



HAL
open science

Dynamique des paysages et potentiel écologique de la région Franche-Comté (D2PE)

Jean-Christophe Foltête, Céline Clauzel, Daniel Joly, Anthony Philibert, Damien Roy, Yohan Sahraoui, François-Pierre Tourneux, Gilles Vuidel, Samy Youssoufi

► **To cite this version:**

Jean-Christophe Foltête, Céline Clauzel, Daniel Joly, Anthony Philibert, Damien Roy, et al.. Dynamique des paysages et potentiel écologique de la région Franche-Comté (D2PE). [Rapport de recherche] MSHE Claude Nicolas Ledoux; Université Bourgogne Franche-Comté. 2015. hal-03235412

HAL Id: hal-03235412

<https://hal.science/hal-03235412>

Submitted on 25 May 2021

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.

odit

Chantier « Dynamique des paysages et potentiel écologique » (D2PE)

Rapport final d'activité

Coordination : Jean-Christophe FOLTÊTE,
ThéMA UMR 6049, CNRS - Université
Bourgogne Franche-Comté



Chantier « Dynamique des paysages et potentiel écologique de la région Franche-Comté »¹

1. Contexte, objectifs et terrain d'étude	170
2. Mise en place d'une base de données multi-date sur l'occupation du sol	172
2.1. Le MOS Franche-Comté 2010	172
2.2. Mode d'occupation du sol historique	176
3. Caractérisation de la valeur esthétique du paysage	177
3.1. Modélisation du paysage visible	177
3.2. Paysage visible et satisfaction résidentielle	183
3.3. Evaluation de la valeur esthétique	187
4. Potentiel écologique du paysage	194
4.1. Modélisation des réseaux écologiques	194
4.2. Une approche multi-habitats et multi-espèces	197
4.3. Exemples de graphes paysagers pour deux profils d'espèces	200
5. Analyse des dynamiques paysagères	202
5.1. Evolution de l'occupation du sol	202
5.2. Evolution du potentiel esthétique	205
5.3. Evolution du potentiel écologique	207
Conclusions et perspectives du chantier	209

¹ Céline Clauzel, Jean-Christophe Foltête (Coord.), Daniel Joly, Anthony Philibert, Damien Roy, Yohan Sahraoui, François Tourneux, Gilles Vuidel, Samy Youssoufi. Autres contributrices : Catherine Caille-Cattin, Catherine Fruchart

1. Contexte, objectifs et terrain d'étude

Contexte

Depuis plusieurs décennies, la qualité du paysage est devenue une dimension importante des politiques publiques. Adoptée en 2000, la Convention européenne du paysage énonce des recommandations en termes de qualité paysagère, et encourage les pouvoirs publics à prendre en compte les aspirations des populations en matière de paysage et d'environnement (ELC, 2000; Article 1). En France, cette convention a été précédée par la loi du 8 janvier 1993, dite loi « paysage ». Celle-ci a 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. Récemment, l'adoption de la loi de mars 2015 pour la reconquête de la Biodiversité, de la Nature et des Paysages s'inscrit dans ce prolongement, tout en mettant davantage l'accent sur la notion de biodiversité.

Le paysage est également présent dans de nombreux discours scientifiques, des sciences humaines et sociales aux sciences de la nature, où il représente des notions parfois très différentes. Dans le cadre de ce chantier, le paysage se rapporte à deux dimensions principales : une dimension « culturelle » où le paysage représente le lien sensible des individus avec leur environnement, essentiellement par le biais de la visibilité (mais aussi par le biais d'autres sens comme l'ouïe) ; une dimension « naturelle », où le paysage offre un ensemble de ressources biotiques et abiotiques favorables à une certaine biodiversité. Ces deux dimensions du paysage sont affectées par les modifications de l'occupation du sol induites par les processus d'étalement urbain, de densification des réseaux de transport, d'intensification agricole, etc. Or, les recherches focalisées sur les liens entre l'aménagement du territoire et les dynamiques paysagères sont le plus souvent effectuées sous des angles sectoriels où les deux dimensions présentées sont abordées de façon séparée. Ainsi les études menées visent à privilégier :

- soit les attentes de la population, par exemple en identifiant les éléments paysagers et les cadres de vie que les individus préfèrent, pour que l'aménagement du territoire favorise les aménités spatiales. Cet angle est spécifiquement abordé en psychologie environnementale, en géographie et en économie environnementale.

- soit le respect des ressources naturelles, par exemple en cherchant à minimiser les impacts générés par les activités humaines sur la qualité et le fonctionnement des habitats naturels. Cet angle est celui de l'écologie et de la biologie de la conservation.

Il apparaît cependant qu'un développement territorial cohérent doit concilier ces deux directions apparemment contradictoires. A travers la notion de « service écosystémique » notamment, les ressources naturelles doivent être gérées de manière à ce que les habitants et les espèces animales et végétales cohabitent de façon harmonieuse sur un même territoire.

Objectifs

Le projet visait à mettre en place un protocole méthodologique pour étudier les dynamiques paysagères, en combinant les aspects esthétiques et écologiques. Cet objectif est passé par la réalisation de 4 volets :

- le premier volet a consisté à mettre en place une cartographie multi-date de l'occupation du sol, à une échelle suffisante pour permettre de caractériser les éléments du paysage. Les époques retenues pour l'analyse diachronique sont la fin des années 1950, les années 1980 et les années 2010 ;

- le deuxième volet visait à estimer le degré esthétique du paysage à partir de métriques dérivées de données numériques (occupation du sol et modèle d'altitude) s'appuyant sur une modélisation du paysage visible ;

- le troisième volet s'est focalisé sur le potentiel écologique du paysage, en combinant une démarche de modélisation des réseaux écologiques et une approche multi-espèces ;

- enfin le quatrième volet a consisté à étudier les changements esthétiques et écologiques dus aux modifications d'occupation du sol, et à étudier la relation entre ces deux dimensions.

Terrain d'étude

Les analyses ont été menées sur le territoire franc-comtois. Du point de vue paysager et environnemental, la région de Franche-Comté présente certaines spécificités qui en font un terrain particulièrement intéressant pour l'analyse des dynamiques paysagères. Elle est constituée d'une mosaïque variant des plaines céréalières aux moyennes montagnes forestières des Vosges et du Jura. Cette région possède un réseau de villes de taille moyenne, mais ne comporte pas de grandes agglomérations urbaines. En conséquence, elle a pu préserver un important capital naturel, offrant un cadre de vie agréable à ses habitants et faisant état d'une biodiversité encore importante. Cependant, la croissance récente de certaines périphéries urbaines et la mise en place de grandes infrastructures de transport (LGV Rhin-Rhône) montrent la nécessité d'une bonne gestion de ce capital, d'autant que le déclin de certaines populations animales a déjà fortement affecté certaines régions proches.

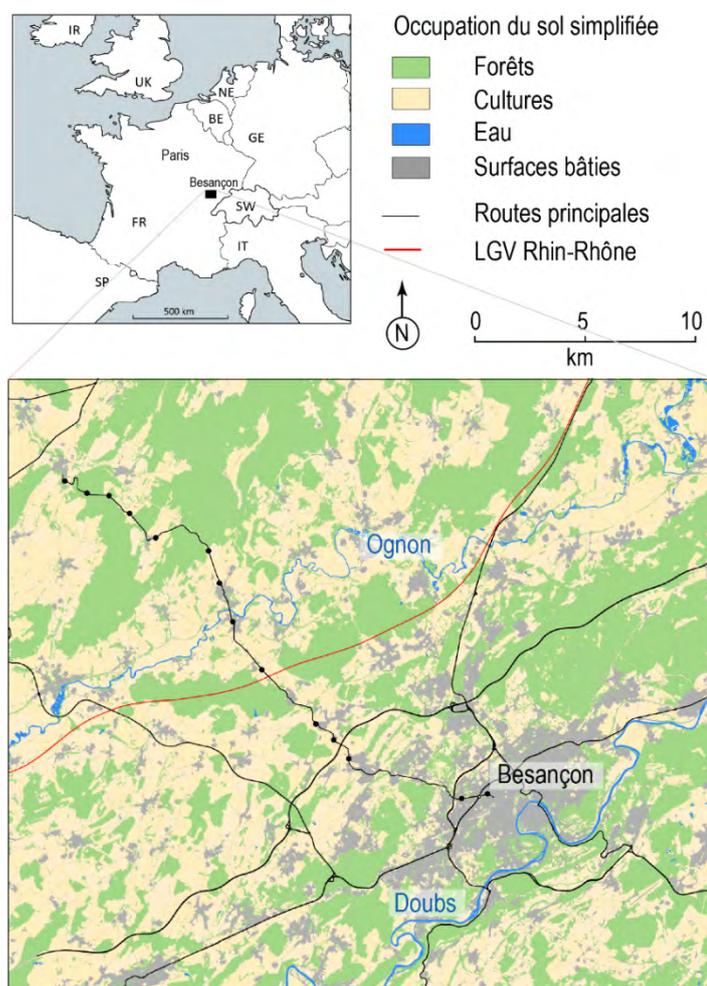


Figure 1. La zone d'étude au sein du territoire franc-comtois

La mise en œuvre des différentes phases de travail n'a pas concerné la totalité du territoire régional. Les objectifs définis initialement supposent que des cartes d'occupation du sol soient constituées à plusieurs dates avec le même degré de précision. Or, la cartographie rétrospective de l'occupation du sol à l'échelle de la Franche-Comté représente un travail très lourd et peu automatisable. En conséquence, le choix a été fait de focaliser l'analyse sur une zone encadrant l'agglomération de Besançon, couvrant environ 700 km², c'est-à-dire 4,5% de la superficie régionale (figure 1). Cette zone se caractérise par de forts enjeux

paysagers, puisque la croissance de l'agglomération bisontine, notamment par l'extension des espaces périurbains, s'est faite essentiellement aux dépens de terrains agricoles.

2. Mise en place d'une base de données multi-date sur l'occupation du sol

L'analyse des dynamiques paysagères repose sur le suivi de l'occupation du sol de façon systématique dans toute la zone étudiée, entre les années 1950, 1980 et 2010. Ce suivi a nécessité la réalisation d'un « Mode d'occupation du sol » (MOS) à la date actuelle (section 2.1.), puis la création de MOS rétrospectifs (section 2.2.). Il s'agit de MOS à grande échelle (utilisables pour des applications au 1/10.000^e), avec une nomenclature relativement sommaire de 6 types d'occupation du sol principaux : surfaces artificialisées, réseaux de transport, cultures, prairies, forêts, cours et plans d'eau.

2.1. Le MOS Franche-Comté 2010

La méthode mise en place pour produire le MOS 2010 a été appliquée à la totalité du territoire régional. Cette méthode s'appuie sur un des techniques géomatiques aptes à exploiter et assembler les « mégadonnées » disponibles pour décrire différentes facettes de l'occupation du sol. Rappelons que la géomatique regroupe l'ensemble des concepts et outils dédiés à la gestion et au traitement de données géographiques. Elle s'appuie sur des systèmes de gestion de bases de données (SGBD) permettant le stockage et la manipulation de jeux de données volumineux, et sur les systèmes d'informations géographiques (SIG) permettant l'acquisition, la gestion, la visualisation et l'analyse de données spatialisées.

Sources principales

Les deux sources de données fondamentales utilisées pour la mise en place du MOS Franche-Comté sont des données standardisées à l'échelle nationale, ce qui confère à la méthode une dimension reproductible et actualisable. Il s'agit de la BD TOPO® de l'IGN et du Registre Parcellaire Graphique (RGP) de l'Agence des Services et Paiements (ASP). Ces données sources sont produites en partie à partir de photo-interprétation, et sont accessibles au format vectoriel, c'est-à-dire sous la forme d'objets formant des entités ponctuelles, linéaires et surfaciques décrites par divers attributs. 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 (1) mettre en cohérence ces sources de données, (2) assurer la reproductibilité de la démarche sur d'autres régions et (3) permettre la portabilité du MOS à chaque actualisation des données de référence.

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. L'échelle de travail a été fixée au 1:10.000^{ème}.

Mise en place du « squelette polygonal »

Avant la délimitation des principales catégories d'occupation du sol, un prétraitement a conduit à la constitution du « squelette polygonal », un support de rattachement pour l'ensemble des polygones du MOS : c'est sur ce « squelette » que seront ensuite « greffés » successivement les autres éléments de l'occupation du sol, suivant des règles de priorité, et suivant des opérations d'appariement nécessaires pour relier entre eux ces différents objets. Le squelette polygonal a été généré à partir des éléments de

forme linéaire ou surfacique, combinant les réseaux routiers, ferrés et hydrographiques, pour constituer un maillage offrant de multiples points de liaison avec les autres éléments d'occupation du sol (tableau 1).

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 1. Couches de données utilisées pour la création du squelette polygonal

La couche la plus sollicitée lors de la création du squelette polygonal est *Route*. Elle est constituée de l'ensemble exhaustif des voies routières recensées par l'IGN, associé à une table attributaire détaillée. Cette couche est mise à jour avec une fréquence bisannuelle. Pour la réalisation du MOS, plusieurs éléments secondaires ont été supprimés : les escaliers, les pistes cyclables ou encore les chemins forestiers non imperméabilisés. Les autres couches qui décrivent des éléments des réseaux routiers (*Surface_route*) et des réseaux ferroviaires (*Troncon_voie_ferree* et *Aire_triage*) ont été mobilisées. Parmi ces couches, les éléments linéaires ont été associés à leurs caractéristiques de nature et de largeur pour générer des formes polygonales. La couche *Surface_eau* est venue compléter le squelette polygonal, en délimitant le réseau hydrographique à partir des polygones de surfaces en eau permanentes.

En outre, 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

Elaboration du MOS

Huit couches ont formé les éléments constitutifs du MOS (tableau 2). Ces couches ont été ordonnées en fonction de leur actualité, de leur précision géométrique et de leur résolution spatiale.

Désignation de la couche	Définition et traitement éventuel
<i>RPG.Niveau.1</i>	Parcellaire agricole
<i>Zone_végétation</i>	Forêts
<i>Bati_indifferencie</i>	Agrégation et traitement morphologique pour définir la tâche urbaine
<i>Bati_industriel</i>	
<i>Bati_remarquable</i>	
<i>Cimetiere</i>	
<i>Terrain_sport</i>	
<i>Piste_aérodrome</i>	

Tableau 2. Couches de données utilisées pour la création du MOS

L'élément le plus actuel, à défaut d'être le plus précis, est le RPG : il regroupe l'ensemble des emprises et des caractéristiques des surfaces agricoles mises en valeur par les exploitants déclarant leur activité en vue de l'obtention d'aides dans le cadre de la politique agricole commune (PAC). Ces surfaces sont représentées par des îlots à l'échelle du 1/5.000 et mis à jour chaque année. Bien que déclarative, cette information est un élément essentiel pour la construction du MOS : elle constitue la seule source d'information à grande échelle et actualisée sur l'espace agricole. Il s'agit en outre d'une source d'information ouverte, mise à disposition de façon libre dans le cadre de la politique d'ouverture des données publiques (open data). Elle comporte toutefois diverses limites : toutes les parcelles agricoles n'y sont pas représentées, la saisie de l'information n'est pas effectuée de façon homogène, etc.

Le second élément est la couche *Zone_végétation* de la BD-Topo : elle recense l'ensemble des espaces boisés, de plus de 500 m² ou de plus de 5000 m² 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 volet est celui des surfaces urbanisées. La BD Topo de l'IGN décrit précisément les emprises de différents types de bâtiments, avec une mise à jour régulière. Toutefois, les surfaces urbanisées généralement hétérogènes : elles ne sont pas formées uniquement de bâtiments, mais aussi de jardins, de surfaces ouvertes revêtues ou non de revêtues de tous genres, etc., non renseignés dans les bases de données de référence. De façon relativement classique, les surfaces artificialisées sont représentées sous la forme de taches urbaines, dont les emprises sont calculées par un traitement morphologique (dilatation suivie d'une érosion) partant des emprises des bâtiments. En d'autres termes, un espace est réputé appartenir à une zone artificialisée s'il est situé entre des bâtiments, s'il est suffisamment proche de ces bâtiments, s'il n'est pas renseigné par une autre source d'information.

Etapes principales

La mise en place du MOS débute par un premier ensemble de liaisons entre polygones et squelette polygonal. Le premier passage porte sur les îlots RPG, préalablement nettoyés de leurs erreurs géométriques, et regroupés en quatre classes d'occupation agricole : culture non-industrielle, prairie, verger-vigne, culture industrielle-gels.

Les emprises des polygones de ces quatre 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.

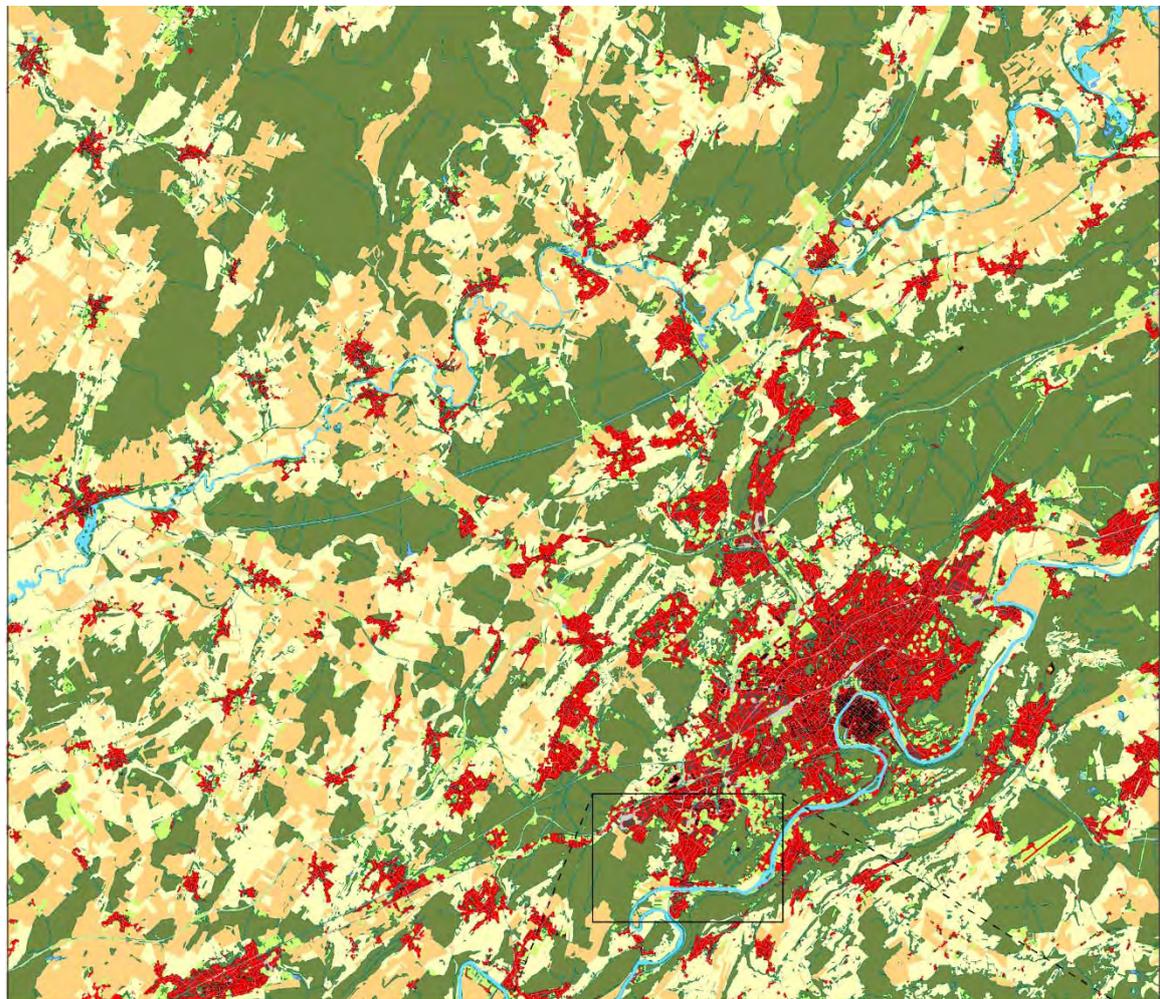
L'élaboration du MOS se poursuit avec la couche *Zone_végétation*, préalablement simplifiée par comblement des clairières de moins de 2000 m². Les polygones de forêt sont alors tronqués de leurs superpositions avec les polygones du MOS issus de l'étape précédente. Le résultat de la différence géométrique est ajouté au squelette polygonal par un raccord issu d'une dilatation directionnelle identique à la dilatation du RPG.

La dernière étape correspond à modélisation de la tache urbaine, par une dilatation de 50 mètres autour du bâti suivie d'une érosion de 40 mètres. La tache urbaine ainsi générée est alors tronquée de ses superpositions aux autres éléments du MOS, avant d'être ajoutée au squelette polygonal par dilatation directionnelle. Au final, un MOS de 9 catégories est généré : zones bâties, réseaux de transport, cultures non-industrielles, prairies, cultures industrielles-gels, vergers-vignes, surfaces boisées, surfaces en eau. Les polygones pour lesquels aucun mode d'occupation du sol n'a pu être défini ont été classés dans une catégorie supplémentaire, les « lacunes ». A titre d'exemple, cette catégorie de « lacunes » représente 4,4%, ce qui signifie que 95,6% de la surface régionale est couverte par une des catégories principales du MOS.

Automatisation du processus

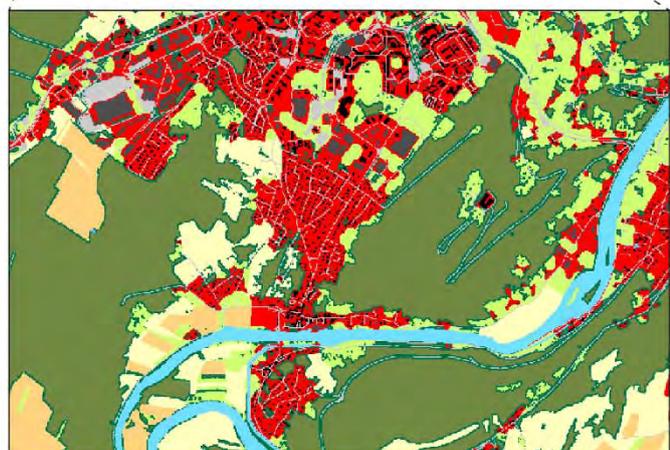
Cette méthode d'élaboration du MOS a pour principal atout de ne pas être dépendante d'un travail de calibrage : sur l'ensemble du territoire couvert par la BD Topo et le RPG, le même processus peut être reconduit. Outre ces avantages de reproductibilité et de comparabilité, cette méthode peut être automatisée et paramétrable. Le très grand volume de données nécessaire à la création du MOS Franche-Comté excède cependant les capacités de traitement standard d'un SIG. L'automatisation du processus dans un logiciel SIG courant (par exemple avec un script ModelBuilder dans ArcGis) n'est donc pas techniquement viable. Cet obstacle a été surmonté en mobilisant les services d'un SGBD pour transcrire la méthode SIG en script SQL exécutable, à l'aide du logiciel PostGreSQL et de sa composante spatiale PostGIS.

Les jeux de données sources ont été convertis en tables PostGreSQL. Disponibles avec un découpage départemental étendu aux communes limitrophes, ces jeux de données ont été réassemblés au niveau national avec dédoubleage. L'ensemble des modules de traitement a été repris et adapté aux capacités et possibilités de SQL. Des fonctions de stabilisation ont été créées pour l'occasion, afin de subvenir au besoin les plus spécifiques, tels que la gestion d'infimes approximations de coordonnées pouvant entraîner des conflits géométriques. Des paramètres ont été ajoutés afin de pouvoir répondre aux spécificités de chaque demande, permettant l'adaptation du mode d'occupation du sol à l'étude, dans la limite des possibilités offertes par les données de base.



0 2 4 km

-  Zones artificialisées
-  Bâti résidentiel
-  Bâti industriel et commercial
-  Réseaux de transport
-  Cultures
-  Prairies
-  Surfaces en herbes et broussailles
-  Forêts
-  Lisières, bosquets, haies
-  Cours et plans d'eau



0 0,5 1 km

Figure 2. Mode d'occupation du sol de 2010. Ici le bâti de la BD TOPO® a été superposé au MOS. Les classes de cultures ont été agrégées et les lacunes ont été considérées comme des surfaces en herbes et broussailles. Les principales haies et bosquets ont été extraits des surfaces boisées par un traitement morphologique.

De nombreuses calibrations et expérimentations ont été effectuées afin d'optimiser le traitement et de réduire le temps de calcul. Ces calibrations ont permis d'appliquer les traitements sur plus de 10 000km². En l'état, quelques heures de calcul suffisent à la constitution d'un MOS finalisé. La figure 2 montre le résultat obtenu dans l'ensemble de la zone d'étude retenue autour de Besançon.

Ajout des « haies » par photo-interprétation

Les haies sont un élément important de l'occupation du sol : elles ont à la fois un intérêt paysager, par le cloisonnement visuel qu'elles créent, et un intérêt écologique (habitats, corridors de déplacement, barrières etc.). Or la couche « Végétation » de la BD TOPO® ne représente que les haies de grande taille. Un travail spécifique a donc été réalisé pour ajouter la catégorie « haie » au MOS.

Renseignement des lacunes par photo-interprétation et contrôle terrain

Les surfaces non renseignées sur le MOS (les « lacunes ») ont été renseignées par interprétation de photographies aériennes. Une phase de vérification a suivi cette étape, avec une campagne de terrain de trois jours consacrée à la reconnaissance de l'occupation du sol d'une sélection de « lacunes ». Ces polygones ont été sélectionnés afin de présenter des caractéristiques différentes suivant leur distance au bâti, leur surface, et leur relief. Les mesures de concordance entre ces relevés et la photo-interprétation ont abouti à un taux de 80% de bonne identification, une grande partie des erreurs étant dues au décalage temporel entre la date d'acquisition des photographies et la date des relevés de terrain. Ces bons résultats ont permis de valider la démarche de photo-interprétation.

2.2. Mode d'occupation du sol historique

L'objectif est ici la cartographie rétrospective de l'occupation du sol. La mise en place de MOS pour des dates antérieures, et ayant les mêmes caractéristiques que le MOS 2010, ne peut pas reprendre la procédure automatisée décrite ci-dessus, faute de données sources similaires anciennes. Les orthophotographies monochromes des années 1956 et 1984 ont servi de base pour la reconstitution des données de données « historiques ». La BD ORTHO® historique de l'IGN a fourni l'ensemble des dalles géoréférencées pour la couverture datant de 1956 (figure 3), tandis que les photographies aériennes de 1984 ont été acquises à partir du Géoportail IGN. Pour ces dernières, un travail d'ortho-rectification a dû être effectué sur SIG.



Figure 3. Exemple de photographie aérienne de 1956 dans la zone d'étude (extrait)

Une méthode de cartographie rétrospective a été adaptée aux images monochromes. Elle a consisté à procéder à la photo-interprétation des différences entre les données les plus anciennes de la BD TOPO et du RPG, et les ortho-photographies de 1984 puis celles de 1956.

La cartographie rétrospective des forêts, des rivières et des bâtiments est assez fastidieuse mais peu soumise aux erreurs d'interprétation. En revanche, la détermination des types de culture (ou même du caractère cultivé des parcelles) a été nettement plus difficile à partir des images monochromes. C'est pourquoi une méthode de validation a été expérimentée à partir d'ortho-photographies 2010 convertie en images monochromes. Cette méthode vise à déterminer le caractère cultivé des parcelles en se basant sur le diagnostic de deux photo-interprètes. Une tierce personne détermine l'occupation du sol en cas de litige. 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 des MOS de 1984 et 1956 ont été converties en tables PostGreSQL avant d'être intégrées dans le script d'automatisation du MOS. Pour les deux dates, des données comparables au MOS actuel sont finalement constituées afin de procéder à des analyses diachroniques.

Conclusion de la partie 2

Des méthodes ont été développées pour assembler les données d'occupation du sol à haute résolution spatiale disponibles au niveau français, présentes dans deux bases : la BD TOPO® de l'IGN, et le RPG de l'Agence des Services et des Paiements. Le protocole mis en place a permis de générer un Mode d'Occupation du Sol (MOS) datant de 2010 pour l'ensemble de la Franche-Comté, et parallèlement de produire un outil de cartographie automatique utilisable dans toutes les régions françaises. Parallèlement, dans la zone d'étude couvrant l'agglomération de Besançon, le MOS a été défini de façon rétrospective à partir de photographies aériennes datant de 1984 et 1956. Sur cette zone, les trois MOS construits avec les mêmes spécifications permettent des analyses diachroniques entre 1956, 1984 et 2010.

3. Caractérisation de la valeur esthétique du paysage

Dans cette partie, nous nous focalisons sur l'évaluation de la valeur esthétique du potentiel visible du paysage. Cette évaluation consiste à mettre en correspondance des indicateurs de visibilité définis à partir de méthodes numériques et utilisant les MOS (section 3.1.), et des jugements esthétiques émis par des observateurs (sections 3.2. et 3.3.).

3.1. Modélisation du paysage visible

La modélisation du paysage visible permet de reconstruire les scènes potentiellement visibles à partir des données spatiales, l'objectif étant de capter une information potentiellement visible par des observateurs virtuels parcourant l'espace. L'avantage de ce type de modélisation est de pouvoir caractériser les propriétés visuelles du paysage à partir de chaque point de l'espace (O'Sullivan et Turner 2001; Franklin et Vogt 2002). Nous présentons ici les résultats du travail méthodologique réalisé par l'équipe dans ce domaine, qui a donné lieu au développement d'un outil spécifique.

Pixscape, un nouvel outil de modélisation du paysage

La modélisation du paysage visible est une spécialité ancienne développée par les géographes du laboratoire ThéMA. Le logiciel de modélisation P_image a pendant longtemps été utilisé, notamment dans le cadre de travaux avec des économistes de l'environnement (Brossard et al., 2008 ; Cavailhès et al., 2009 ; Joly et al., 2009). La réalisation du chantier D2PE de l'ODIT a été l'occasion de mettre en place Pixscape, un nouvel outil conçu par l'équipe et développé par Gilles Vuidel.

Positionnement de Pixscape parmi les outils existants

Parmi les outils existants permettant des analyses de visibilité du paysage, il existe une nette opposition entre (1) les SIG grand public, dont la prise en main est simple mais qui présentent des fonctionnalités restreintes, et (2) les programmes « prototype », aux paramétrages plus avancés, développés au sein de laboratoires de recherche, mais qui restent cependant confidentiels et peu (ou pas) diffusés à un large public.

Dans le cas des logiciels grand public, Idrisi a très tôt été utilisé pour la réalisation d'analyses de visibilité, initialement pour la réalisation simple de bassins de visibilité (viewsheds) (Fisher, 1992), ou plus récemment pour l'étude d'impacts visuels (Falconer et al., 2013). Cependant, la majorité des travaux ayant recours aux analyses de visibilité utilisent les fonctionnalités d'ArcGIS, que ce soit pour déterminer l'impact visuel d'aménagements (Mouflis et al., 2008), la prégnance visuelle d'éléments bâtis (Ro et Van der Meer, 2009), ou pour évaluer la qualité esthétique du paysage visible (Schirpke et al., 2013 ; Palmer, 2004 ; Grêt-Regamey et al., 2007). Certains travaux en archéologie utilisent également les fonctionnalités d'ArcGIS dans l'objectif de constituer des modèles d'intervisibilité, par le cumul de bassins de visibilité (Sevenant et Antrop, 2007) ou par la réalisation de graphes de visibilité (De Monti et Caschili, 2012). D'autres SIG commerciaux (MapInfo Vertical Mapper, Geoconcept 3D, ENVI ou ERDAS) permettent également des analyses de visibilité, en ne répondant cependant qu'à certaines fonctionnalités basiques. De nombreux logiciels SIG libres (QGIS, Grass, OpenJump, Saga GIS, Geoserver, Open Layers ou TNTmips) offrent également certaines fonctionnalités, mais celles-ci sont le plus souvent limitées au calcul de bassins de visibilité. Or, d'autres opérations sont donc nécessaires en aval pour calculer, à partir des zones visibles, des indicateurs de composition ou de configuration du paysage visible.

Concernant les programmes d'origine universitaire, VIEWIT (Travis et al., 1975) est considéré comme le premier outil permettant des analyses de visibilité. Les développements réalisés au sein de l'Institut Polytechnique Rensselaer (USA) ont également permis le calcul de bassins de visibilité et d'indicateurs de visibilité (Franklin et Ray (1994), puis l'optimisation des calculs de visibilité (Franklin et Vogt, 2006). Plus récemment, Machado et al. (2013) ont proposé le logiciel MOYSES, pour déterminer l'impact visuel d'aménagements comme les parcs éoliens. Toutefois, ces programmes sont en général dédiés à un problème particulier et n'offrent pas une gamme complète de fonctionnalités et de paramètres de calcul.

Par rapport aux outils existants, le logiciel PixScape 1.0 a été conçu comme un outil intégré regroupant les fonctionnalités disponibles dans les outils SIG standards pour faciliter l'exécution de la chaîne de traitement des analyses de visibilité, de l'importation des données spatiales numériques jusqu'au calcul de métriques paysagères. De plus, il intègre un ensemble des paramètres de calcul de visibilité spécifiques, et propose des métriques originales. Ce logiciel offre également l'avantage d'être diffusé en open-source. Il s'adresse à un large public (novice dans l'utilisation des outils SIG ou pas), étudiants ou chercheurs, mais également collectivités locales et bureaux d'étude concernés par l'évaluation des paysages.

D'un point de vue informatique, PixScape 1.0 est développé en Java version 1.7. Il fonctionne sur toutes les architectures supportant Java 1.7 ou plus récent (Linux, Windows, MacOS, etc.). Il utilise plusieurs bibliothèques open source, dont GeoTools et Java Topology Suite (JTS) pour la gestion des données spatiales, ainsi que JCUDA et OpenMPI pour la parallélisation sur GPU et sur cluster.

Deux modes d'analyse de la visibilité intégrés dans Pixscape

A partir des mêmes données numériques, deux modes de calcul sont possibles pour modéliser la visibilité : l'analyse planimétrique et l'analyse tangentielle.

L'analyse de nature planimétrique consiste à caractériser les relations d'intervisibilité entre des lieux d'observation et leur espace environnant. Ces analyses reposent sur la méthode des rayons divergents (Fisher, 1996 ; Joly et al. 2009), qui simulent le regard d'un observateur virtuel autour de lui. On cherche donc ici à obtenir une information sur la capacité des pixels de l'image à s'entrevoir en tenant compte de

l'élévation du relief ou des objets du paysage pouvant cacher la vue. Ces masques de visibilité constituent donc des obstacles aux rayons divergents (figure 4).

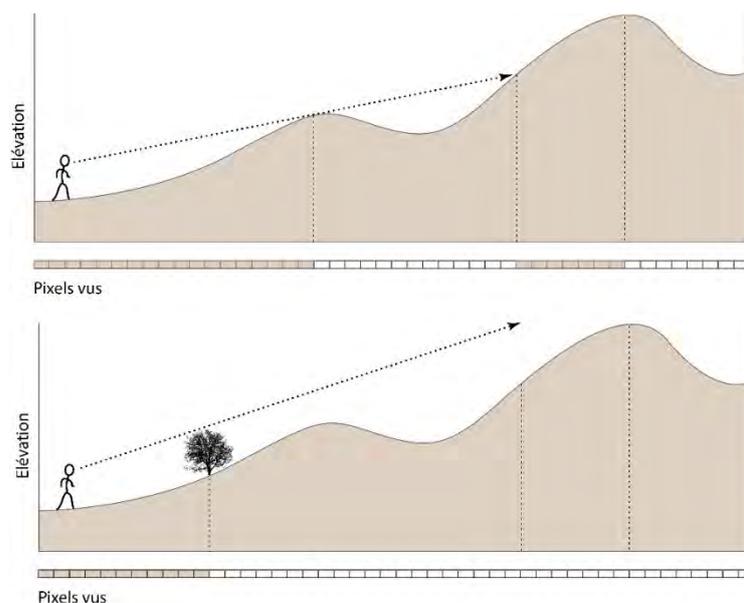


Figure 4. Principe de calcul des rayons divergents, en tenant compte des masques topographiques.

L'analyse de nature tangentielle consiste à mesurer le paysage visible dans la rétine d'un observateur virtuel, à partir du développement vertical des objets du paysage. Ces analyses s'appuient sur la projection de l'environnement modélisé en $2D\frac{1}{2}$ à partir des données spatiales en une image de synthèse d'une scène paysagère visible depuis un certain point d'observation (figure 5). Cette méthode implique le calcul de surfaces angulaires qui restituent l'impact visuel des différents éléments paysagers (Germino et al., 2011). Elle est fondée sur un ensemble de calculs trigonométriques tenant compte de la taille des objets et de leur distance au point d'observation. La surface angulaire s'obtient par le produit des composantes angulaires verticales et horizontales des objets (Cavailhès et al., 2006). On ne raisonne donc plus ici en surface métrique, mais en surfaces exprimées en angle. Bien que ces analyses soient plus complexes et les résultats plus difficilement interprétables, elles sont jugées plus proches de la réalité paysagère observée.

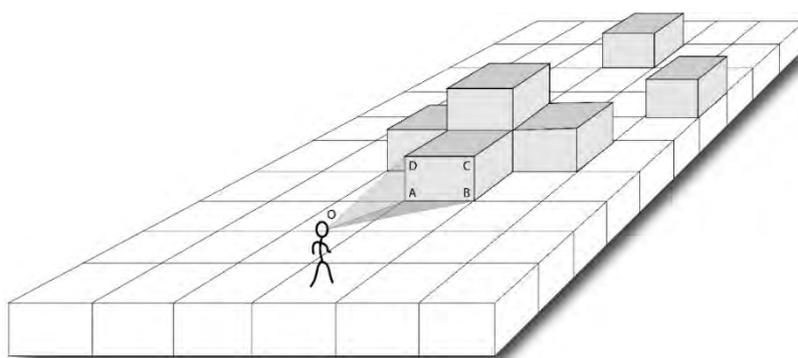


Figure 5. Modélisation du paysage visible par la méthode des surfaces angulaires. Le point O correspond à la rétine d'un observateur potentiel et le rectangle ABCD à la surface visible d'un élément du paysage. La surface angulaire de cet objet est obtenue par le calcul du produit $(AOB) \cdot (AOC)$, où AOB correspond à l'angle horizontal et AOC à l'angle vertical.

Métriques de visibilité

Quel que soit le mode d'analyse de la visibilité, des métriques sont calculées pour caractériser le contenu des scènes visibles. Concernant les analyses planimétriques, plusieurs métriques permettent de

caractériser la forme des bassins de visibilité : le périmètre, la compacité, la dimension fractale. La métrique la plus classique concerne le périmètre P du bassin de visibilité. A partir du périmètre P et de la surface totale A du bassin de visibilité, le logiciel propose le calcul d'un coefficient de compacité (Gravelius, 1914). Cette métrique est définie comme le rapport du périmètre du bassin de visibilité à celui d'un cercle de la même surface, tel que :

$$C = \frac{P}{2\sqrt{\pi A}}$$

En complément, le logiciel permet de calculer la dimension fractale des bassins de visibilité. La géométrie fractale (Mandelbrot, 1977) permet d'examiner l'invariance de la structure d'éléments en fonction de l'échelle d'observation. Cette métrique permet ici de distinguer les bassins de visibilité constitués de zones visibles dispersées et diversifiées dans leurs tailles et les distances qui les séparent, et les bassins de visibilité uniformément répartis dans l'espace. La méthode utilisée ici est la dimension de Minkowski, ou *box-counting*. Elle s'exprime selon la relation suivante :

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

Avec N le nombre de cellules visibles à chaque niveau d'analyse, et r le facteur de réduction d'un niveau d'analyse à l'autre. Si $D \rightarrow 0$, alors le bassin de visibilité se concentre en un seul point, et si $D \rightarrow 2$, alors les zones visibles sont uniformément réparties sur l'ensemble de la surface étudiée.

Les métriques de composition mesurent le poids des éléments visibles à partir des classes d'occupation du sol. Elle permettent de caractériser le contenu visuel du paysage, en informant sur son caractère plus ou moins anthropisé, agricole ou forestier (Miller, 2001; Joly et al., 2009). Pour une catégorie paysagère i , P_i est la proportion de surface angulaire tel que :

$$P_i = \frac{a_i}{\sum_{j=1}^n a_j}$$

où a_i est le nombre de pixels correspondant à l'élément i et n le nombre de catégories paysagères.

Basé sur la notion d'entropie, l'indice de diversité de Shannon normalisé (Shannon et Weaver, 1962) mesure la diversité du paysage visible, tel que :

$$SCOMP = -\frac{1}{\log(n)} \sum_{i=1}^n P_{ji} \log(P_{ji})$$

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 et l'indice d'interspersation et juxtaposition.

L'indice de contagion (O'Neill et al., 1988) est basé sur l'adjacence des pixels de l'image. Il correspond à la probabilité de trouver un pixel de la catégorie paysagère i à côté du pixel de la catégorie paysagère j , tel que :

$$CONTAG = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m \left[p_i \frac{g_{ij}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right] \left[\ln \left(p_i \frac{g_{ij}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right]}{2 \ln(m)} \right] 100$$

avec P_i la proportion de surface angulaire de la catégorie paysagère i , g_{ik} le nombre d'adjacences entre les pixels des catégories paysagères i et j , et n le nombre de catégories paysagères au sein de l'image. Les valeurs élevées indiquent que les pixels de la même catégorie paysagère sont tous regroupés

ensembles, alors que les valeurs faibles caractérisent une image dans laquelle tous les pixels sont dispersés.

L'indice d'interspersation et juxtaposition (McGarigal et Marks, 1995) est basée sur l'adjacence des taches du paysage. Chaque catégorie est évaluée selon son adjacence avec toutes les autres catégories, tel que :

$$IJI = \frac{-\sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \ln \left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \right]}{\ln(0.5[m(m-1)])} 100$$

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

Le degré d'ouverture du paysage visible peut être quantifié par deux métriques basées sur la longueur des lignes de visibilité. Chaque vue est modélisée par une série de k lignes de visibilité d'une longueur s_i , et les indicateurs statistiques de somme (SUM) et moyenne (AVE) ont été calculés tel que :

$$SUM = \sum_{i=1}^k s_i$$

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

Ces indicateurs sont élevés si l'ouverture paysagère est importante.

La texture du paysage visible, i.e. la faible ou grande variation des longueurs de vue, peut être évaluée à partir des longueurs des lignes de visibilité avec deux autres métriques (SDIST et DEPTHLINE). En définissant m classes de longueurs notées lc_i , le ratio des lignes de visibilité dans chaque classe de longueurs est utilisée pour calculer un indice de Shannon normalisé tel que :

$$SDIST = \frac{1}{\log(m)} - \sum_{i=1}^m lc_i \cdot \log(lc_i)$$

Cette métrique donne des valeurs proches de 0 lorsque qu'il existe seulement quelques variations de longueurs, et proches de 1 dans le cas d'un nombre important de variations. Cette métrique peut par exemple être appliquée avec des classes de variation logarithmique : inférieur à 10m, de 11 à 100m, de 101 à 1000m, etc.

Comme *SDIST* ne considère pas la structure spatiale des lignes de visibilité, les longueurs de vue peuvent être utilisées pour évaluer la variation spatiale des profondeurs de vue, par la métrique *depthline*, tel que :

$$DEPTHLINE = \frac{vl}{cl}$$

où vl est la longueur du contour du bassin de visibilité et cl le périmètre du cercle correspondant à la même aire. Cette métrique donne une valeur minimale de 1 dans le cas d'un bassin de visibilité de forme circulaire, et des valeurs élevées (non délimitées) dans le cas de variations fortes des profondeurs de vue.

Une dernière métrique est dédiée à la forme de la *skyline*, pouvant être plus ou moins accidentée en fonction du relief ou de la présence d'éléments élevés. Cette métrique a été obtenue en divisant la longueur totale de l'horizon hl par une ligne droite sl correspondant à la largeur de la vue :

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

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

Analyse multi-résolution

L'une des originalités du logiciel Pixscape est sa capacité à utiliser des données raster à différentes résolutions spatiales pour une même analyse de visibilité, suivant les premières expérimentation de Joly et al., (2009). Ces différentes bases de données peuvent être ajoutées dans le logiciel par l'utilisateur. Le logiciel intègre également la possibilité de créer automatiquement les différentes bases de résolution spatiale. A partir des rasters en entrée à la résolution la plus fine, le logiciel crée des rasters de résolutions spatiales plus grossières pour un ensemble d'intervalles de distance déterminées. La méthode proposée consiste à agréger l'information des pixels dans le pixel de niveau supérieur (par moyenne dans le cas des fichiers d'altitude, et par mode dans le cas des MOS).

Au-delà du fait d'accélérer les temps de calcul, cette méthode permet de tenir compte de certaines capacités cognitives propres à la vision humaine. En effet, comme le souligne Skov-Petersen (2007), le paysage est composé de différents éléments, dont le contenu et la transparence varient avec la distance à partir de laquelle ils sont observés. Par exemple, un arbre qui peut être distingué à une distance de 20 m devient un élément indistinct d'une forêt vues de 3 km (Joly et al., 2009). C'est le cas également des bâtiments qui, visibles en tant qu'objets paysagers à quelques centaines de mètres en maximum, sont indistincts d'un ensemble urbain lointain. Par conséquent, l'intégration de bases de plusieurs résolutions spatiales dans la modélisation du paysage visible permet d'adapter la résolution spatiale aux objets susceptibles d'être distingués (e.g. maison/village/ville ou arbre/bosquet/forêt).

Avec cette méthode, certains éléments du paysage pouvant être distingués dans un environnement proche ne le seront plus dans un environnement lointain modélisé par des bases de données aux résolutions plus grossières. Ces objets seront donc traités de deux manières possibles dans la construction des bases de données multi-résolution :

- soit complètement ignorés et disparaissant dans les paysages lointains s'ils constituent des éléments ayant peu d'emprise au sol (arbres isolés, routes) ;
- soit agrégés à d'autres objets de même type situés dans un environnement proche pour constituer une emprise spatiale plus large (cas de plusieurs bâtiments distincts devenant un agglomérat bâti visible dans les paysages lointains).

Paramétrage des analyses

Plusieurs paramètres de calcul, communs aux deux types d'analyses, permettent d'affiner les analyses de visibilité. Le logiciel permet de déterminer pour chaque point d'observation une contrainte angulaire verticale et horizontale (en degrés), des seuils de distance minimum et maximum (en mètres) à l'intérieur desquels les surfaces vues sont calculées, l'azimut (en degrés). Une hauteur peut également être attribuée aux points de vue et aux points observés.

Par défaut, ces calculs sont réalisés à partir de chaque cellule de l'image, à la résolution des rasters en entrée. Le paramétrage des analyses peut également passer par l'échantillonnage des points de vue à partir desquels sont réalisés les calculs. Le logiciel offre plusieurs options :

- sélection des zones à partir desquelles sont réalisés les calculs en se basant sur l'occupation du sol, e.g. calculs uniquement depuis les zones urbanisées ;

- échantillonnage régulier des cellules constituant les points de vue, e.g. calculs uniquement depuis une cellule sur n (dans ce cas, les résultats en sortie sont agrégés pour donner un raster de résultats à la résolution de départ multipliée par la valeur n) ;
- calculs depuis un fichier de points vecteur (format .shp) préalablement ajouté au projet (dans ce cas, les métriques calculées sont enregistrées dans la table attributaire du fichier de points, et exportables en format .shp ou .txt).

Concernant les calculs depuis un fichier de points, chacun des paramètres de calcul définis plus haut (hauteur, contrainte angulaire, seuils de distance et azimuth) peut être individualisé préalablement par point dans la table attributaire du fichier en entrée. Dans le cas d'un fichier de plusieurs points localisés le long d'un trajet, le logiciel permet de définir automatiquement comme azimuth, depuis chaque point, le point suivant le long du trajet.

3.2. Paysage visible et satisfaction résidentielle

Contexte

Une première approche a été suivie pour évaluer l'aptitude des métriques de visibilité à représenter des perceptions réelles du paysage. Ces perceptions sont ici représentées par le niveau de satisfaction résidentielle, tel qu'il a été défini dans le cadre de la thèse de Samy Youssoufi.

Dans 10 communes de la zone située au nord-ouest de la ville de Besançon, des recherches ont déjà porté sur les liens entre satisfaction résidentielle et indicateurs environnementaux calculés à partir des lieux de résidence (Youssoufi, 2011 ; Youssoufi et Foltête, 2013). La satisfaction résidentielle peut être considérée comme le degré d'adéquation entre un environnement résidentiel idéal pour un individu et certains attributs de son environnement réel, faisant intervenir des composantes psychologiques, sociales et spatiales. Pour Amérigo et Aragonés (1997), la satisfaction résidentielle résulte de l'évaluation des attributs objectifs de l'environnement résidentiel à travers le filtre des caractéristiques personnelles liées aux attentes, aux expériences, aux aspirations ou aux valeurs de l'individu. Parmi les différentes composantes de la satisfaction résidentielle d'un individu, la satisfaction liée au paysage autour de sa résidence a beaucoup été étudiée (Hur et Morrow-Jones, 2008; Kweon et al., 2010; Leet et al., 2008).

Dans les travaux de Youssoufi et Foltête (2013), différentes formes de voisinage ont été construites avec un degré de réalisme croissant pour prendre en compte les pratiques spatiales supposées des individus depuis leur résidence : (1) un voisinage circulaire isotrope assimilable à un espace cognitif dans lequel l'individu est plus ou moins conscient des caractéristiques qui l'entourent, (2) un voisinage basé sur le réseau routier considéré comme le support de ses déplacements quotidiens et (3) un voisinage décrivant l'espace visible depuis la résidence de l'individu et depuis le réseau routier. Certains résultats de cette étude sont cohérents avec ce qu'on trouve dans la littérature, mais la part de variance expliquée par les modèles statistiques est assez faible, atteignant au maximum 16 %. De plus, l'hypothèse que des voisinages sophistiqués censés traduire les pratiques spatiales individuelles seraient plus pertinents n'a pas été confirmée.

Dans ce contexte, l'objectif est ici de vérifier que les informations représentées par les métriques de visibilité issues de l'outil Pixscape expliquent de façon significative les variations de satisfaction résidentielle. Nous supposons que ces métriques numériques ont un intérêt, même confrontées à des métriques définies in situ, qui représentent en principe une information nettement plus riche et détaillée.

Données et méthodes

Le degré de satisfaction paysagère a été évalué par le biais d'une enquête datant de juin 2009 et présentée dans Youssoufi et Foltête (2013). Un échantillon de 1057 personnes a été stratifié en fonction du nombre d'habitants des communes. Chaque individu enquêté a répondu à une série de questions concernant son

cadre de vie et a été référencé dans un SIG à partir de son adresse postale. Quatre thèmes principaux ont été étudiés dans cette enquête : 1) l'évaluation du paysage environnant, 2) l'accès à diverses aménités urbaines, 3) la perception du bâti résidentiel en termes d'esthétique et de densité, 4) l'évaluation des conditions de transport en modes individuel et collectif. Une analyse des correspondances multiples (MCA) a été appliquée pour synthétiser l'ensemble des réponses sous forme d'axes factoriels. L'interprétation a permis de positionner les individus sur un gradient de satisfaction paysagère. Un tirage aléatoire de 60 individus (5,7 %) a été effectué à partir de l'échantillon initial, en conservant la stratification spatiale par commune (figure 6).

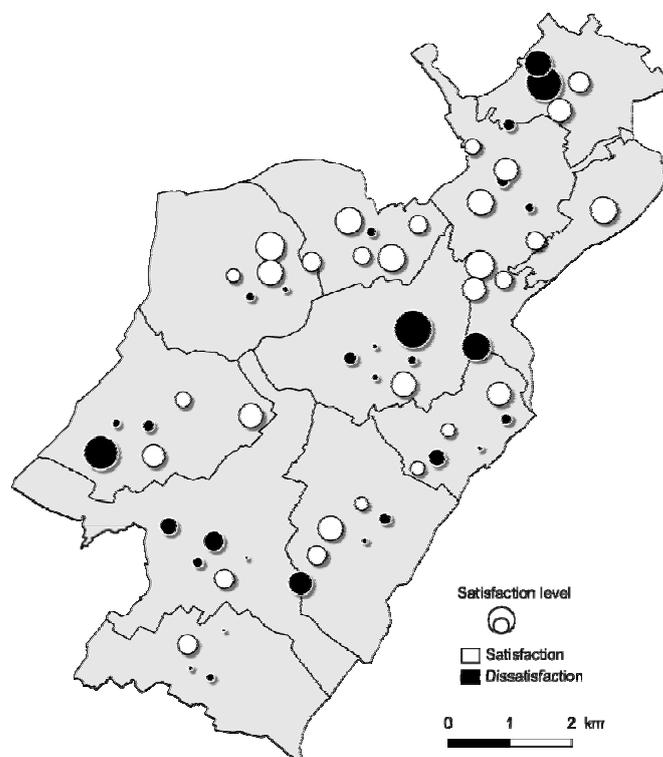


Figure 6. Echantillon de 60 ménages et niveau de satisfaction résidentielle

L'analyse *in situ* consisté à examiner le paysage sur le terrain par un inventaire descriptif des scènes paysagères (Arthur et al., 1977). Il s'agissait ici de se focaliser sur les éléments paysagers visibles depuis la localisation résidentielle de chacun des 60 individus de l'échantillon, en autorisant des déplacements de quelques mètres autour de la résidence, de manière à capter par une observation à 360° l'ambiance paysagère générale de la zone résidentielle en question. Cette évaluation *in situ* été réalisée à l'aide d'une grille d'analyse définie à partir de la littérature (Otero Pastor et al., 2007; Voulligny et al., 2009) et d'une pré-enquête sur le terrain. Cette grille se compose de 32 métriques relatives à la composition, à la configuration et à l'esthétique du paysage, et formant 3 thèmes (tableau 3).

Éléments naturels et espaces verts (12 métriques)

Cette description tient compte d'éléments ne figurant pas dans les données d'occupation présentées, tels que les bosquets ou arbres isolés, les jardins, vergers et potagers ;

Espaces résidentiels (11 métriques)

Ces métriques permettent de caractériser la composition anthropique du paysage par plusieurs éléments comme le type d'architecture, les caractéristiques de la voirie, ou l'impact visuel d'éléments plus ponctuels. Dans cette thématique, certaines métriques ont été définies lors d'observations préalables sur le terrain, de manière à être adaptées à la description d'une zone résidentielle périurbaine ;

Configuration générale du paysage (9 métriques)

Ces descripteurs en partie issus des théories de l'esthétique paysagère (Lothian, 1999) offrent la possibilité de tenir compte d'ambiances paysagères plus générales. La texture permet par exemple de déterminer par l'agencement des objets paysagers la diversité des profondeurs de vue des scènes paysagères. La cohérence donne de manière complémentaire une information sur le niveau d'harmonie des éléments paysagers composant ces scènes. Les métriques précisant le degré d'ouverture du paysage, le niveau de cloisonnement ainsi que la topographie générale peuvent également être importantes pour établir les effets oppressants ou à l'inverse épanouissants du paysage.

Métriques paysagères	Modalités de l'évaluation in situ
<i>1. Espaces naturels et espaces verts</i>	
Forêt	absence ; faible présence ; présence importante
Bosquets	absence ; faible présence ; présence importante
Haies	absence ; faible présence ; présence importante
Broussailles	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
Plans d'eau	absence ; présence
Cours d'eau	absence ; présence
<i>2. Espaces résidentiels</i>	
Desserte résidentielle	absence ; présence
Rue	absence ; présence
Route principale	absence ; présence
Pylône ou ligne électrifiée	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
<i>3. Configuration générale</i>	
Ouverture (impression globale dans seconds plans)	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 couleur	faible ; intermédiaire ; important
Texture	lisse ; intermédiaire ; rugueux
Entretien	peu entretenu ; intermédiaire ; très entretenu

Tableau 3. Grille d'analyse pour la constitution de métriques paysagères in situ

Plusieurs analyses statistiques ont été menées pour évaluer le rôle des éléments de paysage sur la satisfaction résidentielle. Selon l'hypothèse que le paysage est perçu comme un ensemble, des modèles multivariés ont été construits en considérant la satisfaction résidentielle comme la variable cible et les

métriques paysagères comme les variables explicatives. Une analyse de variance multiple (MANOVA) a été appliquée aux métriques in situ, alors qu'une régression linéaire multiple a été mise en place pour évaluer le rôle des métriques numériques. Les deux analyses ont été construites en sélectionnant parmi toutes les possibilités jusqu'à 10 variables, le modèle qui minimise le critère AIC.

Les résidus des modèles ont été analysés pour (1) vérifier l'absence d'auto-corrélation spatiale, par le biais de l'indice de Moran, (2) identifier des lieux où la satisfaction est bien expliquée par les métriques in situ mais mal expliquée par les métriques numériques ou vice versa.

Résultats

Parmi les 21 métriques numériques, 7 ont été sélectionnées pour constituer un modèle expliquant 46,6% de la variance de la satisfaction résidentielle (tableau 4). La texture (alternance de plans proches et lointains) joue un rôle positif, alors que la métrique CONTAG, qui représente l'homogénéité des plages visibles, joue un rôle négatif. Les autres variables sélectionnées sont relatives à des éléments dont la prégnance visuelle joue négativement : bâtiments résidentiels, commerciaux industriels, prairies, cultures et surfaces en eau.

Parallèlement, 4 métriques in situ parmi les 32 proposées initialement ont été sélectionnées, pour aboutir à 46,3% de variance expliquée. Nous retrouvons comme précédemment l'impact négatif des cultures, auquel s'ajoute ici le rôle positif de l'ouverture ainsi que l'influence négative des situations topographiques dominées et des forts contrastes de couleur.

Modèle	Métriques	Coefficient	Coefficient normalisé	T de Student	VIF
Régression à partir des métriques numériques $r^2 = 0,466$ $p < 0,0001$	Constante	4,36			
	DEPTHLINE	0,04	0,35	1,73	3,97
	CONTAG	-0,04	-0,30	-1,78	2,84
	Bâtiments résidentiels	-3,35	-1,01	-4***	6,28
	Bâtiments commerciaux et industriels	-5,59	-0,71	-4,88***	2,05
	Prairies	-7,48	-0,47	-2,65*	3,12
	Cultures	-9,87	-0,51	-2,89**	3,08
	Eau	-77,43	-0,41	-3,76***	1,16
MANOVA à partir des métriques in situ $r^2 = 0,463$ $p < 0,0001$	Constante	-0,56			
	Cultures-0	0,67	0,62	3,35**	1,06
	Cultures	0,75	0,58	3,14**	1,06
	Cultures -2	0	0		1,15
	Ouverture-0	-0,32	-0,43	-3,30**	1,17
	Ouverture -1	-0,17	-0,26	-2	1,14
	Ouverture -2	0	0		1,26
	Topographie générale-1	0	-0,01	-0,06	1,13
	Topographie générale -2	-0,52	-0,35	-3,29**	1,04
	Topographie générale -3	0	0		1,09
	Contraste de couleur-1	0,43	0,58	4,12***	1,29
	Contraste de couleur-2	0,11	0,17	1,26	1,17
	Contraste de couleur-3	0	0		1,05

Tableau 4. Résultat des modélisations statistiques de la satisfaction résidentielle (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$)

Discussion

Le protocole suivi a permis de mettre en comparaison deux groupes de métriques paysagères : des métriques issues d'une enquête in situ, des métriques calculées à partir de données numériques. Chaque groupe a donné lieu à un modèle expliquant les variations de satisfaction résidentielle. Le pouvoir explicatif du modèle basé sur les données numériques est relativement important, puisque l'étude précédente réalisée à partir des mêmes données avait conduit à seulement 16% de variance expliquée, contre 46% actuellement. Intuitivement, la richesse offerte par le diagnostic réalisé sur le terrain aurait pu conduire à une nette supériorité des métriques in situ. Les résultats montrent au contraire que les deux approches conduisent à des pouvoirs explicatifs équivalents, avec un résultat légèrement supérieur à partir des métriques numériques. Ceci montre que la modélisation numérique du paysage permet de capter une information significative en termes de perception, même si cette approche n'est pas apte à rendre compte des détails présents dans les premiers plans paysagers. De tels résultats confirment le bien-fondé des choix méthodologiques de l'ensemble du projet, pour évaluer les changements d'ordre esthétique dans le paysage.

Dans le détail, les modèles mis en œuvre confirment des relations déjà identifiées dans plusieurs études sur la satisfaction résidentielle. A cet égard, l'impact négatif de la vue sur des éléments construits est cohérent avec les résultats d'Arriazza et al. (2004), ou avec d'autres études sur les « environnements réparateurs » affirmant que l'exposition aux environnements urbains a un rôle négatif sur les états affectifs (Ulrich, 1979) ou sur la restauration de l'attention (Kaplan et Kaplan, 1989). En revanche, d'autres résultats apparaissent contre-intuitifs, notamment les rôles négatifs de l'eau et des prairies. L'eau est un milieu qui a souvent été noté comme un élément attractif du paysage (par exemple : Herzog, 1985 ; Faggi, 2011 ; Kaltenborn et Bjerke, 2002). Son influence négative dans le cas présent s'explique probablement par le caractère très marginal de l'hydrographie de surface dans la zone d'étude, l'eau étant représentée par quelques ruisseaux dont les abords sont assez mal entretenus.

3.3. Evaluation de la valeur esthétique

L'évaluation de la valeur esthétique du paysage a été fondée sur le couplage entre les métriques de visibilité et les résultats d'une enquête de préférences paysagères. Cette enquête a été réalisée par la diffusion en ligne d'un photo-questionnaire. L'ensemble de la démarche s'inscrit dans le cadre de la thèse de Yohan Sahraoui, où un autre terrain d'étude situé en Seine-et-Marne est analysé conjointement au site franc-comtois. Par un brassage volontaire des données, l'enquête et l'exploitation statistique des résultats s'appliquent à ces deux terrains.

Photo-questionnaire sur le paysage

La première étape dans la mise en place du photo-questionnaire a été la constitution d'un corpus de photographies représentatives des paysages de la zone d'étude. Ces photographies ont été réalisées le long d'un axe routier partant de la ville de Besançon en direction des espaces ruraux, d'une longueur totale de 25 km. De la même manière que Medeley et al. (1995), ces axes routiers font office de transects permettant de suivre un gradient urbain-rural représentatif de la diversité de paysages. Un échantillonnage spatial le long de cet axe a ensuite permis de définir 15 points séparés d'au moins 500 m (figure 1).

Pour chacun de ces points, une à trois photographies ont été réalisées à l'aide d'un Nikon D800 avec un objectif de 35mm, comme dans Kalivoda et al., (2014). Cette focale permet une ouverture horizontale de 60° et verticale de 50°, considérée comme la plus proche du champ de vision humaine binoculaire. La stabilité horizontale de l'appareil photo a été assurée par un niveau à bulle, la hauteur (1,75m) par un trépied gradué. Les coordonnées géographiques ainsi que l'orientation de chaque point de prise de vue ont également été relevées sur le terrain à l'aide d'un GPS et d'une boussole. Les photographies ont été réalisées par un chercheur en 2 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 configurations paysagères ont été écartées. Au final, 15 photographies (30 pour les deux zones) ont été retenues (figure 7).



Figure 7. Exemples de photographies proposées dans le photo-questionnaire

A partir du corpus de photos sélectionné, l'évaluation des préférences paysagères s'est appuyée sur un questionnaire photographique en ligne. Cette démarche, dont l'intérêt pour l'évaluation des préférences paysagères a déjà été souligné (Bishop, 1997 ; Wherret, 1999, 2000), 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 (Reips, 2002 ; Roth, 2006). Le questionnaire a été réalisé à l'aide de l'outil *LimeSurvey*. Un email a été envoyé en novembre 2014 dans différents organismes français ainsi que sur une liste de diffusion d'actualités de la recherche géographique francophone. Le mail présentait les objectifs de l'étude et renvoyait vers l'enquête par une URL, tout en demandant aux destinataires de diffuser cette enquête à leurs propres contacts. La diffusion du questionnaire s'est donc effectuée par le biais d'un échantillonnage intentionnel (Kvale, 1996), suivi par un « effet boule de neige » à partir d'informateurs clés, comme dans Barroso et al. (2012).

L'enquête proposait une comparaison par paires des 30 photographies retenues. Celles-ci ont été mélangées, puis tirées aléatoirement et marquées dans l'ordre par 1, 2, ..., m . Ensuite, 30 paires ont été constituées de manière à ce que dans un premier niveau de comparaisons la photo 1 soit comparée à la 2, la 2 à la 3, ..., la m à la 1. Pour un deuxième niveau de comparaisons, 30 autres paires ont été constituées pour que la photo 1 soit comparée à la 3, la 2 à la 4, ..., la m à la 2. L'ordre dans lequel les 60 paires de photos apparaissent à l'intérieur du questionnaire a ensuite été déterminé pour qu'une photo ne puisse pas apparaître plus d'une fois toutes les 10 paires. Les participants à l'enquête ont été invités à choisir à chaque étape la photo qu'ils préfèrent par la phrase « Sélectionnez la scène que vous préférez ».

Le traitement du questionnaire s'est appuyé sur une comparaison par paires des photographies, selon la méthode proposée par Saaty (1977). Nous avons construit une matrice $A=[a_{ij}]$ de la comparaison n par n des photographies telle que $a_{ij} > 0$ pour tout $i, j = 1, \dots, n$. Cette matrice aux entrées positives respecte la réciprocity $a_{ji} = 1/a_{ij}$. Pour chaque paire de photographies, nous avons attribué une valeur de 2 à la photographie sélectionnée, et une valeur de $\frac{1}{2}$ à l'autre. Compte tenu du nombre total de photographies, l'évaluation de l'ensemble des comparaisons existantes dans un temps raisonnable était impossible dans le cadre de l'enquête. Les entrées non renseignées de la matrice ont donc été 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) :

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

Le renseignement complémentaire de ces entrées a permis de minimiser l'inconsistance de la matrice correspondant à chaque répondant. Le calcul du vecteur propre (Saaty, 1990) de la matrice des réponses de chaque répondant a donné dans chaque cas le poids ω de chaque photographie. Cette méthode permet donc, à partir de classements qualitatifs relatifs, d'obtenir une variable quantitative pour chaque photographie, traduisant le jugement esthétique de chaque individu.

Méthode d'analyse de l'enquête

Nous avons dans un premier temps exploré les différences entre les jugements individuels des scènes paysagères. Afin de synthétiser les réponses des individus, une ACP a été réalisée sur le tableau qui rassemble tous les jugements individuels. La réalisation d'une classification ascendante hiérarchique (méthode de Ward) sur les facteurs de l'ACP a ensuite permis de définir plusieurs groupes de jugements.

Dans un second temps, nous avons testé la capacité des métriques de visibilité à expliquer les préférences paysagères de chaque groupe d'individus. Comme pour la modélisation de la satisfaction résidentielle (section 3.2.), ces préférences dépendant de la combinaison de plusieurs caractéristiques paysagères et nous avons eu recours à la régression linéaire multiple. Ici pour les 30 photographies considérées comme des individus, les jugements moyens des groupes d'individus constituent la variable à expliquer, et les métriques de visibilité sont les variables explicatives. Pour chaque groupe, le modèle retenu a été celui qui minimise l'Akaike Information Criterion (AIC).

Résultats obtenus

En 2 mois, 1889 individus ont commencé le questionnaire et 1420 l'ont terminé, soit un taux d'abandon inférieur à 25%. Les statistiques démographiques de ce groupe d'individus ($n = 1420$) figurent dans le tableau 5.

Question		Part (%)
Rapport professionnel au paysage	Novice	84,9
	Expert	15,1
Sexe	Femme	65,4
	Homme	34,6
Age	16-25 ans	38,4
	26-35 ans	28
	36-45 ans	15,2
	46-59 ans	13,9
	60 ans et plus	4,5
Milieu de résidence	Urbain	58,9
	Périurbain	17,1
	Rural	24

Tableau 5. Profil des 1420 personnes enquêtées

L'ACP réalisée sur le tableau des jugements esthétiques a montré une forte décroissance de l'inertie, conduisant à retenir les deux premiers facteurs. La classification appliquée à partir de ces facteurs a ensuite montré une structure hiérarchique où trois groupes principaux peuvent être définis (figure 8).

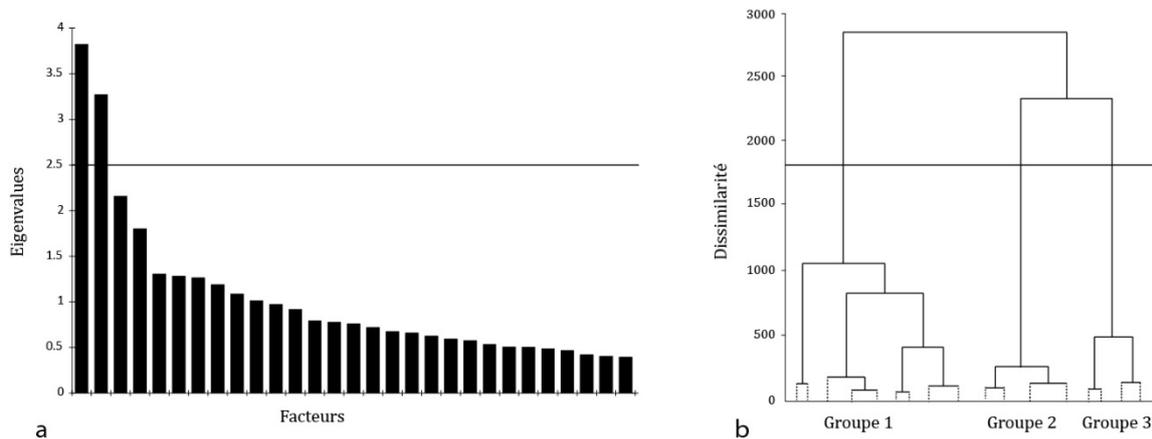


Figure 8. Résultats de l'analyse statistique des jugements esthétiques

La composition des trois groupes de jugement a été basée sur les écarts entre leurs caractéristiques et les valeurs moyennes obtenues pour l'ensemble des personnes enquêtées (tableau 6). Le groupe 1 se compose de personnes plutôt jeunes, de milieu plus souvent rural et ne se considérant pas expertes du paysage par leur expérience professionnelle. D'après la structure de l'arbre hiérarchique, ce groupe se caractérise par une forte hétérogénéité interne. Le groupe 2 correspond aux experts du paysage, qui sont plus âgés que la moyenne et qui viennent plus souvent du milieu urbain. Enfin le groupe 3 est moins caractéristique et représente le profil moyen des personnes enquêtées.

Question		Groupe 1 (426 personnes)	Groupe 2 (267 personnes)	Groupe 3 (727 personnes)
Rapport professionnel au paysage	Novice	90,8	67,8	87,8
	Expert	9,2	32,2	12,2
Sexe	Femme	68,3	61,4	65,2
	Homme	31,7	38,6	34,8
Age	16-25 ans	41,7	22,8	42,5
	26-35 ans	26,5	32,2	27,7
	36-45 ans	13,2	21,7	14,6
	46-59 ans	13,9	17,2	12,0
	60 ans et plus	4,7	6,0	3,3
Milieu de résidence	Urbain	51,2	68,5	59,8
	Périurbain	17,6	15,0	17,6
	Rural	31,2	16,5	22,6

Tableau 6. Profil des trois groupes de perception du paysage (en %).

La mise en œuvre des régressions linéaires multiples pour les trois groupes a permis d'obtenir les résultats figurant dans le tableau 7. Au préalable, trois métriques ont été exclues du processus de sélection des variables, en raison de leur colinéarité avec d'autres variables ($r > 0,7$) : les surfaces artificielles, corrélées avec les bâtiments industriels ; CONTAG, corrélé avec SCOMP et SUM, corrélée avec AVE.

Les trois modèles sont nettement significatifs et se caractérisent par de fortes parts de variance expliquée : 89%, 67% et 70% pour les trois groupes respectivement. Les métriques sélectionnées permettent d'analyser les jugements esthétiques. Certaines des métriques interviennent dans les trois modèles de la même façon : ainsi la variabilité de la ligne d'horizon (SKYLINE), l'ampleur moyenne de la vue (AVE) sont des critères qui jouent positivement, inversement le bâti commercial et industriel joue négativement. D'autres métriques ne sont présentes que dans un ou deux des modèles. Par exemple, les surfaces en eau et les forêts sont considérées de façon positive pour les groupes 1 et 3. Dans le groupe 1, la présence de bâti résidentiel et le niveau de fragmentation des plages visibles (CONTAG) ont un impact négatif sur les

jugements. Dans le groupe 2, la diversité de niveaux d'ouverture paysagère (SDIST) a un impact positif. Dans le groupe 3, les espaces verts et les routes sont liées positivement aux jugements esthétiques.

Groupes	Variable	Coefficient	Coefficient Normalisé	t de Student	VIF
Groupe 1 $r^2 = 0,890$ $p < 0,0001$	Constante	-0,0079			
	SKYLINE	0,0030	0,5079	6,02***	1,355
	Surfaces en eau	0,3788	0,3810	5,00***	1,108
	Forêts	0,0158	0,3027	3,60**	1,346
	CONTAG	0,0003	0,2773	2,75*	1,945
	AVE	0,0001	0,2332	2,65*	1,473
	Prairies	0,0159	0,2055	2,55*	1,240
	Bâti résidentiel	-0,0336	-0,2381	-2,57*	1,640
	Bâti commercial et industriel	-0,4159	-0,2582	-2,88**	1,527
Groupe 2 $r^2 = 0,672$ $p < 0,0001$	Constante	0,0171			
	AVE	0,0001	0,4441	2,90**	1,718
	SKYLINE	0,0019	0,4345	3,22**	1,335
	Cultures	0,0121	0,3889	2,53**	1,731
	SDIST	0,0073	0,2652	2,07*	1,205
	Bâti commercial et industriel	-0,4958	-0,4258	-3,38**	1,163
Groupe 3 $r^2 = 0,700$ $p < 0,000$	Constante	0,0184			
	Forêts	0,0201	0,5011	3,59**	1,364
	SKYLINE	0,0019	0,4136	2,80*	1,521
	Prairies	0,0212	0,3569	2,62*	1,295
	AVE	0,0001	0,3541	2,33*	1,616
	Surfaces en eau	0,2294	0,3006	2,17*	1,347
	Espaces verts	0,0106	0,2227	1,46	1,629
	Routes	0,0180	0,2505	1,68	1,563
	Bâti commercial et industriel	-0,3476	-0,2811	-2,06	1,304

Tableau 7. Résultats des modèles explicatifs de la valeur esthétique du paysage (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

A partir des modèles qui viennent d'être présentés, la carte du potentiel esthétique a été réalisée pour les trois groupes (figure 9). Globalement, la distribution spatiale de la valeur esthétique montre une opposition entre les zones urbanisées qui sont les moins appréciées, et les espaces ouverts qui sont les plus appréciés. Toutefois, des différences sont notables entre les groupes. C'est particulièrement le cas des agglomérations urbaines, considérées totalement de façon négative par le groupe 1, alors que seules les zones commerciales et industrielles sont jugées peu esthétiques par les groupes 2 et 3. En dehors du milieu urbain, le groupe 2 apprécie globalement les zones de prairies et de cultures, de façon assez indifférenciée, alors que le groupe 1 préfère les interfaces entre milieu ouvert et milieu boisé, et le groupe 3 montre une préférence pour les prairies par rapport aux cultures. Pour les groupes 1 et 3, la qualité du paysage est maximale en présence d'éléments aquatiques comme dans les vallées du Doubs et de l'Ognon.

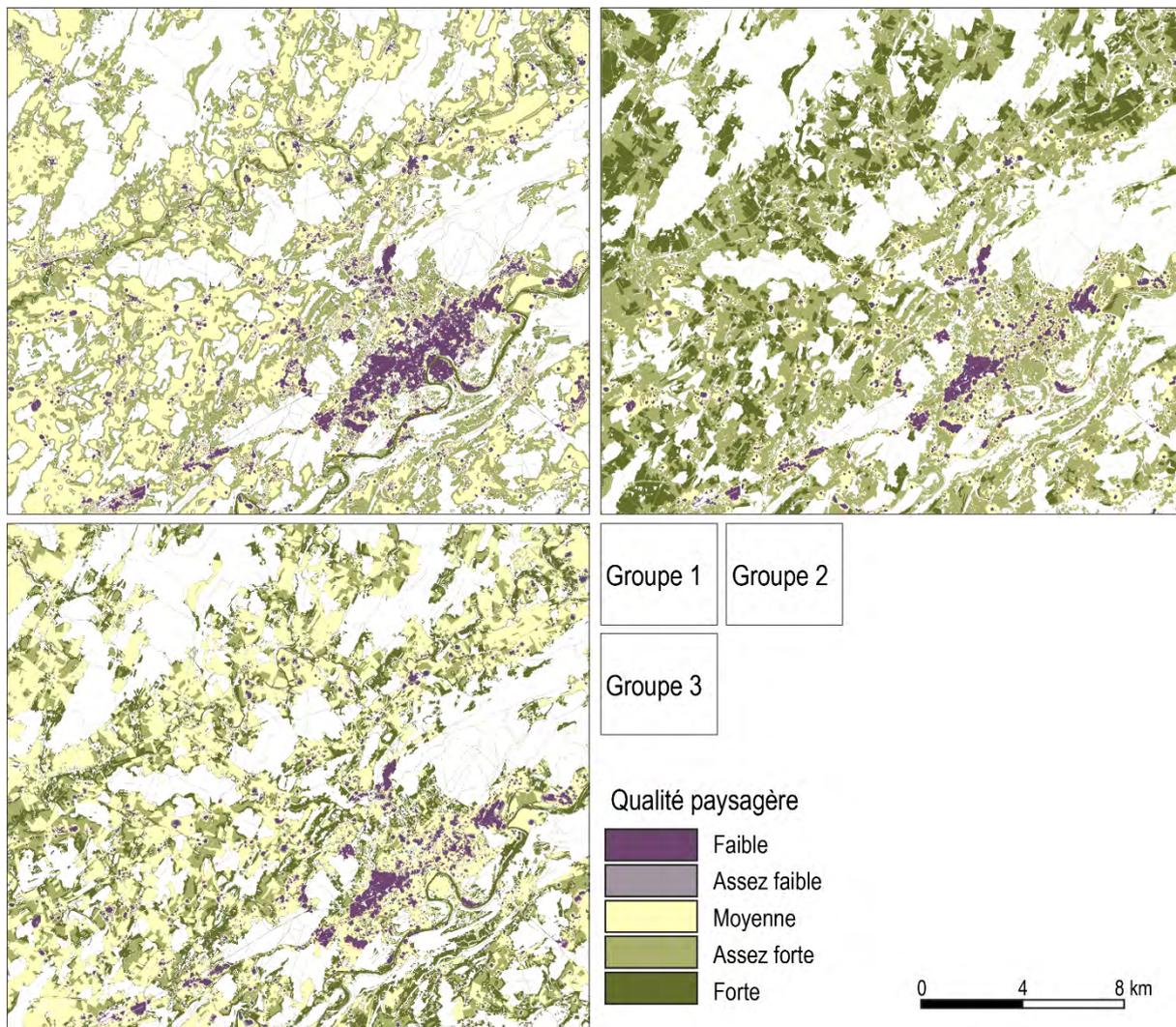


Figure 9. Carte du potentiel esthétique du paysage pour les trois groupes de perception

Discussion

L'approche suivie a permis de relier statistiquement des jugements esthétiques issus d'une enquête par photo-questionnaire à des métriques de visibilité issues de données numériques. Des études ont déjà porté sur les éléments faisant consensus dans les préférences paysagères (Hagerhall, 2001; Kalivoda et al., 2014), mais elles n'ont pas été basées sur des groupes de jugements. L'originalité de ce travail a consisté à définir de tels groupes, vus comme un niveau intermédiaire entre (1) les approches expertes supposant que la qualité paysagère dépend strictement des attributs visuels, et (2) les approches perceptives focalisées sur le rôle des critères socio-culturels dans la perception du paysage. L'approche par groupe de jugement permet donc de synthétiser les préférences esthétiques individuelles tout en soulignant les spécificités de chaque groupe.

Les modèles mis en place aboutissent à des pouvoirs explicatifs satisfaisants, du même ordre que dans l'étude de Schirpe et al. (2013). Comme dans l'analyse menée sur la satisfaction résidentielle (section 3.2.), les résultats obtenus sont cohérents avec les études sur les environnements réparateurs (Ulrich, 1979; Kaplan et Kaplan, 1989), qui soulignent le rôle négatif des environnements urbains, en comparaison avec des contextes plus naturels. Un résultat contre-intuitif est le coefficient positif attribué aux routes pour le groupe 3, minimisé toutefois par le caractère linéaire (et donc faiblement prégnant dans le paysage) de cette classe.

Les effets positifs des éléments naturels comme l'eau et les forêts trouvés pour les groupes 1 et 3 sont cohérents avec de nombreuses études existantes : Arriazza et al., (2004), Bishop et Hulse (1994), Carvalho-Ribeiro et Lovett (2011), Ellis et al. (2006), Tahvanainen et al. (2001). On peut ajouter également le jugement positif des espaces verts pour le groupe 3, qu'on retrouve dans d'autres recherches (Matsuoka et Kaplan, 2008; Tyrväinen, 2007). L'ensemble de ces résultats s'inscrit dans l'hypothèse *biophilia* de Wilson (1984) guidant de nombreuses études sur les environnements réparateurs. Les surfaces agricoles sont ici considérées de façon positive, qu'il s'agisse de prairies ou de cultures. Le rôle positif attribué aux cultures pour le groupe 2 n'est pas conforme aux éléments identifiés dans la littérature, qui souligne le plus souvent une préférence pour les zones de prairies Hietala-Koivu, 1999; Lidemann-Matthies et al., 2010; Howley et al., 2012).

Globalement, la préférence pour une grande ouverture paysagère trouvée ici pour les trois groupes est un élément classique (e.g. Appleton, 1975 ; Coeterier, 1996; Rogge et al., 2007). Mais contrairement à ce qui pouvait être attendu selon la littérature sur les préférences paysagères (Kaplan et Kaplan, 1989; Schirpe et al., 2013; Dramstad et al., 2006), l'influence de la configuration paysagère n'apparaît pas dans les modèles, sauf avec la métrique CONTAG pour le groupe 1, suggérant une préférence pour des paysages peu fragmentés.

Au final, la généralisation des modèles a permis de générer des cartes du potentiel esthétique du paysage à une résolution spatiale de 5m. De telles cartes ont été produites dans des études précédentes, mais sur des zones plus réduites et à une résolution plus grossière (Schirpe et al., 2013).

On peut s'interroger sur le caractère reproductible des résultats statistiques et cartographiques. Il semble logique de limiter cette capacité aux marges urbaines, situés en dehors du cœur des agglomérations urbaines (absence de critères architecturaux) et ne présentant pas de particularité géographique (littoral, hautes montagnes par exemple).

Une question sensible au sujet de l'approche suivie est le niveau de détail des informations représentées dans les données numériques. Il est important de s'interroger sur le grain minimal des données spatiales à utiliser pour calculer les métriques paysagères. Les données d'occupation du sol définies sur un plan cartographique (pas de véritable 3D) ne sont a priori pas adaptées pour représenter certains éléments de taille réduite comme les pylônes de haute tension, les arbres isolés ou les panneaux publicitaires. Toutefois, nous avons vu dans la section précédente que certaines hypothèses sur le rôle négatif d'éléments tels que les panneaux publicitaires n'avaient pas été confirmées dans la modélisation de la satisfaction résidentielle (section 3.2.). Par ailleurs, un compromis doit être trouvé entre un niveau de détail suffisant pour capter les éléments les plus déterminants, et les capacités de calcul. L'augmentation de la résolution spatiale n'est pas nécessairement la solution, si l'on souhaite appliquer l'analyse sur une zone d'étude relativement grande et réaliser les calculs dans des temps « raisonnables ».

Conclusion de la partie 3

Les travaux de l'équipe ont reposé sur le postulat méthodologique que le paysage pouvait être modélisé sous la forme de métriques numériques, c'est-à-dire d'indicateurs construits à partir de données d'occupation du sol et d'altitude. A partir de ce postulat, l'hypothèse que certaines métriques sont aptes à déterminer le degré esthétique du paysage a fait l'objet de deux analyses approfondies. La première analyse a concerné la satisfaction résidentielle vis-à-vis de l'environnement et du paysage, qui s'est avérée « expliquée » par les métriques de façon significative. La seconde analyse a concerné le jugement esthétique issu d'une comparaison par paires de photographies de paysage. Ici, face aux différentes options choisies pour évaluer le paysage (consensus paysager vs perception propre à chaque individu), le protocole mis en place a conduit à identifier des groupes de jugement. Pour chacun de ces groupes, les analyses statistiques ont permis de définir les métriques jouant sur les appréciations positives et négatives sur le paysage. Dans les deux cas, l'intérêt des métriques numériques a été clairement démontré. Les

modèles expliquant le niveau de satisfaction résidentielle se sont caractérisés par des pouvoirs explicatifs inférieurs aux modèles appliqués aux jugements esthétiques. Cette différence s'explique facilement par le caractère nettement plus intégrateur de la satisfaction résidentielle vis-à-vis du paysage, qui résulte d'une combinaison entre la visibilité et d'autres critères non pris en compte dans les métriques, notamment le paysage sonore. Au final, les groupes de jugements issus de la dernière analyse pourront être utilisés pour évaluer l'impact des changements d'occupation du sol sur la valeur esthétique. Le groupe 3 correspondant à une perception « commune » du paysage sera considéré comme la référence pour procéder à ces analyses.

4. Potentiel écologique du paysage

Le potentiel écologique est une expression très large qui est utilisée ici pour désigner essentiellement les habitats de la faune sauvage et leur capacité à accueillir des populations animales. Dans ce domaine, l'équipe a exploité les compétences développées dans le cadre de recherches récentes portant sur la modélisation des réseaux écologiques. Nous commencerons par exposer les principes de cette forme de modélisation (section 4.1.), avant de présenter son application à un diagnostic global concernant un large panel d'espèces animales (section 4.2.).

4.1. Modélisation des réseaux écologiques

Concept de réseau écologique

Certains changements d'occupation du sol contribuent à diminuer et fragmenter ces habitats (Forman, 1995), contraignant les populations animales qui en sont tributaires à se subdiviser (Harrison, 1991) et parfois à adopter une dynamique de métapopulation (Opdam, 1991). La viabilité des populations dont l'habitat est fragmenté dépend du maintien des flux démographiques entre les différentes taches d'habitat (With et al., 1997). Ces flux assurent la diversité génétique, permettant ainsi aux populations de conserver leur capacité de survie face aux nombreux stress environnementaux. Dans ce contexte, la connectivité paysagère est considérée comme un facteur-clé de la viabilité des populations. Elle est définie comme la réponse fonctionnelle d'une espèce donnée aux conditions offertes par les structures paysagères, en termes de déplacements individuels (Taylor et al., 2006).

Parallèlement, sur le plan de l'aménagement du territoire, la préservation des espèces faunistiques et floristiques ainsi que des milieux naturels, exclusivement fondée sur la définition de zonages (parcs nationaux, réserves naturelles par exemple) a montré ses limites pour enrayer la diminution de la biodiversité (Jongman, 1995). La nécessité de prendre en compte les flux biologiques entre les principales sources de biodiversité s'est traduite par l'émergence de nouveaux concepts dont la terminologie reste fluctuante, des réseaux écologiques (Opdam, 2002 ; Opdam *et al.*, 2006) utilisé préférentiellement en Europe, aux « greenways » utilisé en Amérique du nord (Ahern, 1994 ; 1995). En France, le concept de réseau écologique a émergé avec la loi Grenelle 1, intégrant les Trames Vertes et Bleues dans les politiques d'aménagement du territoire (Cormier *et al.*, 2010). Un réseau écologique est ici considéré comme l'ensemble spatial formé par les cœurs de biodiversité reliés par des zones de connexion biologique (Opdam *et al.*, 2006). Ce concept est donc intimement lié à la notion de connectivité paysagère, le réseau symbolisant la configuration spatiale souhaitable pour le maintien des flux biologiques alors que la connectivité est une propriété mesurable en un lieu donné, qu'un réseau soit présent ou non.

Plusieurs approches méthodologiques sont possibles pour mesurer la connectivité paysagère. Calabrese et Fagan (2004) distinguent ces approches en fonction à la fois de leur capacité à exprimer des aspects fonctionnels et de leur difficulté de mise en œuvre. Suivant ces deux critères, les métriques paysagères usuelles telles que celles qui sont rassemblées dans l'outil Fragstats (McGarigal et Marks, 1995) s'avèrent

moins pertinentes, car elles relèvent davantage de la connectivité structurelle (Tischendorf, 2001). À l'inverse, les métriques de connectivité fondées sur les modèles de fonction d'incidence (Hanski, 1994) donnent accès à une représentation plus précise de ces aspects fonctionnels, mais nécessitent un paramétrage nettement plus exigeant. Les modèles de simulations fondés sur des agents individuels sont aussi un moyen de caractériser la connectivité fonctionnelle (Tischendorf et Fahrig, 2000 ; Foltête, 2004), mais là encore au prix d'une lourdeur de calcul peu compatible avec les échelles régionales de l'aménagement du territoire. Selon Calabrese et Fagan (2004), les approches fondées sur les graphes paysagers constituent un bon compromis entre pertinence et efficacité, par leur bonne capacité à représenter les flux et leur exigence modeste en termes de données d'entrée. Les travaux présents ont donc été basés sur cette forme de modélisation.

Une approche fondée sur les graphes paysagers

Depuis les travaux initiaux de Bunn *et al.* (2000) et Urban et Keitt (2001), les méthodes fondées sur la théorie des graphes pour caractériser les réseaux écologiques se sont fortement développées. Depuis quelques années, plusieurs auteurs ont contribué à adapter le cadre générique de la théorie des graphes aux spécificités écologiques et géographiques de ces réseaux (Dale et Fortin, 2010 ; Saura et Pascual-Hortal, 2007 ; Urban *et al.* 2009). La mise en œuvre des graphes paysagers comporte plusieurs étapes, de la définition de la « carte paysagère » initiale au calcul de métriques de connectivité (Galpern *et al.*, 2011). A chacune de ces étapes, de nombreux choix sont à effectuer selon le contexte de l'analyse.

Constitution de la carte paysagère et définition des nœuds

Les données initiales sont constituées par une carte d'occupation du sol adaptée à une espèce (ou un groupe d'espèces), et où une catégorie spécifique doit représenter l'habitat préférentiel. Suivant les connaissances disponibles sur l'espèce, une valeur de coût doit être assignée à chaque catégorie d'occupation du sol, en fonction de sa difficulté de franchissement par les individus.

Les nœuds correspondent généralement aux taches d'habitat préférentiel. Leur définition résulte d'une traduction du mode de vie et des préférences de l'espèce, sous forme d'entités spatiales et d'indicateurs calculables à partir de la carte paysagère. Cependant, suivant les cas étudiés, des variantes sont possibles :

- pour certaines espèces, la satisfaction des fonctions vitales n'est possible qu'à une certaine distance de la matrice environnant les taches, dans la partie considérée comme le cœur des entités spatiales, par opposition à la zone de lisière susceptible d'être soumise à des perturbations. Dans ce cas, un traitement morphologique doit être appliqué à la carte paysagère, pour distinguer les cellules qui correspondent aux cœurs au sein de la classe d'habitat. Ces cœurs vont ensuite constituer les taches d'habitat retenues pour l'analyse.

- pour certaines espèces, il n'existe pas d'entité spatiale simple pouvant correspondre à ce qu'on considère habituellement comme une tache d'habitat. Leurs besoins particuliers (reproduction, alimentation, hivernage, etc.) peuvent être dissociés dans l'espace, nécessitant une définition plus compliquée des taches, sous la forme d'entités composites. Le gîte et le terrain de chasse peuvent par exemple être spatialement disjoints, mais leur combinaison à proximité peut être assimilée à une tache d'habitat.

Quelle que soit la façon dont sont définies les taches d'habitat, il est nécessaire de les associer à un indicateur de potentiel démographique. Cet indicateur est par défaut la surface de la tache, puisque le potentiel démographique dépend en général de la quantité de ressources, pouvant approximativement être assimilée à une valeur proportionnelle à la surface.

Définition des liens

Selon la conception la plus fréquente des graphes paysagers, un lien est créé entre deux taches d'habitat si on suppose que les individus sont capables de traverser l'espace qui sépare ces taches, c'est-à-dire si le

coût de déplacement est jugé inférieur à un certain seuil. En amont de ce diagnostic, la mise en place des liens potentiels nécessite trois choix fondamentaux : (1) leur direction, (2) leur topologie, (3) leur pondération. Nous renvoyons ici à Foltête et al. (2012) pour le détail des choix de direction et de topologie. La pondération des liens consiste à leur attribuer une valeur d'impédance, qui représente généralement le coût de déplacement entre les deux taches. La quantification de ce coût suppose le choix d'une métrique spatiale, distance euclidienne ou distance de moindre coût.

Une fois les liens potentiels définis, il reste à finaliser le graphe en choisissant quels sont les liens « valides », c'est-à-dire considérés comme des flux possibles pour l'espèce. De façon classique, il s'agit de créer un graphe seuillé consistant à ne valider que les liens dont le poids est inférieur ou égal à un seuil représentant la distance de dispersion maximale de l'espèce.

Calcul des métriques de connectivité

Une des fonctions principales des graphes paysagers est d'offrir un cadre pour mesurer la connectivité par le biais de métriques. Dans leurs états de l'art, Galpern *et al.* (2011) et Rayfield *et al.* (2011) ont recensé plusieurs dizaines de métriques de connectivité, soit provenant de la théorie des graphes, soit conçues spécifiquement pour exprimer des propriétés écologiques. Ces métriques peuvent s'appliquer à différents niveaux : à l'ensemble du graphe, aux composantes (ou sous-graphes) ou aux éléments individuels (taches ou liens). Par ailleurs, ces métriques peuvent être distinguées selon leur type de calcul : soit strictement topologique, soit intégrant la pondération des liens et des nœuds, respectivement les distances inter-taches et la capacité des taches (Rayfield *et al.*, 2011).

Dans l'ensemble des travaux de cette étude, la métrique de connectivité qui a servi de référence pour évaluer le niveau d'accessibilité à un type d'habitat est la métrique Probability of Connectivity (PC index) développée par Saura et Pascual-Hortal (2007). Le PC index est calculé pour un graphe entier selon la formule suivante :

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

où a_i et a_j sont les capacités des taches i et j , p_{ij}^* est la probabilité maximale de tous les chemins potentiels entre les taches i et j , et A est la surface totale de la zone d'étude. p_{ij} est déterminée par une fonction exponentielle :

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

où d_{ij} est la distance effective entre les taches et α est une constante exprimant l'intensité de la réduction de la probabilité de mouvement (p) en fonction de la distance (d). Cet indice est le plus utilisé pour rendre compte de l'efficacité fonctionnelle d'un réseau écologique, notamment parce qu'il repose sur un concept d'interaction spatiale (produit des masses de chaque tache), en intégrant à la fois la quantité d'habitat (a_i) et la probabilité d'interaction (p_{ij}).

L'indice PC peut être exprimé localement pour une tache donnée i , sous la forme du PC_{flux} :

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

PC_{flux} représente la contribution d'une tache à la connectivité globale. Cet indice peut être à l'origine d'une interpolation spatiale permettant d'attribuer à chaque point de l'espace un potentiel de connectivité.

L'impact potentiel d'un changement d'occupation du sol sur la connectivité est évalué de la façon suivante :

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

avec PC_k le niveau de connectivité global tenant de la modification d'occupation du sol et PC le niveau de connectivité initial.

L'indice PC peut être exprimé localement pour une tache donnée i , sous la forme du PC_{flux} :

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

PC_{flux} représente la contribution d'une tache à la connectivité globale. Cet indice peut être à l'origine d'une interpolation spatiale permettant d'attribuer à chaque point de l'espace un potentiel de connectivité (Foltête et al., 2012 ; Foltête et al., 2014). Les champs de valeurs résultant de cette procédure ont l'avantage de couvrir l'espace de façon systématique, ce qui facilite les analyses comparatives avec d'autres données, comme les évolutions d'ordre esthétique.

4.2. Une approche multi-habitats et multi-espèces

Un diagnostic général sur le potentiel écologique peut difficilement reposer sur une série d'observations empiriques (des relevés de présence d'espèces par exemple), car celles-ci seront le plus souvent hétérogènes, incomplètes et focalisées sur certaines espèces seulement. Le recours à la modélisation des réseaux écologiques permet de concevoir une approche où plusieurs habitats et plusieurs espèces sont considérés d'une façon unifiée. Cette démarche exige cependant de définir l'ensemble des espèces analysées, ce qui constitue un problème difficile puisque la littérature en écologie fait état de multiples stratégies de sélection d'espèces : espèces drapeau, espèces clé de voûte, espèces parapluie, espèces paysagères, etc. Le travail a reposé ici sur les acquis des études réalisées dans le cadre des Trames Vertes et Bleues (TVB) au niveau national.

Corpus initial : les espèces déterminantes TVB

Les espèces déterminantes TVB ont déjà été sélectionnées suivant plusieurs filtres à partir de l'ensemble des espèces protégées de l'International Union for Conservation of Nature (IUCN), selon une démarche validée par le Muséum National d'Histoire Naturelle, et en lien avec les Conseil Scientifiques Régionaux du Patrimoine Nature (CSRPN) et le Ministère de l'Ecologie. La méthode mise en place par le MNHN (MNHN, 2011) se base sur plusieurs étapes opérées sur la liste des espèces menacées de l'IUCN (figure 10). A partir de cette liste, plusieurs espèces ont été écartées a priori, ne correspondant pas aux objectifs de départ : espèces introduites récemment, quasi-absence de données, espèces migratrices (exceptés les passereaux nicheurs). Une fois cette liste restreinte constituée, un filtre quantitatif « a eu pour objectif de dégager pour chaque espèce, la responsabilité nationale des différentes régions en réponse aux demandes du Comop, sur la base d'un rapport de proportionnalité surface/population entre chaque région et la France » (MNHN, 2011). Ainsi, cette méthode est originale en ce sens qu'elle ne se base pas sur le caractère patrimonial ou en danger des espèces, contrairement aux approches classiques en conservation de la nature, mais sur l'homogénéité de leur répartition à l'échelle nationale. Suite à cette première sélection, un filtre qualitatif a permis de ne retenir que les espèces pertinentes au regard de l'outil TVB. Ont été retenues les espèces ayant un besoin de continuité écologique et pour lesquelles des données sont facilement disponibles. Ce deuxième filtre, se basant sur le besoin de continuité écologique des espèces, présente donc également un caractère novateur.



Figure 10. Protocole de sélection des espèces cible

Cette démarche « experte » est à relier à l'approche par espèces paysagères proposée par Sanderson et al. (2002). Ces espèces sont 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. Elles sont déterminées en accord avec les experts, et en particuliers selon des connaissances relatives aux milieux et terrains d'étude.

Sélection des espèces présentes et synthèse des informations écologiques

A partir de la liste des espèces déterminantes TVB proposée par le MNHN, les espèces non présentes dans la zone d'étude ont été écartées. L'approche a consisté à ne retenir à partir de la base Sigogne que les espèces TVB présentes dans au moins deux communes de la zone d'étude. Le groupe qui a été retenu est celui des vertébrés, les insectes posant en général un problème pour la modélisation de leur réseau écologique (taches d'habitat à la superficie plus faible que le grain de résolution spatiale et distances de dispersion quasi-nulles). La liste de départ a donc totalisé les 118 vertébrés de la TVB nationale. 65 espèces ont été retenues, compte tenu de leur présence dans la zone d'étude, en excluant les espèces de chauves-souris.

Plusieurs informations écologiques relatives à l'habitat et aux traits fonctionnels des espèces (notamment sur les comportements de déplacement) ont été renseignées à partir :

- (1) des informations relatives au milieu d'habitat principal des espèces (milieux aquatiques, milieux ouverts, milieux forestiers ou autres milieux arborés), aux taches d'habitat ainsi qu'à l'habitat secondaire. Ces informations ont été relevées à partir des fiches espèces de la *RedList IUCN*, de bases de données espèces (*BirdLife* par exemple) et d'atlas nationaux d'espèces, de manière à vérifier la concordance au contexte des régions d'étude ;
- (2) des informations relatives aux résistances aux déplacements des espèces, qui ont également été relevées à partir de ces mêmes bases de données, en accordant 4 valeurs différentes aux catégories d'occupation du sol : (1) habitat, (10) milieu favorable, (100) milieu neutre, (1000) milieu défavorable, (10000) barrière ;
- (3) des informations relatives aux distances quotidiennes de déplacement, distances de dispersion, domaine vital et surface minimale des taches d'habitat. Ces informations ont été définies à partir de relations allométriques (cas des mammifères et oiseaux), ou seulement aux distances de dispersion à partir de la littérature pour les reptiles et amphibiens.

Pour la construction des relations allométriques, le régime alimentaire ainsi que la masse des espèces ont été relevés à partir de Felisa *et al.* (2003) pour les mammifères et Lislevand *et al.* (2007) pour les oiseaux.

Concernant les amphibiens, la distance maximale de dispersion a été définie à partir de Smith *et al.* (2005), et pour les reptiles à partir de la bibliographie de chaque espèce. Pour les mammifères et oiseaux, les relations allométriques ont permis le calcul des distances de déplacement quotidien, du domaine vital et des tailles minimales d'habitat :

- mammifères : calcul des médianes des distances de dispersion (Sutherland *et al.*, 2000) et des moyennes des distances quotidiennes (Carbone *et al.*, 2004) ainsi que de la taille minimale des taches d'habitat et du domaine vital (Hendriks *et al.*, 2009). Toutefois, les chauves-souris ont été exclues de cette analyse ;

- oiseaux : calcul des médianes des distances de dispersion (Sutherland *et al.*, 2000), de la taille du domaine vital à partir de Bowman (2003) sachant que : $\text{Domaine vital} = (\text{Distance médiane de dispersion}/12)^2$, et des distances quotidiennes (rayon d'un cercle dont la surface correspond au domaine vital).

Construction des profils d'espèces

A partir de l'ensemble de ces informations, un ensemble d'espèces représentatives des différents compartiments de la biodiversité a été déterminé, en tenant compte à la fois de leur milieu et habitat et de leurs comportements de déplacement (figure 11). Cette classification en groupes peut être rapprochée des profils écologiques (Vos et al., 2001 ; Opdam et al., 2008, Minor et Lookingbill, 2010), dont l'objectif est de sélectionner un ensemble d'espèces susceptibles de représenter au mieux les compartiments de la biodiversité. La modélisation du réseau écologique de chaque profil identifié peut s'appuyer (1) sur une espèce spécifique du groupe, qui sera qualifiée d'espèce indicatrice (Lindenmayer, 2000), ou (2) sur des espèces virtuelles (Hirzel et al., 2001), constituées à partir des informations écologiques agrégées de l'ensemble du groupe identifié.

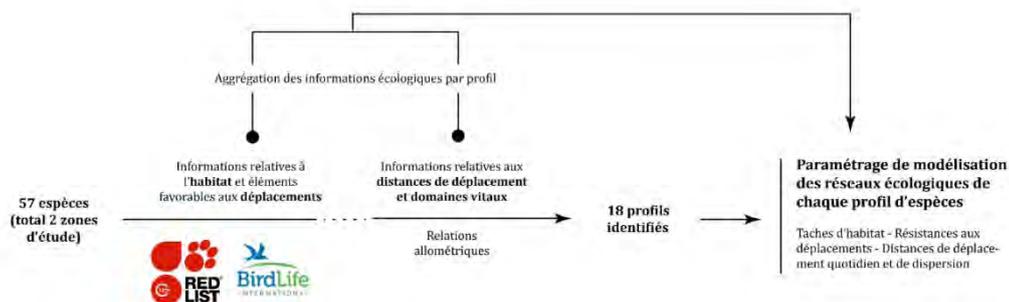


Figure 11. Constitution des profils d'espèces

L'identification des profils s'est effectuée dans un premier temps en tenant compte de 3 critères :

- le groupe de l'espèce : mammifère, oiseau, reptile, amphibien ;
- l'habitat principal de l'espèce : milieu forestier, arboré, ouvert ou aquatique ;
- les capacités de dispersion compte tenu de leurs distances de dispersion médianes et maximales (faible, moyen ou grand disperseur).

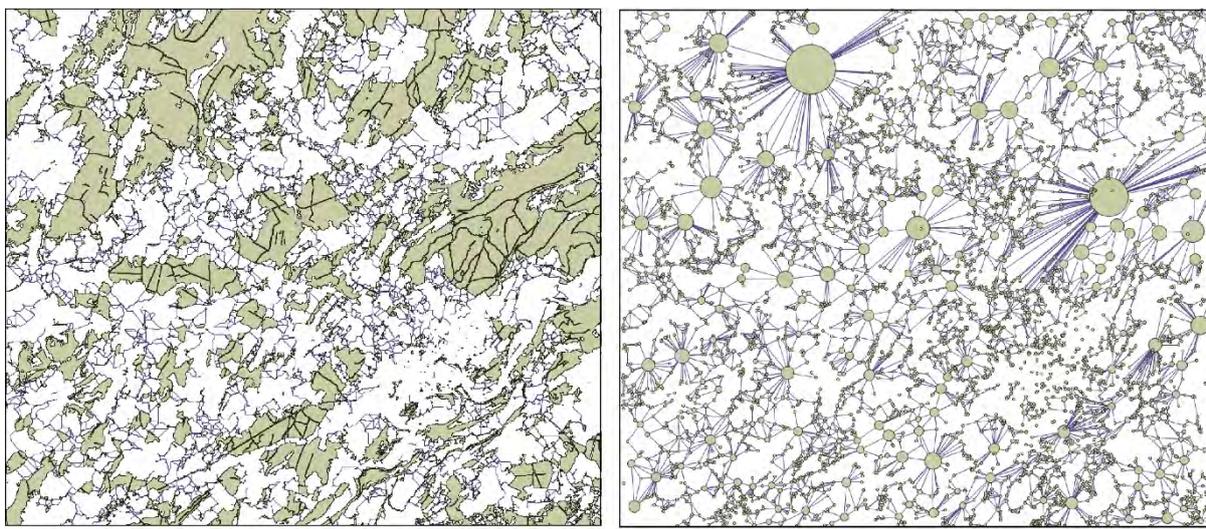
Le tableau 8 présente le résultat de l'ensemble de la démarche conduisant à définir 18 profils d'espèces. Il s'avère cependant que le profil 5 ne peut pas être pris en compte sur une zone de seulement 700 km², et le profil 8 n'est pas présent dans la région. Au final, 16 profils ont été conservés.

Profil	Dénomination	Habitat	DQ (km)	MinA (km ²)	DD (km)
1	Amphibiens préférant les milieux boisés	Plans d'eau			0,34
2	Amphibiens préférant les milieux ouverts	Plans d'eau			7,61
3	Reptiles de milieu ouvert	Prairies ensoleillées			0,27
4	Reptiles semi-aquatiques faibles disperseurs	Plans et cours d'eau			2,50
5	Mammifères forestiers grands disperseurs	Forêts	3,36	9,69	30,15
6	Mammifères forestiers moyens disperseurs	Forêts	1,06	10,74	4,91
7	Mammifères forestiers faibles disperseurs	Forêts et structures arborées	0,36	2,63	0,98
8	Mammifères aquatiques faibles disperseurs	Plans et cours d'eau			
9	Mammifères de milieu arboré faibles disperseurs	Structures arborées	0,12	1,69	0,21
10	Mammifères de milieux ouverts	Prairies	1,16	0,26	3,36
11	Oiseaux de milieu ouvert mixte moyens disperseurs	Prairies et cultures	0,30	2,72	6,33
12	Oiseaux de milieu ouvert moyens disperseurs	Prairies et zones herbacées	0,15	0,96	3,25
13	Oiseaux de milieu ouvert mixte faibles disperseurs	Prairies et cultures	0,10	0,19	2,05
14	Oiseaux de milieu ouvert faibles disperseurs	Prairies et zones herbacées	0,10	0,16	2,12
15	Oiseaux forestiers moyens disperseurs	Forêts et structures arborées	0,22	0,62	4,67
16	Oiseaux forestiers faibles disperseurs	Forêts et structures arborées	0,09	0,27	1,87
17	Oiseaux aquatiques faibles disperseurs	Plans et cours d'eau	0,12	0,58	2,54
18	Oiseaux de milieu arboré faibles disperseurs	Structures arborées	0,12	0,26	2,56

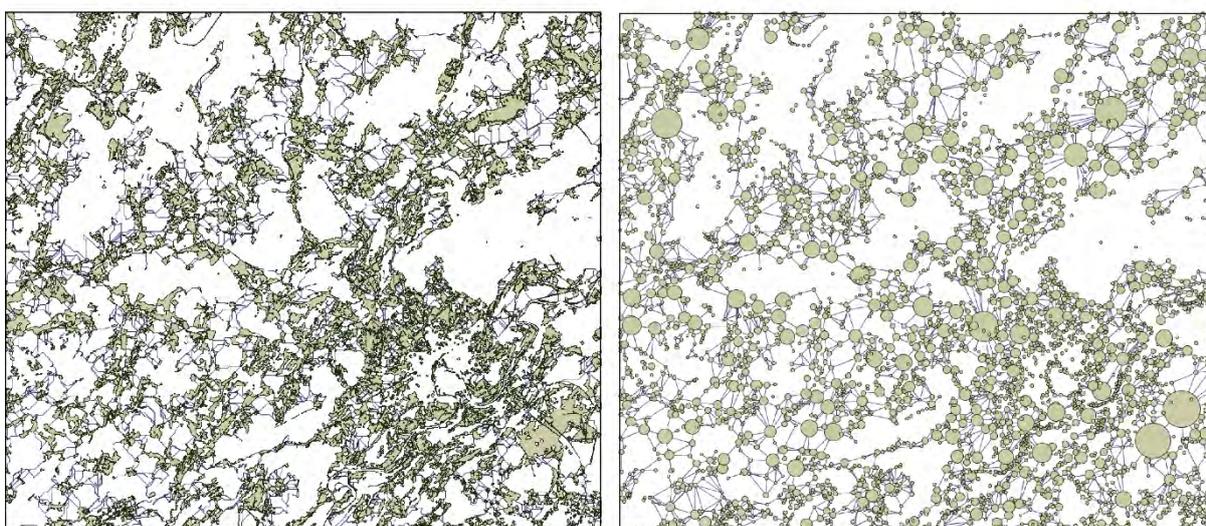
Tableau 8. Profils d'espèces associés aux traits fonctionnels nécessaires à la construction des graphes paysagers. DQ représente la distance de déplacement quotidien, MinA la surface minimale des taches d'habitat, DD la distance maximale de dispersion juvénile.

4.3. Exemples de graphes paysagers pour deux profils d'espèces

A partir des éléments mis en place dans les sections précédentes, les MOS ont été utilisés pour produire des cartes adaptées aux 16 profils d'espèces. Ces cartes ont constitué les données d'entrée pour construire 16 graphes paysagers, représentant les réseaux écologiques des espèces concernées. A titre d'exemple, la figure 12 montre les graphes des profils 6 (mammifères forestiers moyens disperseurs) et 14 (oiseaux de milieux ouverts faibles disperseurs). Dans la zone d'étude, le profil 6 bénéficie des grands massifs forestiers situés au nord de Besançon (forêts de Chailluz notamment) et au-delà de la vallée de l'Ognon (forêts des Monts de Gy). La densité des éléments boisés contribue à rendre ce réseau connexe. Le profil 14 s'appuie sur les surfaces de prairie, localisées plus fréquemment dans les dépressions topographiques situées en dehors de l'agglomération bisontine, notamment dans la vallée de l'Ognon.



Groupe 6. Mammifères forestiers moyens disperseurs



Groupe 14. Oiseaux de milieux ouverts faibles disperseurs

Figure 12. Exemple de deux réseaux écologiques. Les cartes de gauche sont des représentations réalistes des réseaux, les cartes de droite sont des représentations topologiques des mêmes réseaux.

A partir des 16 graphes paysagers, le calcul de la métrique PC_{flux} a été appliqué en utilisant la distance de déplacement quotidien des profils respectifs comme référence pour paramétrer la fonction définissant p_{ij} . En principe, ce paramétrage est effectué à partir de la distance de dispersion des espèces. Toutefois, dans le cas présent, la taille de la zone d'étude n'est pas suffisante pour appréhender le processus de dispersion pour la majorité des profils d'espèces. La connectivité des habitats et le potentiel écologique qui en est dérivé ont donc été définis à partir de l'échelle des déplacements quotidiens. La généralisation spatiale des métriques PC_{flux} a ensuite été réalisée pour chaque groupe.

La figure 13 montre le résultat obtenu pour les profils 6 et 14. La distribution spatiale des valeurs reflète à la fois la présence de surfaces d'habitats favorables aux espèces représentées, mais aussi leur degré de connectivité. Dans le cas du profil 6, la zone des Monts de Gy apparaît nettement comme la plus favorable, avec en second lieu les Avant-Monts (forêt de Chailluz), alors que le potentiel s'avère faible dans la vallée du Doubs et sur le rebord du plateau jurassien au Sud-Est. La distribution du potentiel écologique du profil 14 est plus équilibrée, marquée par l'axe de la vallée de l'Ognon (potentiel important) et celui de la vallée du Doubs (potentiel faible). Le long de cette vallée, l'anthropisation du couloir dans lequel se situe l'agglomération de Besançon et le talus boisé limitant le plateau jurassien se conjuguent pour créer un axe de fragmentation importante.

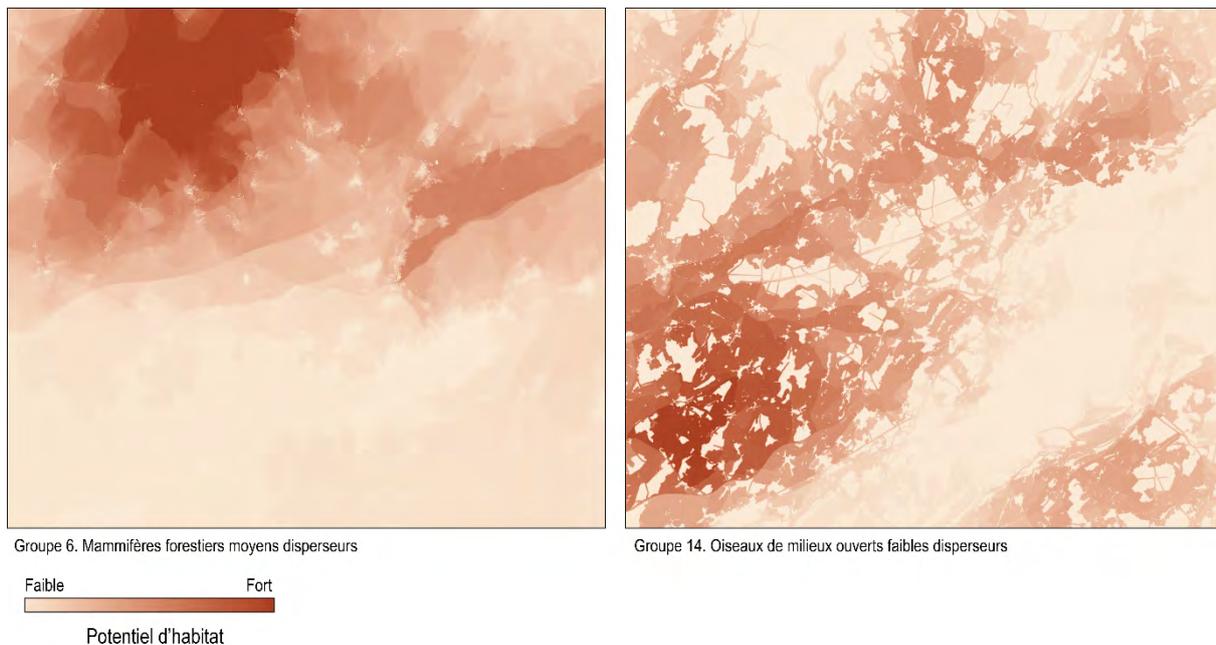


Figure 13. Potentiel écologique pour deux profils d'espèce.

Les 16 cartes de potentiel écologique caractérisant chacune un profil d'espèce peuvent être combinées pour définir un indicateur de potentiel écologique synthétique, capable de représenter un large spectre de la biodiversité locale. Cette combinaison s'est fondée ici sur la moyenne des 16 cartes de potentiel dont les valeurs ont été normalisées au préalable. Cela revient à considérer l'ensemble des profils de façon uniforme. Il est à noter qu'un système de pondération non uniforme aurait pu être mis en œuvre, pour attribuer un poids spécifique à tel ou tel profil d'espèce. Cependant, cette démarche nécessite une concertation avec un groupe d'experts naturalistes ou spécialistes de la conservation, ce qui n'a pas pu être réalisé dans le cadre du projet. Si une telle concertation avait lieu, les résultats obtenus seraient faciles à mettre à jour en tenant compte d'une expertise naturaliste.

Conclusion de la partie 4

Partant du postulat que les modifications d'occupation du sol ont des impacts sur les habitats de la faune sauvage et leur degré de connectivité, les travaux se sont focalisés sur la notion de réseau écologique. L'équipe a mis en place un ensemble de méthodes pour modéliser le réseau écologique d'une espèce donnée, et définir son potentiel écologique. Une approche par profils d'espèces a été choisie pour représenter la biodiversité présente dans la zone d'étude. A partir des listes d'espèces établies pour les Trames Vertes et Bleues, 16 profils tributaires de 4 grands milieux (forestier, arboré, ouvert, aquatique) ont été définis. Pour chacun de ces profils, les graphes paysagers ont été construits pour les trois dates du MOS (1956, 1984 et 2010). Chaque graphe a été le support pour le calcul d'une métrique de connectivité locale. En généralisant cette métrique à toute la zone d'étude, chaque profil a été caractérisé par une carte de potentiel. Un indicateur synthétique de potentiel écologique a finalement été défini en combinant les 16 cartes de potentiel. Les données ainsi obtenues peuvent donner lieu à des comparaisons dans le temps par l'analyse diachronique entre les trois dates définies pour le MOS, et avec les résultats de l'évaluation esthétique du paysage.

5. Analyse des dynamiques paysagères

5.1. Evolution de l'occupation du sol

Le croisement des MOS de 1956, 1984 et 2010 a conduit à établir des statistiques sur les changements d'occupation du sol entre ces dates. Le tableau 9 présente ces transitions exprimées en hectares, à partir de cartes simplifiées à 7 catégories. Pour les deux périodes 1956-1984 et 1984-2010, les valeurs situées en dehors des diagonales représentent des modifications d'occupation du sol. Une lecture rapide permet de constater qu'une grande partie de ces changements concerne les terres agricoles, avec notamment d'importantes permutations entre cultures et prairies, mais aussi des transformations de terrains agricoles en surfaces en herbe (abandon de culture), en boisement et en surfaces bâties. Dans le détail cependant, les changements ne sont pas constants entre les deux périodes.

1984					Surfaces en herbes et broussailles	Forêts, bosquets, haies	Surfaces en eau
1956	Zones bâties	Réseaux de transport	Cultures	Prairies			
Zones bâties	1778	24	3	14	30	55	0
Réseaux de transport	8	1229	7	6	8	7	1
Cultures	950	228	16001	5831	551	459	22
Prairies	1048	154	3926	6965	699	1636	80
Surfaces en herbes et broussailles	587	43	47	104	490	525	17
Forêts, bosquets, haies	299	108	476	587	534	25573	24
Surfaces en eau	0	0	1	3	3	16	501
2010					Surfaces en herbes et broussailles	Forêts, bosquets, haies	Surfaces en eau
1984	Zones bâties	Réseaux de transport	Cultures	Prairies			
Zones bâties	4264	34	7	42	74	250	0
Réseaux de transport	25	1644	14	20	24	59	0
Cultures	451	106	10635	7738	1127	383	19
Prairies	716	105	2373	7864	1285	1144	23
Surfaces en herbes et broussailles	534	70	28	88	886	703	6
Forêts, bosquets, haies	203	100	211	707	672	26341	39
Surfaces en eau	0	0	1	1	1	4	639

Tableau 9. Matrices de transition de l'occupation du sol entre 1956, 1984 et 2010

La figure 14 permet de visualiser simultanément toutes les mutations d'occupation du sol. Le caractère agricole des principaux changements y apparaît de façon flagrante pour les deux périodes. Entre 1956 et 1984, d'importantes permutations entre cultures et prairies se sont effectuées, avec au final un gain de surface pour les prairies. Entre 1984 et 2010, ces changements ont concerné plus largement la conversion des cultures en prairies, qui représente pour cette période environ 40% de toutes les transitions. Dans la même période, les surfaces herbacées et buissonnantes se sont accrues de façon significative. Une différence notable entre les deux périodes considérées est l'accroissement plus important des surfaces artificialisées entre 1956 et 1984 (période des « trente glorieuses » et début de la périurbanisation), alors que pendant la période suivante, le développement des surfaces artificialisées est moins intense. Globalement, les catégories de plus faible emprise occasionnent logiquement des transitions moins

importantes : ainsi les surfaces en eau sont-elles soumises à très peu de changement en surface, avec toutefois une augmentation entre 1956 et 1984.

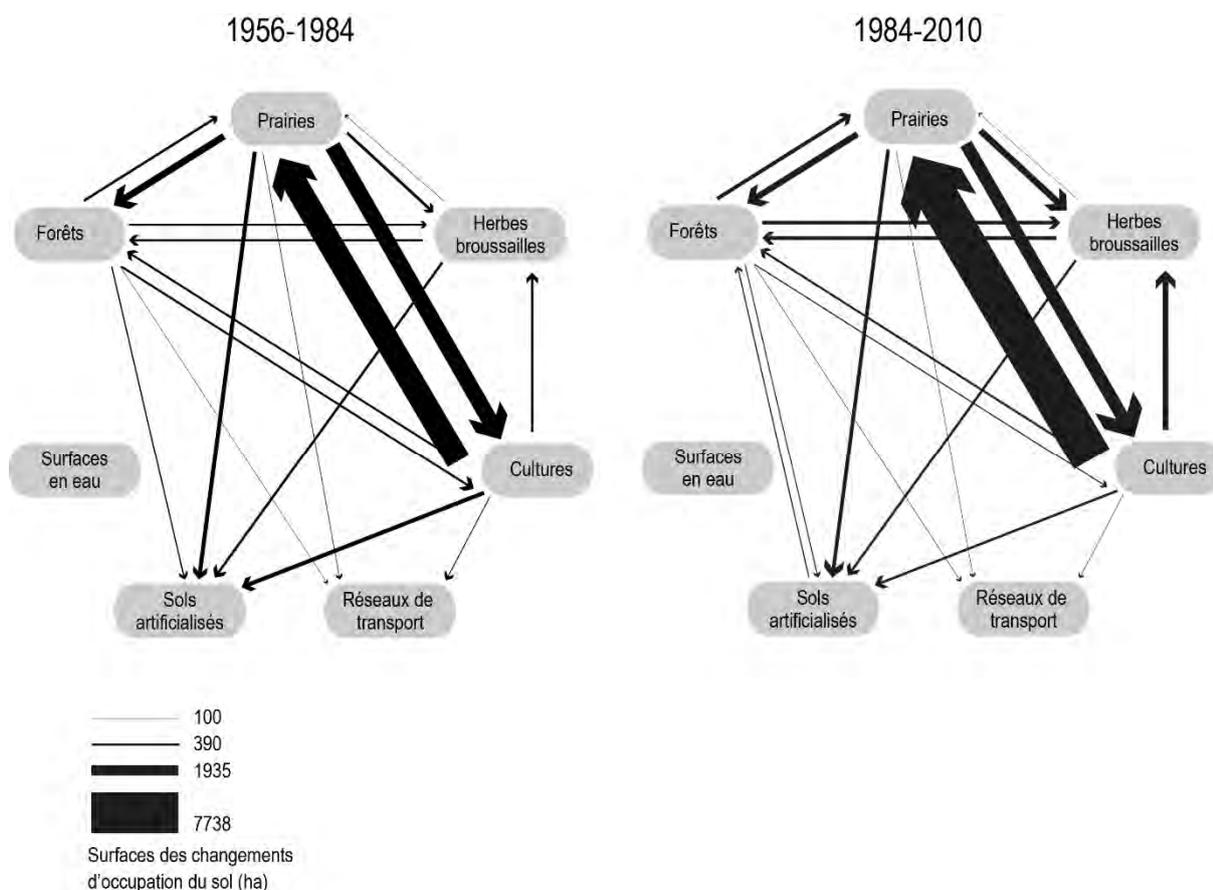


Figure 14. Principales mutations d'occupation du sol entre 1956, 1984 et 2010. Seuls les changements supérieurs à 100 ha sont représentés.

Le bilan de chaque catégorie d'occupation du sol (tableau 10) donne un autre aperçu des principaux changements intervenus. On y constate que dans la zone de Besançon, les espaces dévolus aux cultures se sont rétractés (pour les deux périodes, respectivement -3582 ha et -7190 ha), alors que les prairies se sont développées considérablement depuis 1984 (+2950 ha), après une diminution pendant la période précédente (-998 ha). Nous retrouvons également l'augmentation déjà mentionnée des surfaces en herbe et broussailles (+500 ha, puis 1754 ha) et surtout des zones bâties (+2766 ha, puis 1522 ha). Les réseaux de transport ne concernent pas des surfaces importantes par rapport aux autres catégories d'occupation du sol, mais de façon relative, ils ont augmenté fortement (+42%, puis +16,6%). Parallèlement, les surfaces en eau ont aussi augmenté, mais plus modestement (+24%, puis 12,5%). Enfin les zones boisées font état d'une nette augmentation (gains de 671 ha, puis de 611 ha), mais qui représente des surfaces faibles en valeur relative (+2,6%, puis +2,3%).

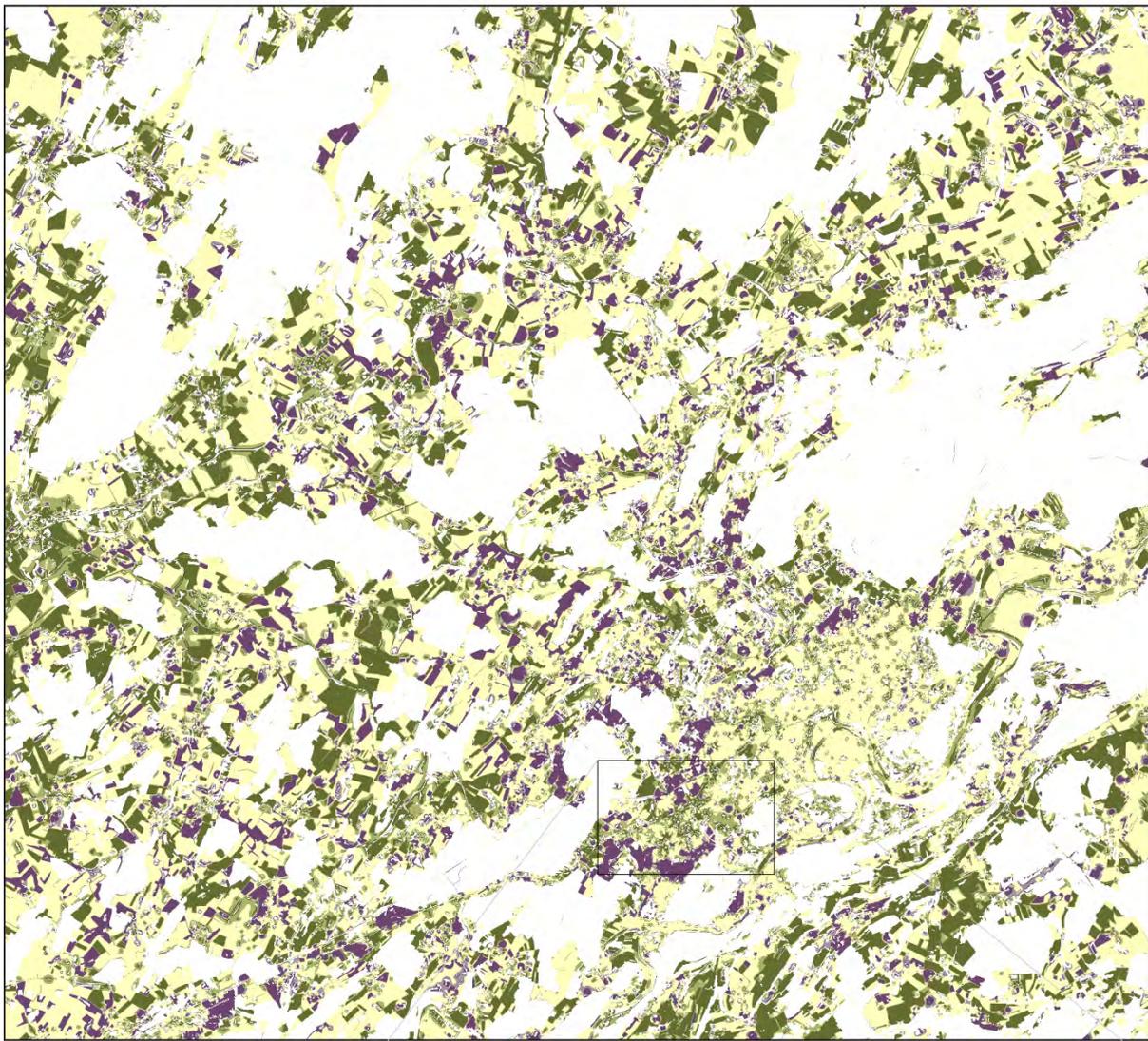
1956-1984	Augmentation		Diminution		Bilan	
	ha	%	ha	%	ha	%
Zones bâties	2892	162,7	126	7,1	2766	155,6
Réseaux de transport	558	45,4	38	3,1	520	42,3
Cultures	4459	27,9	8041	50,3	-3582	-22,4
Prairies	6545	94,0	7543	108,3	-998	-14,3
Surfaces en herbes et broussailles	1824	372,6	1324	270,4	500	102,1
Forêts, bosquets, haies	2699	10,6	2028	7,9	671	2,6
Surfaces en eau	145	28,9	23	4,5	122	24,4
1984-2010						
Zones bâties	1929	45,2	407	9,5	1522	35,7
Réseaux de transport	415	25,2	142	8,6	273	16,6
Cultures	2634	24,8	9824	92,4	-7190	-67,6
Prairies	8596	109,3	5646	71,8	2950	37,5
Surfaces en herbes et broussailles	3183	359,3	1429	161,3	1754	198,0
Forêts, bosquets, haies	2543	9,7	1932	7,3	611	2,3
Surfaces en eau	87	13,6	7	1,1	80	12,5

Tableau 10. Bilan par classe des changements d'occupation du sol entre 1984 et 2010

5.2. Evolution du potentiel esthétique

La valeur esthétique du paysage a été considérée à partir du modèle construit pour un des groupes de jugement issus de l'enquête présentée dans la section 3.3. Il s'agit du groupe 3, qui représente la perception la plus consensuelle d'après l'analyse des préférences paysagères de chaque individu. Le modèle de régression défini pour ce groupe a été généralisé à l'ensemble des espaces ouverts (i.e. non boisés) pour les dates de 1984 et 2010. L'application de la régression aux données de 1956 n'a pas été réalisée, car nous supposons que les changements sociétaux intervenus pendant les « trente glorieuses » ont modifié certains critères d'appréciation du paysage, et ne permettent pas d'estimer la valeur esthétique de la population vivant à cette époque. Les changements socio-culturels sont considérés comme moins importants entre 1984 et 2010, c'est pourquoi seule cette transition sera abordée ici.

Les cartes du potentiel esthétique de 1984 et 2010 ont été utilisées pour établir une carte d'évolution par simple différence (figure 15). Cette carte permet de localiser les lieux depuis lesquels la qualité paysagère a augmenté, et inversement ceux pour lesquels cette qualité a diminué. Globalement, la périphérie de la ville de Besançon se caractérise par un ensemble de diminutions, formant une couronne discontinue et entrecoupée de zones ayant au contraire gagné en qualité paysagère. Le zoom sur la bordure occidentale de la ville (quartiers de Planoise et des Tilleroyes) illustre bien cette forte variabilité. Dans les zones rurales les plus éloignées de la ville, notamment au-delà de la vallée de l'Ognon à l'Ouest et sur les premiers plateaux jurassiens à l'Est, la qualité du paysage a augmenté fortement (en surface). Dans ces zones, nous pouvons supposer que le développement des prairies aux dépens des cultures joue un rôle important dans cette évolution. Entre la ville de Besançon et les espaces ruraux périphériques, le milieu périurbain se caractérise par des juxtapositions de gain et de perte en qualité paysagère. Le développement résidentiel de certains villages est probablement la cause d'une dégradation de cette qualité, par la présence de nouveaux éléments bâtis, constituant des obstacles à la vue.



0 2 4 km

Evolution de la qualité paysagère

- Forte diminution
- Diminution
- Stabilité
- Augmentation
- Forte augmentation



0 0,5 1 km

Figure 15. Evolution de la qualité du paysage entre 1984 et 2010.

5.3. Evolution du potentiel écologique

Le potentiel écologique considéré ici est l'indicateur synthétique issu de la combinaison du potentiel de 16 profils d'espèces (section 4). La figure 16 montre la façon dont cet indicateur se distribue dans la zone d'étude pour les trois dates analysées. Cet ensemble de cartes permet de constater que globalement, le potentiel écologique reste important dans les grands massifs forestiers (monts de Gy et forêt de Chailluz) et plus précisément à l'interface entre ces massifs et les espaces agricoles qui les jouxtent. Toutefois, la croissance de Besançon et la mise en place de l'autoroute A36 ont des impacts visibles, contribuant à diminuer le potentiel de la forêt de Chailluz de 1956 à 1984 ; inversement la zone des Monts de Gy voit son potentiel écologique croître de 1956 à 2010. La zone de faible potentiel située au Sud-Est correspond au bâti de la ville de Besançon ; cette zone est en expansion entre les trois dates. Dans les espaces agricoles localisés entre cette agglomération et les principaux massifs forestiers, le potentiel écologique est globalement croissant, notamment dans toute la zone de collines à l'Ouest de Besançon, entre les vallées du Doubs et de l'Ognon, ainsi que sur le plateau jurassien au Sud-Est. On peut supposer que dans ces zones, la conversion de nombreuses parcelles de cultures en prairies est en grande partie responsable de cette augmentation. Enfin le cours de l'Ognon, qui traverse toute la zone d'Est en Ouest, voit son potentiel se renforcer de 1956 à 1984, mais par la suite, celui-ci diminue à l'Est de 1984 à 2010.

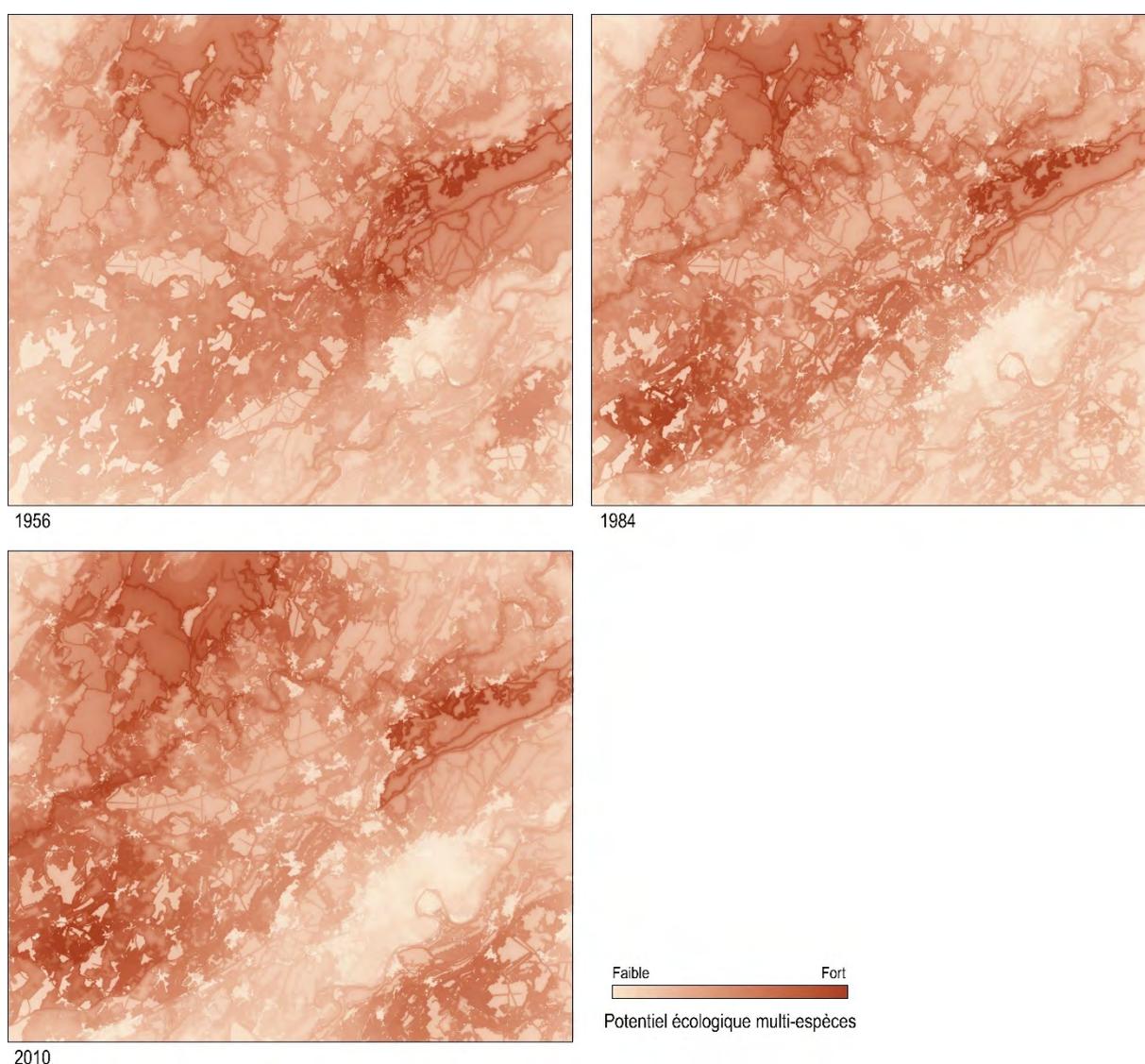


Figure 16. Indicateur synthétique du potentiel écologique en 1956, 1984 et 2010.

Les évolutions qui viennent d’être présentées sont visibles d’une autre manière sur les cartes des différences de potentiel (figure 17). Celles-ci montrent que dans l’ensemble, la diminution du potentiel écologique est surtout le fait d’une couronne périurbaine autour de Besançon. Entre 1956 et 1984, cette couronne englobe les Avants-Monts au niveau de la forêt de Chailluz, là où l’autoroute A36 est venue couper de part en part un vaste ensemble forestier en 1978-1979. A la même époque, la mise en service d’une route à voie rapide au sud de Besançon (axe Besançon-Pontarlier) est aussi à l’origine d’une forte fragmentation. Au cours de la période suivante, l’impact de la croissance de Besançon est plus diffus mais s’effectue aussi à plus longue portée. Les gains de potentiel écologique à l’Ouest (entre 1956 et 1984) et à l’Est (entre 1984 et 2010) sont manifestement expliqués par les changements opérés dans les terres agricoles, où la conversion des cultures en prairies et la transition la plus importante en surface (cf. section 5.1.). En dehors de ces grandes tendances d’évolution, de nombreux changements locaux sont visibles et pourraient faire l’objet d’un examen détaillé.

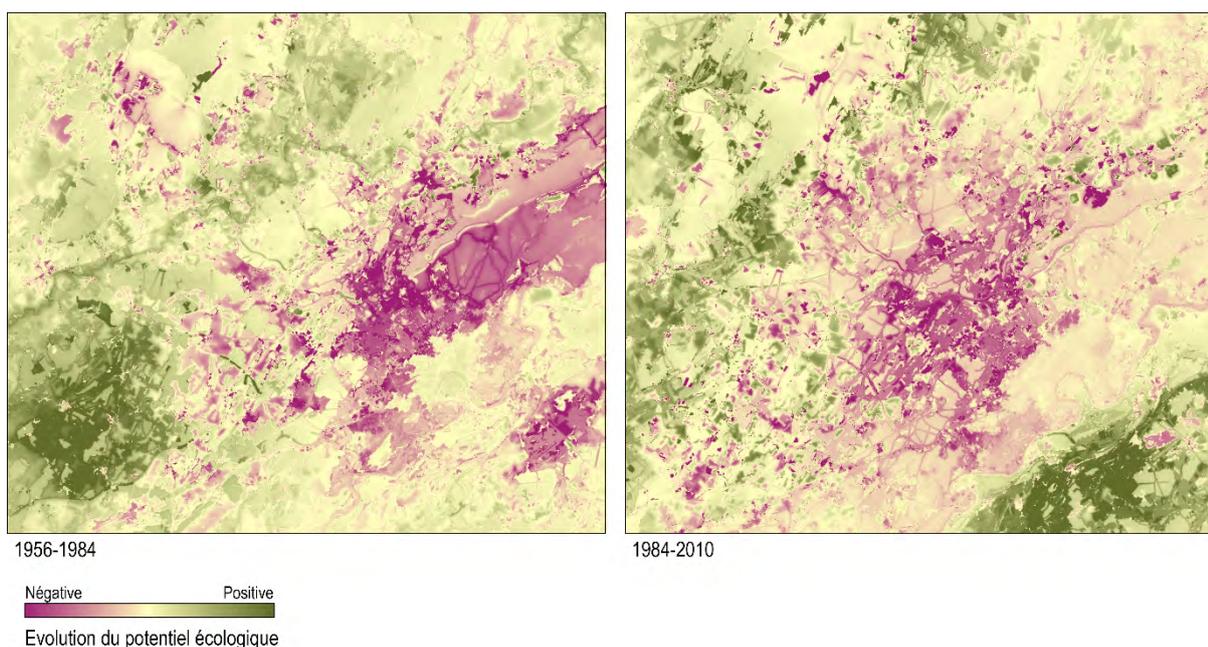


Figure 17. Evolution du potentiel écologique global entre 1956, 1984 et 2010.

Conclusion de la partie 5

Les évolutions du paysage ont été observées à trois niveaux : l’occupation du sol, la qualité paysagère et le potentiel écologique. Pour chaque niveau, les résultats ont été obtenus à la suite d’un déploiement important de méthodes, conçues pour être relativement génériques et reproductibles. Les principaux changements d’occupation du sol concernent les usages agricoles et l’expansion urbaine. Entre 1984 et 2010, l’impact de ces changements sur la qualité du paysage semble globalement négatif autour de la ville de Besançon, et positif dans une couronne rurale plus éloignée. Toutefois, la variabilité spatiale de ces impacts est telle qu’on ne peut pas résumer les évolutions paysagères à ce simple constat. Parallèlement, les changements d’occupation du sol ont eu des conséquences sur le potentiel écologique associant toutes les espèces considérées dans l’étude. Ici encore, les modifications d’usage agricole (conversions de cultures en prairies) semblent contribuer à augmenter ce potentiel dans certaines zones (collines à l’Ouest de Besançon, plateau jurassien), alors que l’étalement urbain et la mise en place de nouvelles voies de transport (autoroute A36, 2x2 voies au Sud de Besançon) ont un rôle négatif sur ce potentiel.

Conclusions et perspectives du chantier

Le travail réalisé ici a consisté à mettre en place des méthodes et données pour observer l'évolution du paysage dans la région de Franche-Comté. L'analyse rétrospective a été appliquée à une zone d'étude d'une superficie modeste, en raison du coût de production des MOS à des dates antérieures (lourd travail de photo-interprétation). En revanche, les méthodes développées ont pour vocation d'être appliquées de façon souple, et les données actuelles sont valables pour la totalité du territoire franc-comtois (et potentiellement sur tout l'espace Bourgogne-Franche-Comté). Comme la cartographie d'occupation du sol a fait l'objet d'une automatisation, des analyses de grande ampleur seront possibles à mesure que les données de l'IGN et de l'ASP seront mises à jour.

Concernant les résultats obtenus, les éléments présentés ici ont été limités aux analyses de niveau global, et bien d'autres investigations sont à mener. Sur le plan écologique tout d'abord, une validation du potentiel pourrait s'appuyer sur des données empiriques recueillies par les organismes naturalistes. Les liens entre les 16 profils sont également à explorer, de même que la hiérarchie de ces profils, dans une logique de biologie de la conservation. Ensuite, les relations entre les trois niveaux analysés successivement sont maintenant à établir de façon plus formelle, pour savoir quels changements d'occupation du sol favorisent à la fois la qualité du paysage et le potentiel écologique, et quels sont les changements qui ne permettent pas une telle convergence. La mise en relation des changements paysagers (figure 15) et des changements écologiques (figure 17) sur un échantillon de 1000 points a conduit à mesurer un lien faible mais significatif (r de Spearman 0,15 ; $p < 0,0001$). Ce premier test nous suggère d'examiner plus finement les rapports entre les deux dimensions paysagères, dans l'optique de contribuer à une meilleure connaissance des impacts environnementaux de l'aménagement du territoire.

Références bibliographiques

- Ahern J., 1994. Greenways as ecological networks in rural areas, in: Cook E. A., van Lier H. N. (eds.), *Landscape Planning and Ecological Networks*, Amsterdam, Elsevier, 159-177.
- Ahern J., 1995. Greenways as a planning strategy. *Landscape and Urban Planning* 33: 131-155.
- Amérigo M., Aragonés J. I., 1997. A theoretical and methodological approach to the study of residential satisfaction. *Journal of Environmental Psychology* 17: 47-57.
- Appleton J., 1975. *The Experience of landscape*. New York, John Wiley & Sons.
- Arriaza M., Cañas-Ortega J. F., Cañas-Madueño J. A., Ruiz-Aviles P., 2004. Assessing the visual quality of rural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 69: 115-125.
- Arthur L.M., 1977. Predicting scenic beauty of forest environment: some empirical tests. *Forest Science* 23: 151-160.
- Bishop I. D., 1997. Testing perceived landscape colour difference using the Internet. *Landscape and Urban Planning* 37: 187-196
- Bishop I. D., Hulse W., 1994. Prediction of scenic beauty using mapped data and geographic information systems. *Landscape and Urban Planning* 30: 59-70.
- Bowman J., 2003. Is dispersal distance of birds proportional to territory size? *Canadian Journal of Zoology* 81: 195-202.
- Brossard T., Joly D., Tourneux F.P., 2008. Modélisation opérationnelle du paysage. In : Brossard T., Wieber J.C. (dir.), *Paysage et information géographique*. Hermès/Lavoisier, Paris, 119-140.
- 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.
- Calabrese J. M., Fagan W. F., 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and Environment* 2: 529-536.

- 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: 290–297.
- 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: 46–54.
- Cavaillès J., Joly D., Brossard T., Hilal M., Tourneux F.P., Tritz C., Wavresky P., 2006. *Les paysages périurbains et leur prix*. Presses Universitaires Franc-Comtoises, Besançon.
- Cavaillès J., Brossard T., Foltête J.C., Hilal M., Joly D., Tourneux F.P., Tritz C., Waversky P., 2009. GIS-based hedonic pricing of landscape. *Environmental Resource Economics* 44: 571–590.
- Coetier J. F., 1996. Dominant attributes in the perception and evaluation of the Dutch landscape. *Landscape and Urban Planning* 34: 27–44.
- Cormier L., De Lajarte A. B., Carcaud N., 2010. La planification des trames vertes, du global au local : réalités et limites. *Cybergéo* 504.
- Dale M. R. T., Fortin M. J., 2010. From graphs to spatial graphs. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 41: 21–38.
- De Montis A., Caschili S., 2012. Nuraghes and landscape planning: Coupling viewshed with complex network analysis. *Landscape and Urban Planning* 105: 315–324.
- Dramstad W., Tveit M.S., Fjellstad W., Fry G., 2006. Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structure. *Landscape and Urban Planning* 78: 465–474.
- Concil of Europe. (2000). European landscape convention and explanatory report.
- Ellis C.D., Lee S., Kweon B., 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: 70–78.
- Falconer L., Hunter D.-C., Telfer T. C., Ross L. G., 2013. Visual, seascape and landscape analysis to support coastal aquaculture site selection. *Land Use Policy* 34: 1–10.
- Felisa A. Smith, S. Kathleen Lyons, S. K. Morgan Ernest, Kate E. Jones, et al. 2003. Body mass of late Quaternary mammals. *Ecology* 84:3403.
- Faggi A., Breuste J., Madanes N., Gropper C., Perelman P., 2011. Water as an appreciated feature in the landscape: a comparison of residents' and visitors' preferences in Buenos Aires. *Journal of Cleaner Production* 1–6.
- Fisher P. F., 1992. First Experiments in Viewshed Uncertainty: Simulating Fuzzy Viewsheds. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 58: 345–352.
- Fisher P.F., 1996. Extending the applicability of viewsheds in landscape planning. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 52: 1297–1302.
- Foltête J. C., 2004. Mesure de la connectivité du paysage à travers un maillage spatial. *Revue Internationale de Géomatique* 14 : 59–82.
- Foltête J.-C., Clauzel C., Vuidel G., Tournant P., 2012. Integrating graph-based connectivity metrics into species distribution models. *Landscape Ecology* 27: 557–569.
- Foltête J. C., Clauzel C., Vuidel G., 2012. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling and Software* 38: 316–327.
- Foltête J.C., Girardet X., Clauzel C., 2014. A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning. *Landscape and Urban Planning* 124: 140–150.
- Forman R. T. T., 1995. *Land Mosaics*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Franklin, W., 2002. Siting observers on terrain. *Advances in Spatial Data Handling* 109–120.
- Franklin W. R., Vogt C., Riedl A., Kainz W., Elmes G. A., 2006. Tradeoffs when Multiple Observer Siting on Large Terrain Cells. *Progress in Spatial Data Handling: 12th International Symposium on Spatial Data Handling*, 845–861.
- Franklin W., Ray C., 1994. Higher isn't necessarily better: Visibility algorithms and experiments. *Advances in GIS Research: Sixth International Symposium on Spatial Data Handling* 2: 1–22.
- Joly D., Brossard T., Cavaillès J., Hilal M., Tourneux F.P., Tritz C., Wavresky P., 2009. A quantitative approach to the visual evaluation of landscape. *Annals of the Association of American Geographers* 99: 292–308
- 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: 44–55.
- Germino M. J., Reiners W. A., Blasko B. J., McLeod D., Bastian C. T., 2001. Estimating visual properties of Rocky Mountain landscapes using GIS. *Landscape and Urban Planning* 53: 71–83.
- Grêt-Regamey A., Bishop I. D., Bebi D., 2007. Predicting the scenic beauty value of mapped landscape changes in a mountainous region through the use of GIS. *Environment Planning B, Planning and Design* 35: 50–67.
- Gravelius H., 1914. *Grundrifi der gesamten Gewässerkunde*, Compendium of Hydrology, 1, Goschen: Berlin, Germany.
- Hagerhall C., 2001. Consensus in landscape preference judgements. *Journal of Environmental Psychology* 21: 83–92.
- Harrison S., 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 73–88.
- 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.

- Herzog T.R., 1985. A cognitive analysis of preference for waterscapes. *Journal of Environmental Psychology* 5: 225-241.
- Hietala-Koivu R., 1999. Agricultural landscape change: a case study in Ylane, southeast Finland. *Landscape and Urban Planning* 46: 103-108.
- Hirzel A. H., Helfer V., Metral F., 2001. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling* 145: 111-121.
- Howley P., Donoghue C. O., Hynes S., 2012. Landscape and Urban Planning Exploring public preferences for traditional farming landscapes. *Landscape and Urban Planning* 104: 66-74.
- Hur M., Morrow-Jones H., 2008. Factors that influence residents' satisfaction with neighborhoods. *Environmental Behaviour* 40: 619-635.
- Jongman R. H. G., 1995. Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning* 32: 169-183.
- 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. Associations between environmental value orientations and landscape preferences. *Landscape and Urban Planning*, 59: 1-11.
- Kaplan R., Kaplan S., 1989. *The experience of nature: A psychological perspective*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Koczkodaj W. W., Herman M. H., Orłowski M., 1999. Managing Null Entries in Pairwise Comparisons. *Knowledge Information Systems* 1: 119-125.
- Kvale S., 1996. *InterViews: An Introduction to Qualitative Research Interviewing*. Sage Publications.
- Kweon B., Ellis C.D., Leiva P.I., Rogers G.O., 2010. Landscape components, land use, and neighborhood satisfaction. *Environment Planning B, Planning and Design* 37: 500-517.
- Lee S., Ellis C.D., Kweon B., Hong S., 2008. Relationship between landscape structure and neighborhood satisfaction in urbanized areas. *Landscape and Urban Planning* 85: 60-70.
- Lindemann-Matthies P., Junge X., Matthies D., 2010. The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. *Biological Conservation* 143: 195-202.
- Lindenmayer D. B., Margules C. R., Botkin D. B., 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14: 941-950.
- Lislevand T., Figuerola J., Székely T., 2007. Avian body sizes in relation to fecundity, mating system, display behavior, and resource sharing. *Ecology* 88: 1605-1605.
- 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: 177-198.
- McGarigal K., Marks B., 1995. Fragstat: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Ge. Technical Report PNW-GTR-351, Portland.
- Manchado C., Otero C., Gómez-Jáuregui V., Arias R., Bruschi V., Cendrero A., 2013. Visibility analysis and visibility software for the optimisation of wind farm design. *Renewable Energy* 60: 388-401.
- Mandelbrot B., 1977, *The fractal geometry of nature*, San Francisco, Freeman.
- Matsuoka R., Kaplan R., 2008. People needs in the urban landscape: Analysis of Landscape and Urban Planning contributions. *Landscape and Urban Planning* 84: 7-19.
- Medley K. E., McDonnell M. J., Pickett S. T. A., 1995. Forest-Landscape Structure along an Urban-To-Rural Gradient. *The Professional Geographer* 47: 159-168.
- Miller D., 2001. A method for estimating changes in the visibility of land cover. *Landscape and Urban Planning* 54: 91-104.
- Minor E. S., Lookingbill T. R., 2010. A Multiscale Network Analysis of Protected-Area Connectivity for Mammals in the United States. *Conservation Biology* 24: 1549-1558.
- MNHN, 2011. 2011. Trame verte et bleue. Critères nationaux de cohérence. Contribution à la définition du critère sur les espèces.
- Mouflis G. D., Gitas I. Z., Iliadou S., Mitri G. H., 2008. Assessment of the visual impact of marble quarry expansion (1984-2000) on the landscape of Thasos island, NE Greece. *Landscape and Urban Planning* 86: 92-102.
- O'Neil R. V. et al., 1991. Indices of Landscape Pattern. *Landscape Ecology* 1: 153-162.
- Opdam P., 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology* 5: 93-106.
- Opdam P., 2002. Assessing the conservation potential of habitat networks, in: Gutzwiller K. J. (ed.), *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. New York, Springer Verlag, 381-404.
- Opdam P., Foppen R., Vos C., 2001. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology* 16: 767-779.
- Opdam P., Steingröver E., van Rooij S., 2006. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75: 322-332.
- Opdam P., Pouwels R., Rooij S. Van Steingröver E., Vos C. C., 2008. Setting Biodiversity Targets in Participatory Regional Planning □: Introducing Ecoprofiles. *Ecology And Society*, 13(1), 20.

- O'Sullivan D., Turner A., 2001. Visibility graphs and landscape visibility analysis. *International Journal of Geographical Information Science* 15: 221–237.
- Otero Pastor I., Casermeiro Martínez M., Ezquerro Canalejo A., Esparcia Mariño P., 2007. Landscape evaluation: comparison of evaluation methods in a region of Spain. *Journal of Environmental Management* 85: 204–14.
- Palmer J. F., 2004. Using spatial metrics to predict scenic perception in a changing landscape: Dennis, Massachusetts. *Landscape and Urban Planning* 69: 201–218.
- 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: 243–256.
- Rød J. K., Van der Meer D., 2009. Visibility and dominance analysis: assessing a high-rise building project in Trondheim. *Environment and Planning B: Planning and Design* 36: 698–710.
- Rogge E., Nevens F., Gulincx H., 2007. Perception of rural landscapes in Flanders: Looking beyond aesthetics. *Landscape and Urban Planning* 82: 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: 179–192.
- Saaty T. L., 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology* 15: 234–281.
- Saaty T. L., 1990. How to make a decision: The analytic hierarchy process. *European Journal of Operational Research* 48: 9–26.
- 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: 91–103.
- Schirpke U., Tasser E., Tappeiner U., 2013. Predicting scenic beauty of mountain regions. *Landscape and Urban Planning* 111: 1–12.
- Sevenant M., Antrop M., 2007. Settlement models, land use and visibility in rural landscapes: Two case studies in Greece. *Landscape and Urban Planning* 80: 362–374.
- Shannon C., Weaver W., 1962, *The mathematical theory of communication*, Urbana, The University of Illinois Press.
- Skov-Petersen H. 2007. To see or not to see: Assessment of probabilistic visibility, *International Conference on Geographic Information Science*, 10th AGILE, Aalborg University, Denmark.
- Smith M. A., Green D. M., 2005. Dispersal and the metapopulation in amphibian and paradigm ecology are all amphibian conservation: populations metapopulations? *Ecography* 28: 110–128.
- Sutherland G. D., Harestad A. S., Price K., Lertzman K. P., 2000. Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. *Conservation Ecology* 4:16.
- Tahvanainen L., Tyrväinen L., Ihalainen L., Vuorela N., Kolehvainen O. 2001. Forest management and public perceptions – visual versus verbal information. *Landscape and Urban Planning* 53: 53–70.
- Tischendorf L., 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16: 235–254.
- Travis M. R., Elsner G. H., Iverson W. D., Johnson, C. G., 1975. VIEWIT: computation of seen areas, slope, and aspect for land-use planning, Berkeley, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture.
- Tyrväinen L., Mäkinen K., Schipperijn J., 2007. Tools for mapping social values of urban woodlands and other green areas. *Landscape and Urban Planning* 79: 5–19.
- Ulrich R., 1979. Visual landscapes and psychological well-being. *Landscape Research* 4: 17–23.
- Urban D. L., Keitt T. H., 2001. Landscape connectivity: a graph theoretic approach. *Ecology* 82: 1205–1218.
- Urban D. L., Minor E. S., Treml E. A., Schick R. S., 2009. Graph models of land mosaics. *Ecology Letters* 12: 260–273.
- Vos C.C., Verboom J., Opdam P., Ter Braak C.J., 2001. Toward ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist* 157: 24–41.
- Voulligny É., 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: 890–900.
- 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., 2000. Creating Landscape Preference Models Using Internet Survey Techniques. *Landscape Research* 25: 79–96.
- Wilson O., 1984. *Biophilia*. Cambridge, Harvard University Press.
- With K. A., Gardner R. H., Turner M. G., 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78: 151–169.
- Youssefi, 2011. Modélisation spatiale de la satisfaction résidentielle en zone périurbaine. Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté.
- Youssefi S., Foltête J.C., 2013. Determining appropriate neighborhood shapes and sizes for modeling landscape satisfaction. *Landscape and Urban Planning* 110: 12–24.