), les espaces aquatiques (Cottet *et al.*, 2013; McCormick *et al.*, 2015), les prairies (Lindemann-Matthies *et al.*, 2010) ou encore les espaces verts associés aux friches industrielles (Lafortezza *et al.*, 2008). Nous avons également évoqué l'existence de théories culturelles de l'esthétique du paysage reliant la qualité écologique du paysage et la valeur esthétique qui lui est associée. Certains désaccords persistent sur cette question au sein de la communauté scientifique (Corney *et al.*, 2015), et comme le soulignent Gobster *et al.* (2007), la correspondance entre les qualités écologiques et esthétiques du paysage ne va pas de soi. Par exemple, pour Williams et Cary (2001) ou pour Howley (2011), les prairies ainsi que les milieux naturels au sens plus large peuvent constituer des *hotspots* de biodiversité tout en ne procurant pas un sentiment psychologique réparateur ou une appréciation esthétique. Dans un contexte forestier, Tyrvanainen *et al.* (2003) ont également constaté que les forêts urbaines gérées activement sont généralement préférées aux forêts visuellement plus complexes, moins entretenues mais au potentiel écologique plus élevé. Cela rejoint d'autres théories de l'esthétique paysagère, telle que l'*aesthetic of care* (Nassauer, 1988). Nassauer (1992, 1995) affirme justement qu'il y a le plus souvent une disjonction entre l'intégrité écologique d'un milieu et les qualités esthétiques qu'il véhicule. Notons cependant que Joan Nassauer se focalise sur une échelle propre à l'architecture du paysage, et évoque la plupart du temps des paysages façonnés par l'homme. Dans notre cas, c'est le paysage à une échelle plus large, dont les structures sont caractérisées à partir d'une discrétisation de l'occupation du sol en un nombre réduit de classes, qui constitue l'« objet » d'étude. Des éléments tels que l'entretien des forêts ou des espaces verts, les types de gestion des différents espaces agricoles, la qualité des espaces aquatiques, etc., étaient donc hors de portée de notre analyse. Dans les discussions relatives à la modélisation des préférences esthétiques du paysage et de la connectivité paysagère, nous avons justement souligné que les limites des résolutions spatiale et thématique de l'occupation du sol constituaient une contrainte importante de notre travail. En effet, la prise en compte de l'usage du sol, ou encore la caractérisation d'éléments plus fins du paysage (arbres isolés par exemple), auraient certainement permis de révéler des relations plus nombreuses et significatives entre les fonctions esthétique et écologique du paysage.

Face à ces recherches, l'approche modélisatrice rétrospective adoptée dans ce travail constitue

un apport majeur pour la connaissance scientifique sur l'esthétique écologique du paysage, pour deux raisons principales et inter-reliées. La première, la plus évidente et celle qui a été annoncée comme centrale dans ce travail, est l'approche dynamique employée. Bien que Fry *et al.* (2009) aient posés les bases d'une telle approche en proposant des indicateurs paysagers à l'interface entre les dimensions visible et écologique du paysage, aucune recherche n'avait jusque-là été au bout du processus d'analyse de la coévolution spatiale des fonctions esthétique et écologique du paysage. La seconde est le fait d'avoir révélé indirectement des relations significatives entre ces deux fonctions à partir d'une démarche modélisatrice ayant comme point de jonction les changements d'occupation du sol. En effet, les résultats des analyses multivariées présentés dans les chapitres 6 et 7 ont révélé des relations, pour certaines convergentes et pour d'autres divergentes, entre les groupes de jugement esthétique et les espèces virtuelles représentatives des différents milieux. Les analyses spatialisées ont quant à elles mis en évidence, à l'échelle des communes, des zones ayant produit des impacts convergents ou divergents entre les potentiels esthétique et écologiques du paysage, et, à une résolution très fine, des zones résultant de ces types d'impacts. Contrairement à la plupart des travaux cités précédemment, notre mise en relation des fonctions esthétique et écologique du paysage s'appuie sur un socle de modélisations propres à chacune des fonctions. Nous avons en effet cherché à caractériser le paysage d'une part dans la perspective des individus qui l'observent, et d'autre part dans la perspective des espèces animales qui s'y déplacent. Or, la plupart des travaux (p. ex. Cottet *et al.*, 2013) se fondent de manière moins complexe sur des photographies pour lesquelles des individus sont invités à déclarer les qualités esthétiques qu'ils accordent au paysage représenté, ces jugements étant confrontés à des indices de qualité écologique déterminés en se basant également sur ces photographies.

Dans le prolongement de ces travaux, et partant de notre modélisation du potentiel écologique du paysage en 2010 à Besançon et 2012 en Seine-et-Marne, il nous a semblé intéressant de tester la présence d'un lien entre les jugements esthétiques des individus révélés par le questionnaire photographique, et le potentiel écologique des paysages représentés sur les photographies. Pour cela, la démarche a consisté à extraire, pour chaque *viewshed* correspondant aux paysages visibles des 30 photographies, des valeurs de potentiel écologique de ces mêmes paysages. Partant des valeurs de potentiel écologique en chaque point de l'espace situé au sein des *viewshed*, les valeurs minimales et maximales ainsi que la moyenne et les 1<sup>er</sup> et 9<sup>ème</sup> déciles ont été calculés.

Les résultats de tests de corrélations (tableau 8.4) entre ces deux dimensions montrent plusieurs relations positives et significatives au seuil de 5% entre les jugements esthétiques du premier et du troisième groupe de jugement et les minimum et premier décile des valeurs de potentiel écologique. Cela signifie que les paysages jugés les plus esthétiques sont également ceux dont les valeurs minimales de potentiel écologique sont les plus élevées. Rappelons ici que le premier groupe de jugement a globalement tendance à être composé d'individus plutôt jeunes et vivant en milieu urbain alors que le troisième est plus homogène au regard de la composition démographique de l'ensemble de l'échantillon de départ. Le groupe 2, en revanche a tendance à être composé d'individus plus âgés et vivant plutôt en milieu rural. Les experts sont également sur-représentés dans ce groupe comparé aux deux autres. L'absence de relations significatives pour le groupe 2 semble donc en contradiction avec les théories selon lesquelles le fait de reconnaître les

Variables	Potentiel écologique				
	moy.	min.	max.	d1	d9
Groupe de jugement esthétique 1	0,169	0,414*	-0,033	0,298*	0,043
Groupe de jugement esthétique 2	0,002	-0,106	0,037	-0,037	0,024
Groupe de jugement esthétique 3	0,257	0,441*	-0,008	0,412*	0,114

\* < 0,05

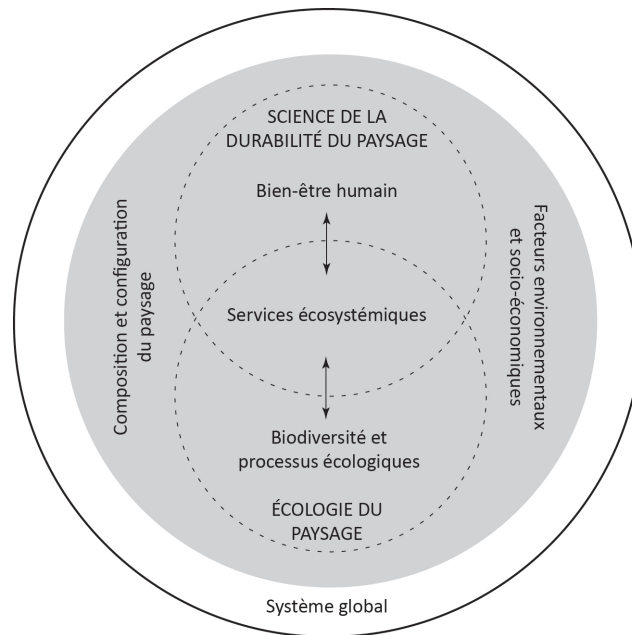
**TABLEAU 8.4** – Corrélations de Pearson entre les jugements esthétiques et le potentiel écologique du paysage par photographie.

fonctions écologiques du paysage, en étant par exemple un expert dans son évaluation, favoriserait son appréciation esthétique (p. ex Gobster, 1999). Selon nous, une exploration plus détaillée des relations entre esthétique et écologie au prisme de la modélisation serait donc à envisager, en approfondissant l'étude de l'influence des caractéristiques des individus (statut ou non d'expert, urbain *versus* rural, etc.) sur leurs préférences paysagères d'une part, et sur le lien entre leurs jugements esthétiques et les fonctions écologiques du paysage d'autre part.

### 8.3.2 De la multifonctionnalité à la durabilité du paysage

Dans ce travail, les dimensions esthétique et écologique interrogées à travers les préférences esthétiques et la connectivité écologique ont été décrites comme des *fonctions* du paysage. Le choix de ce terme n'est pas neutre, et il nous a semblé importante de le mettre ici au regard de la notion de *service* écosystémique. En effet, alors que notre travail sous-entend d'une certaine manière l'étude de relations possibles entre la biodiversité favorisée par la connectivité écologique et le bien-être humain résultant de l'expérience esthétique des individus, le cadre politique et scientifique des services écosystémiques posé par le *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2003) doit nécessairement être évoqué. Au regard de la littérature scientifique, la notion de services écosystémiques est de plus en plus étudiée depuis les années 1990, initialement définie comme les bénéfices que les individus obtiennent des écosystèmes en termes de bien-être humain (Costanza, 1997 ; MEA, 2003). Alors que de nombreux travaux évoquent de manière équivalente les notions de fonctions et services, elles doivent néanmoins être distinguées. Lamarque *et al.* (2011) propose une « cascade conceptuelle » des notions de processus écosystémiques à services, en passant par celle de fonction. Pour ces auteurs, les structures et processus correspondent aux composantes biophysiques des écosystèmes alors que les fonctions rassemblent les composantes ayant la potentialité de délivrer des services. Les fonctions ne deviennent donc services qu'une fois utilisées par l'Homme. Notons pour en revenir au paysage que progressivement, la notion de service paysager s'est présentée comme une notion supplétive à celle de service écosystémique (de Groot *et al.*, 2010). Termorshuizen et Opdam (2009) définissent les services paysagers comme des bien et services fournis par le paysage pour satisfaire les besoins humains, alors que Syrbe et Walz (2012) considèrent la notion de service écosystémique comme un synonyme de service paysager en général, ce dernier étant cependant un bon moyen pour souligner leur dimension spatiale. Un tel cadre aurait pu constituer un socle pour la définition de notre sujet, à travers une vision anthropocentrée de la nature considérant la biodiversité uniquement comme un fournisseur de service. Néanmoins, nous avons souhaité considérer le paysage dans un rapport Nature-Société propre aux sciences de la conservation, ne donnant pas plus d'importance aux êtres humains qu'aux espèces animales.

Cependant, les réflexions de Wu (2013) concernant la durabilité du paysage nous semblent être un bon compromis pour étudier de manière intégrée le bien-être humain et la biodiversité avec le paysage comme point d'articulation. Selon lui, face aux problèmes environnementaux contemporains, et notamment la dégradation des écosystèmes, le développement durable constitue un moyen d'améliorer la compréhension des relations dynamiques entre le bien-être humain et la biodiversité, d'une échelle locale à la planète dans son ensemble. Le modèle qu'il propose (figure 8.5) confronte ce qu'il appelle une science de la durabilité du paysage (*landscape sustainability science*, LSS), établissant une relation entre bien-être humain et services écosystémiques, indépendamment de l'écologie du paysage qui s'intéresse aux relations entre les *patterns* spatiaux et les processus écologiques. Ce positionnement est selon nous tout à fait pertinent pour l'étude dynamique des relations Nature-Société, en intégrant une dimension socio-économique importante à prendre en compte dans les politiques d'aménagement du territoire et de gestion du paysage.



**FIGURE 8.5** – Relations entre la science de la durabilité du paysage et l'écologie du paysage (d'après Wu, 2007).

### 8.3.3 Pour une prise en compte intégrée du paysage en aménagement

Comme l'ont souligné Fry *et al.* (2009), les études empiriques basées sur des indicateurs sont nécessaires pour évaluer la façon dont les dimensions esthétiques et écologiques du paysage s'articulent. Ces indicateurs ont également l'intérêt de guider les politiques publiques en vue de trouver des compromis dans la préservation des différentes fonctions du paysage. En effet, bien que les relations entre ses dimensions esthétiques et écologiques n'aillent pas de soi, les politiques d'aménagement sont confrontées à plusieurs enjeux de gestion du paysage, parmi lesquelles la préservation du cadre de vie des habitants et la conservation de la biodiversité. Il leur revient donc d'imaginer des synergies entre ces différentes dimensions, dans un objectif de gestion intégrée du paysage. Pour Corney *et al.* (2015), la gestion environnementale dans un contexte paysager soumis à de fortes pressions anthropiques doit nécessairement passer par la prise en compte des interrelations entre les aménités paysagères et la biodiversité, de manière à améliorer l'intégration d'objectifs écologiques et sociaux. Néanmoins, Parsons (1995) souligne des conflits potentiels entre ces deux objectifs. Il affirme que les acteurs opérationnels qui cherchent à la fois à préserver les fonctions esthétiques et écologiques d'un paysage sont rapidement confrontés à certains dilemmes.

Repartant du modèle proposé par Gobster *et al.* (2007) (*cf* introduction, figure 2), la gestion du paysage serait susceptible d'atteindre à la fois des objectifs écologiques et des expériences esthétiques positives, conformes aux attentes des individus dans un contexte paysager particulier. Pour illustrer leur propos, les auteurs prennent l'exemple de jardins aménagés dans un parc urbain, dont l'aménagement par la sélection des certaines espèces de fleurs peut contribuer à la fois à répondre à des attentes esthétiques des individus, mais également à favoriser le fonctionnement des écosystèmes en fournissant du nectar pour les insectes et les oiseaux. A l'échelle qui a été la nôtre dans ce travail, il est possible d'imaginer que la restauration de milieux naturels (création de plans d'eau ou aménagement de milieux d'interface entre forêts et milieux naturels ouverts par exemple) puisse répondre à un double objectif d'amélioration des préférences esthétiques des individus et de la connectivité pour les espèces animales.

Selon nous, les réseaux écologiques constituent un élément central pour une application opérationnelle de l'esthétique écologique. Comme nous l'avons évoqué dans la section 2.3.3, les réseaux écologiques sont d'abord un modèle descriptif des mouvements d'organismes dans les

paysages hétérogènes, mais constituent également des dispositifs opérationnels visant à favoriser la conservation de la biodiversité (Jongman et Pungetti, 2004). A ce titre, la politique française des Trames Vertes et Bleues (TVB), issue du Grenelle de l'environnement (2008), fait figure d'exemple. Les TVB sont des réseaux composés de réservoirs de biodiversité et de corridors écologiques, dont l'association produit un ensemble de continuités écologiques à la fois terrestres et aquatiques. Elles s'intègrent dans un ensemble de documents d'urbanisme, de l'échelle nationale à l'échelle locale des communes à travers leurs Plans Locaux d'Urbanisme (PLU), en passant par les Régions à travers les Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique (SRCE), et les Schémas de Cohérence Territoriale (SCoT). Le lien entre les TVB et le paysage comme élément constitutif du cadre de vie des habitants est étroit dans le sens où la mise en place des TVB devrait participer à une amélioration de la qualité paysagère, par la préservation et /ou la recréation de milieux naturels. Pourtant, l'expérience des TVB montre que leur mise en œuvre ne s'appuie qu'à de rares occasions sur le paysage visible, qui constitue pourtant une opportunité pour comprendre, par le biais de l'organisation de ses structures, le fonctionnement des circulations des espèces (Luginbühl, 2015). Certaines réflexions allant dans ce sens sont néanmoins proposées dans la ville nouvelle de Marne-la-Vallée, au cœur de notre terrain d'étude en Seine-et-Marne. Le Val-Maubuée, de par sa proximité de l'agglomération parisienne, fait face à des enjeux relatifs au développement du Grand Paris, et cherche à préserver la biodiversité de ses milieux naturels tout en améliorant la qualité paysagère de ses espaces urbains à travers un schéma de cohérence et d'orientation paysagère (SCOP). Les méthodes proposées dans ce travail pourraient constituer des outils intéressants en vue d'une aide à la décision dans le cadre de la mise en place des TVB à différentes échelles, ou d'un tel SCOP.

Selon nous, nos méthodes pourraient constituer un support d'aide à la décision pour une gestion intégrée du paysage. La réalisation de scénarios d'aménagement permettrait par exemple de tester les impacts potentiels de certaines actions à la fois sur la connectivité paysagère et sur la dimension visible du paysage. Les graphes paysagers ont déjà prouvé leur efficacité pour une aide à la décision en aménagement (Zetterberg *et al.*, 2010 ; Galpern *et al.*, 2011 ; Pereira *et al.*, 2011). Foltête *et al.* (2014) identifient en effet plusieurs applications possibles, parmi lesquelles (1) l'évaluation d'impacts potentiels d'aménagements et (2) l'augmentation de la connectivité des réseaux écologiques dans une perspective de restauration écologique. Dans le premier cas, les applications concernent la plupart du temps les impacts écologiques de la construction d'infrastructures de transport (Vasas *et al.*, 2009 ; Fu *et al.*, 2010 ; Gurrutxaga *et al.*, 2011 ; Clauzel *et al.*, 2013 ; Girardet *et al.* 2013) ou de développement urbain (Goetz *et al.*, 2009 ; Bourgeois, 2013 ; Tannier *et al.*, 2016). Dans le second cas, il s'agit d'identifier des zones optimales pour l'implantation d'habitats, tels que la création de mares (Clauzel *et al.*, 2015), ou de zones de connexion entre habitats, tels que les passages à faune (Mimet *et al.*, 2016 ; Girardet *et al.*, 2016) dans un objectif de réduction la fragmentation paysagère. Concernant les impacts d'aménagement sur la dimension visible du paysage, la plupart des travaux se fondent sur des simulations photographiques, et très peu ont étudié les impacts de scénarios à partir de données spatiales. Les analyses proposées dans ce travail pourraient donc constituer une base pour étudier de manière intégrée les impacts esthétiques et écologiques de scénarios d'urbanisation ou de restauration d'habitats naturels, de manière à identifier les options les plus souhaitables d'un point de vue esthétique et écologique.

## Conclusion du chapitre 8

Suite aux différentes modélisations proposées dans ce travail, ce dernier chapitre a été dans un premier temps l'occasion de discuter chacune des fonctions étudiées. La modélisation des préférences paysagères a été confrontée à une modélisation de la satisfaction résidentielle, de manière à identifier les potentielles différences de résultats issus de ces deux approches, mais également pour s'interroger sur la plus-value d'une observation de terrain par rapport à des métriques issues d'analyses de visibilité basées sur des données spatiales pour caractériser la qualité paysagère. En parallèle, nous avons proposé une modélisation multi-échelles des réseaux écologiques pour évaluer l'apport de la prise en compte d'informations plus complexes sur le cycle de vie des espèces sur la mise en évidence des impacts écologiques dans l'ensemble du *continuum* spatial. Enfin, un retour critique sur la notion d'esthétique écologique nous a permis de repositionner nos travaux par rapport aux recherches dans ce domaine, pour ensuite proposer des pistes pour une approche opérationnelle appliquée à la gestion durable du paysage en aménagement du territoire. La conclusion principale est que si les pistes de recherche fondamentale ouvertes par ce travail sont nombreuses, une application de nos méthodes de manière opérationnelle reste à penser.

## Conclusion de la troisième partie

Cette troisième partie constitue le cœur de notre travail. L'objectif a été d'articuler la modélisation des préférences esthétiques et de la connectivité écologique du paysage dans une dimension rétrospective. En cherchant à répondre aux objectifs de départ, deux approches complémentaires ont été mises place, pour identifier le rôle des changements d'occupation du sol dans l'évolution conjointe des potentiels esthétique et écologique du paysage, et pour spatialiser de manière comparée les impacts de ces changements.

Plusieurs relations convergentes ou divergentes, entre des groupes de jugement esthétique et des espèces virtuelles, ont d'abord été mises en évidence au moyen d'analyses statistiques multivariées, considérant les impacts des changements d'occupation du sol un à un sur chaque groupe et chaque espèce. L'analyse spatialisée de la coévolution des potentiels esthétique et écologique du paysage a ensuite été proposée à deux échelles spatiales différentes. À l'échelle communale, nous sommes progressivement passés d'une approche désagrégée au niveau de chaque groupe de jugement et de chaque espèce, à une approche agrégée visant à spatialiser la coévolution spatiale de potentiels esthétique et écologique moyens. Sur chaque terrain d'étude, un ensemble de communes présentant des impacts soit convergents soit divergents ont été identifiées. À une échelle plus fine, la coévolution des potentiels du paysage a été étudiée à partir d'une représentation généralisée dans l'ensemble du *continuum* spatial. Ces deux types d'analyses, l'une quantifiée et l'autre spatialisée, doivent être mises en regard l'une avec l'autre pour comprendre de manière globale quels changements d'occupation du sol ont impacté les deux fonctions du paysage, et quelle est leur répercussion spatiale.

Suite à ces analyses, plusieurs ouvertures et perspectives ont été proposées concernant la modélisation de la qualité esthétique du paysage, et la modélisation des réseaux écologiques par une approche multi-échelles. Néanmoins, notons ici que si l'amélioration des démarches modélisatrices est importante, la modélisation reste une simplification de la réalité. En effet, alors que les analyses de visibilité du paysage caractérisent un paysage potentiellement visible par les individus, les analyses de connectivité se fondent quant à elles, pour une espèce donnée, sur son réseau écologique supposé. Dans un cas comme dans l'autre, il semble donc nécessaire d'envisager des protocoles de validation par un retour au terrain. Cela pourrait passer par une implication active des individus dans des observations paysagères *in situ* pour l'étude des préférences paysagères, et par la mobilisation de données relatives à la présence, à l'abondance, ou encore aux déplacements des organismes pour l'étude de la connectivité écologique.

Enfin, un retour aux différentes théories de l'esthétique écologique a permis de souligner les apports théoriques et méthodologiques de notre travail par rapport aux recherches existantes dans ce domaine. Pour prolonger cette question, le passage d'une étude de la multifonctionnalité du paysage à l'étude de sa durabilité a enfin été proposée, pouvant servir de cadre conceptuel pour une gestion intégrée du paysage en aménagement du territoire.







# Conclusion générale

La démarche modélisatrice développée dans cette thèse a permis d'évaluer la manière dont les fonctions esthétique et écologique du paysage ont coévolué au cours du temps dans un contexte spatial de franges urbaines. Cette approche dynamique a d'abord nécessité d'explorer, à travers le paysage, les relations qu'entretiennent les individus avec leur environnement et les espèces avec leur milieu. Nous avons en effet posé comme hypothèses que les structures paysagères pouvaient influencer les jugements esthétiques exprimés par les individus et les déplacements des espèces animales. Pour chacun de ces cadres d'analyse, une problématique propre a été développée, visant à proposer une recherche innovante tant pour la dimension esthétique que pour la dimension écologique du paysage. Dans le premier cas, l'un des aspects novateurs de ce travail a été l'identification de différents groupes de jugement esthétique, dans une approche intermédiaire entre les théories évolutionnistes et les théories culturelles de l'esthétique paysagère. Les métriques de visibilité proposées ont également montré leur capacité à révéler les préférences paysagères des individus, offrant également l'opportunité de spatialiser un potentiel esthétique du paysage. Dans le second cas, l'approche multi-espèces adoptée a permis d'identifier un nombre limité d'espèces virtuelles, aux besoins écologiques différents, et représentatives de différents compartiments de la biodiversité. La mobilisation des « informations écologiques » sur ces espèces, constituant des paramètres de construction des graphes paysagers, a abouti à une mesure locale de connectivité multi-espèces caractérisant un certain potentiel écologique du paysage.

Bien qu'un nombre croissant de travaux étudient les relations entre les valeurs esthétiques des paysages et leur fonctionnalité écologique, peu d'études s'y étaient jusque-là intéressé dans une approche dynamique. Pourtant, dans un contexte de pressions croissantes des activités humaines sur la biosphère, le changement est une propriété intrinsèque des paysages et contribue à impacter à différentes échelles le cadre de vie des populations humaines et les écosystèmes. Tout l'enjeu de ce travail était donc de rechercher si les deux fonctions du paysage ont tendance à évoluer de manière convergente ou divergente selon les changements des structures paysagères perceptibles par les individus ou constituant le support de déplacement des espèces. L'identification de différents groupes de jugement esthétique et de différentes espèces virtuelles était dans ce cas indispensable. S'il est évident que les espèces, selon leurs caractéristiques, ne régissent pas toutes de la même manière face aux changements du paysage, il en est de même pour les individus. Cela a été confirmé par les analyses statistiques mises en place, qui ont contribué à « rapprocher » certaines espèces des individus appartenant à des groupes de jugement esthétique différents. Si ces analyses ont contribué à créer une richesse d'informations sur les relations entre esthétique et écologie, il nous a également semblé nécessaire de les synthétiser en vue de spatialiser la coévolution de ces deux fonctions. Une telle spatialisation, confrontant dans l'espace l'évolution des potentiels esthétique et écologique du paysage, a offert une vision globale de leurs convergences et divergences. Elle a ainsi mis en lumière le fait que très peu de zones sont concernées par des évolutions à la fois significatives et conjointes des préférences paysagères et de la connectivité paysagère. Ce « très peu » reste cependant relatif à notre focale d'observation et mériterait que l'on s'y attarde plus en détails à l'avenir, en augmentant la résolution spatiale, temporelle, mais également thématique, des informations spatiales nécessaires aux modélisations mises en place.

Les franges urbaines des agglomérations de Besançon et Paris ont constitué des laboratoires pertinents pour tester nos hypothèses et nos méthodes. À l'interface entre la ville et son envi-

ronnement, ces espaces sont porteurs d'enjeux concernant à la fois la qualité du cadre de vie et la conservation de la biodiversité. Sur les trente dernières années, les deux terrains d'étude ont subi des changements d'occupation du sol différenciés, les pressions anthropiques étant plus fortes en Seine-et-Marne qu'à Besançon. Ce travail n'a pas eu pour ambition d'établir des analyses comparatives directes entre les deux zones, en cherchant par exemple à savoir si les types d'impacts esthétiques et écologiques étaient plus importants dans une zone que dans l'autre. En revanche, il a validé les potentialités de reproductibilité des protocoles méthodologiques mis en place dans un contexte de franges d'agglomérations urbaines françaises de grande taille ou de taille moyenne. Dans d'autres contextes (montagnard ou littoral par exemple), ces protocoles nécessiteraient certaines adaptations, notamment dans le choix des espèces cibles et dans l'échantillonnage photographique dont l'objectif est de capter la diversité des paysages dans un espace donné. Finalement, seuls les éléments de « calibrage » des analyses seraient à modifier, l'ensemble des modélisations spatiales pouvant être facilement transposables sous réserve de disponibilité de données spatiales.

Un point important, qui a été plusieurs fois évoqué comme une limite dans les protocoles méthodologiques mis en place, concerne les temps de calculs informatiques. La contrainte des capacités de calcul des ressources informatiques est en effet inhérente aux approches modélisatrices en géographie quantitative. Nous avons donc dû prendre en compte cette contrainte tout au long de cette thèse, en raison notamment de la multiplicité des analyses mises en place (analyses de visibilité *versus* analyses de connectivité) ainsi que par les approches itératives, conséquence des analyses rétrospectives fondées sur une décomposition des types de changements d'occupation du sol. Bien que le recours à des clusters informatiques de haute performance ait permis une distribution des calculs sur plusieurs machines, il n'en reste pas moins qu'un total d'environ 500 000 heures de calculs « équivalent 1 cœur » ont été nécessaires pour réaliser l'ensemble des analyses présentées dans ce travail (soit 57 années de calculs!). Si certaines améliorations ont été envisagées tout au long de notre travail, ces contraintes techniques ont souvent constitué une limite à nos développements.

D'un point de vue disciplinaire, si ce travail se positionne clairement dans le domaine de la géographie quantitative, des concepts et approches propres à la psychologie environnementale et à l'écologie du paysage ont été mobilisés dans une visée interdisciplinaire. Cette hybridation était selon nous indispensable pour répondre aux questions posées, mais aurait néanmoins mérité d'être enrichie par l'intégration dans nos réflexions de participants extérieurs à la sphère académique. Bien que cette thèse ait essentiellement eu un caractère de recherche fondamentale, les enjeux qu'elle a soulevés sont en effet en plusieurs points reliés à des questionnements opérationnels. Certaines des approches mises en place et certains des résultats obtenus ont d'ailleurs déjà fait l'objet de discussions avec des acteurs de chacun des terrains d'étude (Agence d'urbanisme de l'agglomération de Besançon, Natureparif, associations naturalistes, etc.). Ces discussions nous ont convaincus que la mise en place d'une démarche concertée dans un processus de recherche-action en lien avec les acteurs du territoire permettrait une amélioration à la fois des processus de décisions opérationnelles et des processus de réflexion scientifique. Dans ce cadre, il semblerait pertinent d'adopter une démarche prospective basée une modélisation d'accompagnement, impliquant les acteurs locaux dans la co-construction de scénarios de changement d'occupation du sol. Alors que les automates cellulaires et les modèles multi-agents sont de plus en plus performants, leur apport pour une aide à la décision à destination des acteurs locaux serait en ce sens considérable. Ils permettraient de proposer une large gamme d'alternatives en matière d'aménagement du territoire, pour simuler, de la manière la plus réaliste possible, les futurs possibles du paysage.





# Bibliographie

## A

- Abbott C. & Margheim J., 2008. Imagining Portland's Urban Growth Boundary : Planning Regulation as Cultural Icon, *Journal of the American Planning Association*, 74(2) : 196-208.
- Abraham A., Sommerhalder K. & Abel T., 2010. Landscape and well-being : a scoping study on the health-promoting impact of outdoor environments, *International journal of public health*, 55(1) : 59-69.
- Adell G., 1999. *Theories and models of the peri-urban interface : a changing conceptual landscape*, Development Planning Unit, Londres, 43 p.
- Adriaensen F., Chardon J.P., De Blust G. et al., 2003. The application of "least-cost" modelling as a functional landscape model, *Landscape and Urban Planning*, 64 : 233-247.
- Alexander C., 1979. *The Timeless Way of Building*, Oxford University Press, New-York, 568 p.
- Allen T.F.H. & Starr T.B., 1982. *Hierarchy : Perspectives for Ecological Complexity*, University of Chicago Press, Chicago, 362 p.
- Amerigo M., 1997. A theoretical and methodological approach to the study of residential satisfaction, *Environmental Psychology*, 17(1) : 47-57.
- Andren H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals of suitable habitat : a review landscapes with different proportions, *Oikos*, 71(3) : 355-366.
- Angeler D.G. & Allen C.R., 2016. Quantifying resilience, *Journal of Applied Ecology*, 53(3) : 617-624.
- Antoni J-P., 2003. *Modélisation de la dynamique de l'étalement urbain Aspects conceptuels et gestionnaires Application à Belfort*, Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur, Strasbourg, 529 p.
- Antoni J.P. & Youssefi S., 2007. Étalement urbain et consommation d'espace. Étude comparée de Besançon, Belfort et Montbéliard, *Revue Géographique de L'Est*, 47(3).
- Antrop M. & Van Eetvelde V., 2000. Holistic aspects of suburban landscapes : visual image interpretation and landscape metrics, *Landscape and Urban Planning*, 50 : 43-58.
- Aoki Y., 1999. Review article : trends in the study of the psychological evaluation of landscape, *Landscape Research*, 24(1) :85-94.
- Appleton J., 1988. Prospects and Refuges Revisited, in Nasar J.L. (Ed.), *Environmental Aesthetics ; Theory, Research and Applications*, Cambridge University Press, Cambridge & New-York, pp. 27-44.
- Appleton, J., 1975. *The Experience of Landscape*, Wiley, Londres & New-York, 296 p.
- Arriaza M., Canas-Ortega J.F., Canas-Madueno J.A. & Ruiz-Aviles P., 2004. Assessing the visual quality of rural landscapes, *Landscape and Urban Planning*, 69(1) : 115-125.
- Arriaza M., Gómez-Limón J.A., Kallas Z. & Nekhay O., 2008. Demand for non-commodity outputs from mountain olive groves, *Agriculture Economics*, 9(1) : 5-23.
- Arriaza M., Cañas J.F., Cañas J.A., et al., 2005. *Landscape assessment via regression analysis*, XIth Congress of the European Association of agricultural Economists, Ghent, 26-27 août.
- Arthur L.M., Daniel T.C. & Boster R.S., 1977. Scenic assessment : An overview, *Landscape Planning*, 4 : 109-129.

## B

- Baguette M., Clobert J., Schtickzelle N., & Stevens V.M., 2014. Populations locales, dispersion et métapopulations, *in* Gauthier-Clerc M., Mesléard F., Blondel J. (Dir.), *Sciences de la conservation*, De Boeck, Louvain-la-Neuve, pp. 19-38.
- Barroso F.L., Pinto-Correia T., Ramos I.L., *et al.*, 2012. Dealing with landscape fuzziness in user preference studies : Photo-based questionnaires in the Mediterranean context, *Landscape and Urban Planning*, 104(3-4) :329-342.
- Bell S., 2001. Landscape pattern, perception and visualisation in the visual management of forests, *Landscape and Urban Planning*, 54(1-4) : 201-211.
- Bell S., 1999. *Landscape : Pattern, Perception and Process*, Taylor & Francis, New-York, 344 p.
- Bennett G., 1996. *Cultural Landscapes : the Conservation Challenge in a Changing Europe*, Institute for European Environmental Policy, 132 p.
- Berdoulay V. & Phipps M. (Dir.), 1985. *Paysages et systèmes*, Presses de l'Université d'Ottawa, Ottawa, 195 p.
- Van den Berg A.E. & Koole S.L., 2006. New wilderness in the Netherlands : An investigation of visual preferences for nature development landscapes, *Landscape and Urban Planning*, 78(4) : 362-372.
- Van den Berg A.E., Vlek C.A.J. & Coeterier J.F., 1998. Group Differences in the aesthetic evaluation of nature development plans : A multilevel approach, *Journal of Environmental Psychology*, 18 : 141-157.
- Raymond (Coord.), 2015. Les paysages des franges périurbaines, transitions ou parois de verre?, *in* Luginbühl Y. (Dir.) *Biodiversité, paysage et cadre de vie. La démocratie en pratique*, Victoires éditions, Paris, pp. 71-89.
- Berleant A., 1992. *The Aesthetics of Environment*, Temple University Press, Philadelphie, 218 p.
- Berman M.G., Jonides J., Kaplan S., *et al.*, 2008. The Cognitive Benefits of Interacting With Nature, *Psychological Science*, 19 : 1207-1212.
- Berque A., 1990. *Médiancée, de milieux en paysages*, Reclus, Montpellier, 163 p.
- Berque A., 1984. Paysage-empreinte, paysage-visible : éléments de problématique pour une géographie culturelle, *L'Espace géographique*, 1 : 33-36.
- Berto R., 2005. Exposure to restorative environments helps restore attentional capacity, *Journal of Environmental Psychology*, 25 : 249-259.
- Berto R., Massaccesi S. & Pasini M., 2008. Do eye movements measured across high and low fascination photographs differ? Addressing Kaplan's fascination hypothesis, *Journal of Environmental Psychology*, 28(2) : 185-191.
- Bertrand G., 1978. Le paysage entre la nature et la société, *Revue de Géographie des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 49 : 239-258.
- Bhattacharya M., Primack R.B. & Gerwein J., 2003. Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area?, *Biological Conservation*, 109 : 37-45
- Bishop I.D., 1997. Testing perceived landscape colour difference using the Internet, *Landscape and Urban Planning*, 37(3-4) : 187-196.
- Bishop I.D. & Hulse W., 1994. Prediction of scenic beauty using mapped data and geographic information systems, *Landscape and Urban Planning*, 30(94) : 59-70.
- Blanc N., 2008. *Vers une esthétique environnementale*, Éditions Quae, Versailles, 225 p.
- Bonin S., 2013. The concept of urban lisiere and its application in Reunion Island, Actes du Séminaire *The role of open spaces in the transformation of urban landscapes*, Berlin, 12-14 mars.
- Boorman S.A. & Levitt P.R., 1973. Group selection on the boundary of a stable population, *Theoretical Population Biology*, 4 : 85-128.
- Bourassa S.C., 1991. *The Aesthetics of Landscape*, Wiley, Londres, 256 p.
- Bourgeois M., 2015. *Impacts écologiques des formes d'urbanisation. Modélisations urbaines et paysagères*, Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon, 367 p.
- Bourne L.S., 1996. Reinventing the Suburbs :

- Old Myths and New Realities, *Progress in Planning*, 46(3) : 163-184.
- Bousquet A., Couderchet L., Gassiat A., & Hautdidier B., 2012. Les résolutions des bases de données "occupation du sol" et la mesure du changement. Articuler l'espace, le temps et le thème, *L'Espace géographique*, 42(1) : 61-76.
- Bowman J., Jaeger J.A.G., Fahrig L., 2002. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size, *Ecology*, 83(7) : 2049-2055.
- Bresenham J.E., 1965. Algorithm for computer control of a digital plotter, *IBM Systems Journal*, 4(1) : 25-30.
- Brossard T., Joly D. & Tourneux F.P., 2008. Modélisation opérationnelle du paysage in Brossard T. & Wieber J-C., *Paysage et information géographique*, Hermès/Lavoisier, Paris, pp. 119-140.
- Brossard T. & Wieber J.C., 1984. Le paysage : trois définitions, un mode d'analyse et de cartographie, *L'Espace géographique*, 13(1) : 5-12.
- Brown L., 2012. A review of progress in soundscapes and an approach to soundscape planning, *International Journal of Acoustics and Vibration*, 17(2) : 73-81.
- Brown T. & Daniel T., 1991. Landscape Aesthetics of Riparian Environments : Relationship of Flow Quantity to Scenic Quality Along a Wild and Scenic River, *Water Resources Research*, 27(8) : 1787-1795.
- Brunet R., 1974. Analyse des paysages et sémiologie, *L'Espace géographique*, 2 : 120-126.
- Brunswik E., 1965. Reasoning as a universal behavior model and a functional differentiation between "perception" and "thinking", in Hammond K.R. (Ed.), *The Psychology of Egon Brunswik*, Holt, Rinehart and Winston, New-York, pp. 487-494.
- Buchman C.M., Schurr F.M., Nathan R. & Jeltsch F., 2011. An allometric model of home range formation explains the structuring of animal communities exploiting heterogeneous resources, *Oikos*, 120 : 106-118.
- Buckley R., Ollenburg C. & Zhong L., 2008. Cultural landscape in mongolian tourism, *Annals of Tourism Research*, 35(1) : 47-61.
- Buhyoff G.J. & Leuschner W.A., 1978. Estimating Psychological Disutility from Damaged Forest Stands, *Forest Science*, 24(3) : 424-432.
- Bunn A.G., Urban D.L. & Keitt T.H., 2000. Landscape connectivity : A conservation application of graph theory, *Journal of Environmental Management*, 59 : 265-278.
- Burel F. & Baudry J., 1999. *Ecologie du paysage : concepts, méthodes et applications*, Tec & Doc, Paris, 360 p.
- Burmil S., Daniel T.C. & Hetherington J.D., 1999. Human values and perceptions of water in arid landscapes, *Landscape and Urban Planning*, 44(2-3) : 99-109.
- ## C
- Cáceres (De) M., Legendre P., Wiser S.K., Brotons L., 2012. Using species combinations in indicator value analyses, *Methods in Ecology and Evolution*, 3(6) : 973-982.
- Calabrese J.M. & Fagan W.F., 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(10) : 529-536.
- Caldwell I.R. & Gergel S.E., 2013. Thresholds in seascape connectivity : influence of mobility, habitat distribution, and current strength on fish movement, *Landscape Ecology*, 28 : 1937-1948.
- Campbell D., 2007. Willingness to Pay for Rural Landscape Improvements : Combining Mixed Logit and Random-Effects Models, *Journal of Agricultural Economics*, 58(3) : 467-483.
- Cañas I., Ayuga E., Ayuga F., Canas I., 2009. A contribution to the assessment of scenic quality of landscapes based on preferences expressed by the public, *Land Use Policy*, 26(4) : 1173-1181.
- Carbone C., Cowlshaw G., Isaac N.J.B., Rowcliffe J.M., 2005. How Far Do Animals Go? Determinants of Day Range in Mammals, *The American Naturalist*, 165(2) : 290-297.
- Carles J.L., Barrio I.L. & De Lucio J.V., 1999. Sound influence on landscape values, *Landscape and Urban Planning*, 43(4) : 191-200.
- Carlson A., 2000. *Aesthetics and the Environment : The Appreciation of Nature, Art and Architecture*, Routledge, Londres & New-York, 272 p.



- Carrara F., Altermatt F., Rodriguez-Iturbe I., Rinaldo A., 2012. Dendritic connectivity controls biodiversity patterns in experimental metacommunities, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(15) : 5761-5766.
- Carvalho-Ribeiro S.M. & Lovett A., 2011. Is an attractive forest also considered well managed? Public preferences for forest cover and stand structure across a rural/urban gradient in northern Portugal, *Forest Policy and Economics*, 13(1) : 46-54.
- Castel J.C., 2006. Les coûts de la ville dense ou étalée, *Etudes Foncières*, 119 : 18-21.
- CAUE du Doubs & ThéMA, 2000a. *Atlas des paysages de Franche-Comté, Tome 1 : Doubs*, Néo-Editions, Autrey-lès-Gray, 381 p.
- CAUE du Doubs & ThéMA, 2000b. *Atlas des paysages de Franche-Comté, Tome 3 : Haute-Saône*, Néo-Editions, Autrey-lès-Gray, 373 p.
- Cauvin C., 1999. Pour une approche de la cognition spatiale intra-urbaine, *Cybergeo*, article 72.
- Cavaillès J., Brossard T., Foltête J.C. et al., 2009. GIS-Based hedonic pricing of landscape, *Environmental and Resource Economics*, 44(4) : 571-590.
- Cavaillès J., Peeters D., Sekeris E., & Thisse J-F., 2004. The Periurbain City. Why to Live between the Suburbs and the Countryside?, *Regional Science and Urban Economics*, 34(6) : 681-703.
- Cavaillès J. & Joly D. (Dir.), 2006. *Les paysages périurbains et leur prix*, Presses Universitaires de Franche-Comté, Besançon, 201 p.
- Cavaillès J. & Schmitt B., 2002. Les mobilités résidentielles entre villes et campagnes, in Perrier-Cornet P. (Ed.), *Repenser les campagnes*, Editions de l'Aube, La Tour d'Aigues, pp. 35-65.
- CERTU, 2008. *Détermination d'un MOS et calcul d'une tache urbaine à partir de la BD TOPO de l'IGN*, Rapport d'études, 64 p.
- Cho S.H., Poudyal N.C. & Roberts R.K., 2008. Spatial analysis of the amenity value of green open space, *Ecological Economics*, 66(2-3) : 403-416.
- Clauzel C., Bannwarth C. & Foltête J.C., 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., 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 : 125-134.
- Clobert J., Danchin E., Dhondt A.A. & Nichols J.D., 2001. *Dispersal*, Oxford University Press, New-York, 474 p.
- Coeterier J.F., 1983. A photo validity test, *Journal of Environmental Management*, 3 : 315-323.
- Coeterier J.F., 1996. Dominant attributes in the perception and evaluation of the Dutch landscape, *Landscape and Urban Planning*, 34(1) : 27-44.
- Comber A.J., 2008. Land use or land cover?, *Journal of Land Use Science*, 3(4) : 199-201.
- Comber A.J., Fisher P. & Wadsworth R., 2005. What is land cover?, *Environment and Planning B : Planning and Design*, 32(2) : 199-209.
- Conzen M., 2004. Cultural Landscape in Geography, in Smelser N. & Bates P. (Eds.) *International Encyclopaedia of the Social and Behavioural Sciences*, Elsevier, New-York, pp. 3086-3092.
- Corbin A., 2001. *L'homme dans le paysage*, Textuel, Paris, 1990 p.
- Corney H., Ives C.D., Bekessy S., 2015. Amenity and ecological management : A framework for policy and practice, *Ecological Management & Restoration*, 16(3) : 199-205.
- Cosgrove D., 1980. Images of landscape, in Gold J.R. (Ed.) *An Introduction to Behavioural Geography*, Oxford University Press, Oxford & New-York, pp. 115-127.
- Costanza R., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, 387 : 353-360.
- Cote D., Kehler D.G., Bourne C. & Wiersma Y.F., 2009. A new measure of longitudinal connectivity for stream networks, *Landscape Ecology*, 24(1) : 101-113.

- Cottet M., Piégay H. & Bornette G., 2013. Does human perception of wetland aesthetics and healthiness relate to ecological functioning?, *Journal of Environmental Management*, 128 : 1012-1022.
- Croce B., 1902. *Aesthetic as Science of Expression and General Linguistic*, Noonday Press, New-York, 320 p.
- Cushman S.A. & Landguth E.L., 2012. Multi-taxa population connectivity in the Northern Rocky Mountains, *Ecological Modelling*, 231 : 101-112.
- Cushman S.A., Landguth E.L. & Flather C.H., 2013. Evaluating population connectivity for species of conservation concern in the American Great Plains, *Biodiversity and Conservation*, 22(11) : 2583-2605.
- ## D
- Dakin S.L., 2003. There's more to landscape than meets the eye : towards inclusive landscape assessment in resource and environmental management, *The Canadian Geographer*, 47 : 185-200.
- Dale M.R.T. & Fortin M., 2010. From Graphs to Spatial Graphs, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41 : 21-38.
- Daniel T.C., 2001. Whither scenic beauty? Visual landscape quality assessment in the 21st century, *Landscape and Urban Planning*, 54(1-4) : 267-281.
- Daniel T.C. & Boster R.S., 1976. *Measuring landscape esthetics : the scenic beauty estimation method*, Rapport, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Range and Experiment Station, 66 p.
- Daniel T.C. & Vining J., 1983. Methodological Issues in the Assessment of Landscape Quality, in Altman E. & Wohlwill J.F. (Eds.), *Behavior and the Natural Environment*, Plenum Press, New-York, pp. 39-84.
- Davies W.J., Adams M.D., Bruce N.S. et al., 2013. Perception of soundscapes : An interdisciplinary approach, *Applied Acoustics*, 74(2) : 224-231.
- Dawes M.J. & Ostwald M.J., 2014. Prospect-Refuge theory and the textile-block houses of Frank Lloyd Wright : An analysis of spatio-visual characteristics using isovists, *Building and Environment*, 80 : 228-240.
- De Groot R.S., Alkemade R., Braat L., et al., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making, *Ecological Complexity*, 7(3) : 260-272.
- Décamps H. & Décamps O., 2007. Organisation de l'espace et processus écologiques, *Economie Rurale*, 297-298 : 41-54.
- Delcourt H.R. & Delcourt P.A., 1988. Quaternary landscape ecology : Relevant scales in space and time, *Landscape Ecology*, 2(1) : 23-44.
- Devine-Wright P. & Batel S., 2013. Explaining public preferences for high voltage pylon designs : An empirical study of perceived fit in a rural landscape, *Land Use Policy*, 31 : 640-649.
- Ding C., Knaap G.J. & Hopkins L.D., 1999. Managing Urban Growth with Urban Growth Boundaries : A Theoretical Analysis, *Journal of Urban Economics*, 46 : 53-68.
- Domon G. (Coord.), 2005. *Méthode d'étude paysagère pour route et autoroute (MEPPRA) : documentation et problématique*, Rapport, Ministère des Transports du Québec, Montréal, 310 p.
- Domosh M., 2004. Cultural Landscape in Environmental Studies, in Smelser N. & Bates P. (Eds.) *International Encyclopaedia of the Social and Behavioural Sciences*, Elsevier, New-York, pp. 3081-3086.
- Dramstad W.E., Tveit M.S., Fjellstad W.J., Fry G.L.A., 2006. Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structure, *Landscape and Urban Planning*, 78(4) : 465-474.
- Ducarme F., Luque G.M. & Courchamp F., 2013. What are "charismatic species" for conservation biologists?, *BioSciences Master Reviews*, pp. 1-8.
- Dunford W. & Freemark K., 2005. Matrix matters : Effects of Surrounding Land Uses on Forest Birds Near Ottawa, Canada, *Landscape Ecology*, 20(5) : 497-511.
- Dunne J.A., Williams R.J., Martinez N.D., Fe S. 2002. Network topology and biodiversity loss

- in food webs : robustness increase with connectance, *Ecology Letters*, 5 : 558-567.
- Dupont L., Antrop M. & Van Eetvelde V., 2014. Eye-tracking Analysis in Landscape Perception Research : Influence of Photograph Properties and Landscape Characteristics, *Landscape Research*, 39 : 1-16.
- ## E
- Ekstrom A.D., Kahana M.J., Caplan J.B. *et al.*, 2003. Cellular networks underlying human spatial navigation, *Nature*, 425 : 184-187.
- Ellis C.D., Lee S.-W. & Kweon B.-S., 2006. Retail land use, neighborhood satisfaction and the urban forest : an investigation into the moderating and mediating effects of trees and shrubs, *Landscape and Urban Planning*, 74(1) : 70-78.
- European Environment Agency, 2006. *Urban sprawl in Europe - The ignored challenge*, Report, 56 p.
- Ewers R.M. & Didham R.K., 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation, *Biological Reviews*, 81 : 117-142.
- ## F
- Faggi A., Breuste J., Madanes N. *et al.*, 2011. Water as an appreciated feature in the landscape : a comparison of residents' and visitors' preferences in Buenos Aires, *Journal of Cleaner Production*, 60 : 182-187.
- Fahrig L., 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34 : 487-515.
- Fairclough G. & Rippon S., 2002. Conclusion : archaeological management of Europe's cultural landscape, in Fairclough G. & Rippon S. (Eds.), *Europe's Cultural Landscape : Archaeologists and the Management of Change*, Europae Archaeologiae Consilium, Bruxelles, pp. 202-206.
- Falk J.H. & Balling J.D., 2010. Evolutionary Influence on Human Landscape Preference, *Environment and Behavior*, 42(4) : 479-493.
- Farina A., 1993. From global to regional landscape ecology, *landscape ecology*, 8(3) : 153-154.
- Farina A., 2006. *Principles and methods in landscape ecology. Towards a science of landscape*, Springer, Dordrecht, 434 p.
- Farina A., 2010. *Ecology, Cognition and Landscape. Linking Natural and Social Systems*, Springer, Dordrecht & New-York, 161 p.
- Fath B.D., Scharler U.M., Ulanovicz R.E. & Hannon B., 2007. Ecological network analysis : network construction, *Ecological Modelling*, 208 : 49-55.
- Fausch K.D., Torgersen C.E., Baxter C.V. & Li H.W., 2002. Landscapes to Riverscapes : Bridging the Gap between Research and Conservation of Stream Fishes, *BioScience*, 52(6) : 483-498.
- Fischer, M.A.N.N. & Shrout, P.E., 2006. Children's liking of landscape paintings as a function of their perceptions of prospect, refuge, and hazard, *Environment and Behavior*, 38(3) : 373-393.
- Fisher J.D., Bell P.A. & Baum A., 1984. *Environmental Psychology*, Holt, Rinehart & Winston, New-York, 472 p.
- Fisher P.F., 1996. Extending the Applicability of Viewsheds in Landscape Planning, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(1) : 1297-1302.
- Foltête J-C., 2006. *Paysage et mouvement. De l'écologie aux déplacements urbains : éléments pour une identification des paysages préférentiels*, Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches, Université de Franche-Comté, Besançon, 223 p.
- 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 : 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.
- Forman R.T.T., 1995a. *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*, Cambridge University Press, Cambridge & New-York, 656 p.

- Forman R.T.T., 1995b. Some general principles of landscape and regional ecology, *Landscape Ecology*, 10(3) : 133-142.
- Forman R.T.T., 2008. *Urban Regions. Ecology and Planning Beyond the City*, Cambridge University Press, Cambridge & New-York, 478 p.
- Forman R.T.T. & Godron M., 1986. *Landscape ecology*, Wiley, New-York, 619 p.
- Fortin M. & Dale M.R.T., 2005. *Spatial Analysis. A Guide for Ecologists*, Cambridge University Press, Cambridge, 365 p.
- Franke R., 1982. Smooth interpolation of scattered data by local thin plate splines, *Computers & Mathematics with Applications*, 8(4) : 273-281.
- Franklin W.R. & Vogt C., 2006. Tradeoffs when Multiple Observer Siting on Large Terrain Cells, in Riedl A., Kainz W., Elmes G.A. (Eds.), *Progress in Spatial Data Handling*, Springer, Berlin & New-York, pp. 845-861.
- Fromm, E., 1964. *The Heart of Man : its genius for good and evil*, Harper & Row, New-York, 144 p.
- Fry G., 2001. Multifunctional landscapes - towards transdisciplinary research, *Landscape and Urban Planning*, (57) : 159-168.
- Fry G., Tveit M.S., Ode A. & Velarde M.D., 2009. The ecology of visual landscapes : Exploring the conceptual common ground of visual and ecological landscape indicators, *Ecological Indicators*, 9(5) : 933-947.
- Fu W., Liu S., Degloria S.D., et al., 2010. Characterizing the "fragmentation-barrier" effect of road networks on landscape connectivity : A case study in Xishuangbanna, Southwest China, *Landscape and Urban Planning*, 95 : 122-129.
- Fu P. & Rich P.M., 2002. A geometric solar radiation model with applications in agriculture and forestry, *Computers and Electronics in Agriculture*, 37 : 25-35.
- Fulton W., Pendall R, Nguyen M. & Harrison A., 2001. *Who Sprawls Most ? How Growth Patterns Differ Across the U.S.*, Rapport, Center on Urban & Metropolitan Policy, The Brookings Institution, 22 p.
- G**
- Galindo M.P. & Hidalgo M.C., 2005. Aesthetic preferences and the attribution of meaning : Environmental categorization processes in the evaluation of urban scenes, *International Journal of Psychology*, 40(1) : 19-27.
- Gallent N., Shoard M., Andersson J. et al., 2004. Planning, Inspiring England's urban fringes : multi-functionality and planning, *Local Environment : The International Journal of Justice and Sustainability*, 9(3) : 217-233.
- Gallent N., Bianconi M., & Andersson J., 2006. Planning on the Edge : England's Rural-Urban Fringe and the Spatial-Planning Agenda, *Environment and Planning B : Planning and Design*, 33 : 457-476.
- Galpern P., Manseau M. & Fall A., 2011. Patch-based graphs of landscape connectivity : A guide to construction, analysis and application for conservation, *Biological Conservation*, 144(1) : 44-55.
- Galster G., Hanson R., Ratcliffe M.R, et al., 2001. Wrestling Sprawl to the Ground : Defining and measuring an elusive concept, *Housing Policy Debate*, 12(4) : 681-717.
- Germino M.J., Reiners W.A, Blasko B.J. et al., 2001. Estimating visual properties of Rocky Mountain landscapes using GIS, *Landscape and Urban Planning*, 53(1-4) : 71-83.
- Ghorra-Gobin, C., 2005. De la Ville à l'urban sprawl : La question métropolitaine aux Etats-Unis, *Cercles*, 13 : 123-138.
- Gidlof-Gunnarsson A. & Ohrström E., 2007. Noise and well-being in urban residential environments : The potential role of perceived availability to nearby green areas, *Landscape and Urban Planning*, 83 : 115-126.
- Gifford R., 1997. *Environmental Psychology : principles and practices*, Allyn & Bacon, Boston, 560 p.
- Gillis, E.A. & Krebs, C.J., 1999. Natal Dispersal of Snowshoe Hares during a Cyclic Population Increase, *Journal of Mammalogy*, 80(3) : 933-939.
- Giplin M. & Hanski I., 1991. *Metapopulation Dynamics : Empirical and Theoretical Investigations*, London Academic Press, Londres, 340 p.

- Girardet X., 2013. *Paysages et infrastructures de transport. Modélisation des impacts des infrastructures sur les réseaux écologiques*, Thèse de Doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon, 261 p.
- Girardet X., Foltête J-C., Clauzel C. & Vuidel G., 2016. Restauration de la connectivité écologique : proposition méthodologique pour une localisation optimisée des passages à faune, *Vertigo*.
- Girardin P. & Weinstoerffer J., 2003. Agricultural landscape indicators in the context of the OECD work on agri-environmental indicators, in Dramstad W. & Sogge C. (Coord.) *Agricultural Impacts on Landscapes : Developing Indicators for Policy Analysis*, Proceedings from NIJOS/OECD Expert Meeting on Agricultural Landscape Indicators, Oslo, 7-9 octobre, pp. 193-208.
- Girvan M. & Newman M.E.J., 2002. Community structure in social and biological networks, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99(12) : 7821-7826.
- Gobster P.H., 1999. An ecological aesthetic for forest landscape management, *Landscape Journal*, 18(1) : 54-64.
- Gobster P.H., Nassauer J.I., Daniel T.C. & Fry G., 2007. The shared landscape : what does aesthetics have to do with ecology ?, *Landscape Ecology*, 22(7) : 959-972.
- Golley F.B., 1989. A proper scale, *Landscape Ecology*, 2(2) : 71-72.
- Gomez-Limon J. & De Lucio J.V.F., 1999. Changes in use and landscape preferences on the agricultural-livestock landscapes of the central Iberian Peninsula (Madrid, Spain), *Landscape and Urban Planning*, 44 : 165-175.
- Gosz J.R., 1993. Ecotone hierarchies, *Ecological Applications*, 3 : 369-376.
- Green R., 1999. Meaning and form in community perception of town character, *Journal of Environmental Psychology*, 19 : 311-329.
- Gunderson R., 2014. Erich Fromm's Ecological Messianism : The First Biophilia Hypothesis as Humanistic Social Theory, *Humanity & Society*, 38(2) : 182-204.
- 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 : 310-320.
- Gustafson E.J., 1998. Pattern : What Is the State of the Art ?, *Ecosystems*, 1 : 143-156.
- Gutman G. (Ed.), 2004. *Land Change Science : Observing, Monitoring and Understanding Trajectories of Changes on Earth's Surface*, Springer, New-York, 457 p.
- ## H
- Hagerhall C.M., 2000. Clustering predictors of landscape preference in the traditional swedish cultural landscape : prospect-refuge, mystery, age and management, *Journal of Environmental Psychology*, 20 : 83-90.
- Hagerhall C.M., 2001. Consensus in Landscape Preference Judgements, *Journal of Environmental Psychology*, 21(1) : 83-92.
- Hagerhall C.M., 1999. *The experience of pastoral landscapes*, Thèse de doctorat, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp.
- Hamill L. 1974. Statistical Tests of Leopold's System for Quantifying Aesthetic Factors Among Rivers landscape, *Water Resources Research*, 10(3) : 395-401.
- Hendriks A.J., Willers B.J.C., Lenders H.J.R., Leuven R.S.E.W., 2009. Towards a coherent allometric framework for individual home ranges, key population patches and geographic ranges, *Ecography*, 32 : 929-942.
- Hanski I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics, *Journal of Animal Ecology*, 63(1) : 151-162.
- Hanski I. & Giplin M., 1997. *Metapopulation Biology : Ecology, Genetics, and Evolution*, Academic Press, San Diego, 512 p.
- Hanski I. & Giplin M., 1991. Metapopulation dynamics : brief history and conceptual domain, *Biological Journal of the Linnean Society*, 42(1) : 3-16.
- Harary F., 1969. *Graph Theory*, Addison-Wesley Publishing Company, Reading, 274 p.
- Hartig T., Mang M. & Evans G.W., 1991. Restorative Effects of Natural Environment Expe-

- riences, *Environment and Behavior*, 23(1) : 3-26.
- Herold M., Couclelis H. & Clarke K.C., 2005. The role of spatial metrics in the analysis and modeling of urban land use change, *Computers, Environment and Urban Systems*, 29 : 369-399.
- Herzog T., 1985. A cognitive analysis of preference for waterscapes, *Journal of Environmental Psychology*, 5 : 225-241.
- Herzog T.R., 1992. A cognitive analysis of preference for urban spaces, *Journal of Environmental Psychology*, 12 : 237-248.
- Herzog T.R., Black A.M., Fountaine K.A. & Knotts D.J., 1997. Reflection and attentional recovery as distinctive benefits of restorative environments, *Journal of Environmental Psychology*, 17 : 165-170.
- Herzog T.R., Kaplan S. & Kaplan R., 1982. The prediction of preference for unfamiliar urban places, *Population and Environment*, 5(1) : 43-59.
- Herzog T.R. & Leverich O.L., 2003. Searching for Legibility, *Environment and Behavior*, 35(4) : 459-477.
- Hess G.R. & Fischer R.A., 2001. Communicating clearly about conservation corridors, *Landscape and Urban Planning*, 55 : 195-208.
- Heywood H. (Ed.), 1995. *Global biodiversity assessment*, Cambridge University Press, Cambridge & New-York, 1140 p.
- Hietala-Koivu R., 1999. Agricultural landscape change : a case study in Yläne, southwest Finland, *Landscape and Urban Planning*, 46 : 103-108.
- Hirzel A. & Guisan A., 2002. Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling, *Ecological Modelling*, 157 : 331-341.
- Hirzel A.H., Helfer V. & Metral F., 2001. Assessing habitat-suitability models with a virtual species, *Ecological Modelling*, 145 : 111-121.
- Hirzel A.H. & Le Lay G., 2008. Habitat suitability modelling and niche theory, *Journal of Applied Ecology*, 45(5) : 1372-1381.
- Höll A. & Nilsson K., 1999. Cultural landscape as subject to national research programmes in Denmark, *Landscape and Urban Planning*, 46 : 15-27.
- Holling C.S., 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4(1) : 1-23.
- Hooke D., 2000. The appreciation of landscape history, in Hooke D. (Ed.), *Landscape : The Richest Historical Record*, Society for Landscape Studies, Amesbury, pp. 143-156.
- Houet T., Verburg P.H. & Loveland T.R., 2010. Monitoring and modelling landscape dynamics, *Landscape Ecology*, 25 : 163-167.
- Howley P., Donoghue C.O. & Hynes S., 2012. Exploring public preferences for traditional farming landscapes, *Landscape and Urban Planning*, 104(1) : 66-74.
- Howley P., 2011. Landscape aesthetics : assessing the general public's preferences towards rural landscapes, *Ecological Economics*, 72 : 161-169.
- Hudson B.J., 1992. Hunting or a sheltered life : prospects and refuges reviewed, *Landscape and Urban Planning*, 22 : 53-57.
- Hur M. & Morrow-Jones H., 2008. Factors that influence residents' satisfaction with neighborhoods, *Environment and Behavior*, 40(5) : 619-635.
- Hur M., Nasar J. L. & Chun B., 2010. Neighborhood satisfaction, physical and perceived naturalness and openness *Journal of Environmental Psychology*, 30(1) : 52-59.
- Von Humboldt, A., 1807. *Ideen zu einer geographie der pflanzen nebst einem naturgemälde der tropenländer*, Tübingen.
- Huxley J.S. & Teissier G., 1936. Terminology of relative growth, *Nature*, 137 : 780-781.

## I - J

IAU-IDF, 2013. *Mos 1982-2012. Volume 1 : Du ciel à la carte*, Cahiers de l'IAU, p. 92.

Ingram G.B., 1991. Habitat, visual and recreational values and the planning of extractive development and protected area : A tale of three islands, *Landscape and Urban Planning*, 21 : 109-129.

Irwin E. & Bockstael N., 2004. Endogenous Spatial Externalities : Empirical Evidence and Implications for the Evolution of Exurban Residential Land Use Patterns, in Anselin L., Flo-

- rax R.J.G.M. & Rey S.J. (Eds.), *Advances in Spatial Econometrics : Methodology, Tools and Applications*, Springer, Berlin, pp. 359-380.
- Ives C.D. & Kendal D., 2013. Values and attitudes of the urban public towards peri-urban agricultural land, *Land Use Policy*, 34 : 80-90.
- James W., 1984. *Psychology, Briefer Course*, Harvard University Press, Cambridge, 553 p.
- Le Jeannic T., 1997. Trente ans de périurbanisation : extension et dilution des villes, *Economie et Statistique*, 307(7) : 21-41.
- Le Jeannic T., 1996. Une nouvelle approche territoriale de la ville, *Economie et Statistique*, 294(1) : 25-45.
- Joly D., Brossard T., Cavailhès J. et al., 2009. A Quantitative Approach to the Visual Evaluation of Landscape Daniel, *Annals of the Association of American Geographers*, 99(2) : 292-308.
- Jongman R.H. & Pungetti G., 2004. *Ecological Networks and Greenways : Concept, Design, Implementation*, Cambridge University Press, Cambridge & New-York, 345 p.
- Jongman R.H.G., Kulvik M. & Kristiansen I., 2004. European ecological networks and greenways, *Landscape and Urban Planning*, 68(2-3) : 305-319.
- ## K
- Kahana E., Lovegreen L., Kahana B. & Kahana M. (2003). Person, environment, and person-environment fit as influences on residential satisfaction of elders, *Environment and Behavior*, 35(3) : 434-453.
- Kahn P., 1997. Developmental Psychology and the Biophilia Hypothesis : Children's Affiliation with Nature, *Developmental Review*, 17(1) : 1-61.
- Kalivoda O., Vojar J., Skřivanová Z., & Zahradník D., 2014. Consensus in landscape preference judgments : the effects of landscape visual aesthetic quality and respondents' characteristics, *Journal of environmental management*, 137 : 36-44.
- Kaltenborn B.P. & Bjerke T., 2002. Association between environmental value orientations and landscape preferences, *Landscape and Urban Planning*, 59(1) : 1-11.
- Kaplan R., 1985. The analysis of perception via preference : A strategy for studying how the environment is experienced, *Landscape Planning*, 12 : 161-176.
- Kaplan R. & Kaplan S., 1989. *The Experience of Nature : A Psychological Perspective*, Cambridge University Press, Cambridge & New-York, 340 p.
- Kaplan S., 1992. The Restorative Environment : Nature and Human Experience, in Relf D. (Ed.), *The Role of Horticulture in Human Well-Being and Social Development*, Timber Press, Portland, pp. 134-142.
- Kaplan S. & Kaplan R., 1982. *Cognition and Environment : functioning in an uncertain world*, Praeger, New-York, 287 p.
- Karjalainen E. & Tyrvanainen L., 2002. Visualization in forest landscape preference research : a Finnish perspective, *Landscape and Urban Planning*, 59 : 13-28.
- Keitt T.H., Urban D.L. & Milne B.T., 1997. Detecting Critical Scales in Fragmented Landscapes, *Ecology and Society*, 1(1) : 1-19.
- Kellert S.R. & Wilson E.O., 1993. *The Biophilia Hypothesis*, Island Press, Washington, 484 p.
- Kitchin R.M., 1994. Cognitive maps : what are they and why study them?, *Journal of Environmental Psychology*, 14 : 1-19.
- Koczkodaj W.W., Herman M.H. & Orłowski M., 1999. Managing Null Entries in Pairwise Comparisons, *Knowledge Information Systems*, 1 : 119-125.
- Kotliar N.B. & Wiens J.A., 1990. Multiple Scales of Patchiness and Patch Structure : A Hierarchical Framework for the Study of Heterogeneity, *Oikos*, 59(2) : 253-260.
- Krčmářová J., 2009. E.O. Wilson's concept of biophilia and the environmental movement in the USA, *Ročník*, 6(1-2) : 4-17.
- Kupidura A., Łuczewski M., Home R., & Kupidura P., 2014. Land Use Policy Public perceptions of rural landscapes in land consolidation procedures in Poland, *Land Use Policy*, 39 : 313-319.
- Kvale S., 1996. *InterViews : An Introduction to Qualitative Research Interviewing*, SAGE Publications, Thousand Oaks, 326 p.

Kweon B.S., Ellis C.D., Leiva P.I., & Rogers G.O., 2010. Landscape components, land use, and neighborhood satisfaction, *Environment and Planning B : Planning and Design*, 37(3) : 500-517.

## L

Lafortezza R., Corry R.C., Sanesi G., & Brown R.D., 2008. Visual preference and ecological assessments for designed alternative brown-field rehabilitations, *Journal of environmental management*, 89 : 257-269.

Lamarque P., Quétier F. & Lavorel S., 2011. The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management, *Comptes Rendus Biologies*, 334(5-6) : 441-449.

Lambeck R.J., 1997. Focal species : A multi-species umbrella for nature conservation, *Conservation Biology*, 11(4) : 849-856.

Laurie I.C., 1975. Aesthetic factors in visual evolution, in Zube E.H., Brush R.O. & Fabos J.G. (Eds.), *Landscape Assessment : Values, Perceptions and Resources*, Dowden, Hutchinson & Ross, Stroudsburg, pp. 103-117.

Lebart L., Morineau A. & Piron M., 1998. Statistique exploratoire multidimensionnelle, Dunod, Paris, 439 p.

Lee S.W., Ellis C.D., Kweon B.S., Hong S.K., 2008. Relationship between landscape structure and neighborhood satisfaction in urbanized areas, *Landscape and Urban Planning*, 85(1) : 60-70.

Levins R.A., 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control, *Bulletin of the Entomological Society of America*, 15 : 237-240.

Li H. & Wu J., 2004. Use and misuse of landscape indices, *Landscape Ecology*, 19 : 389-399.

Lindeman R.L., 1942. The Trophic-Dynamic Aspect of Ecology Author, *Ecology*, 23(4) : 399-417.

Lindemann-Matthies P., Briegel R., Schüpbach B., Junge X., 2010. Aesthetic preference for a Swiss alpine landscape : The impact of different agricultural land-use with different biodiversity, *Landscape and Urban Planning*, 98(2) : 99-109.

Lindemann-matthies P. & Marty T., 2013. Does ecological gardening increase species richness and aesthetic quality of a garden ?, *Biological Conservation*, 159 : 37-44.

Lindenmayer D.B., Margules C.R. & Botkin D.B., 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management, *Conservation Biology*, 14(4) : 941-950.

Lislevand T., Figuerola J. & Szekely T., 2007. Avian body sizes in relation to fecundity, mating system, display behavior, and resource sharing, *Ecology*, 88(6) : p.1605.

Litton R.B., Tetlow R.J., Sorensen J., Beatty R.A., 1974. *Water and Landscape : An aesthetic overview of the role of water in the landscape*, Water Information Center, New-York, 314 p.

Liu J., Kang J., Luo T. et al., 2013. Spatio-temporal variability of soundscapes in a multiple functional urban area, *Landscape and Urban Planning*, 115 : 1-9.

Lothian A., 1999. Landscape and the philosophy of aesthetics : is landscape quality inherent in the landscape or in the eye of the beholder ?, *Landscape and Urban Planning*, 44(4) : 177-198.

Lowenthal D., 1979. Age and artifact, in Meinig D.W. (Ed.), *The Interpretation of Ordinary Landscapes*, Oxford University Press, New-York, pp. 103-108.

Lumsden C.J. & Wilson E.O., 1981. *Genes, mind, and culture : the coevolutionary process*, Harvard University Press, Cambridge, 428 p.

Lynch K., 1960. *The Image of the City*, MIT Press, Cambridge, 194 p.

## M

MacArthur R.H., 1984. *Geographical Ecology : Patterns in the Distribution of Species*, Harper & Row, New-York, 269 p.

MacArthur R.H. & Wilson E.O., 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography, *Evolution*, 17 : 373-387.

MacArthur R.H. & Wilson E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*, Princeton University Press, Princeton, 203 p.

Manola T., 2012. *Conditions et apports du paysage multisensoriel pour une approche sensible*



- de l'urbain : mise à l'épreuve théorique, méthodologique et opérationnelle dans 3 quartiers dits durables : WGT (Amsterdam), Bo01, Augustenborg (Malmo), Thèse de doctorat, Université Paris-Est, Créteil, 646 p.
- Mansvelt (van) J.D. & Kuiper J., 1999. Criteria for the humanity realm : psychology and physiognomy and cultural heritage, in van Mansvelt J.D. & van der Lubbe M.J. (Eds.), *Checklist for Sustainable Landscape Management*, Elsevier, Amsterdam & New-York, pp. 116-134.
- Martin T.G., Burgman M.A., Fidler F. *et al.*, 2012. Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. *Conservation Biology*, 26(1) : 29-38.
- Matsuoka R. & Kaplan R., 2008. People needs in the urban landscape : Analysis of Landscape And Urban Planning contributions, *Landscape and Urban Planning*, 84(1) : 7-19.
- McCormick A., Fisher K. & Brierley G., 2015. Quantitative assessment of the relationships among ecological , morphological and aesthetic values in a river rehabilitation initiative, *Journal of Environmental Management*, 153 : 60-67.
- McGarigal K. & Cushman S.A., 2005. The gradient concept of landscape structure, in Wiens J. & Moss M. (Eds.), *Issues and perspectives in landscape ecology*, Cambridge University Press, Cambridge & New-York, pp. 12-119.
- McGarigal K. & Marks B.J., 1995. *FRAG-STATS : spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*, Rapport, 134 p.
- McRae B., 2006. Isolation by resistance, *Evolution*, 60(8) : 1551-1561.
- Medley K.E., McDonnell M.J. & Pickett S.T.A., 1995. Forest-Landscape Structure along an Urban-To-Rural Gradient, *The Professional Geographer*, 47(14) : 159-168.
- Meentemeyer V. & Box E.O., 1987. Scale Effects in Landscape Studies, in Turner M.G. & Bogucki D.J. (Eds.), *Landscape Heterogeneity and Disturbance*, Springer, New-York, pp. 15-34.
- Meeus S.J. & Gulinck H., 2008. Semi-Urban Areas in Landscape Research : A Review, *Living Reviews in Landscape Research*, 2 : 1-45.
- Merlin P., 2009. *L'exode urbain : de la ville à la campagne*, La Documentation Française, 170 p.
- Michon J.A., 1989. Waarnemen : Werken aan een wereldbeeld, in Feenstra L., Beyer N.H.H. & Fock R.O. (Eds.), *Waarnemen*, Boom, Mep-pel, pp. 39-58.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2003. *Ecosystems and Human Wellbeing. A Framework For Assessment*, Island Press, Washington, 245 p.
- Miller D., 2001. A method for estimating changes in the visibility of land cover, *Landscape and Urban Planning*, 54 : 91-104.
- Mimet A., Clauzel C. & Foltête J.C., 2016. Locating wildlife crossings for multispecies connectivity across linear infrastructures, *Landscape Ecology*, in press.
- Mitas L. & Mitasova H., 1988. General variational approach to the interpolation problem., *Computers & Mathematics with Applications*, 16(12) : 983-992.
- MNHN, 2011. *Trame verte et bleue. Critères nationaux de cohérence. Contribution à la définition du critère sur les espèces*, Rapport, Service du Patrimoine Naturel, 118 p.
- Moilanen A., 2011. On the limitations of graph-theoretic connectivity in spatial ecology and conservation, *Journal of Applied Ecology*, 48(6) : 1543-1547.
- Moser G., 2009. *Psychologie environnementale. Les relations homme-environnement*, De Boeck, Bruxelles, 298 p.
- Mougenot C. & Melin E., 2000. Entre science et action : le concept de réseau écologique, *Nature Sciences Sociétés*, 8(3) : 20-30.

## N

- Nasar J.L., 1988. *Environmental Aesthetics. Theory, Research and Applications*, Cambridge University Press, Cambridge & New-York, 529 p.
- Nasar J.L. & Li M., 2004. Landscape mirror : the attractiveness of reflecting water, *Landscape and Urban Planning*, 66(4) : 233-238.
- Nassauer J., Kosek S. & Corry R., 2001. Meeting public expectations with ecological innovation in riparian landscapes, *Journal Of The*

- American Water Resources Association*, 37(6) : 1439-1443.
- Nassauer J.I., 1995. Messy ecosystems, orderly frames, *Landscape Journal*, 14(2) : 161-170.
- Nassauer, J.I., 1997a. Culturel sustainability : Aligning aesthetic and ecology, in Nassauer J.I. (Ed.), *Placing Nature : Culture and Landscape Ecology*, Island Press, Washington, pp. 82-97.
- Nassauer J.I., 1997b. *Placing Nature : Culture and Landscape Ecology*, Island Press, Washington, 179 p.
- Nassauer J.I., 1988. The aesthetics of horticulture : neatness as a form of care, *HortScience*, 23(6) : 973-977.
- Nassauer J.I., 1992. The appearance of ecological systems as a matter of policy, *Landscape Ecology*, 6(4) : 239-250.
- Nathan R., 2001. The challenges of studying dispersal, *Trends in Ecology and Evolution*, 16(9) : 481-483.
- Natori Y. & Chenoweth R., 2008. Differences in rural landscape perceptions and preferences between farmers and naturalists, *Journal of Environmental Psychology*, 28(3) : 250-267.
- Naveh Z. & Lieberman A.S., 1993. *Landscape Ecology : Theory and Application*, Springer-Verlag, New-York, 356 p.
- Neisser U., 1976. *Cognition and reality : principles and implications of cognitive psychology* Freeman, San-Francisco, 230 p.
- Nohl W., 2001. Sustainable landscape use and aesthetic perception-preliminary reflections on future landscape aesthetics, *Landscape and Urban Planning*, 54 : 223-237.
- Norberg-Schulz C., 1980. *Genius Loci : Toward a Phenomenology of Architecture*, Rizzoli, New-York, 213 p.
- Norton B., Costanza R. & Bishop R.C., 1998. The evolution of preferences : Why "sovereign" preferences may not lead to sustainable policies and what to do about it, *Ecological Economics*, 24 : 193-211.
- Nunta J. & Sahachaisaeree N., 2010. Determinant of cultural heritage on the spatial setting of cultural landscape : a case study on the northern region of Thailand, *Procedia Social and Behavioral Sciences*, 5 : 1241-1245.
- O
- O'Keefe J. & Dostrovsky J., 1971. The hippocampus as a spatial map. Preliminary evidence from unit activity in the freely-moving rat, *Brain Research*, 34(1) : 171-175.
- O'Keefe J. & Nadel L., 1974. Maps in the brain, *New Scientist*, 62, 749-751.
- O'Keefe J. & Nadel L., 1978. *The hippocampus as a cognitive map*, Oxford University Press, Oxford, 570 p.
- O'Neill R.V., de Angelis D.L., Walde J.B., & Allen T.F.H., 1986. *A hierarchical concept of ecosystems*, Princeton University Press, Princeton, 253 p.
- O'Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H. et al., 1988. Indices of landscape pattern, *Landscape Ecology*, 1(3) : 153-162.
- O'Sullivan D. & Turner A., 2001. Visibility graphs and landscape visibility analysis, *International Journal of Geographical Information Science*, 15(3) : 221-237.
- Ode A., Tveit M.S. & Fry G., 2008. Capturing Landscape Visual Character Using Indicators : Touching Base with Landscape Aesthetic Theory, *Landscape Research*, 33(1) : 89-117.
- Odum H.T., 1989. *Ecology and our endangered life-support systems*, Sinauer Associates, Sunderland, 283 p.
- Oldoni D., De Coensel B., Bockstael A. et al., 2015. The acoustic summary as a tool for representing urban sound environments, *Landscape and Urban Planning*, 144 : 34-48.
- Opdam P., Foppen R. & Vos C.C., 2002. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology, *Landscape Ecology*, (16) : 767-779.
- Opdam P., Pouwels R., Rooij S. Van et al., 2008. Setting biodiversity Targets in Participatory Regional Planning : Introducing Ecoprofiles, *Ecology And Society*, 13(1) : 20.
- Orians G.H. & Heerwagen J.H., 1992. Evolved responses to landscapes, in Barkow J.H., Cosmides L., & Tooby J. (Eds.) *The adapted mind : Evolutionary psychology and the generation of culture*, Oxford University Press, New-York, pp. 555-579.

- Otero Pastor I., Casermeiro Martínez M.A., Ezquerro Canalejo A., Esparcia Mariño P., 2007. Landscape evaluation : comparison of evaluation methods in a region of Spain, *Journal of environmental management*, 85(1) : 204-214.
- Ouin A., Aviron S., Dover J., & Burel F. 2004. Complementation / supplementation of resources for butterflies in agricultural landscapes, *Agriculture Ecosystems & Environment*, 103 : 473-479.
- ## P
- Paradis E., Baillie S.R. & Sutherland W.J., 2002. Modeling large-scale dispersal distances, *Ecological Modelling*, 151(2-3) : 279-292.
- Parsons R., 1995. Conflict between ecological sustainability and environmental aesthetics : Conundrum, canard or curiosity, *Landscape and Urban Planning*, 32 : 227-244.
- Parsons R., 1991. The potential influences of environmental perception on human health, *Journal of Environmental Psychology*, 11(1) : 1-23.
- Parsons R. & Daniel T.C., 2002. Good looking : in defense of scenic landscape aesthetics, *Landscape and Urban Planning*, 60(1) : 43-56.
- Patterson T.A., Thomas L., Wilcox C. *et al.*, 2008. State - space models of individual animal movement, *Trends in Ecology and Evolution*, 23(2) : 87-94.
- Peano A. & Cassatella C., 2011. Landscape Assessment and Monitoring, in Cassatella C. & Peano A. (Eds.), *Landscape Indicators. Assessing and Monitoring Landscape Quality*, Springer, Dordrecht & New-York, pp. 1-14.
- 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 : 67-76.
- Perez S., Chapelon L., Emsellen K. *et al.*, 2008. L'interface : contribution à l'analyse de l'espace géographique, *L'Espace géographique*, 37(3) : 193-207.
- Phillips A., 1998. The nature of cultural landscapes, *Landscape Research*, 23 : 21-38.
- Pickett S.T.A. & White P., 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*, Academic Press, Orlando, 472 p.
- Pillet G.J. & Odum H.T., 1997. *E3 : Énergie, Écologie, Économie*, Georg, Genève, 257 p.
- Pimm S., 1984. The Complexity and Stability of Ecosystems, *Nature*, 307(26) : 321-326.
- Pinker S., 1986. *Visual Cognition*, MIT Press, Cambridge, 280 p.
- Pinto N. & Keitt T.H., 2009. Beyond the least-cost path : evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach, *Landscape Ecology*, 24 : 253-266.
- Porteous J.D., 1982. Approaches to environmental aesthetics, *Journal of Environmental Psychology*, 2 : 53-66.
- Porteous J.D., 1996. *Environmental Aesthetics : Ideas Politics and Planning* Routledge, Routledge, Londres & New-York, 290 p.
- Proshansky H.M., Ittleson W.H. & Rivling L.G., 1970. *Environmental Psychology : Man and His Physical Setting*, Holt, Rinehart & Winston, New-York, 690 p.
- Pulliam H.R., 1988. Sources, Sinks, and Population Regulation, *American Naturalist*, 132(5) : 652-661.
- Punter J., 1982. Landscape aesthetics : a synthesis and critique, in Gold J. & Burgess J. (Eds.), *Valued Environments*, George Allen and Unwin, Londres & Boston, pp. 100-123.
- ## R
- Rayfield B., Fortin M.J. & Fall A., 2011. Connectivity for conservation : a framework to classify network measures, *Ecology*, 92 : 847-858.
- Reips D., 2002. Standards for Internet-Based Experimenting, *Experimental Psychology*, 49(4) : 243-256.
- Rich P.M., Dubayah P.M.R., Hetrick W.A. & Saving S.C., 1994. Using Viewshed Models to Calculate Intercepted Solar Radiation : Applications in Ecology, *American Society for Photogrammetry and Remote Sensing Technical Papers*, 524-529.
- Richard J.F., 1975. Paysages, écosystèmes, environnement : une approche géographique, *L'Espace géographique*, 2 : 81-92.

- Ricklefs R.E. & Miller G.L., 1999. *Ecology*, W.H. Freeman, New-York, 896 p.
- Riley R., 1990. Flowers, power and sex, in Francis M. & Hester R.T. (Eds.), *The Meaning of Gardens*, MIT Press, Cambridge, pp. 60-75.
- Rindfuss R.R., Walsh S.J., Turner II B. L. *et al.*, 2004. Developing a science of land change : Challenges and methodological issues, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(39) : 13976-13981.
- Risser P.G., 1995. The Status of the Science Examining Ecotones, *BioScience*, 45(5) : 318-325.
- Risser P.G., Karr J.R. & Forman R.T.T., 1984. *Landscape ecology. Directions and Approaches*, Illinois Natural History Survey, Champaign, 18 p.
- Roberge J. & Angelstam P.E.R., 2004. Usefulness of the Umbrella Species Concept, *Conservation Biology*, 18(1) : 76-85.
- Rogge E., Nevens F. & Gulinck H., 2007. Perception of rural landscapes in Flanders : Looking beyond aesthetics, *Landscape and Urban Planning*, 82(4) : 159-174.
- Roth M., 2006. Validating the use of Internet survey techniques in visual landscape assessment-An empirical study from Germany, *Landscape and Urban Planning*, 78(3) : 179-192.
- Rougerie G., 1985. Le dessus ou le dedans ?, *Revue Géographique de l'Est*, 4 : 355-363.
- S**
- Saaty T.L., 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structures, *Journal of Mathematical Psychology*, 15(3) : 234-281.
- Saaty T.L., 1990. How to make a decision : The analytic hierarchy process, *European Journal of Operational Research*, 48(1) : 9-26.
- Sahraoui Y., Clauzel C., Foltête J-C., 2015. A multi-scale analysis to measure ecological impact of LUCC in a built environment, *International Land Use Symposium*, Dresde, 11-13 novembre.
- Sahraoui Y., Clauzel C. & Foltête J-C., 2016a. Spatial modelling of landscape aesthetic potential in urban-rural fringes, *Journal of Environmental Management*, 181 : 623-636.
- Sahraoui Y., Youssoufi S. & Foltête J-C., 2016b. A comparison of in situ and GIS landscape metrics for residential satisfaction modeling, *Applied Geography*, 74 : 199-210.
- Salat S., 2011. *Les villes et les formes : Sur l'urbanisme durable*, Hermann, Paris, 543 p.
- Sanderson E.W., Redford K.H., Vedder A. *et al.*, 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements, *Landscape and Urban Planning*, 58(1) : 41-56.
- Sang N., Ode A. & Miller D., 2008. Landscape metrics and visual topology in the analysis of landscape preference, *Environment and Planning B : Planning and Design*, 35 : 504-520.
- Santayana G., 1955. *The Sense of Beauty, being the outlines of aesthetic theory*, Modern Library, New-York, 268 p.
- Saura S. & Pascual-Hortal L., 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning : Comparison with existing indices and application to a case study, *Landscape and Urban Planning*, 83(2-3) : 91-103.
- Sauter A., 2011. *Evaluation du paysage et politiques publiques*, Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon, 299 p.
- Schirpke U., Tasser E. & Tappeiner U., 2013. Predicting scenic beauty of mountain regions, *Landscape and Urban Planning*, 111 : 1-12.
- Sevenant M. & Antrop M., 2011. Landscape Representation Validity : A Comparison between On-site Observations and Photographs with Different Angles of View, *Landscape Research*, 36(3) : 363-385.
- Sevenant M. & Antrop M., 2010. The use of latent classes to identify individual differences in the importance of landscape dimensions for aesthetic preference, *Land Use Policy*, 27(3) : 827-842.
- Shannon C.E. & Weaver W., 1971. *The mathematical theory of communication*, University of Illinois Press, Urbana, 117 p.
- Sheppard S.R.J., 2001. Beyond visual resource management : emerging theories of an ecological aesthetic and visible stewardship, in Sheppard S.J.R. & Harshaw H.W. (Eds.), *Forests*

- and Landscapes : Linking Ecology, Sustainability and Aesthetics*, CABI Publishing, Wallingford & New-York, pp. 149-172.
- Silbernagel J., 2003. Spatial theory in early conservation design : Examples from Aldo Leopold's work, *Landscape Ecology*, 18(7) : 635-646.
- Simberloff D., 1998. Flagships, umbrellas, and keystones : is single specie management passe in the landscape era ?, *Biological Conservation*, 83(3) : 247-257.
- Slak M.F., Lee A. & Michel P., 2001. L'évolution des structures d'occupation du sol vue par Teruti, *Agreste*, 21 : 13-25.
- Smith A.F., Lyons S.K., Ernest S.K.M. et al., 2003. Body mass of late quaternary mammals, *Ecology*, 84(12) : 3403.
- Smith M.A. & Green D.M., 2005. Dispersal and the metapopulation in amphibian and paradidm ecology are all amphibian conservation : populations metapopulations ?, *Ecography*, 28(1) : 110-128.
- Soille P. & Vogt P., 2009. Morphological segmentation of binary patterns, *Pattern Recognition Letters* , 30(4) : 456-459.
- Solé R.V. & Bascompte J., 2007. *Self-organization in complex ecosystems*, Princeton University Press, Princeton, 373 p.
- Sordello R., Conruyt-Rogéon G., Touroult J., et al., 2013. *Synthèses bibliographiques sur les traits de vie de 39 espèces proposées pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue relatifs à leurs déplacements et besoins de continuité écologique*, Rapport, MNHN, SPN & OPIE, 20 p.
- Stamps A.E., 1999. Demographic Effects in Environmental Aesthetics : A Meta-Analysis, *Journal of Planning Literature*, 14(2) : 155-175.
- Stauffer D., 1985. *Introduction of percolation theory*, Taylor & Francis, Londres, 124 p.
- Steinitz C., 1990. Toward a sustainable landscape with high visual preference and high ecological integrity : the loop road in Acadia National Park, USA, *Landscape and Urban Planning*, 19(3) : 213-250.
- Stouffer P.C., Johnson E.I., Bierregaard Jr R.O. & Lovejoy T.E., 2011. Understory Bird Communities in Amazonian Rainforest Fragments : Species Turnover through 25 Years Post-Isolation in Recovering Landscapes, *PLoS One*, 6(6) : 1-11.
- Stumse E., 1996. Demographic differences in the visual preferences for agrarian landscapes in Western Norway, *Journal of Environmental Psychology*, 16 : 17-31.
- Stumse E., 1994a. Environmental attributes and the prediction of visual preferences for agrarian landscapes in western Norway, *Journal of Environmental Psychology*, 14 :293-303.
- Stumse E., 1994b. Perceptual dimensions in the visual preferences for agrarian landscapes in western Norway, *Journal of Environmental Psychology*, 14 : 281-292.
- Sutherland G.D., Harestad A.S., Price K. & Lertzman K.P., 2000. Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals, *Conservation Ecology*, 4(1) : 16.
- Sutherland W.J., 1996. Predicting the consequences of habitat loss for migratory populations, *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences*, 263 : 1325-1327.
- Syrbe R.U. & Walz U., 2012. Spatial indicators for the assessment of ecosystem services : Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics, *Ecological indicators*, 21 : 80-88.
- ## T
- Tacoli C., 2003. The links between urban and rural development, *Environment and Urbanization*, 15 : 3-12.
- Tahvanainen L., Tyrväinen L., Ihalainen M. et al., 2001. Forest management and public perceptions - visual versus verbal information, *Landscape and Urban Planning*, 53 : 53-70.
- Tansley A.G., 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms, *Ecology*, 16(3) : 284-307.
- Taylor P.D., Fahrig L., Henein K., & Merriam G., 1993. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure, *Oikos*, 68(3) : 571-573.
- Taylor P.D., Fahrig L. & With K.A., 2006. Landscape connectivity : a return to the basics, in Crooks K.R. & Sanjayan M. (Eds.), *Connectivity Conservation*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 29-43.

- Termorshuizen J.W. & Opdam P., 2009. Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development, *Landscape Ecology*, 24(8) : 1037-1052.
- Theobald D.M., 2001. Land-use dynamics beyond the American urban fringe, *The Geographical Review*, 91 : 544-564.
- Thorne J.F. & Huang C.H., 1991. Toward a landscape ecological aesthetic : methodologies for designers and planners, *Landscape and Urban Planning*, 21 : 61-79.
- Tilt J.H., Kearney A.R. & Bradley G., 2007. Understanding rural character : Cognitive and visual perceptions, *Landscape and Urban Planning*, 81 : 14-26.
- Tjallingii S., 2000. Ecology on the edge, *Landscape and Urban Planning*, 48 : 103-119.
- Tourneux F.P. & Roy D., 2015. Réalisation d'un MOS à grande échelle à partir de la BD-Topo et du RPG : méthode et limites, *12<sup>èmes</sup> Rencontres de Théo Quant*, Besançon, 20-22 mai.
- Tress B., Tress G., Décamps H., & d'Hauteserre A.M., 2001. Bridging human and natural sciences in landscape research, *Landscape and Urban Planning*, 57(3-4) : 137-141.
- Tribot A-S., Mouquet N., Villéger S., *et al.*, 2016. Taxonomic and functional diversity increase the aesthetic value of coralligenous reefs, *Scientific Reports*, 6 :34229.
- Troll C., 1939. *Luftbildplan und ökologische Bodenforschung*, Ger. für Erdkunde, Berlin, 298 p.
- Tuan Y.F., 1974. *Topophilia : A Study of Environmental Perceptions, Attitudes, and Values*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 260 p.
- Turner B.L., Lambin E.F. & Reenberg A., 2007. The emergence of land change science for global, *PNAS*, 104(52) : 20666-20671.
- Turner M.G., O'Neill R.V., Gardner R.H., & Milne B.T., 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern, *Landscape Ecology*, 3(3-4) : 153-162.
- Turner M.G., 1989. Landscape Ecology : The Effect Pattern on Process, *Annual Review of Ecological Systems*, 20 : 171-197.
- Turner M.G., 2005. Landscape Ecology : What Is the State of the Science ?, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36 : 319-344.
- Tveit M.S., Ode A. & Fry G., 2006. Key concepts in a framework for analysing visual landscape character, *Landscape Research*, 31(3) : 229-255.
- Tveit M.S., 2009. Indicators of visual scale as predictors of landscape preference ; a comparison between groups, *Journal of Environmental Management*, 90(9) : 2882-2888.
- Tyrväinen L., Pauleit S., Seeland K., De Vries S., 2005. Benefits and Uses of Urban Forests and Trees, in Konijnendijk C.C, Nilsson K., Randrup T.B. & Schipperijn J. (Eds.), *Urban Forests and Trees*, Springer, Berlin & New-York, pp. 81-114.
- Tyrväinen L., Mäkinen K. & Schipperijn J., 2007. Tools for mapping social values of urban woodlands and other green areas, *Landscape and Urban Planning*, 79(1) : 5-19.
- Tyrväinen L., Silvennoinen H. & Kolehmainen O., 2003. Ecological and aesthetic values in urban forest management, *Urban Forestry & Urban Greening*, 1(3) : 135-149.
- Tyrväinen L. & Väänänen H., 1998. The economic value of urban forest amenities : An application of the contingent valuation method, *Landscape and Urban Planning*, 43(1-3) : 105-118.

## U

- Ulrich R., 1984. View through a window may influence recovery from surgery, *Science*, 224(4647) : 420-421
- Ulrich R.S., Simons R.F., Losito B.D. et al., 1991. Stress recovery during exposure to natural and urban environments, *Journal of Environmental Psychology*, 11(3) : 201-230.
- Ulrich R.S., 1979. Visual landscapes and psychological wellbeing, *Landscape Research*, 4(1) : 17-23.
- UNESCO, 1972. Convention concernant la protection du patrimoine mondial culturel et naturel, 58 p.
- Urban D. & Keitt T., 2001. Landscape Connectivity : A Graph-Theoretic Perspective, *Ecology*, 82(5) : 1205-1218.

- Urban D.L., Minor E.S., Treml E.A. & Schick R.S., 2009. Graph models of habitat mosaics, *Ecology Letters*, 12(3) : 260-273.
- Urban D.L., O'Neill R.V., Herman H., & Shugart J., 1987. Landscape Ecology. A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns, *BioScience*, 37(2) : 119-127.
- Urban J. & Maca V. , 2013. Linking Traffic Noise, Noise Annoyance and Life Satisfaction : A Case Study, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10 : 895-1915
- V**
- Vanbutsele S. & Declève B., 2015. La lisière des espaces ouverts : support de densification qualitative des métropoles, *Vertigo*.
- Vasas V., Magura T., Jordan F & Tothmeresz B., 2009. Graph theory in action : Evaluating planned highway tracks based on connectivity measures, *Landscape Ecology*, 24 : 581-586.
- Verboom J., Froppen R., Chardon P. *et al.*, 2001. Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations : an example for marshland birds, *Biological Conservation*, 100 : 89-101.
- Vergara P.M., 2011. Matrix-dependent corridor effectiveness and the abundance of forest birds in fragmented landscapes, *Landscape Ecology*, 26(8) : 1085-1096.
- Vizzari M., 2011. Spatial modelling of potential landscape quality, *Applied Geography*, 31(1) : 108-118.
- Vizzari M., Sigura M., 2015. Landscape sequences along the urban-rural-natural gradient : A novel geospatial approach for identification and analysis, *Landscape and Urban Planning*, 140 : 42-55.
- Vogt P., Riitters K.H., Estreguil C. *et al.*, 2007. Mapping spatial patterns with morphological image processing, *Landscape Ecology*, 22(2) : 171-177.
- Vos C.C., Verboom J., Opdam P.F. & Ter Braak C.J., 2001. Toward ecologically scaled landscape indices, *The American naturalist*, 157(1) : 24-41.
- Voulligny E., Domon G. & Ruiz J., 2009. An assessment of ordinary landscapes by an expert and by its residents : Landscape values in areas of intensive agricultural use, *Land Use Policy*, 26(4) : 890-900.
- Vuidel G., Sahraoui Y. & Foltête J-C., 2016. *PixScope 1.0*, Manuel d'utilisation, 50 p.
- W**
- Weidemann S. & Anderson J.R., 1985. A conceptual framework for residential satisfaction, in Altman I & Werner C.M. (Eds.), *Home environments, human behavior and environment*, Plenum Press, New-York, pp. 153-182
- Weinstoerffer J. & Girardin P., 2000. Assessment of the contribution of land use pattern and intensity to landscape quality : use of a landscape indicator, *Ecological Modelling*, 130 : 95-109.
- Wey T., Blumstein D.T., Shen W., & Jordan F., 2008. Social network analysis of animal behaviour : a promising tool for the study of sociality, *Animal Behaviour*, 75(2) : 333-344.
- Wherrett J.R., 2000. Creating Landscape Preference Models Using Internet Survey Techniques, *Landscape Research*, 25(1) : 79-96.
- Wherrett J.R., 1999. Issues in using the Internet as a medium for landscape preference research, *Landscape and Urban Planning*, 45 : 209-217.
- Wherrett J.R. & Tan B.H., 2005. *Review of Existing Methods of Landscape Assessment and Evaluation*, Macaulay Institute, Aberdeen.
- Wieber J.C., 1995. Le paysage visible, un concept nécessaire, in Roger A. (Ed.), *La théorie du paysage en France, 1974-1994*, Champ Vallon, Seyssel, pp. 182-193.
- Wiens J.A., Stenseth N.C., Vanhorne B., & Ims R.A., 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology, *Oikos*, 66(3) : 369-380.
- Wiens J.A. & Milne B.T., 1989. Scaling of "landscapes" in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective, *Landscape Ecology*, 3(2) : 87-96.
- Wiens J.A., Schooley R.L. & Weeks R.D., 1997. Patchy landscapes and animal movements : do beetles percolate?, *Oikos*, 78 : 257-264.
- Williams K. & Cary J., 2001. Perception of native grassland in southeastern Australia, *Eco-*

*logical Management and Restoration*, (2) : 139-144.

Wilson E.O., 1984. *Biophilia*, Harvard University Press, Cambridge, 157 p.

Wilson E.O., 1993. Biophilia and the conservation ethic, in Kellert S.R. & Wilson E.O. (Eds.), *The Biophilia Hypothesis*, Island Press, Washington, pp. 31-41.

With K.A. & Crist T.O., 1995. Critical Thresholds in Species' Responses to Landscape Structure, *Ecology*, 76(8) : 2446-2459.

Wolman H., Galster G., Hanson R. *et al.*, 2005. The Fundamental Challenge in Measuring Sprawl : Which Land Should Be Considered ?, *Professional Geographer*, 57(1) : 94-105.

Woodcock D.M., 1984. A functionalist approach to landscape preference, *Landscape Research*, 9(2) : 24-27.

Wu J., 2004. Effects of changing scale on landscape pattern analysis : Scaling relations, *Landscape Ecology*, 19(2) : 125-138.

Wu J., 2013. Landscape sustainability science : ecosystem services and human well-being in changing landscapes, *Landscape Ecology*, 28(6) : 999-1023.

Wu J., Shen W., Sun W., & Tueller P.T., 2002. Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics, *Landscape Ecology*, 17(8) : 761-782.

Wu J. & Hobbs R., 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology : An idiosyncratic synthesis, *Landscape Ecology*, 17 : 355-365.

## Y - Z

Yager R., 1977. Multiple objective decision-making using fuzzy sets, *International Journal of Man-Machine Studies*, 9(4) : 375-382.

Yang D., Luo T., Lin T., *et al.*, 2014. Combining Aesthetic with Ecological Values for Landscape Sustainability, *PLoS ONE*, 9(7) : e102437.

Youssefi S., 2013. *Satisfaction résidentielle et configurations spatiales en milieu périurbain*, thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon, 363 p.

Youssefi S. & Foltête J-C., 2013. Determining appropriate neighborhood shapes and sizes for modeling landscape satisfaction, *Landscape and Urban Planning*, 110 : 12-24.

Zanten (van) B.T., Verburg P.H., Koetse M.J. & van Beukering P.J.H., 2014. Preferences for European agrarian landscapes : A meta-analysis of case studies, *Landscape and Urban Planning*, 132 : 89-101.

Zeller K.A., Mcgarical K. & Whiteley A.R., 2012. Estimating landscape resistance to movement : a review, *Landscape Ecology*, 27 : 777-797.

Zetterberg A., Mörtberg U.M. & Balfors B., 2010. Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design, *Landscape and Urban Planning*, 95 : 181-191.

Ziff R.M., 1986. Test of Scaling Exponents for percolation-Cluster Perimeters, *Physical Review Letters*, 56(6) : 4-7.

Zube E., Sell J. & Taylor J., 1982. Landscape Perception : Research, Application and Theory, *Landscape Planning*, 9 : 1-33.





# Liste des publications et communications

## Publications

Sahraoui Y., Foltête J-C., Clauzel C. A multi-species approach to assessing the impact of land-cover changes on landscape connectivity, *Landscape Ecology*, en révision.

Sahraoui Y., Vuidel G., Foltête J-C. Joly D. PixScape – un outil logiciel intégré pour l’analyse du paysage visible, *Cybergeo*, en révision.

Sahraoui Y., Yousseoufi S., Foltête J-C., 2016. A comparison of in situ and GIS landscape metrics for residential satisfaction modeling, *Applied Geography*, 74 :199-210.

Sahraoui Y., Clauzel C., Foltête J-C., 2016. Spatial modelling of landscape aesthetic potential in urban-rural fringes, *Journal of Environmental Management*, 181 :623-636.

## Communications

Sahraoui Y., 2016. Étude de la coévolution spatiale des potentiels esthétique et écologique du paysage, *Congrès Scientifique EcoloTech’, Innovations Technologiques et Méthodologiques en Ecologie*, Montpellier, 3 novembre 2016.

Sahraoui Y., Clauzel C., Foltête J-C., 2015. A multi-scale analysis to measure ecological impact of LUCC in a built environment, *International Land Use Symposium*, Dresde, 11-13 novembre.

Sahraoui Y., Clauzel C., Foltête J-C., 2015. Exploring individual preferences for periurban landscapes, *19th European Colloquium on Quantitative and Theoretical Geography*, Bari, 3-7 septembre.

Sahraoui Y., 2015. Evaluation des préférences esthétiques du paysage à l’aide de métriques de visibilité. Application aux franges urbaines d’Île-de-France, *12e Rencontres ThéoQuant*, Besançon, 20-22 mai.



# Figures

1	Arrangement hiérarchique des composantes du paysage . . . . .	10
2	Modèle des interactions homme-environnement au sein du paysage . . . . .	11
1.1	Le contexte des relations individu-environnement . . . . .	20
1.2	Le polysystème paysage . . . . .	22
1.3	Synthèse chronologique du positionnement paradigmatique des philosophies de l'esthétique . . . . .	24
1.4	Modalités des configurations spatiales dans la théorie perspective-refuge . . . . .	29
1.5	Matrice des préférences paysagères . . . . .	30
1.6	Catégorisation des modalités d'évaluation de la qualité du paysage . . . . .	34
2.1	Modèle de la mosaïque paysagère appliqué à un espace bocager . . . . .	40
2.2	Changement de position d'un écotone dans l'espace et dans le temps dû à des dynamiques à la fois internes et externes . . . . .	41
2.3	Mosaïque paysagère en fonction de l'étendue et du grain . . . . .	43
2.4	Organisation hiérarchique des systèmes écologiques . . . . .	44
2.5	Les processus à l'origine de la fragmentation . . . . .	45
2.6	Théorie biogéographique des îles . . . . .	46
2.7	Différents types de modèles de métapopulation . . . . .	47
3.1	Adaptation dynamique du terrain conceptuel commun entre les fonctions esthétique et écologique proposé par (Fry <i>et al.</i> , 2009) . . . . .	53
3.2	Distinctions entre connectivité structurelle et connectivité fonctionnelle potentielle et réelle . . . . .	56
3.3	Démarche générale adoptée dans le cadre de la thèse . . . . .	57
3.4	Localisation des terrains d'étude sur les franges urbaines des agglomérations de Paris et Besançon. . . . .	61
3.5	Présentation du terrain d'étude de Besançon . . . . .	62
3.6	Présentation du terrain d'étude de Seine-et-Marne . . . . .	64
3.7	Méthode générale de construction du MOS . . . . .	66
3.8	Extraits d'ortho-photographies aériennes utilisées pour la réalisation du MOS de 1984 sur la zone d'étude de Besançon . . . . .	69
3.9	Occupation du sol simplifiée du terrain de Besançon en 1984 et 2010 . . . . .	72
3.10	Occupation du sol simplifiée du terrain de Seine-et-Marne en 1982 et 2012 . . . . .	72
4.1	Localisation des points de prise de vue le long des transects routiers . . . . .	82
4.2	Localisation des points de prise de vue le long des transects routiers . . . . .	85
4.3	Principe de construction des paires de photographies . . . . .	86
4.4	Extrait d'une étape du questionnaire . . . . .	86
4.5	Localisation des répondants de l'enquête par département . . . . .	88
4.6	Décroissance de l'inertie des facteurs de l'ACP . . . . .	88
4.7	Position des variables (photographies) au sein de l'espace factoriel . . . . .	89
4.8	Dendrogramme issu de la CAH basée sur les coordonnées factorielles des répondants . . . . .	90
4.9	Rayons lancés sur une image de 7x7 pixels à partir d'un point d'observation O . . . . .	92

4.10	Vue zénithale et de profil d'un lancer de rayon sur 5 pixels . . . . .	93
4.11	Vue de profil d'un lancer de rayons par analyse tangentielle . . . . .	93
4.12	Position de rayons dans la vue tangentielle résultante . . . . .	94
4.13	Vue de profil et du dessus des limites du champ de vision . . . . .	97
4.14	Comparaison entre une photographie et la vue correspondante reconstruite à partir des données spatiales . . . . .	98
4.15	Coefficients de corrélation entre les métriques paysagères . . . . .	99
4.16	Potentiel esthétique du paysage dans les franges urbaines de Besançon . . . . .	105
4.17	Potentiel esthétique du paysage dans les franges urbaines de Seine-et-Marne . . . . .	106
4.18	Spatialisation des zones de consensus et désaccords pour le terrain de Besançon . . . . .	107
4.19	Spatialisation des zones de consensus et désaccords pour le terrain de Seine-et-Marne . . . . .	108
5.1	Démarche de définition des espèces déterminantes Trame Verte et Bleue mise en place par le MNHN . . . . .	113
5.2	Démarche adoptée pour la construction des espèces virtuelles et la définition des paramètres de modélisation des réseaux écologiques . . . . .	115
5.3	Exemple d'un graphe à trois composantes . . . . .	120
5.4	Différence entre un graphe complet et un graphe planaire à partir d'un même ensemble de nœuds . . . . .	122
5.5	Étapes de construction d'un graphe paysager à partir d'une carte d'occupation du sol . . . . .	123
5.6	Exemples de représentation spatiale de la connectivité locale à partir des graphes paysagers pour les terrains de Besançon et de Seine-et-Marne . . . . .	126
5.7	Principe de généralisation d'une métrique de connectivité locale à un point de la matrice paysagère . . . . .	127
5.8	Exemples de résultats de la métrique <i>PCflux</i> généralisée pour les terrains de Besançon et de Seine-et-Marne . . . . .	128
5.9	Potentiel de connectivité paysagère multi-espèces sans standardisation et avec standardisation pour Besançon . . . . .	130
5.10	Potentiel de connectivité paysagère multi-espèces sans standardisation et avec standardisation pour la Seine-et-Marne . . . . .	131
6.1	Principales mutations de l'occupation du sol entre 1984 et 2010 dans les franges urbaines de Besançon . . . . .	143
6.2	Principales mutations de l'occupation du sol entre 1982 et 2012 dans les franges urbaines de Seine-et-Marne . . . . .	145
6.3	Schéma méthodologique de l'analyse décomposée des impacts esthétiques et éco- logiques des changements d'occupation du sol . . . . .	147
6.4	Explication du principe de l'ACC entre les impacts esthétiques et écologiques des changements d'occupation du sol . . . . .	156
6.5	Résultats de l'ACC pour Besançon et la Seine-et-Marne . . . . .	156
7.1	Résultat des ACC pour Besançon et la Seine-et-Marne . . . . .	163
7.2	Coordonnées factorielles des individus et variables sur les deux premiers facteurs de l'ACC pour Besançon . . . . .	164
7.3	Analyse comparée des impacts esthétiques et écologiques par communes . . . . .	167
7.4	Statistiques descriptives des grands changements d'occupation du sol pour Besançon . . . . .	168
7.5	Statistiques descriptives des grands changements d'occupation du sol pour la Seine-et-Marne . . . . .	169
7.6	Évolution spatiale du potentiel esthétique du paysage pour Besançon et la Seine- et-Marne . . . . .	171
7.7	Évolution spatiale du potentiel écologique du paysage pour Besançon . . . . .	173
7.8	Évolution spatiale du potentiel écologique du paysage pour la Seine-et-Marne . . . . .	174
7.9	Coévolution spatiale des potentiels esthétique et écologique du paysage à Besançon . . . . .	176

---

7.10	Coévolution spatiale des potentiels esthétique et écologique du paysage en Seine-et-Marne . . . . .	177
8.1	Satisfaction résidentielle relative au paysage de 60 ménages dans le terrain d'étude de Besançon . . . . .	183
8.2	Cycle de vie d'une espèce vivant en métapopulation . . . . .	187
8.3	Exemple de construction multi-échelles du graphe paysager pour les mammifères forestiers petits disperseurs en Seine-et-Marne . . . . .	190
8.4	Variation de la connectivité paysagère multi-espèces tenant compte d'une modélisation multi-échelles des réseaux écologiques . . . . .	191
8.5	Relations entre la science de la durabilité du paysage et l'écologie du paysage . .	195



# Tableaux

3.1	Couches de données utilisées pour la création du squelette polygonal . . . . .	67
3.2	Couches de données utilisées pour la création du MOS . . . . .	67
3.3	Résumé des 13 classes d'occupation du sol et de la source des données spatiales .	71
4.1	Caractéristiques démographiques des répondants . . . . .	87
4.2	Composition démographique des trois groupes de jugement esthétique . . . . .	90
4.3	Statistiques descriptives des métriques de visibilité . . . . .	99
4.4	Résultats des régressions linéaires multiples . . . . .	101
5.1	Caractéristiques écologiques des espèces paysagères pour Besançon . . . . .	116
5.2	Caractéristiques écologiques des espèces paysagères pour la Seine-et-Marne . . . .	117
5.3	Caractéristiques écologiques des espèces virtuelles constituées pour Besançon et la Seine-et-Marne . . . . .	118
6.1	Bilan par classe des changements d'occupation du sol entre 1984 et 2010 dans les franges urbaines de Besançon . . . . .	142
6.2	Bilan par classe des changements d'occupation du sol entre 1984 et 2010 dans les franges urbaines de Besançon . . . . .	143
6.3	Bilan par classe des changements d'occupation du sol entre 1982 et 2012 dans les franges urbaines de Seine-et-Marne . . . . .	144
6.4	Bilan par classe des changements d'occupation du sol entre 1982 et 2012 dans les franges urbaines de Seine-et-Marne . . . . .	145
6.5	Statistiques descriptives de la variation du <i>PC</i> pour chaque espèce virtuelle et du potentiel esthétique pour chaque groupe de jugement pour Besançon . . . . .	149
6.6	Résultats de l'ACP pour Besançon . . . . .	150
6.7	Statistiques descriptives de la variation du <i>PC</i> pour chaque espèce virtuelle et du potentiel esthétique pour chaque groupe de jugement pour la Seine-et-Marne . . .	153
6.8	Résultats de l'ACP pour la Seine-et-Marne . . . . .	154
7.1	Résultat de la régression linéaire multiple réalisée à partir du jugement esthétique moyen de l'ensemble des individus . . . . .	166
8.1	Métriques <i>in situ</i> considérées dans les observations de terrain . . . . .	184
8.2	Résultats de la régression linéaire multiple et de la MANOVA . . . . .	185
8.3	Équations des relations allométriques appliquées pour le calcul des traits de vie des espèces de mammifères et oiseaux . . . . .	189
8.4	Corrélations de Pearson entre les jugements esthétiques et le potentiel écologique du paysage par photographie . . . . .	193





# Table des matières

<b>Avant-propos</b>	<b>7</b>
<b>Introduction générale</b>	<b>9</b>
<b>I Le paysage, entre esthétique et écologie</b>	<b>15</b>
<b>1 Le paysage dans la relation individu-environnement</b>	<b>19</b>
1.1 Perception, environnement et paysage . . . . .	20
1.1.1 L'individu dans son environnement . . . . .	20
1.1.2 Le paysage, une possibilité de regard sur l'espace . . . . .	20
1.1.3 Perception environnementale et paysage . . . . .	22
1.2 Fondements des préférences esthétiques du paysage . . . . .	23
1.2.1 Objectivisme <i>versus</i> subjectivisme . . . . .	24
1.2.2 Théories évolutionnistes . . . . .	26
1.2.3 Théories culturelles . . . . .	31
1.2.4 Implications pour l'évaluation des qualités esthétiques du paysage . . . . .	33
<b>2 Le paysage dans la relation espèce-milieu</b>	<b>37</b>
2.1 Ecologie, écosystèmes et paysage . . . . .	38
2.1.1 L'écosystème en écologie . . . . .	38
2.1.2 L'écologie du paysage . . . . .	38
2.2 Hétérogénéité des structures paysagères . . . . .	40
2.2.1 Le modèle matrice-tache-corridor . . . . .	40
2.2.2 Hétérogénéité paysagère . . . . .	42
2.2.3 Echelle et hiérarchie . . . . .	42
2.2.4 Hétérogénéité paysagère et perturbations . . . . .	43
2.2.5 Fragmentation paysagère . . . . .	45
2.3 Mouvements des organismes dans les paysages hétérogènes . . . . .	45
2.3.1 Organisation des métapopulations dans les paysages fragmentés . . . . .	45
2.3.2 Connectivité paysagère . . . . .	47
2.3.3 Mouvements des organismes et réseaux écologiques . . . . .	48
<b>3 Modélisation rétrospective à partir de changements d'occupation du sol</b>	<b>51</b>
3.1 Positionnement de la recherche . . . . .	52
3.1.1 Les enjeux d'une approche dynamique . . . . .	52
3.1.2 Une démarche modélisatrice basée sur les changements d'occupation du sol . . . . .	53
3.2 Terrains d'étude . . . . .	58
3.2.1 Les franges urbaines comme contexte spatial . . . . .	58
3.2.2 Une approche comparative à partir de deux terrains d'étude . . . . .	60
3.3 Données spatiales . . . . .	65
3.3.1 Données d'occupation du sol pour Besançon . . . . .	65
3.3.2 Données d'occupation du sol pour la Seine-et-Marne . . . . .	69

3.3.3	Informations spatiales complémentaires . . . . .	70
<b>II</b>	<b>Modélisations paysagères</b>	<b>77</b>
<b>4</b>	<b>Modélisation spatiale des préférences esthétiques du paysage</b>	<b>81</b>
4.1	Mise en évidence de groupes de jugement esthétique . . . . .	82
4.1.1	Constitution d'un corpus photographique . . . . .	82
4.1.2	Mise en place du questionnaire . . . . .	83
4.1.3	Construction de groupes de jugement . . . . .	87
4.2	Modélisation du paysage visible . . . . .	91
4.2.1	Analyses de visibilité . . . . .	91
4.2.2	Métriques de visibilité . . . . .	94
4.2.3	Paramétrage des analyses . . . . .	97
4.3	Spatialisation des préférences esthétiques du paysage . . . . .	98
4.3.1	Quantification du paysage visible par photographie . . . . .	98
4.3.2	Un modèle intégrateur pour expliquer les préférences paysagères . . . . .	100
4.3.3	Analyse critique des résultats . . . . .	100
4.3.4	Spatialisation du potentiel esthétique du paysage . . . . .	103
4.4	Discussion . . . . .	104
<b>5</b>	<b>Modélisation spatiale de la connectivité écologique du paysage</b>	<b>111</b>
5.1	Mise en place d'une approche multi-espèces . . . . .	112
5.1.1	Éléments préalables sur la définition d'espèces cibles . . . . .	112
5.1.2	Sélection d'espèces paysagères . . . . .	112
5.1.3	Identification des besoins écologiques des espèces . . . . .	114
5.1.4	Construction d'espèces virtuelles . . . . .	115
5.2	Modélisation des réseaux écologiques . . . . .	119
5.2.1	Des graphes aux graphes paysagers . . . . .	119
5.2.2	Principes de construction des graphes paysagers . . . . .	120
5.2.3	Évaluation de la connectivité écologique à partir de métriques spatiales . . . . .	123
5.3	Spatialisation de la connectivité paysagère . . . . .	125
5.3.1	Spatialisation de la connectivité paysagère par espèce virtuelle . . . . .	125
5.3.2	Spatialisation de la connectivité paysagère multi-espèces . . . . .	129
5.4	Discussion . . . . .	132
<b>III</b>	<b>Coévolution des potentiels esthétique et écologique du paysage</b>	<b>137</b>
<b>6</b>	<b>Quantifier la coévolution des potentiels esthétique et écologique</b>	<b>141</b>
6.1	Bilan des changements d'occupation du sol . . . . .	142
6.1.1	Bilan pour Besançon . . . . .	142
6.1.2	Bilan pour la Seine-et-Marne . . . . .	144
6.1.3	Estimation des impacts esthétiques et écologiques . . . . .	146
6.2	Analyse multivariée des impacts esthétique et écologique . . . . .	148
6.2.1	Analyse en composantes principales appliquée à Besançon . . . . .	148
6.2.2	Analyse en composantes principales appliquée à la Seine-et-Marne . . . . .	152
6.2.3	Analyse comparative synthétique des impacts . . . . .	155
6.3	Discussion . . . . .	157
<b>7</b>	<b>Spatialiser la coévolution des potentiels esthétique et écologique</b>	<b>161</b>
7.1	Approche spatialisée à l'échelle communale . . . . .	162
7.1.1	Analyse canonique des corrélations appliquée à l'échelle communale . . . . .	162
7.1.2	Analyse comparée synthétique des impacts esthétiques et écologiques . . . . .	165
7.2	Évolution spatiale des potentiels esthétique et écologique du paysage . . . . .	170

7.2.1	Évolution spatiale du potentiel esthétique du paysage . . . . .	170
7.2.2	Évolution spatiale du potentiel écologique du paysage . . . . .	172
7.2.3	Coévolution spatiale des potentiels esthétique et écologique du paysage . .	172
7.3	Discussion . . . . .	178
<b>8</b>	<b>Ouvertures et perspectives</b>	<b>181</b>
8.1	Des préférences paysagères à la satisfaction résidentielle . . . . .	182
8.1.1	Le paysage comme élément constitutif de la satisfaction résidentielle . . .	182
8.1.2	Analyse comparée préférences <i>versus</i> satisfaction à Besançon . . . . .	182
8.2	Vers une modélisation multi-échelles des réseaux écologiques . . . . .	186
8.2.1	Approche multi-échelles des réseaux écologiques et graphes paysagers . . .	187
8.2.2	Proposition d'application en Seine-et-Marne . . . . .	188
8.3	Esthétique écologique, du théorique à l'opérationnel . . . . .	192
8.3.1	Ré-interroger l'esthétique écologique au prisme de la modélisation . . . . .	192
8.3.2	De la multifonctionnalité à la durabilité du paysage . . . . .	194
8.3.3	Pour une prise en compte intégrée du paysage en aménagement . . . . .	195
	<b>Conclusion générale</b>	<b>201</b>
	<b>Bibliographie</b>	<b>205</b>
	<b>Liste des publications et communications</b>	<b>225</b>
	<b>Liste des figures</b>	<b>225</b>
	<b>Liste des tableaux</b>	<b>229</b>
	<b>Table des matières</b>	<b>231</b>

## Résumé

Le paysage constitue à la fois un cadre de vie pour les populations humaines et un support du cycle de vie des espèces animales. Les modifications du paysage induites par les dynamiques d'occupation du sol se répercutent sur ces deux dimensions, l'une esthétique et l'autre écologique. Ces logiques étant généralement étudiées dans des champs disciplinaires différents, peu de recherches ont porté sur la manière dont elles s'articulent selon les modifications des structures paysagères. Ce travail cherche donc à modéliser de manière rétrospective la coévolution spatiale des fonctions esthétique et écologique du paysage à partir de métriques spatiales basées sur des données d'occupation du sol. Il se focalise sur les changements intervenus dans les franges urbaines de deux agglomérations françaises (Besançon et Paris) durant les 30 dernières années.

La démarche adoptée a d'abord visé à modéliser, à partir des données d'occupation du sol, (1) les préférences paysagères d'un ensemble d'individus et (2) la connectivité écologique pour un ensemble d'espèces animales. En mobilisant de manière complémentaire des analyses statistiques multivariées et des analyses spatiales, le cœur du travail a ensuite consisté à étudier comment ces deux fonctions ont évolué de manière convergente ou divergente au cours du temps. Les résultats donnent de nouveaux éléments de compréhension des relations entre esthétique et écologie du paysage et amènent à s'interroger sur l'intérêt de la modélisation spatiale pour une gestion du paysage conciliant la préservation du cadre de vie des habitants et la conservation de la biodiversité.

**Mots-clés** : esthétique écologique – réseaux écologiques – graphes paysagers – paysage visible – préférences paysagères – modélisation spatiale – métriques paysagères – franges urbaines - changements d'occupation du sol.

## Abstract

Landscape is both a backdrop to the lives of human populations and a medium for the life cycle of animal species. Landscape changes induced by land-use and land-cover dynamics affect both these dimensions, the one aesthetic, and the other ecological. Because these rationales are usually studied within different disciplines, little research has been done into how the two clash or combine as and when landscape structures change. This work seeks therefore to model the spatial co-evolution of the aesthetic and ecological functions of landscape retrospectively using spatial metrics based on land-cover data. It focuses on changes in the urban fringes of two French cities (Paris and Besançon) over the last 30 years.

The approach attempts first to use land-cover data to model (1) the landscape preferences of a set of individuals and (2) the ecological connectivity of a set of animal species. Drawing on both multivariate statistical analysis and spatial analysis, the core of this work consists in investigating how the two functions have evolved in convergent or divergent ways over time. The results provide fresh insight into the relationship between landscape aesthetics and landscape ecology and raise questions about the value of spatial modelling for a landscape management approach that endeavours to reconcile the preservation of residents' living environments and the conservation of biodiversity.

**Keywords** : ecological aesthetics – ecological networks – landscape graphs – visible landscape – landscape preferences – spatial modelling – landscape metrics – urban fringes - land-cover changes.