



HAL
open science

Etalement urbain et évaluation de son impact sur la biodiversité, de la reconstitution des trajectoires à la modélisation prospective. Application à une agglomération de taille moyenne: Rennes Métropole.

Rahim Aguejdad

► **To cite this version:**

Rahim Aguejdad. Etalement urbain et évaluation de son impact sur la biodiversité, de la reconstitution des trajectoires à la modélisation prospective. Application à une agglomération de taille moyenne: Rennes Métropole.. Géographie. Université Rennes 2, 2009. Français. NNT : . tel-00553665

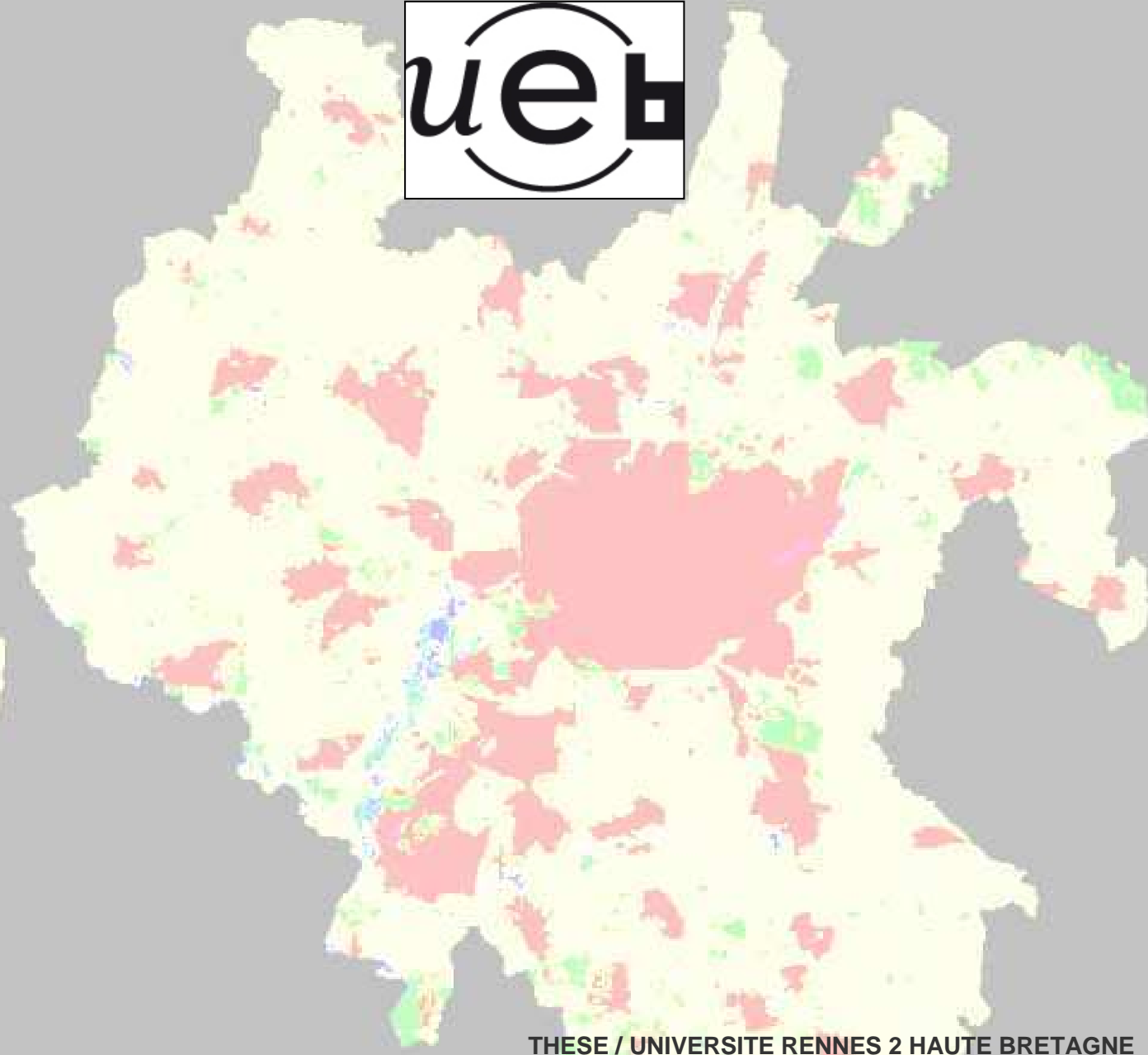
HAL Id: tel-00553665

<https://theses.hal.science/tel-00553665>

Submitted on 7 Jan 2011

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.



présentée par
Rahim Aguejdad

Préparée à COSTEL UMR 6554 LETG/IFR CAREN
Université Rennes 2 Haute-Bretagne

THESE / UNIVERSITE RENNES 2 HAUTE BRETAGNE
sous le sceau de l'Université européenne de Bretagne
pour obtenir le titre de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE EUROPEENNE DE BRETAGNE
Mention : Géographie
Ecole doctorale Sciences Humaines et Sociales

Étalement urbain et évaluation de son impact sur la biodiversité, de la reconstitution des trajectoires à la modélisation prospective.

Application à une agglomération de taille moyenne : Rennes Métropole

Thèse soutenue le 11 Décembre 2009
devant le jury composé de :

Guy Baudelle
Professeur, Université Rennes 2 – RESO UMR 6590 LETG
Président

Philippe Clergeau
Professeur, Muséum National d'Histoire Naturelle – UMR 5173
Rapporteur

Wilfried Endlicher
Professeur, Institut de Géographie, Université Humboldt, Berlin
Rapporteur

Laurence Hubert-Moy
Professeur, Université Rennes 2 –
Directrice de thèse

Ronan Viel
Chargé d'études, Agence d'Urbanisme et du Développement Intercommunal de Rennes
Examineur



Remerciements

En premier lieu, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à Laurence Hubert-Moy, Professeur de Géographie à l'Université de Rennes 2 et directrice du laboratoire COSTEL, de m'avoir donné l'opportunité d'effectuer cette thèse au sein du laboratoire, de la confiance dont elle a fait preuve envers moi ainsi, de son suivi régulier, de sa compréhension et ses qualités humaines dont je suis très reconnaissant.

Wilfried Endlicher, Philippe Clergeau, Guy Baudelle et Alain Lalau-Keraly ont accepté de faire partie du jury de cette thèse. Je les remercie sincèrement d'avoir pris le temps de lire et d'évaluer ce travail.

Je remercie mes collègues du programme ECORURB : Philippe Clergeau, Solène Croci, Vincent Pellissier, Alain Butet, Damien Forcy...

Mes remerciements s'adressent à l'AUDIAR, en particulier Alain Lalau-Keraly, Jérôme Malle et Ronan Viel ainsi que toute leur équipe, d'avoir mis à ma disposition toutes les données nécessaires à la modélisation de l'étalement urbain et d'avoir participer à éclairer et orienter une grande partie de ce travail de recherche.

Je tiens à exprimer ma vive reconnaissance à Thomas Houet pour son apport considérable dans la troisième partie de cette thèse dédiée à la modélisation et la simulation.

Je remercie Marc Baudry de m'avoir associé au programme PUCA.

Je remercie également Jean-Pierre Marchand pour ses relectures, ses remarques et ses encouragements.

Mes remerciements s'adressent à toute l'équipe du laboratoire COSTEL avec une pensée toute particulière pour les stagiaires et tous les thésards anciens et actuels (Clémence, Thomas, Soazig, Vincent, Mehdi, Damien, Rémi, Jonathan, Samuel, Sena, Mabiane, Janique, Anaïs, Emilie, Antoine, Sébastien, Lemine, Rhida, Cyril...), John, Roselyne...

Merci également à mes amis qui m'ont soutenu dans les moments difficiles bien connus des thésards ainsi qu'à toute personne m'ayant soutenu et encouragé durant ce parcours.

Liste des sigles et acronymes

5S	: Simulation of the signal in the solar spectrum
AEE	: Agence Européenne pour l'Environnement
ACP	: Analyse en Composantes Principales
ASTER	: Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer
AUDIAR	: Agence d'Urbanisme et du Développement Intercommunal de Rennes
BD	: Base de Données
COSTEL	: Climat et Occupation du Sol par Télédétection
CORINE	: Co-ordination of Information on the environment
DIREN	: Direction Régionale de l'Environnement
DOM	: Départements d'Outre-Mer
ECORURB	: ECOlogie du Rural vers l'URBain
EEA	: European Environment Agency
EPCI	: Etablissements Publics de Coopération Intercommunale
ETM	: Enhanced Thematic Mapper
GES	: Gaz à Effet de Serre
IFEN	: Institut Français de l'Environnement
IFN	: Inventaire Forestier National
IGN	: Institut Géographique National
INSEE	: Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques
IRS	: Indian Remote Sensing satellite
LCM	: Land Change Modeler
LGV	: Ligne à Grande Vitesse
MNA	: Modèle Numérique d'Altitude
MNT	: Modèle Numérique de terrain
NUR	: Noyau Urbain Rennais
ONU	: Organisation des Nations Unies
PDU	: Plan de Déplacements Urbains
PLH	: Plan Local d'Habitat
PLU	: Plan Local d'Urbanisme
POS	: Plan d'Occupation des Sols
PTA	: Partial Triadic Analysis
PUCA	: Plan Urbanisme Construction et Architecture
RM	: Rennes Métropole
RMS	: Root Mean Square
SAU	: Surface Agricole Utile
SCoT	: Schéma de Cohésion Territoriale
SD	: Schéma Directeur
SDAU	: Schéma Directeur d'Aménagement Urbain
SIG	: Système d'Informations Géographiques
SPOT	: Système Probatoire d'Observation de la Terre
TERITU	: Enquête utilisation du territoire
TM	: Thematic Mapper
UNFPA	: United Nations Population Fund Agency
ZAC	: Zone d'Aménagement Concertée
ZAU	: Zonage en Aires Urbaines
ZNIEFF	: Zones Naturelles d'Intérêts Ecologiques Faunistiques et Floristiques
ZUP	: Zone à Urbaniser en Priorité

Sommaire

REMERCIEMENTS	1
LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES	2
SOMMAIRE	3
INTRODUCTION GENERALE	5
PARTIE I : ETALEMENT URBAIN ET ECOLOGIE URBAINE : ENJEUX ET METHODES	18
INTRODUCTION DE LA PREMIERE PARTIE	19
1.1. <i>Etalement urbain : définitions et représentations</i>	20
1.1.1 Quelques éléments de description de l'étalement urbain	20
1.1.2 Facteurs, impacts et enjeux de l'étalement urbain	42
1.1.3. Les modèles d'étalement urbain.....	56
1.1.4. Les outils de modélisation de l'étalement urbain	64
1.2. <i>Etalement urbain, changements d'usage des sols et changements paysagers</i>	73
1.2.1. Usage des sols et fragmentation du paysage	73
1.2.2. Le suivi de l'étalement urbain par télédétection.....	79
1.2.3. Indicateurs de l'écologie du paysage en milieu urbain : définitions et usages en milieu urbain ...	83
Synthèse	91
1.3. <i>Les impacts des changements d'usage des sols et des paysages sur la biodiversité en milieu urbain</i>	93
1.3.1. Ecologie urbaine : définitions et concepts	93
1.3.2. Paysages et biodiversité en milieu urbain	98
Synthèse	105
1.4. <i>Le cas d'une métropole de taille moyenne : Rennes</i>	106
1.4.1. Rennes Métropole, un territoire en fort développement à l'aire d'influence étendue	106
1.4.2. Une forte dynamique économique et démographique.....	110
1.4.3. Une forte croissance urbaine dans le cadre d'une ville-archipel.....	112
1.4.4. Une prise en compte grandissante de la biodiversité et des continuités écologiques	128
1.4.5. Le programme ECORURB	130
CONCLUSION DE LA PREMIERE PARTIE	133
PARTIE II : RECONSTITUTION DES TRAJECTOIRES D'OCCUPATION DES SOLS ET DES PAYSAGES ET EVALUATION DE LEUR IMPACT SUR LA BIODIVERSITE	137
INTRODUCTION DE LA DEUXIEME PARTIE	138
2.1. <i>Les changements d'occupation et d'utilisation des sols observés à différentes échelles</i>	139
2.1.1. A l'échelle du département d'Ille-et-Vilaine : 21 ans d'artificialisation.....	141
2.1.2. A l'échelle de Rennes métropole : le rythme et les formes de l'artificialisation du territoire.....	162
2.1.3. A l'échelle des sites ECORURB	185
Synthèse	219
2.2. <i>Les modifications de l'occupation des sols et des paysages à travers différents indicateurs de l'écologie du paysage</i>	220
2.2.1. A l'échelle de Rennes Métropole.....	220
2.2.2. A l'échelle des sites ECORURB	241
Synthèse	255
2.3. <i>L'impact des changements observés à l'échelle des sites sur la biodiversité</i>	256
2.3.1. La réponse des espèces à la structuration actuelle des habitats et de leur environnement.....	256
2.3.2. La réponse des espèces aux modifications des habitats et de leur environnement.....	264
Synthèse	266
CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE	267
PARTIE III : DE LA MODELISATION A LA SIMULATION PROSPECTIVE DE L'ETALEMENT URBAIN	270
INTRODUCTION DE LA TROISIEME PARTIE	271
3.1. <i>La modélisation des changements : facteurs de changements passés, actuels et futurs</i>	272
3.1.1. Identification des facteurs explicatifs	272
3.1.2. Enjeux d'aménagement et scénarios	274
3.2. <i>Simulation prospective de l'étalement urbain</i>	279
3.2.1. <i>Le choix du modèle de simulation de l'étalement urbain</i>	279
3.2.2. Fonctionnement du modèle LCM	279
3.2.3. Méthodes d'évaluation des simulations produites par LCM	282
3.2.4. Application sur Rennes métropole : projections à l'horizon 2020	283
3.3. <i>L'impact des scénarios sur les paysages et la biodiversité</i>	295
3.3.1. Impact des scénarios sur les paysages.....	295
3.3.2. Impact des scénarios sur la biodiversité.....	305
CONCLUSION DE LA TROISIEME PARTIE	306
CONCLUSION GENERALE	308
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	312
LISTE DES FIGURES	344
LISTE DES TABLEAUX	350
TABLE DES MATIERES	368
RESUME ET ABSTRACT	372

Introduction générale

Introduction générale

1- Contexte général

La ville : un système complexe et dynamique, un paysage hautement hétérogène et « un macro-écosystème » original vu par l'écologie urbaine

Considérée comme un ensemble morphologique, physionomique, social et culturel différencié (**Cosinschi et Racine, 1998**), la ville est un milieu complexe, dynamique, et aux caractéristiques spécifiques où s'articulent diverses interactions hommes/milieus mettant en jeu l'espace. La ville est fonctionnellement intégrée dans un système hiérarchisé de villes : « *cities as systems within systems of cities* » (**Berry, 1964**). En tant que système complexe fonctionnant à des niveaux d'organisation différents (**Pumain, 1998 et 2006**), « *la ville est aujourd'hui à la fois territoire et unité de vie collective, milieu et enjeu, cadre physique et nœud de relations entre les êtres sociaux* » (**Cosinschi et Racine, 1998**). Elle est une concentration d'habitants, un milieu de fonctions croisées dans lequel s'exercent la plupart des activités humaines (habitat, commerce, industrie, éducation, politique, culture), sans cesser d'être une confluence d'enjeux (**Ferras, 1990**).

Enjeu spatial, la ville nécessite une gestion rationnelle de son expansion, ce qui implique la connaissance et la compréhension de ses structures et de leur évolution. La ville repousse incessamment ses limites de plus en plus loin. « *Le problème des limites de la ville est donc insoluble* » (**Allain, 2004**). Définir la ville, délimiter ses contours et suivre son évolution spatiale dans le temps est un des problèmes redoutables auxquels se trouve confronté tout chercheur travaillant sur cet espace dynamique et complexe. Comme l'observe **Lajoie (2007)**, « *la définition de la ville se recompose en permanence au rythme des territorialités toujours changeantes qui la constituent* ». Longtemps, la ville a été définie par opposition à la campagne en faisant souvent référence à cette limite brutale ville/campagne. Aujourd'hui, cette dichotomie est obsolète et n'est plus d'actualité (**Mangin, 2004**). La ville, ne se définissant plus comme une simple unité géographique séparée de son environnement périurbain, ne se conçoit plus en dehors de son environnement. La ville est donc rattrapée par son environnement (**Clergeau, 2007**) dans lequel elle évolue et qui est à la fois le milieu physique et le résultat de l'action humaine. Ce clivage ville/campagne, urbain/rural s'estompe de plus en plus et on se trouve en face d'une autre réalité beaucoup plus complexe, les espaces périurbains. Ces espaces mixtes offrent le sentiment d'être à la fois en ville et en campagne ou posent un problème d'identité : on ne sait plus si on est en ville ou en campagne. « *Désormais omniprésent, l'étalement urbain combiné à la recomposition de villes remodèle la géographie fabriquant des territoires hybrides, ni urbains ni ruraux* » (**Mangin, 2004**), qui sont une marque récente des mutations profondes du couple espace-société.

Ces changements s'accompagnent d'une évolution des termes et des nomenclatures qui se multiplient, au point qu'ils risquent de brouiller la lecture de l'espace urbain : banlieue, suburbanisation, rurbanisation, exurbanisation, péri-urbanisation, péri-urbain, périurbanisation, périurbain, aire urbaine, couronne périurbaine, commune multipolarisée, zone à dominante urbaine, métropole, métapole, ville-pays, ville globale, ville-réseau, ville-archipel, ville-diffuse, ville-éclatée, ville-compacte ..., (**Rouxel, 2002 ; Allain, 2004**). Cette évolution du vocabulaire urbain et périurbain reflète parfaitement la particularité de tels espaces, les modifications et les mutations qu'ils subissent en continu, ainsi que la complexité du phénomène urbain.

Cette complexité tient aux caractéristiques propres de la ville : un espace construit par des hommes et des sociétés (Paulet, 2005), des activités et des fonctions diverses, et une forte diversité d'objets le composant. Espace extrêmement anthropisé, la ville est caractérisée par une forte hétérogénéité spatio-temporelle. En effet, **formé de matériaux de nature différente et d'objets de tailles variées mais souvent petites, l'espace urbain est un milieu fortement hétérogène, formant une mosaïque urbaine.** Il est caractérisé par une grande variété de surfaces, mais surtout par une grande fréquence spatiale, une large variété de surfaces pouvant être rencontrées sur de faibles distances. Cette variabilité des surfaces urbanisées résulte de la superposition d'une variabilité naturelle et d'une variabilité anthropique qui influencent la réponse du milieu (Barles *et al.*, 1999). En effet, on y trouve des surfaces minérales, des surfaces métalliques, des surfaces chlorophylliennes et des surfaces hydriques. La ville est aussi un volume, et sa verticalisation est considérée comme «*la forme la plus visible de l'intensification du sol urbain*» (Allain, 2004). Appréhender cette variabilité oblige à ne plus mettre l'accent uniquement sur l'aspect concret de ces caractéristiques, juxtaposées ou même liées de façon linéaire, mais plutôt sur leurs combinaisons, sur le complexe global de leurs interrelations (Beaujeu-Garnier, 1997).

Ces notions de complexité de mosaïque et complexité urbaine deviennent un centre d'intérêt pour l'écologie du paysage qui se trouve désormais confrontée à la problématique environnementale. L'écologie du paysage considère la ville comme un paysage spatialement hétérogène composé de multiples taches qui interagissent entre elles à l'intérieur de la ville comme au-delà de ses limites (Wu, 2008). L'hétérogénéité de la matrice urbaine composée essentiellement de structures minérales d'origine anthropique (Germaine et Wakeling, 2001 ; Mckinney, 2006), la fragmentation et l'isolement des habitats naturels sont les principales caractéristiques de cet écosystème urbain. Aujourd'hui, l'hétérogénéité des espaces urbanisés ne cesse de se compliquer encore du fait des perturbations et des différentes contraintes auxquelles ils se trouvent soumis sous l'effet d'une urbanisation incessante. Les îlots de chaleur, la pollution atmosphérique, l'éclairage nocturne et le dérangement dus à l'activité humaine s'ajoutent à ces conditions qui caractérisent le milieu urbain. A travers ces variables, le milieu urbain exerce des contraintes anthropiques auxquelles les communautés animales et végétales réagissent différemment selon les taxons et les échelles considérés.

C'est dans ce contexte, marqué par les effets d'une urbanisation croissante sur les habitats naturels et les peuplements d'animaux, que la demande sociale pour une biodiversité urbaine et une nature de proximité en ville, les problèmes posés par la cohabitation homme-nature et les exigences imposées par le développement durable expliquent l'intérêt grandissant et les enjeux que représente l'étude du fonctionnement des écosystèmes écologiques en ville. La ville est donc un écosystème ou plutôt un « macro-écosystème » original qui, abordé très récemment par l'écologie du paysage sous le vocable « nouvelle écologie urbaine » (Savard *et al.*, 2000 ; Clergeau, 2007), représente actuellement un véritable champ d'études et d'expérimentations. Grâce à ses théories, outils et connaissances, cette nouvelle écologie urbaine ou écologie du paysage urbain offre un cadre d'analyse approprié pour l'étude et la gestion de la faune et de la flore sauvage en ville.

L'urbanisation : un phénomène universel, mais inégalement réparti

Dès sa création, et sous l'effet de l'accroissement de la population humaine, de ses besoins, du développement de l'économie résidentielle, des changements dans les mentalités et du développement technique, la ville ne cesse de s'agrandir. L'ampleur du mouvement

d'urbanisation s'est manifestée dans l'ensemble des centres urbains et dans leurs périphéries qui s'étendent à un rythme effréné. A titre d'exemple, en 1800, à peine 3 % de la population mondiale vivait en ville, contre 15 % en 1900, 30 % en 1950 et 46 % en 2000. À ce rythme, les estimations prévoient que 65 % de la population sera urbaine en 2025 et selon le rapport de l'ONU (**UNFPA, 2007**), la population mondiale devrait pratiquement doubler de 2007 à 2050, passant de 3,1 milliards à 6,4 milliards. Cette évolution, amorcée depuis le début du siècle dernier, s'est accélérée de façon généralisée depuis la seconde guerre mondiale.

Ce phénomène d'urbanisation rapide, observé sur tous les continents, concerne à la fois les pays développés et les pays en développement. Le taux d'urbanisation dans les pays développés, d'environ 75 %, est plus élevé que celui des pays en voie de développement, qui s'élève à peu près à 43 %. Toutefois, les pays industrialisés connaissent un net ralentissement de leur croissance urbaine depuis quelques décennies. En Europe, 80 % environ de la population vit aujourd'hui dans des villes, l'Europe étant le continent le plus urbanisé au monde. Environ 20 % des Européens vivent dans de grandes agglomérations de plus de 250 000 habitants, 20 % dans des villes de taille moyenne, et 40 % dans des villes de 10 000-50 000 habitants (**Lukkarinen, 2004**). Les recensements de population confirment que, si l'urbanisation des villes européennes se poursuit, elle s'effectue moins rapidement qu'au cours des précédentes décennies, certaines villes en Europe orientale par exemple, connaissant une phase de stagnation. Toutefois, dans la plupart des villes européennes, la population s'accroît encore par les effets d'un afflux de populations venant de régions rurales ou moins prospères et de flux migratoires en provenance de pays tiers. En 2006, 77 % de la population française métropolitaine est urbaine. Entre 1936 et 1999, la population des villes a doublé en passant de 22 millions d'habitants à 44 millions tandis que la population métropolitaine n'augmentait que de 40 % : en 1999, 75 % de la population métropolitaine est urbaine, alors qu'elle ne représentait que 53 % en 1936 (**Chavouet et Fanouillet, 2000**).

La croissance urbaine ne s'est pas effectuée de manière homogène sur l'ensemble du territoire métropolitain, une France de l'Est urbanisée s'opposant à une France de l'Ouest à l'armature urbaine moins dense (**Guerois, 2003**). Toutefois, au cours des cinquante dernières années on a assisté à un accroissement très important de la part de la population urbaine dans les régions de l'Ouest (Centre, Bretagne, Pays de la Loire et Aquitaine (**Fanouillet et Madinier, 1996**)). Au cours de la dernière décennie du XX^{ème} siècle, c'est dans les départements littoraux atlantiques et méditerranéens que la part urbaine de la population a le plus augmenté (**Chavouet et Fanouillet, 2000**). Depuis les années soixante, ce sont les métropoles de taille moyenne (notamment Toulouse, Montpellier, Nantes, Rennes et Strasbourg) et leurs petites villes satellites qui ont absorbé l'essentiel de la croissance démographique, les populations des pôles urbains de ces villes ayant connu des augmentations largement supérieures à la moyenne nationale au cours des vingt dernières années. **Les agglomérations de taille moyenne et petite participent donc largement à l'extension des zones urbanisées.**

L'urbanisation se traduit par un phénomène d'étalement urbain généralisé

D'après l'Institut Français de l'Environnement (**IFEN, 2005**), l'artificialisation des sols augmente chaque année en France de 60 000 ha, soit 6 000 Km² en 10 ans. Cela représente l'équivalent d'un département agricole qui disparaît tous les 6 ans. En effet, 160 ha d'espaces « naturels » et plus particulièrement d'espaces dédiés à l'agriculture, disparaissent chaque jour par artificialisation pour se transformer en infrastructures, zones d'activités, d'habitat et de loisirs.

En fonction de contraintes physiques et environnementales multiples en interaction constante (**Marchand, 1986 et 1996**) selon des temporalités et des échelles spatiales variables (**Bouzat, 1990 ; Elissalde, 2000**), de choix politiques, de l'héritage spatialisé ou l'inertie de certaines formes spatiales (**Baudelle, 1994**), de facteurs socio-économiques, et de considérations culturelles et historiques, l'artificialisation du territoire s'accompagne d'importantes modifications de la forme urbaine donnant naissance à des modèles et formes ou macro-formes infinis de croissance spatiale des villes (**Allain, 2004 ; Mangin, 2004**). Malgré leur diversité, qui reflète la diversité des espaces, leur identité et leur spécificité, ces formes convergent vers un modèle dominant poly-radiocentrique (**Mangin, 2004**), ou plutôt une succession de modes de composition urbaine dont « *chacune laisse une partie d'elle-même dans l'accumulation qui fait la ville* » (**Ferras, 1990**). D'après **Mangin (2004)**, trois paramètres semblent structurer le schéma de développement observé dans la majorité des villes occidentales: infrastructures routières, grande distribution et activités, étalement résidentiel d'un habitat de faible densité. Comme le confirme **Bessy-Pietri (2000)**, « *au cours des trente dernières années, les villes se sont développées selon le schéma de l'étalement urbain* ».

Malgré la complexité inhérente au phénomène urbain, les différences de perception et les difficultés liées à la définition et la mesure de l'étalement urbain, le constat est bien clair : la ville grandit, s'étend et s'étaie. L'étalement urbain se généralise et devient un fait universel parfois même perçu comme une fatalité. Il s'agit d'un phénomène observé dans la majeure partie des villes européennes, essentiellement autour des grandes et moyennes agglomérations (**Guerois, 2003 ; Couch et al., 2007**). En France, les communes périurbaines ont, à partir du début des années 70, pris le relais des banlieues dans la croissance des aires urbaines, contribuant ainsi à renforcer l'étalement urbain à travers le phénomène de desserrement urbain (**Boret, 2009**). Les villes commencent à se dépeupler au profit des couronnes périurbaines. L'ampleur du phénomène et ses modalités peuvent varier d'une ville à l'autre en fonction des facteurs géographiques, sociaux et sociétaux. Malgré ces spécificités, l'étalement urbain est bien un phénomène universel.

Les forces qui animent l'étalement urbain sont nombreuses et agissent selon des poids variables et à des échelles spatio-temporelles différentes (**Ewing, 1997 ; Galster et al., 2001 ; Hasse et Lathrop, 2003a ; Nechyba et Walhs, 2004 ; Couch et al., 2007 ; Torrens, 2008**). Elles relèvent notamment du micro et macro-économiques et des politiques d'aménagement mises en œuvre à différents niveaux. En général, le développement de l'économie résidentielle en faveur d'un engouement pour la maison individuelle, le développement des zones d'activités associé à la performance des réseaux de transport sont à l'origine de l'expansion des villes. L'étalement résidentiel ancré dans le désir des ménages de s'installer loin des centres-villes en quête de nouveaux styles de vie traduit le processus de l'étalement urbain. Les espaces ruraux et périurbains, perçus comme des lieux de résidence et de récréation, attirent de plus en plus de français pour la qualité de leur cadre de vie. D'autre part, la démocratisation de la voiture individuelle a modifié le comportement des ménages en réduisant les distances parcourues au point que la distance spatiale s'incline devant la distance temporelle.

Sujet d'analyses parfois controversées, le phénomène de l'étalement urbain est différemment perçu. Si certains le considèrent comme une réponse aux aspirations légitimes des ménages à devenir propriétaires de leurs maisons individuelles et à quitter la ville en faveur de la nature pour une meilleure qualité de l'air et des paysages « naturels », d'autres, par contre, le voient d'un autre œil et s'accordent à le considérer comme une tendance défavorable pour

l'environnement et la cohésion sociale et incitent à le limiter et à l'encadrer par des politiques adaptées. Ces différences de points de vue d'un même phénomène débouchent parfois sur des oppositions qualifiées de conflits d'usage du sol ou de conflits environnementaux mettant en jeu l'organisation des territoires périurbains et ruraux (**Jeanneaux, 2006**).

L'étalement urbain : un puissant facteur de fragmentation écopaysagère et un danger pour la biodiversité

Cette forme d'artificialisation accélérée du territoire entraîne de nombreuses conséquences et est particulièrement préoccupante d'un point de vue environnemental. Le processus d'urbanisation met en place des structures anthropiques permanentes (**Blair, 1996 ; Ormerod, 2003**) qui provoquent de profondes modifications du paysage (**Leston et Rodewald, 2006 ; Torrens, 2008**) et des changements d'occupation du sol généralement irréversibles (**McKinney, 2006**). L'étalement urbain modifie la physionomie des campagnes, menace l'agriculture périurbaine, se manifeste par une fragmentation des structures paysagères et un isolement des habitats naturels, remet en question la ceinture verte, les espaces intercommunaux et met en danger les connexions écologiques.

Par ces changements, la croissance urbaine provoque des perturbations des écosystèmes, et constitue une menace sérieuse pour la biodiversité (**Weng, 2007 ; Olf et Ritchie, 2002 ; Fors et Allen, 2005**). Les activités humaines, dont l'impact sur la composition et les dynamiques des systèmes naturels peut varier dans son intensité et ses modalités (**Le Lay, 2002**), doivent être prises en compte en tant que composante majeure des comportements des espèces et du fonctionnement de leurs habitats.

Au niveau biologique, les études menées (**Gilbert, 1989 ; Adams, 1994**) montrent à la fois les effets négatifs de la ville sur l'installation d'espèces sauvages et la capacité d'adaptation de certaines populations aux espaces transformés par l'homme, à travers les projets d'urbanisme et les comportements des citoyens. Ainsi, « *la ville détruit la nature soit directement, par la destruction des habitats naturels, soit indirectement, par la fragmentation et l'isolement des sites naturels* » (**Clergeau, 2007**). Quand cette nature est présente, elle est résiduelle dans les quelques espaces qui lui sont dédiés.

Par ailleurs, la croissance urbaine « *remet en cause la pérennité d'une biodiversité locale et régionale* » (**Clergeau, 2007**), plusieurs travaux récents, s'intéressant à l'étude de la conservation de la biodiversité en milieu urbain, apportent des réponses à la compréhension des facteurs et mécanismes qui régissent les processus de colonisation, d'adaptation et d'organisation des espèces animales et végétales face au processus d'urbanisation (**Croci, 2007 ; Pellissier, 2006 ; Vallet et al., 2008 ; Clergeau et al., 1998 ; Donnelly et Marzluff, 2006 et 2004 ; Marzluff et Ewing, 2001**). D'autres ayant montré que la composition du paysage et sa configuration jouent un rôle important dans l'explication de la réponse de certaines espèces au changement d'occupation du sol (**Hepinstall et al., 2008**). Des recherches ont montré l'effet de l'urbanisation dans le processus d'homogénéisation taxonomique des communautés en milieu urbain (**MacKinney et Lockwood, 1999 ; Clergeau et al., 2006a ; Croci, 2007 ; Olden et Proff, 2003 ; Olden et al., 2004 ; Jokimäki et Suhonen, 1998 ; Clergeau et al., 1998 et 2001**). D'autres auteurs ont signalé le danger que représente l'introduction d'espèces « exotiques » pour la conservation des biodiversités locales en milieu urbain (**Clergeau, 2007**).

L'étude de l'évolution des habitats disponibles en ville pour les espèces animales et végétales représente un enjeu important pour l'étude de la biodiversité en ville. Toutefois, pour répondre aux enjeux de « durabilité » de la faune et de la flore urbaine, elle doit être effectuée à des échelles spatiales plus larges que celle d'un parc ou d'un jardin urbain pour comprendre et prendre en compte le fonctionnement de l'écosystème urbain au-delà du simple cadre de vie ou du seul stade de protection des espèces (**Clergeau, 2007**) : les préoccupations actuelles en terme de conservation de la biodiversité urbaine, voire de restauration des milieux, intéressent tous les territoires et se posent aujourd'hui concrètement en ville, mais surtout à l'interface ville-campagne, qui est à la fois zone d'échange et de conflit. De plus, cette étude doit être réalisée dans le cadre de programmes interdisciplinaires, l'interdisciplinarité étant une condition indispensable à un véritable aménagement des territoires.

Cependant, les connaissances biologiques concernant ces milieux urbanisés restent encore très restreintes, en raison notamment de la nature de ces milieux qui rend les démarches d'étude des espèces plus difficiles. En outre, **la quasi-totalité des études en écologie urbaine portent sur des agglomérations de très grande taille (Berlin, Seattle, Londres...), mais très peu sur des agglomérations de moyenne et de petite taille, qui participent pourtant largement à la croissance urbaine actuelle et, ce faisant, à l'étalement urbain.**

L'étude de l'étalement urbain dans les agglomérations de taille moyenne représente donc un enjeu important pour comprendre les effets de l'urbanisation sur les processus écologiques. Evaluer et anticiper les impacts de l'étalement urbain exige un suivi et une analyse fine à partir de méthodes et de données adaptées à la nature du phénomène et à la particularité de chaque cas d'étude. Sa mesure, son suivi dans le temps et sa modélisation sont d'un grand intérêt, non seulement pour la communauté scientifique mais également pour les collectivités territoriales ainsi que toute personne s'intéressant à la gestion urbaine.

Détection, suivi et modélisation des changements d'occupation du sol en milieu urbain et périurbain à partir de données télédétection : un enjeu méthodologique

La mesure et le suivi de l'artificialisation des territoires et en particulier de l'étalement urbain sont généralement effectués soit à partir de données issues des bases de données d'occupation des sols existantes, soit à partir des recensements de population (**Castel, 2004**). Grâce à la mise en oeuvre de nouveaux capteurs proposant des images à très haute résolution spatiale, l'amélioration et la diversité des produits proposés, la télédétection est de plus en plus sollicitée dans les études urbaines, notamment pour effectuer des suivis de changements de l'occupation des sols (**Skupinski et al., 2009**). La télédétection offre l'avantage d'une vision synthétique d'un même territoire, homogène et répétitive. Des séries temporelles d'images permettent *a priori* de retracer dans le temps l'évolution des trajectoires d'occupation des sols et de suivre l'évolution spatio-temporelle de divers phénomènes tel que l'étalement urbain ou la fragmentation des habitats écologiques. Cependant, la complexité inhérente aux espaces urbanisés constitue une véritable contrainte à la fois pour le choix des données et de la méthodologie adaptées à la nature de la thématique urbaine et périurbaine (**Weber, 1995**).

Retracer précisément l'évolution de l'urbanisation, et évaluer son impact sur la structuration des habitats écologiques à partir de données de télédétection représente donc encore un défi, en raison de l'hétérogénéité des milieux urbanisés et de la rapidité des changements qui s'y produisent.

L'anticipation des impacts de l'étalement urbain sur la biodiversité permet d'aider à la prise de décision dans le cadre d'opérations d'aménagement du territoire qui répondent aux enjeux de « durabilité » de la faune et de la flore urbaine (Herold *et al.*, 2003 ; Klosterman, 1999). Cela implique l'élaboration de scénarios prospectifs de changements d'occupation et d'usage des sols. Ces scénarios doivent être réalisés à l'aide d'un modèle spatialement explicite. **De nombreuses études ont été réalisées sur la modélisation de l'étalement urbain (Antoni, 2002 et 2003 ; Torrens, 2006 ; Fang *et al.*, 2004 ; Sudhira *et al.*, 2003 ; Sudhira *et al.*, 2004 ; Wilson *et al.*, 2003 ; Herold *et al.*, 2003 ; Cheng et Masser, 2003 ; Allen et Lu, 2003 ; Herold *et al.*, 2001 ; Torrens et O'Sullivan, 2001). Toutefois, très peu d'entre elles ont évalué l'impact de ces scénarios sur la biodiversité, et aucune à notre connaissance, dans des agglomérations de taille moyenne. En conséquence, le choix et l'application d'un modèle adapté à la problématique de l'évaluation de l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité dans une agglomération de taille moyenne représentent encore un défi.**

2- Problématique scientifique

La problématique générale de cette thèse porte sur l'étalement urbain et l'évaluation de son impact sur la biodiversité dans le cas d'une agglomération de taille moyenne. Elle peut être décomposée en trois questions de recherche principales :

- La reconstitution de trajectoires d'évolution d'occupation et d'usage des sols mettant en évidence l'artificialisation du territoire et l'étalement urbain à différentes échelles en milieu urbain et périurbain. Cette question soulève le problème des données et de la méthodologie à utiliser pour parvenir à représenter correctement les changements qui se sont produits au cours de la période d'étude. Dans cette thèse, les images de télédétection sont les sources d'information privilégiées.
- La définition d'indicateurs significatifs des changements d'occupation et d'usage des sols et de structures paysagères relevant en grande partie du phénomène d'urbanisation, dans la perspective d'une mise en relation de ces indicateurs avec des données biologiques afin d'évaluer la biodiversité. Cette question nécessite un travail pluridisciplinaire, associant écologues et géographes.
- L'élaboration de simulations de type prospectif de l'occupation du sol et des structures paysagères selon différents scénarios, afin d'évaluer l'impact de ces scénarios sur la biodiversité. Cette question ne peut être traitée qu'à travers un travail participatif permettant de déterminer les facteurs explicatifs des changements passés et générateurs de changements futurs, de choisir un modèle de simulations de changements futurs et d'évaluer les impacts des scénarios futurs sur la biodiversité.

3- Objectifs de la thèse

Les principaux objectifs de la thèse sont les suivants :

- 1- Développer une méthode de reconstitution des trajectoires d'occupation et d'utilisation des sols à partir de données de télédétection multi-sources afin de mettre en évidence l'extension urbaine et de l'analyser à différentes échelles ;
- 2- Caractériser des changements à l'aide d'indicateurs dont une partie relève de l'écologie du paysage ;

3- Contribuer à l'élaboration d'une méthodologie mettant en relation les indicateurs relatifs aux changements d'occupation des sols et des structures paysagères extraits des données de télédétection et les indicateurs biologiques ;

4- Modéliser les changements d'occupation du sol selon différents scénarios afin d'évaluer l'impact des changements simulés sur la biodiversité. Cet objectif sous-tend les actions suivantes : déterminer les facteurs de changements, construire des scénarios prospectifs, appliquer et évaluer un modèle de simulation adapté au milieu périurbain, évaluer les impacts des scénarios sur les changements d'usage des sols et des paysages et sur la biodiversité.

Ces objectifs apparaissent essentiellement méthodologiques ; toutefois, la caractérisation de l'extension urbaine, l'identification des facteurs de cette extension, l'analyse des relations entre étalement urbain et biodiversité, l'examen d'évolutions futures vraisemblables de l'utilisation des sols sont sous-tendus par ces objectifs et constituent donc les priorités thématiques de cette thèse.

4- Démarche et aspects méthodologiques de la recherche

Suivi de l'étalement urbain : Quelles données et quelle méthode pour quelles échelles ?

Le suivi de la tache urbaine représente un enjeu important pour la plupart des collectivités territoriales, en particulier dans le cadre de programmes prospectifs visant à envisager l'évolution future des territoires périurbains. Ce suivi permet de déterminer les changements d'occupation et d'utilisation des sols qui influent sur la biodiversité. Il peut être effectué à l'échelle d'une agglomération, ou à des échelles plus petites, celle d'un réseau de villes, d'un département par exemple. La prise en compte des deux échelles d'analyse permet de replacer l'agglomération dans un contexte spatial élargi afin de déterminer les tendances lourdes influant sur l'évolution de l'agglomération elle-même.

Le suivi des zones urbanisées impose des contraintes méthodologiques : le caractère hétérogène des zones urbanisées et en cours d'urbanisation ainsi que la rapidité des changements qui s'y produisent rendent inopérantes les approches traditionnelles de suivi et de cartographie, notamment pour de grandes étendues, par exemple à l'échelle d'un département. Dans ce contexte, l'usage de la télédétection satellitaire présente un intérêt certain (**Jensen et Cowen, 1999 ; Batty et Howes, 2001 ; Donnay et Unwin, 2001 ; Herold et al., 2001 ; Clarke et al., 2002 ; Herold et al., 2003**). Les images de télédétection à très haute résolution spatiale, qui ont une taille de pixel variant actuellement de 40_{cm}X40_{cm} à 5_mX5_m, sont couramment utilisées pour étudier avec précision les milieux urbains et périurbains (**Puissant, 2003**). Toutefois, ces images ne couvrent pas la totalité d'une agglomération de taille moyenne à une date donnée, ce qui est un facteur très limitant pour déterminer l'occupation des sols dans un milieu soumis à des changements très rapides et ne permettent pas de retracer l'évolution des surfaces urbanisées sur une période supérieure à une dizaine d'années. L'utilisation d'images de capteurs satellitaires à haute résolution spatiale, avec une taille de pixel variant de 20_mX20_m à 30_mX30_m, a donc été délibérément privilégiée dans cette thèse pour permettre une appréhension homogène des zones urbaines sur l'ensemble de la zone d'étude et reconstituer des trajectoires de changements sur deux décennies. La méthode de classification orientée objet a déjà prouvé sa capacité en milieu urbain mais surtout à partir de données à très haute résolution spatiale telles que les images

Ikonos et Quickbird (Puissant, 2003 ; Van Der Sande et al., 2003 ; Benz et al., 2004). Dans le cas de l'utilisation d'images à plus faible résolution spatiale de type Landsat les questions posées sont les suivantes : à quel point cette approche récemment développée pour traiter les données de télédétection à très haute résolution spatiale est-elle adaptée à ce genre d'imagerie ? Et offre-t-elle *a priori* une alternative intéressante aux approches traditionnelles de classification basées sur le pixel ?

Espaces urbanisés, gradient d'urbanisation et choix des indicateurs paysagers pour une mise en relation avec des données biologiques

Composé de matériaux variés et d'objets de taille souvent réduite, l'espace urbanisé est un milieu complexe, hétérogène et changeant à un rythme grandissant. Il est caractérisé par une grande variété de surfaces, mais surtout par une grande fréquence spatiale. En effet, sur de courtes distances, peuvent se succéder des surfaces minérales, des surfaces métalliques, des surfaces chlorophylliennes et des surfaces hydriques. La compréhension de la structure des milieux urbanisés et de leur évolution, encore peu connues, nécessite le développement d'une démarche tenant compte à la fois de l'aspect spatial et temporel des phénomènes inhérents à ces structures. Autrement dit, comment rendre compte spatialement et temporellement de cette structure paysagère, de ces aspects de la dynamique urbaine ? L'étude, sur une période de temps de quelques décennies, d'un gradient ville-campagne traversant le tissu périurbain peut permettre de rendre compte des spécificités des dynamiques relevant des paysages et des modes d'occupation des sols de chaque milieu (urbain, suburbain, périurbain et rural).

L'une des questions soulevées par l'étude de l'urbanisation le long d'un gradient ville-campagne est de savoir comment la décrire. Il s'agit ici de préciser : 1- Quels indicateurs retenir pour caractériser les structures paysagères qui, au sein de l'espace périurbain, vont influencer sur les flux de populations animales et végétales, en particulier sur leur isolement ; 2- Quelle méthode utiliser pour élaborer ces indicateurs à partir essentiellement de photographies aériennes ; 3- Comment peut-on les mettre en relation avec des données biologiques dans l'espace et dans le temps.

De la modélisation de l'occupation des sols à la simulation des changements futurs

La modélisation des changements d'occupation et d'utilisation des sols suppose la compréhension des processus qui les gouvernent et de leurs variations spatio-temporelles. La prédiction de changements par modélisation implique d'abord la reconstitution et l'analyse de l'évolution des changements passés, puis l'étude des facteurs à l'origine de ces changements à différentes échelles de temps et d'espace. Ce travail de modélisation pose un certain nombre de problèmes méthodologiques, parmi lesquels le choix des variables permettant de décrire les changements passés, l'identification et la hiérarchisation des facteurs responsables des changements observés et de changements futurs. Ce travail implique entre autres la gestion de données diverses et variées (données multi sources, résolutions et niveaux de précision, échelles spatio-temporelles...), la prise en compte d'informations parfois incomplètes et imprécises, le choix du modèle adapté à notre thématique, intégrant notamment la contrainte de mise en relation de données relevant de l'occupation du sol et de données biologiques. Ces aspects méthodologiques doivent être clairement pris en compte dans la perspective de produire une méthode ou une démarche reproductible et extrapolable à d'autres espaces et situations similaires. Comprendre les dynamiques des systèmes urbains complexes et évaluer l'impact de la croissance urbaine sur l'environnement implique des procédures de modélisation et de simulation qui exigent une méthodologie innovante et des techniques

robustes (Yang et Lo, 2002). De plus, l'approche interdisciplinaire est primordiale dans l'appréhension du phénomène urbain et en particulier dans la modélisation urbaine.

Le site d'étude : Rennes métropole ou la « ville-archipel », une agglomération dynamique de taille moyenne

Le principal site d'étude retenu pour cette thèse est une agglomération dynamique de taille moyenne, Rennes Métropole, qui est un des deux sites étudiés dans le cadre du programme de recherche ECORURB (ECologie du Rural vers l'URBain, 2003-2012) dont l'objectif principal est l'étude des effets de l'urbanisation sur la modification de l'organisation de l'espace et son impact sur la biodiversité.

Dans cette thèse, les recherches sont effectuées à trois échelles différentes : 1- l'échelle de Rennes métropole, à laquelle l'étude de l'étalement urbain et sa modélisation sont effectuées 2- l'échelle du département d'Ille-et-Vilaine, qui permet de replacer l'évolution de Rennes Métropole dans son environnement 3- l'échelle des sites ECORURB choisis le long d'un gradient ville-campagne afin d'évaluer l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité (faune et flore).

La période d'étude varie selon l'échelle d'étude : les vingt dernières années (1984-2005), pour l'étude de l'urbanisation sur Rennes métropole et sur le département, les cinquante dernières années (1954-1999) pour l'étude de l'évolution de l'occupation des sols à l'échelle des sites ECORURB.

5- Structure de la thèse

La thèse s'articule en trois parties structurées en dix chapitres.

La première partie, « Etalement urbain et écologie urbaine : enjeux et méthodes », expose la problématique de la thèse, en précisant d'une part comment l'étalement urbain modifie les structures paysagères et impacte la biodiversité, et d'autre part les enjeux que représentent les continuités écologiques et la biodiversité vis-à-vis de l'étalement urbain dans le contexte d'une agglomération de taille moyenne, Rennes. Cette première partie est structurée en quatre chapitres.

Le premier chapitre, « Etalement urbain : définitions et représentations », est centré sur le phénomène d'étalement urbain, ses traductions spatiales, et sa modélisation. Afin de comprendre le processus de l'étalement urbain dans tous ses aspects, nous commençons tout d'abord par un inventaire des différentes définitions du terme « étalement urbain ». Ensuite, les différents facteurs ou forces qui animent l'étalement urbain sont exposés et les plus importants sont développés : la mobilité croissante, le rêve de la maison individuelle, la périurbanisation des emplois et les choix politiques en matière d'aménagement urbain. L'étalement urbain provoque des changements dont les conséquences sont nombreuses et nous nous limitons ici à celles qui relèvent de l'environnement, en particulier la biodiversité. Enfin, les modèles spatiaux de l'étalement urbain ainsi que les approches utilisées pour le modéliser sont présentés.

Le deuxième chapitre, « Etalement urbain, changements d'usage des sols et changements paysagers », est consacré aux changements d'occupation et d'usage des sols en milieu urbain et périurbain. Il montre comment le processus d'urbanisation modifie le paysage dans sa composition et sa structure. L'artificialisation du territoire provoque une fragmentation du

paysage et en particulier la fragmentation et l'isolement des habitats « naturels ». Il rappelle également que la particularité des espaces urbanisés impose des contraintes quant à l'étude des changements de ces milieux, changements d'origine anthropique souvent irréversibles. Retracer l'évolution spatio-temporelle de l'occupation et de l'utilisation des sols en milieu périurbain constitue donc un enjeu méthodologique. Ce chapitre fait également un point sur l'utilisation de la télédétection : elle permet non seulement de suivre les changements d'occupation du sol et des structures paysagères, mais aussi de les caractériser en dérivant de nombreux indicateurs des images, notamment des indicateurs relevant de l'écologie du paysage qui peuvent être mis en relation avec des indicateurs de communautés animales et végétales. Cette démarche permet d'étudier dans un premier temps le rôle de l'urbanisation dans la modification des paysages et dans un deuxième temps les impacts de ces changements sur la biodiversité.

Le troisième chapitre, « *Impacts des changements d'usage des sols et des paysages sur la biodiversité en milieu urbain et périurbain* », décrit la ville comme un écosystème ou plutôt un « macro-écosystème » original, peu abordé jusqu'à une période récente par l'écologie du paysage. Cette dernière offre un cadre d'analyse du fonctionnement des processus écologiques et de leur dynamique au sein des espaces urbanisés (Hétérogénéité spatiotemporelle, variabilité spatiale et « naturelle », diversité des habitats naturels et des peuplements d'animaux), souvent difficiles à mettre en évidence en raison de leur complexité. Ces conditions du milieu urbain imposent des contraintes quant à la présence et la gestion d'une faune et d'une flore sauvage en ville, d'où l'intérêt de l'étude du fonctionnement des écosystèmes écologiques en ville. Ensuite, un état de l'art de la relation paysage-biodiversité en milieu urbain et périurbain est effectué. Dans un contexte d'artificialisation croissante des territoires et face aux problématiques environnementales actuelles, à la demande et aux nouveaux désirs des citoyens, les nouveaux enjeux et les perspectives de recherche en écologie du paysage urbain sont ainsi exposés.

Le quatrième chapitre, « *Le cas d'une métropole de taille moyenne : Rennes* », expose d'une part les caractéristiques de la zone d'étude, les principales transformations du tissu urbain rennais replacées dans un contexte historique, politique et socio-économique, et d'autre part la prise en compte des enjeux écologiques dans cette agglomération de taille moyenne. Rennes Métropole est une capitale régionale à forte dynamique économique et démographique. Marquée par une forte croissance urbaine dans le cadre d'une ville archipel, elle connaît une prise en compte grandissante de la biodiversité et des continuités écologiques. Enfin, ce chapitre présente le programme de recherche ECORURB dans lequel s'inscrit cette thèse.

La deuxième partie, « *Reconstitution des trajectoires d'occupation des sols et des paysages et évaluation de leur impact sur la biodiversité* », retrace les trajectoires d'évolution des changements l'occupation du sol et traite de l'impact de l'urbanisation sur la faune et la flore à différentes échelles. Cette partie est organisée en trois chapitres.

Le cinquième chapitre, « *Les changements d'occupation et d'utilisation des sols observés à différentes échelles* », retrace les trajectoires d'évolution des changements d'occupation du sol à partir d'images de télédétection à trois échelles différentes, celles du département d'Ille-et-Vilaine, de Rennes Métropole et de sites ECORURB choisis le long d'un gradient d'urbanisation ville-campagne. S'agissant du département d'Ille-et-Vilaine, les changements majeurs d'occupation et d'utilisation des sols, incluant l'artificialisation des terres, sont déterminés entre 1984 et 2005. A l'échelle de Rennes métropole, le suivi de l'occupation du

sol, en particulier l'évolution de la tache urbaine, est effectué sur la même période 1984-2005, mais avec un pas de temps de 5 ans. A une échelle locale, les trajectoires d'évolution de l'occupation du sol au niveau des sites ECORURB répartis le long d'un gradient ville-campagne sont déterminées sur une période plus longue, de 1952 à 1999, avec un pas de temps plus lâche, d'une dizaine d'années environ.

Le sixième chapitre, « *Les modifications de l'occupation des sols et des paysages à travers différents indicateurs de l'écologie du paysage* », présente les changements de l'occupation du sol et des paysages sous l'angle des indicateurs relevant de l'écologie du paysage, successivement à l'échelle de Rennes Métropole et des sites ECORURB.

Le septième chapitre, « *L'impact des changements observés à l'échelle des sites sur la biodiversité* », étudie les relations paysages-biodiversité. Les indicateurs relevant de l'écologie du paysage sont mis en relation avec des données sur des communautés animales et végétales, afin d'étudier la réponse des espèces à la structuration actuelle et passée des habitats et de leur environnement.

La troisième partie, « *De la modélisation à la simulation prospective de l'étalement urbain* », est dédiée à la simulation de changements d'occupation des sols et de structures paysagères à l'échelle de Rennes métropole selon plusieurs scénarios et à l'évaluation des impacts de ces derniers sur la biodiversité. Cette partie est structurée en trois chapitres.

Le huitième chapitre, « *La modélisation des changements : Les facteurs de changements passés, présents et futurs* », décrit les étapes préalables à l'application du modèle retenu, mises en œuvre dans le cadre d'une approche participative. Ainsi, dans un premier temps les facteurs explicatifs des changements passés et futurs sont identifiés et hiérarchisés. Dans un deuxième temps, les enjeux d'aménagement de Rennes Métropole sont identifiés, et les scénarios prospectifs sont élaborés selon plusieurs scénarios d'évolution.

Le neuvième chapitre, « *Simulations prospectives de l'étalement urbain* », est consacré aux scénarios prospectifs de l'étalement urbain produits à l'aide d'un modèle. Il dresse d'abord une analyse comparative des différents modèles utilisés. Cette comparaison débouche sur le choix du modèle LCM (Land Change Modeler for Ecological Sustainability) retenu pour la simulation des changements étudiés sur Rennes Métropole. Après avoir successivement exposé le fonctionnement du modèle LCM et les méthodes d'évaluation de ce modèle, l'application effectuée sur Rennes Métropole est ensuite présentée, et les projections réalisées à l'horizon 2020 sont analysées.

Le dixième chapitre, « *L'impact des scénarios sur la biodiversité* », est dédié à l'évaluation des impacts des changements futurs simulés selon les scénarios élaborés à l'horizon 2020 à l'échelle de Rennes Métropole d'une part sur la modification du paysage et d'autre part sur la biodiversité potentielle.

Ce travail de thèse s'inscrit principalement dans le cadre du programme de recherche ECORURB (ECologie du Rural vers l'URBain, <http://w3.rennes.inra.fr/ecorurb/>) qui implique un groupe de recherche pluridisciplinaire dans le but de comprendre les effets de l'urbanisation sur la biodiversité locale et sur l'émergence de risques biologiques. Ces recherches ont aussi bénéficié d'une collaboration avec le service d'Economie prospective de l'AUDIAR (Agence d'Urbanisme et du Développement Intercommunal de Rennes) et des recherches menées conjointement par l'équipe CREM UMR CNRS 6211 et l'équipe COSTEL UMR CNRS 6554 LETG dans le cadre du programme « Plan Urbanisme Construction et Architecture » (PUCA) des Ministères de l'écologie et de l'équipement, plus précisément du projet « Les inégalités spatiales face à l'environnement : analyse économique et application à l'aire urbaine rennaise sur la base d'un système d'information géographique ».

PARTIE I : Etalement urbain et écologie urbaine : enjeux et méthodes

INTRODUCTION DE LA PREMIERE PARTIE

La première partie de ce manuscrit expose la problématique de la thèse, en précisant d'une part comment l'étalement urbain modifie les structures paysagères et impacte la biodiversité, et d'autre part les enjeux que représentent les continuités écologiques et la biodiversité vis-à-vis de l'étalement urbain dans le contexte d'une agglomération de taille moyenne, Rennes.

L'objectif de cette partie est de mener une réflexion à partir d'un état de l'art, afin d'orienter l'application qui a été effectuée sur Rennes Métropole et qui sera présentée dans les deuxièmes et troisièmes parties du manuscrit. Ainsi, l'analyse réalisée dans la première partie doit permettre d'orienter le choix des méthodes et techniques qui seront utilisées pour étudier l'étalement urbain sur l'agglomération rennaise.

Nous nous attacherons d'abord à définir le terme « étalement urbain », à recenser les différents facteurs qui l'expliquent ainsi que les conséquences qu'il engendre sur l'environnement, en particulier la biodiversité, et à présenter les modèles spatiaux utilisés pour l'étudier et les approches utilisées pour le modéliser.

Puis, nous présenterons une analyse consacrée aux changements d'occupation et d'usage des sols en milieu urbain et périurbain, en montrant comment le processus d'urbanisation modifie le paysage dans sa composition et sa structure d'une part, et comment il est possible d'étudier ce processus à l'aide d'approches relevant de la géographie avec l'usage de la télédétection et de l'écologie du paysage, d'autre part.

Nous avons entrepris ensuite de montrer comment l'écologie du paysage permet d'étudier l'écosystème urbain, de faire un état de l'art portant sur la relation paysage-biodiversité en milieu urbain et périurbain, et d'exposer les nouveaux enjeux et les perspectives de recherche en écologie du paysage urbain.

Enfin, nous présenterons le site d'application que nous avons retenu, la métropole de Rennes, ainsi que le programme de recherche ECORURB, dans lequel s'inscrit cette thèse.

1.1. Etalement urbain : définitions et représentations

L'étalement urbain est un phénomène mondial, présent sur tous les continents, est observé dans la majeure partie des villes européennes, essentiellement autour des grandes et moyennes agglomérations. En France, les communes périurbaines ont, à partir du début des années 70, pris le relais des banlieues dans la croissance des aires urbaines, contribuant ainsi à renforcer le phénomène de l'étalement urbain. Les villes ont alors commencé à se dépeupler au profit des couronnes périurbaines. L'ampleur du phénomène et ses modalités peuvent varier d'une ville à l'autre en fonction des facteurs géographiques, sociaux et sociétaux, ce qui le rend difficile à définir. Malgré ces spécificités, l'étalement urbain présente quelques aspects qui semblent universels.

Dans tous les cas, le processus d'étalement urbain, dont les facteurs sont connus, entraîne de nombreuses conséquences, notamment sur l'environnement. L'étude de l'étalement urbain représente donc un enjeu important pour comprendre les effets de l'urbanisation sur les processus écologiques. Evaluer et anticiper ces impacts exige un suivi et une analyse fine à partir de méthodes et données adaptées à la nature du phénomène et à la particularité de chaque cas d'étude. Sa mesure, son suivi dans le temps et sa modélisation est d'un grand intérêt à la fois pour la communauté scientifique mais également pour toute personne s'intéressant à la gestion urbaine.

Ce premier chapitre est consacré à la description et à la compréhension de l'étalement urbain. Après un essai de définition de l'étalement urbain, nous présenterons ses facteurs, ses conséquences et ses enjeux, avant d'analyser quelques modèles spatiaux de référence qui le représentent ainsi que les approches et outils utilisés pour le modéliser.

1.1.1 Quelques éléments de description de l'étalement urbain

L'étalement urbain a fait et fait encore l'objet de nombreux travaux et publications qui mettent en évidence la difficulté à le définir et à le mesurer. L'objet de ce sous-chapitre n'est pas de réaliser une synthèse détaillée et complète de ce phénomène ou d'en donner une nouvelle définition, mais de présenter ses principales caractéristiques, les outils qui permettent de le mesurer et ses modalités d'expression dans le temps et dans l'espace, afin de définir l'approche qui sera privilégiée dans ce travail.

1.1.1.1 Définitions

1.1.1.1.1 Définir la ville : un problème redoutable

« *Qu'est-ce donc que la ville en général ?* ». Cette question posée par la géographe **Beaujeu-Garnier (1997)** révèle que la définition de la ville reste encore un concept ambigu, demeure un défi auquel le géographe, l'économiste, le sociologue et d'autres sont constamment confrontés. « *Définir la ville a toujours été une préoccupation embarrassante pour ceux qui se consacrent à l'analyse urbaine* » (**Béguin, 1996**). Définir la ville, délimiter ses contours, mesurer cet « univers urbain en expansion » et suivre son évolution spatiale dans le temps est un des problèmes redoutables auxquels se trouve confronté tout chercheur travaillant sur cet espace complexe.

Le grand problème habituellement rencontré dans la délimitation de l'espace urbain est le manque d'une définition unique de ce qui est « urbain ». Les définitions des entités urbaines diffèrent souvent d'un pays à l'autre (**United Nations, 2004**) pour des raisons historiques, géographiques ou encore juridiques. Ces définitions sont souvent basées sur des approches différentes telles que les limites administratives ou les densités de population. Ces approches qui, n'incluent pas l'extension spatiale des surfaces bâties, présentent des limites notamment dans le cas des études comparatives.

La ville est un concept difficile à définir, car elle est à la fois une réalité matérielle concrète et un ensemble de fonctions sociales et économiques où les échanges matériels et immatériels jouent un rôle moteur (**Aydalot, 1976**). « *Ainsi, les villes sont des objets trop riches et trop divers pour qu'une seule définition, une conception unique, puisse en rendre compte. Selon que l'intérêt est porté au cadre bâti, à l'architecture, à l'habitat, aux activités et aux fonctions urbaines, au statut politique ou encore aux modes de vie des habitants, les définitions changent et les mesures aussi* » (**Lajoie, 2007**). Toute définition de la ville, qui passe obligatoirement par une représentation et une mesure de l'objet, dépend donc de la représentation qu'on a choisie, qui est souvent corrélée avec son origine disciplinaire.

Les disciplines travaillant sur l'objet urbain sont nombreuses, leurs approches et méthodes, leurs représentations et leurs modèles, les rapports qu'elles entretiennent avec cet espace sont différents et complémentaires. Ainsi, les définitions de la ville, très nombreuses et diverses, varient en fonction des disciplines. D'après **Lajoie (2007)**, « *le géographe approchait d'abord la ville par sa matérialité et sa territorialité quand le sociologue se tournait prioritairement vers ses fonctions sociales tandis que l'économiste approchait sa dimension fonctionnelle à partir du concept d'économie d'agglomération* ». Face à une telle situation de cloisonnement disciplinaire, **Beaujeu-Garnier (1997)** dénonce « *le sillon disciplinaire et le monde conceptuel cloisonné dans lequel se sont trop souvent complus les chercheurs préoccupés de recherches urbaines qui ont des vues et même un langage trop subjectif* ».

À la complexité de la diversité des points de vue sur la ville, s'ajoute la difficulté de délimiter ses contours qui sont devenus de plus en plus flous dans l'espace et dans le temps. La ville a été longtemps définie par opposition à la campagne en faisant souvent référence à une limite brutale ville/campagne. Aujourd'hui, cette dichotomie n'est plus d'actualité : « *les murs d'enceinte qui séparaient deux mondes aux lois distinctes ont partout disparu. L'élévation des niveaux de vie et le développement des transports ont affranchi les citadins de la nécessité d'habiter un périmètre bien circonscrit, bâti en continuité. Des activités et des résidences se diluent dans des zones naguère franchement rurales. Statistiquement, ces nouvelles formes d'urbanisation sont de plus en plus difficiles à saisir* » (**Le Gleau et al., 1996**). Ainsi, le clivage ville/campagne, urbain/rural s'estompe de plus en plus et on se trouve en face d'une autre réalité beaucoup plus complexe : les espaces périurbains. Ces espaces mixtes offrent le sentiment d'être à la fois en ville et en campagne et posent un problème d'identité car on ne sait plus si on est en ville ou en campagne.

En fait, loin d'être figée, « *la définition de la ville se recompose en permanence au rythme des territorialités toujours changeantes qui la constituent* » (**Lajoie, 2007**). En effet, selon l'expression d'Elisée Reclus, « *le temps modifie incessamment l'espace* » (**Reclus, 1905**). Cette évolution s'accompagne d'une évolution des termes et des nomenclatures utilisés pour nommer les nouveaux territoires urbanisés (périurbains) : banlieue, suburbanisation, rurbanisation, exurbanisation, péri-urbanisation, péri-urbain, périurbanisation, périurbain, aire

urbaine, couronne périurbaine, commune multipolarisée, zone à dominante urbaine, métropole, métropole, ville-pays, ville globale, ville-réseau, ville-archipel (**Rouxel, 2002**). Cette évolution du vocabulaire urbain et périurbain reflète parfaitement les changements et les mutations que subissent ces espaces.

1.1.1.1.2. L'étalement urbain : des définitions multiples, des caractéristiques communes

Pour répondre à ses propres besoins, la ville grandit ; faute de disponibilités foncières dans ses limites, elle s'étale (**Nicot, 1996**). Par conséquent, la frontière de la ville se trouve continuellement repoussée plus loin. La périurbanisation, processus d'extension spatiale de la ville qui s'inscrit dans le processus de métropolisation, marque le développement urbain depuis les années soixante en France (**Le Jeannic, 1997 ; Pégy et al., 2000**). « *On appelle périurbaine, une ceinture située en dehors de la ville et prenant la forme d'un espace mixte où se trouvent à la fois des ménages occupant des emplois urbains et des agriculteurs. Le périurbain est donc un espace rural au sens où l'essentiel des sols est attribué à des activités productives agricoles ; mais c'est aussi un espace urbain au sens où la majorité de la population active qui y habite travaille dans une ville, en effectuant des migrations alternantes* » (**Cavallès et al., 2003**). Ce type d'espace peut être illustré par la **figure 1.1**.



Figure 1.1 : Extrait de l'étalement résidentiel à faible densité au Nord de Rennes
(Source : Orthophotoplan IGN, 1999)

Au cours des trente dernières années, les villes se sont développées selon le schéma de l'étalement urbain (**Bessy-Pietri, 2000**). Comment peut-on définir l'étalement urbain ? La littérature aborde le phénomène de l'étalement urbain à travers une multitude de définitions et de termes qui décrivent un même processus. Toutefois, il n'existe aucune définition universelle et complète de la notion d'étalement urbain (**Wilson et al., 2003**). Définir l'étalement urbain est d'autant plus difficile que le vocabulaire désignant l'espace périurbain et sa dynamique s'étend lui aussi, au risque de brouiller les lectures traditionnelles de l'espace urbain. « *Désormais omniprésent, l'étalement urbain combiné à la recomposition de villes remodèle la géographie fabriquant des territoires hybrides, ni urbains ni ruraux* » (**Mangin, 2004**). Comme le soulignent **Le Gléau, Pumain et Saint-Julien (1996)**, cette difficulté de mesurer l'urbanisation ne se pose pas uniquement à l'échelle d'un pays mais elle rend encore plus délicate toute tentative de comparaison internationale.

D'ailleurs, les termes qui désignent ces nouveaux espaces se sont multipliés : « ...*espace suburbain, périurbain ou rurbain, suburbia, exurbia, ville diffuse, ville éparpillée, ville émergente, exopolis, edge-cities, boomburbs, new burbs, super-burbs, et beaucoup d'autres néologismes sont apparus* » (Allain, 2004). Cette multiplicité souligne la difficulté à appréhender le phénomène d'étalement urbain. Toutefois, malgré la complexité du phénomène et la multiplicité des termes utilisés pour désigner les espaces qu'il transforme, l'analyse de quelques-unes de ses définitions permet d'en dégager les principales caractéristiques qui semblent universelles.

Toute forme de croissance urbaine n'est pas forcément synonyme d'étalement urbain (Wilson et al., 2003). Il s'agit donc d'une forme de croissance urbaine particulière. Peiser (2001) considère que le terme étalement urbain, « *urban sprawl* » en anglais, est utilisé pour signifier une « *utilisation gourmande et inefficace de l'espace et un développement monotone, ininterrompu et discontinu à saute-mouton* ». Squires (2002) définit l'étalement urbain comme étant « *un modèle de croissance urbaine et métropolitaine qui reflète une faible densité, une dépendance automobile et un nouveau développement des zones à la frange, souvent aux alentours de la ville* » (Couch et al., 2007). L'étalement urbain est donc caractérisé par un développement discontinu et une faible densité d'utilisation de l'espace en périphérie des villes, et ceci malgré que la question de savoir si « *la densité peut-elle enrayer l'étalement urbain ?* » suscite toujours un débat (Wiel, 2006a). Galster et al., (2001) ont distingué cinq types d'étalement urbain (Figure 1.2).

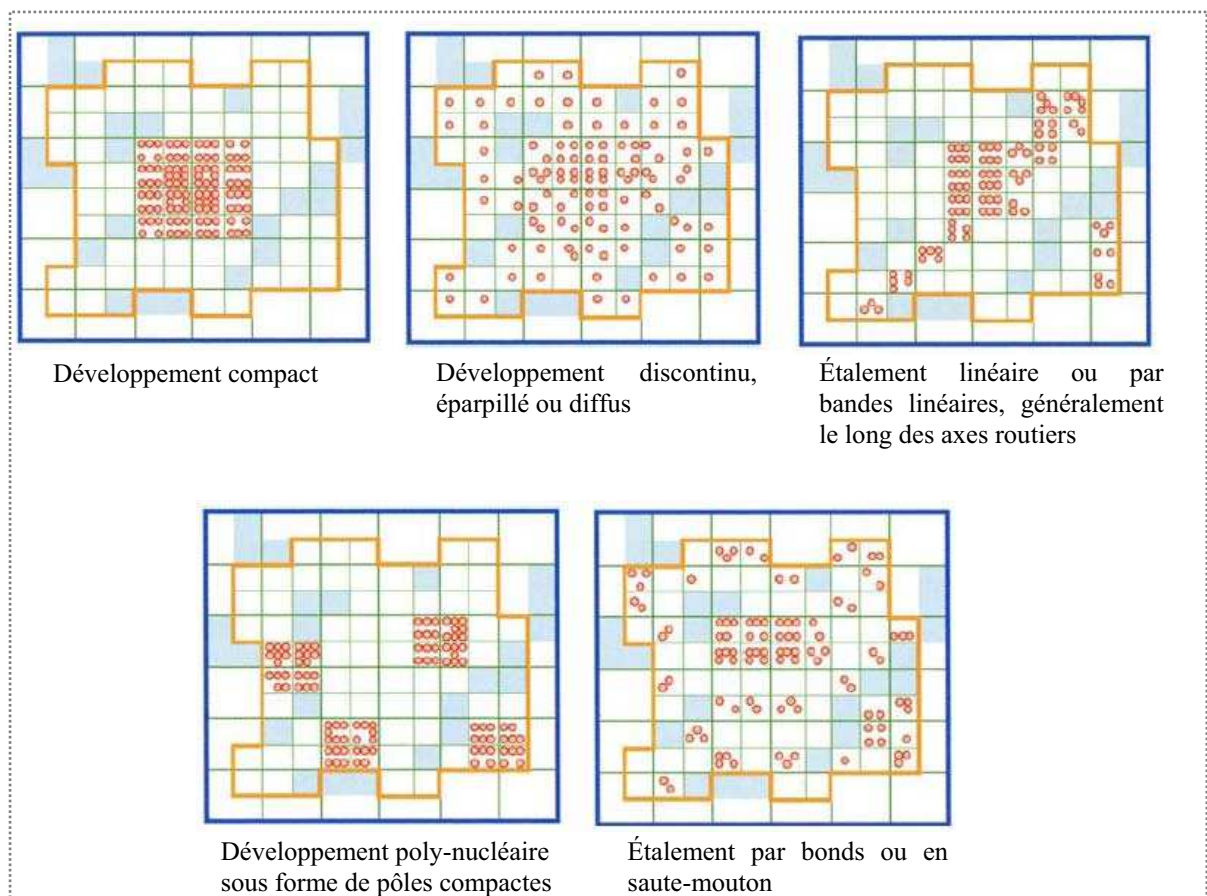


Figure 1.2 : *Formes de l'étalement urbain (Source : Galster et al., 2001 in Batty et al., 2003)*

D'après **Antoni (2003)**, « *l'étalement urbain est un processus d'urbanisation particulier, qui conduit à un arrangement de l'espace urbain privilégiant une expansion des périphéries moins denses que le centre des villes souvent sous forme pavillonnaire* ». L'étalement urbain présente donc une forme pavillonnaire.

L'Agence Européenne pour l'Environnement (A.E.E) souligne dans son rapport « *Urban sprawl in Europe* » que l'étalement urbain, qui est une forme récente et « spontanée » de l'expansion ou de la croissance des villes, « *se manifeste ou se caractérise par l'apparition et le développement de zones résidentielles discontinues, dispersées, à faible densité, à l'intérieur de zones à finalité agricole situées autour et à proximité des villes "mitage"* ». (**EEA, 2006**). Il s'agit donc d'une forme de croissance urbaine non planifiée, non « aménagée », qui s'effectue selon une occupation anarchique de l'espace.

D'autres définitions de l'étalement urbain précisent ces premières définitions en décrivant le processus d'étalement urbain à travers une forte mobilité avec une dissolution de la distance domicile-travail, une faible densité du bâti résidentiel, une périurbanisation des emplois et une conversion rural-urbain (**Ewing, 1997 ; Hasse et Lathrop, 2003a ; Cattan et al., 1999 ; Torrens, 2008**). Ainsi, motivé par une propension des habitants à s'installer de préférence dans un habitat pavillonnaire à la périphérie des villes, l'étalement urbain se traduit par la conjugaison de plusieurs éléments : la densification de territoires situés de plus en plus loin du coeur de la ville ; le transfert de population du centre vers la périphérie, avec un taux de croissance de la population plus important à mesure qu'on s'éloigne de la ville ; le développement d'activités en périphérie, accompagné par le développement d'infrastructures et d'équipements ; des conversions d'usage des terres et la dégradation des milieux naturels.

L'étalement urbain est donc bien à la fois un état, une réalité matérielle (des surfaces urbanisées) et un processus. **Enault (2003)** fait une description intéressante du processus de l'étalement urbain en trois étapes successives (**Figure 1.3**). Il considère la ville comme un foyer émetteur capable de convertir les espaces ruraux en surfaces urbaines : « *la transformation s'opère par simple contact entre l'agglomération et la campagne mais également par « échauffement »* ». Ainsi, le foyer urbain polarise un large périmètre rural dont le « *potentiel de croissance* » décroît à mesure que l'on s'éloigne du centre de la ville. Tel un feu de forêt, la ville consume les surfaces les plus proches tout en envoyant des mèches enflammées sur de longues distances. Ces dernières sont à l'origine de nouveaux feux secondaires agissant comme le foyer principal. Tout comme un processus de diffusion classique, l'étalement urbain procède donc par contagion ».

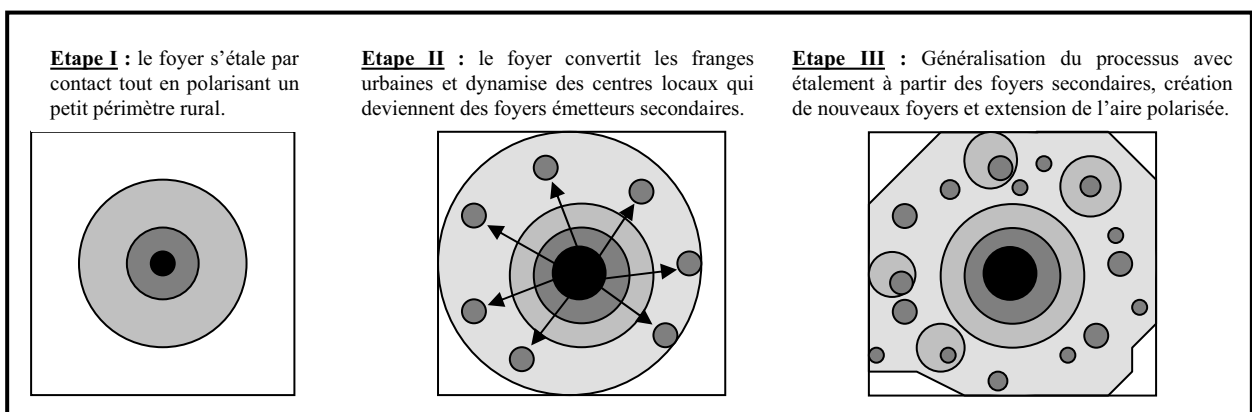


Figure 1.3 : Etapes de l'étalement urbain (d'après Enault, 2003)

Par ailleurs, l'étalement urbain et la périurbanisation sont deux phénomènes distincts, indique **Castel (2006)**, à ne pas confondre. Si la périurbanisation fait référence à la notion de mobilité domicile-travail et reflète le niveau d'attractivité de l'agglomération, l'étalement urbain est « *une notion physique, sans définition précise, qui désigne l'occupation de l'espace par de nouvelles constructions, en périphérie des agglomérations* » (**Castel, 2006**). Selon ce dernier, la définition de la périurbanisation ne prend pas en compte les ménages non actifs et seulement les déplacements en direction du pôle urbain sont considérés. Afin de distinguer les deux phénomènes, l'auteur donne les trois exemples suivants : 1- un ménage actif quittant la ville pour habiter au cœur d'un village rural produit, par ses déplacements, de la périurbanisation mais sans créer d'étalement urbain ; 2- inversement, un retraité de ce même village, en faisant construire une maison à l'extérieur du bourg, produit de l'étalement urbain sans périurbanisation ; 3- un habitant de la ville qui, en se déplaçant, va travailler dans une ville voisine ne crée ni étalement urbain, ni périurbanisation, mais génère pourtant des déplacements. En citant ces exemples, il apparaît que « *l'assimilation entre le mouvement de périurbanisation et l'étalement urbain est acceptable tant que l'espace périurbain est constitué d'actifs travaillant vers le centre et résidant dans des logements neufs* » (**Castel, 2006**).

Ainsi, l'étalement urbain est difficile à définir, parce que ce terme recouvre à la fois un état, une réalité matérielle (des surfaces urbanisées) et un processus (les mécanismes à l'œuvre et leurs impacts). De plus, le manque de recul face au caractère évolutif des nouveaux espaces urbanisés ne facilite pas leur compréhension. L'échelle retenue pour l'observation et la conception de la ville conditionne aussi fortement les différentes interprétations possibles de l'étalement urbain.

En conséquence, comme il est quasi-impossible de traiter l'ensemble du phénomène de l'étalement urbain, on est amené à privilégier un ou plusieurs de ses aspects selon l'approche choisie. Le Certu (2007) a identifié différentes approches d'analyse pour aborder le phénomène d'étalement urbain :

- *L'approche morphologique qui traite des formes urbaine et de la consommation d'espace.*
- *L'approche « structuration du territoire » qui porte sur les pôles d'emploi et de services, les migrations domicile travail. A cet égard, le constat est posé d'une méconnaissance de la mobilité des non actifs ou des mobilités du temps libre liées aux pratiques de loisirs et de consommation.*
- *L'approche « spécificité des conditions de vie » qui analyse le taux d'activité des communes, la répartition des groupes sociaux, les besoins spécifiques des nouveaux arrivants, les lieux fréquentés, les endroits de rencontre, ...*
- *L'approche « qualité du cadre de vie des populations périurbaines » qui étudie le bien-être des populations, l'accès aux équipements et aux services.*

Dans ce travail, nous avons choisi de privilégier l'approche morphologique, en concentrant les efforts sur la consommation de l'espace.

1.1.1.2. La mesure de l'étalement urbain

En l'absence de définition unique, la mesure et le suivi de l'étalement urbain font appel à des données et outils différents suivant que l'on s'intéresse plutôt à l'évolution de l'occupation du sol ou de la population.

1.1.1.2.1. Les bases de données relatives à l'occupation du sol

Des bases de données géographiques nationales permettent de suivre l'évolution de l'occupation des sols et d'évaluer plus ou moins précisément l'extension de l'urbanisation. Ces bases de données (BD Carto®, BD TOPO®, Corine Land Cover®, Spot Théma®, Gus Land Use®, Géo Landis®, Land Use Map®...) sont issues essentiellement du traitement d'images de télédétection, tant des photographies aériennes que des images satellitaires. Elles sont ensuite intégrées dans un système d'information géographique. Elles permettent de quantifier et de qualifier l'emprise et l'extension des surfaces artificialisées, la régression des surfaces agricoles et des surfaces boisées.

Ces bases de données qui, peuvent être complétées par des relevés terrain ou par des données issues d'enquêtes terrain, présentent toutefois des limites. D'une part, elles n'utilisent pas de nomenclature commune, d'autre part, les spécifications techniques de ces bases imposent un seuil minimal de surface dans la prise en compte du bâti, seuil qui est donc variable selon la précision de la base considérée (**Castel, 2004**). Ainsi, dans la mesure où les données utilisées pour évaluer l'urbanisation sont issues de sources différentes, que les approches, les méthodes de traitements et les niveaux de détection varient également, leurs précisions spatiales et sémantiques diffèrent aussi. Ceci pose de sérieux problèmes pour toute tentative de comparaison ou d'utilisation mixte des produits qui en sont issus. Enfin, une dernière difficulté réside dans le manque de recul et la nécessité d'apporter des mises à jour régulières permettant de suivre le phénomène dans le temps et l'espace.

Une analyse des deux bases de données principalement utilisées en France pour suivre l'évolution des surfaces artificialisées, l'enquête Teruti et Corine Land Cover, illustre l'intérêt et les limites de ces bases (**Aguejdad et al., 2009**) :

- L'enquête statistique annuelle d'utilisation du territoire (Teruti), réalisée par le SCEES du ministère de l'Agriculture, associe des photographies aériennes et des relevés effectués sur le terrain par des enquêteurs. Elle permet d'estimer l'utilisation du territoire départemental de façon cohérente depuis 1993. Des enquêteurs notent l'usage du sol sur les 550 000 points de l'échantillon. Celui-ci est constitué en deux étapes : huit photographies sont d'abord tirées au sort à l'intérieur de mailles de 12_{km} x 12_{km} couvrant le territoire national. Ensuite, pour chaque photographie, 36 points de 9 m², distants d'environ 300 m, sont enquêtés. Chaque point est alors classé dans un des 82 postes que compte la nomenclature « physique » d'occupation des sols et dans l'un des 24 postes de la nomenclature « fonctionnelle » de l'utilisation des sols. L'observation est précise mais ponctuelle, 1/100 000^{ème} du territoire seulement étant couvert par l'enquête. L'erreur d'estimation des surfaces est donc non négligeable. Elle est d'autant plus grande que la surface estimée est faible, ce qui est très limitant pour les surfaces artificialisées : pour des surfaces inférieures à 5 000 ha, la marge d'erreur est généralement supérieure à 10 %. En outre, les évolutions observées d'une année à l'autre ne sont significatives que lorsqu'elles portent sur des masses suffisamment importantes, de l'ordre de 10 000 ha.

- Corine Land Cover est une base de données géographiques présentant l'inventaire de l'occupation du sol au 1/100 000^{ème} sur l'ensemble de l'Europe (IFEN, 2008). La méthode utilisée est basée principalement sur la photo-interprétation d'images satellitaires Landsat et Spot. Les unités cartographiées, dont la taille minimale est de 25 ha, sont classées selon une nomenclature hiérarchisée en 44 postes. Les objets de moins de 25 ha ne sont pas extraits, ce qui entraîne une sous représentation des classes très fragmentées comme les « territoires artificialisés », au profit des catégories d'utilisation des sols dont les surfaces sont plus homogènes. Deux versions de Corine Land Cover sont actuellement disponibles : la version de 1990 est basée sur des images satellites enregistrées entre 1987 et 1994, tandis que la version de 2000 porte majoritairement sur des images datant de 2000. Les cartes d'évolution entre 1990 et 2000 de l'occupation du sol ont été produites en découpant le territoire en mailles de 3 km de côté (IFEN, 2005). Ainsi, les évolutions des grandes surfaces homogènes sont grossièrement localisées, alors que les évolutions de faible ampleur, portant sur moins de 5 ha, ne sont pas décrites. En outre, il n'est pas possible d'évaluer une évolution d'une durée supérieure à une dizaine d'années à partir de cette base de données.

La comparaison des résultats issus de ces deux bases de données, à la conception très différente, est très difficile. D'une façon générale, les évolutions sont mieux quantifiées par Teruti que par Corine Land Cover, tandis que Corine a l'avantage de localiser les lieux où se produisent les évolutions importantes. Leur utilisation conjointe est utilisée par l'IFEN pour évaluer l'étalement urbain et son évolution à l'échelle nationale et effectuer des comparaisons inter-régionales, voire inter-départementales (IFEN, 2003). En revanche, elles sont inadaptées pour réaliser une estimation précise et localisée de l'extension des surfaces artificialisées à une échelle infra-départementale, utiles pour évaluer l'extension des zones pavillonnaires en périphérie des villes de grande, moyenne ou petite taille ou encore dans le cadre d'études de type prospectif, par exemple pour programmer l'aménagement de zones urbanisées le long d'axes routiers.

Ainsi, les limites de ces bases de données nationales expliquent le recours à la mise en œuvre d'une autre approche pour évaluer précisément l'étalement urbain, mais toujours basée sur l'utilisation d'images de télédétection.

1.1.1.2.2. Les bases de données socio-économiques

Les bases de données de type socio-économique, les recensements de la population réalisés par l'INSEE permettent, grâce à l'analyse de l'évolution de la population, de l'emploi et du bâti, d'identifier les extensions successives des agglomérations et suivre certains aspects du phénomène de l'étalement urbain (Bessy-Pietri, 2000 ; David et Séchet, 2005).

Ces données sont issues en grande partie des recensements de la population réalisés par l'INSEE selon une nomenclature qui prend en compte les migrations domicile-travail entre la ville et sa périphérie. L'INSEE a élaboré, à partir des recensements de la population, deux nomenclatures spatiales qui permettent d'observer l'étalement urbain (INSEE, 2008). L'INSEE distingue ainsi deux zonages géographiques : les unités urbaines, qui se réfèrent à la continuité du bâti entre des ensembles d'habitations de plus de 2 000 habitants, et les aires urbaines qui englobent le pôle urbain et sa couronne de communes périurbaines construites en fonction de l'intensité des migrations domicile-travail entre l'agglomération et sa périphérie.

Les unités urbaines

L'unité urbaine (**Figure 1.4**) est une commune ou un ensemble de communes qui comporte sur son territoire une zone bâtie d'au moins 2 000 habitants, et ne présente pas de discontinuités de plus de 200 m, hormis celles liées à la présence de terrains servant à des buts publics ou de cours d'eau avec des ponts (**Le Jeannic et Vidalenc, 1997**). En outre, plus de la moitié de la population de la commune est regroupée dans cette zone bâtie. Si l'unité urbaine s'étend sur plusieurs communes, c'est-à-dire d'une ville-centre et de sa banlieue (exceptionnellement de plusieurs villes-centres), l'ensemble de ces communes forme une agglomération multicommunale ou agglomération urbaine (**Le Jeannic et Vidalenc, 1997**). Si l'unité urbaine s'étend sur une seule commune, elle est dénommée ville isolée ou plus communément ville. Les communes hors unités urbaines sont les communes rurales.

Une première délimitation des villes et agglomérations urbaines a été réalisée à l'occasion du recensement de 1954. De nouvelles unités urbaines ont été constituées lors des recensements de 1962, 1968, 1975, 1982, 1990, 1999 et 2006. Le découpage en unités urbaines s'appuie sur la distinction entre communes urbaines et rurales (France métropolitaine et DOM). Il donne une information physique sur l'urbanisation puisqu'il se réfère, en plus du nombre d'habitants, à la continuité du bâti. Toutefois, « *le critère de continuité du bâti permettait encore en 1954 de bien rendre compte de la limite entre la ville et la campagne, nettement marquée dans le paysage. À partir des années 60 cependant, cette rupture s'estompe du fait de l'accroissement des mobilités des populations et des entreprises. La ville s'étale sur ses marges de manière discontinue en produisant des territoires plus fragmentés* » (**Guérois et Paulus, 2002**). Ces espaces périurbains doivent être appréhendés différemment et selon des approches et des méthodes mieux adaptées à la nature et à l'ampleur des mutations qui ne cessent de les marquer et de les façonner. La nomenclature spatiale des zones urbaines de l'INSEE a été établie à cette fin.

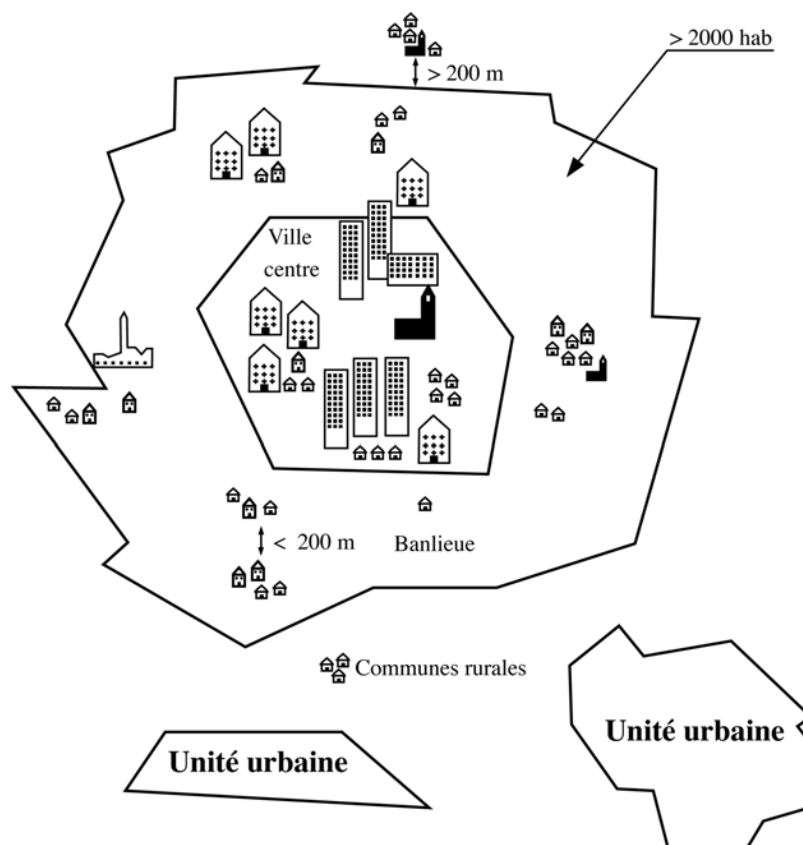


Figure 1.4 : Zonage en unités urbaines (Source :INSEE, in Boret, 2009)

Les aires urbaines

L'INSEE a établi une nomenclature de Zonage en Aires Urbaines (ZAU) en 1997, pour étudier les villes et leur territoire d'influence (**Julien, 2001a, 2001b et 2001c**). Le ZAU est construit en plusieurs étapes, par agglomérations successives, à partir de la mesure des migrations domicile-travail entre l'agglomération et sa périphérie (**Figure 1.5**) :

- La première étape est celle de la définition des pôles urbains, couramment désignés par le terme «agglomération», qui sont des unités urbaines offrant 5 000 emplois ou plus (France métropolitaine). Le pôle urbain est composé d'une ou plusieurs ville-centre et éventuellement d'une banlieue ;

- La seconde étape consiste à définir des aires urbaines construites par regroupement de communes à partir des pôles urbains (**Figure 1.6**). L'aire urbaine est formée par un pôle urbain et sa couronne périurbaine. La couronne périurbaine recouvre l'ensemble des communes situées hors des pôles urbains, dont au moins 40 % de la population résidente ayant un emploi travaille dans un pôle urbain ou les communes attirées par celui-ci ;

- La troisième étape correspond à la définition des espaces urbains construits par regroupement des aires urbaines. Les espaces à dominante urbaine sont formés de l'ensemble des aires urbaines et des communes multipolarisées. Les communes hors aires urbaines définissent les communes multipolarisées. Ce sont des communes rurales ou petites unités urbaines envoyant 40 % de leurs actifs occupés vers plusieurs aires urbaines, sans atteindre ce seuil ni former un ensemble connexe avec une seule d'entre elles. Les communes multipolarisées et celles des couronnes périurbaines sont appelées communes périurbaines. Les communes situées en dehors des espaces à dominante urbaine définissent l'espace à dominante rurale.

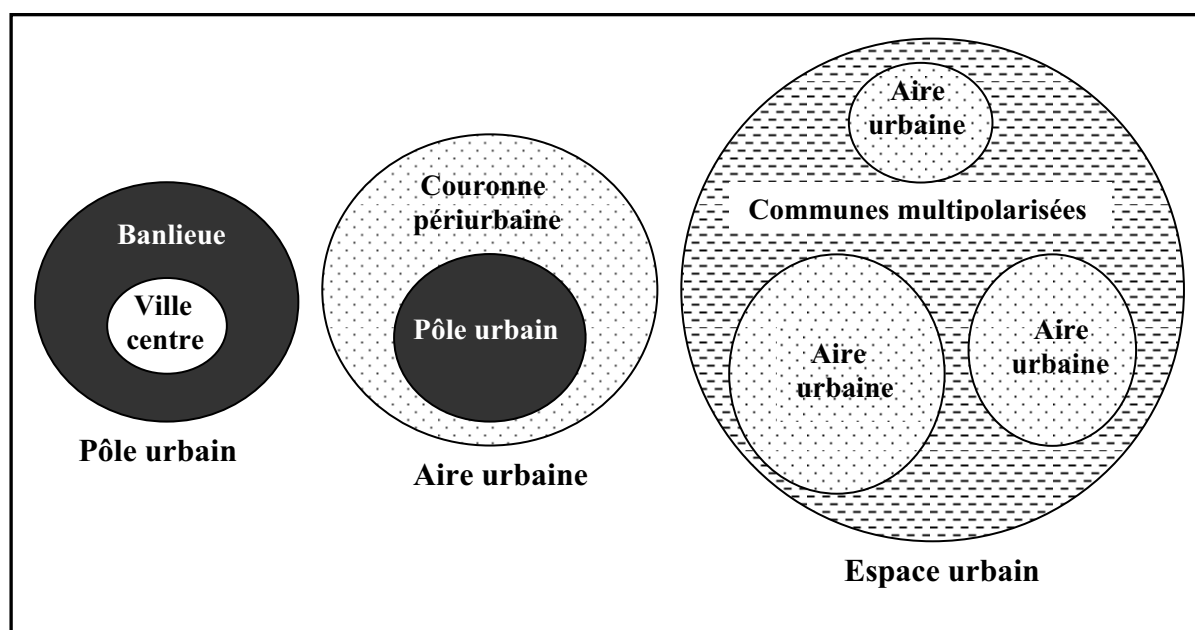


Figure 1.5 : L'élaboration du zonage en aires urbaines en trois étapes (INSEE, 1997 ; Le Jeannic, 1996)

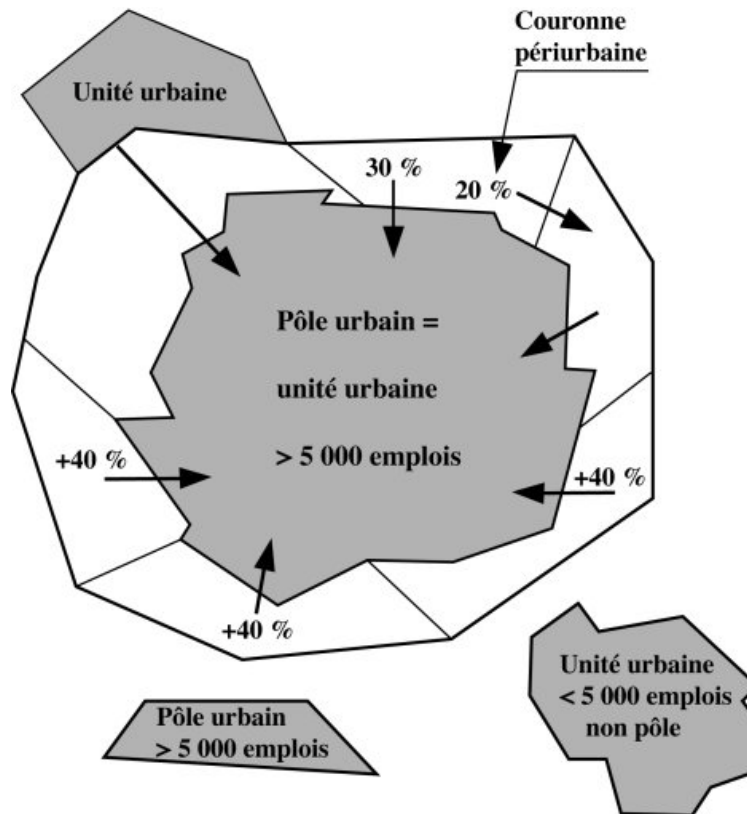


Figure 1.6 : Zonage en aires urbaines (Source : INSEE, in Boret, 2009)

Le ZAU décline ainsi le territoire en quatre catégories. La première représente l'espace à dominante rurale qui comprend à la fois des petites unités urbaines et des communes rurales. Les trois autres constituent l'espace à dominante urbaine : ce sont les pôles urbains, les couronnes périurbaines et les communes multipolarisées.

Le recensement de la population de 1999 en France a permis d'actualiser le zonage en aires urbaines (ZAU), élaboré en 1997 sur la base du recensement de 1990. Dans ces nouvelles délimitations, il existe 354 aires urbaines qui représentent 44,1 millions d'habitants, soit 77,4 % des ménages. Du fait d'une polarisation croissante, le nombre des aires urbaines diminue et leur population totale augmente.

Le ZAU conduit à délimiter le pôle urbain et sa couronne de communes périurbaines. Il permet de définir des niveaux d'intensité de l'étalement urbain. Par exemple, **Bessy-Pietri (2000)** a défini cinq schémas de développement des aires urbaines de plus de 100 000 habitants en mesurant l'étalement urbain en France à travers les écarts des taux d'évolution annuels moyens de la population de la ville centre et de la couronne (**Encadré 1.1**).

Le ZAU offre une typologie utile à la compréhension des dynamiques territoriales sur l'ensemble du territoire urbain métropolitain, puisqu'il n'existe pas de département sans aire urbaine. Il permet de décrire la périurbanisation sous la forme d'espaces sous influence des villes et renseigne sur le niveau d'interdépendance entre les lieux de domicile et d'emploi. L'aire d'influence urbaine est l'espace sur lequel une ville exerce son influence, repérable par les flux que la ville attire et émet. L'aire urbaine d'influence peut dépasser l'aire urbaine.

L'intégration de certaines aires urbaines dans l'aire d'influence d'une autre traduit le phénomène de polarisation.

Toutefois, la définition des aires urbaines et des communes multipolarisées repose sur les migrations alternantes des actifs ayant un emploi et non directement sur les dynamiques démographiques.

Encadré 1.1

La mesure de l'étalement urbain

L'étalement de la population a été mesuré par les écarts des taux d'évolution annuels moyens de la population de la ville centre et de la couronne lorsque les taux croissent régulièrement du centre vers la périphérie. L'analyse est conduite en comparant les taux d'évolution annuels moyens de population, sans tenir compte des variations absolues. Un taux d'évolution élevé peut tout à fait correspondre à une petite variation absolue, notamment lorsqu'on se situe dans des zones moins denses, comme les couronnes par exemple. Au contraire, un taux faible peut rendre compte d'une variation très forte. L'aire urbaine de Paris progresse par exemple de 0,29 % par an entre 1990 et 1999, soit un taux largement inférieur au taux moyen qui est de 0,40 %. Pourtant, cette progression correspond à une augmentation de population de près de 270 000 personnes (la taille de l'aire urbaine de Reims). Pour pallier cet inconvénient, on a fait figurer dans certains tableaux les variations de densité de population (de même « échelle » que les variations de population).

Trois intensités d'étalement régulier : marqué, modéré et faible

L'indicateur d'étalement (toujours positif) a permis de distinguer trois sous-groupes parmi les aires urbaines qui suivent le modèle d'étalement régulier, c'est-à-dire les aires pour lesquelles les taux croissent régulièrement du centre vers la périphérie : étalement marqué, étalement modéré, étalement faible. Pour faire cette distinction, à chaque période, on a regardé comment se situait l'écart de taux d'évolution annuel de la couronne et de la ville centre de chacune des aires par rapport à l'écart moyen de la période :

- si cet écart est supérieur à l'écart moyen, l'étalement est dit « marqué »,
- si cet écart est compris entre la valeur moyenne et cette valeur moyenne moins un demi écart-type, l'étalement est dit « modéré »,
- si cet écart est inférieur à la valeur moyenne moins un demi écart-type, l'étalement est dit « faible ».

Cinq schémas de développement des aires urbaines

Lorsque l'étalement n'est pas régulier du centre vers la périphérie, deux cas de figure ont été retenus : taux d'évolution de la banlieue inférieure à celui de la ville centre ou bien taux d'évolution de la banlieue supérieure à celui de la couronne. Au total, on obtient ainsi cinq schémas : les trois types d'étalement régulier (marqué, modéré, faible) et les deux cas de figure précédents qui illustrent la diversité et la complexité du mode de développement des aires urbaines. Pour la période 1990-1999, deux aires urbaines dont le développement diffère de ces cinq schémas ont été mises à part. Il s'agit de Hagondange-Briey en Lorraine et de Béthune dans le Nord - Pas-de-Calais : la ville centre est plus dynamique que la banlieue et la couronne périurbaine, tout en affichant un taux d'évolution négatif pour Hagondange-Briey en Lorraine, ou positif pour Béthune dans le Nord - Pas-de-Calais). Globalement, entre 1990 et 1999, ces deux aires perdent de la population.

Source : Bessy-Pietri, 2000

Unités et aires urbaines : quelle pertinence pour décrire l'étalement urbain ?

Lajoie (2007), comme d'autres chercheurs, pose la question suivante : quelle est la pertinence de l'une ou l'autre de ces nomenclatures spatiales pour le suivi de l'urbanisation récente des villes françaises et européennes marquées par des mutations de nature morphologique et fonctionnelle ?

En tout état de cause, le choix d'un critère morphologique ou fonctionnel n'est pas seul responsable de la diversité des délimitations de la ville. *« En effet, les limites d'un même zonage, agglomération ou aire urbaine, varient également dans le temps. À chaque recensement, elles sont réajustées en fonction de l'extension du bâti continu pour l'agglomération, de l'évolution de la portée et de l'intensité des navettes domicile-travail pour l'aire urbaine. La superficie de l'agglomération de Toulouse a ainsi presque doublé entre 1968 et 1990, s'étendant de 371 km² à 716 km² du fait de l'extension du bâti continu et de l'absorption d'anciens noyaux de peuplement » (Guérois et Paulus, 2002).*

D'après **Julien (2000)**, *« ces nomenclatures offrent le grand avantage de faciliter la lecture de l'urbanisation grâce à un langage commun mais elles souffrent de la simplification inhérente à toute nomenclature »*. Le vrai problème se pose chaque fois qu'on cherche à suivre le processus d'urbanisation dans le temps en particulier sur une longue période (**Lajoie, 2007**), et définir le territoire pertinent pour analyser un phénomène évoluant au cours du temps. C'est la raison pour laquelle unités urbaines et aires urbaines sont revues à l'occasion de chaque recensement de la population. **Julien (2000)** remarque que *« prendre les unités urbaines de 1968 conduirait à un biais important. De même en sens inverse, décrire les années 60 avec une nomenclature de 1999 est inadapté. C'est pourtant ce qui est couramment pratiqué dans la littérature urbaine.... De façon avisée, les auteurs ne décrivent jamais des évolutions de longue période en se référant à un territoire qui ne serait pertinent qu'en début de période. En revanche, ils font souvent référence à un territoire qui n'est totalement pertinent qu'en fin de période d'analyse. Il s'agit pourtant de la même difficulté conceptuelle »*.

Ces propos résument parfaitement la difficulté de décrire et d'effectuer un suivi de l'étalement urbain exclusivement à partir des bases de données socio-économiques. **Lajoie (2007)** en conclut de façon pertinente que la complexité du processus d'urbanisation ne saurait permettre une « réduction » à un modèle unique et de surcroît à un « indicateur synthétique ».

Les bases de données socio-économiques offrent l'avantage d'un langage commun aux différents interlocuteurs sur l'ensemble du territoire national (Castel, 2004). Grâce à l'analyse de l'évolution des dynamiques de population dans les aires urbaines, de l'emploi et du bâti, elles permettent de suivre l'ampleur du processus d'urbanisation par extensions successives des agglomérations. Toutefois, l'étalement urbain est estimé de façon partielle à travers ces bases de données, puisque les zones bâties de moins de 2 000 habitants ne sont pas prises en compte, et qu'elles reposent sur les recensements de la population qui sont irréguliers et effectués pour partie par sondages. En outre, les zonages retenus pour effectuer un suivi de l'urbanisation évoluent au cours du temps, ce qui constitue une forte limite pour comparer différentes situations dans le temps.

1.1.1.3. Un phénomène universel, mais irrégulier et inégalement réparti

L'étalement urbain, qui s'observe sur tous les continents, est un phénomène assez récent. Même s'il présente quelques aspects qui semblent universels, cette forme de croissance des villes s'exprime selon des modalités qui varient en fonction des facteurs géographiques, sociaux et sociétaux.

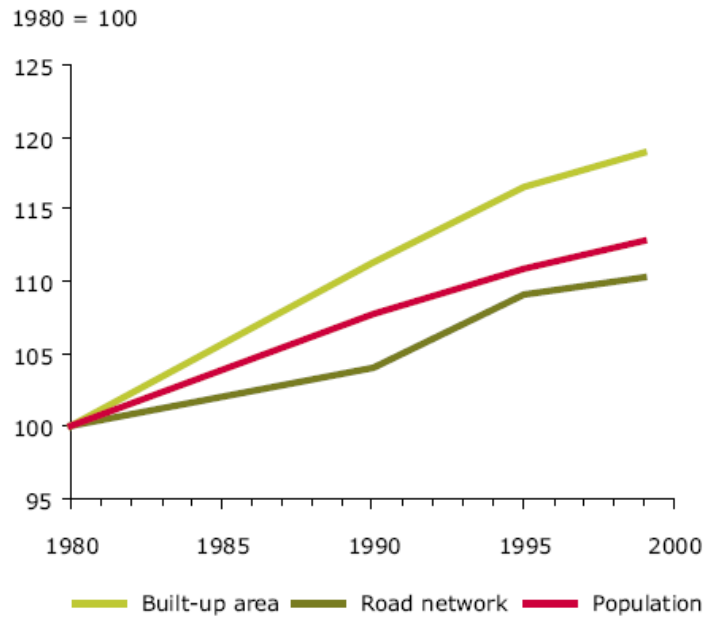
1.1.1.3.1. Un phénomène récent et universel

En 1800, à peine 3 % de la population mondiale vivait en ville, contre 15 % en 1900 et 50 % en 2000 (**Chavagneux, 2001**). Au rythme actuel, 65 % de la population mondiale sera urbaine en 2025, dont plus de 80 % en Europe (**UNFPA, 2007**). En 2000, 213 villes comptaient déjà plus d'un million d'habitants, et 23 méga-villes de plus de 10 millions d'habitants. Selon l'ONU (**UNFPA, 2007**), la population urbaine pourrait encore doubler d'ici 100 ans.

L'étalement urbain est né aux Etats-Unis au début du 20^{ème} siècle avec l'expansion rapide de banlieues à faibles densités autour des villes (**Garreau, 1991**). Ce phénomène a été généré par l'augmentation rapide de l'usage de la voiture et la préférence pour des maisons individuelles avec jardin. Il s'est répandu en provoquant un exode rural très important. Aujourd'hui, l'étalement urbain est un phénomène mondial. Toutefois, à la différence des pays du Sud, l'attractivité des métropoles occidentales ne résulte plus d'un exode rural massif.

En Europe, où plus de 75 % de la population vit actuellement dans des zones urbaines, le processus d'urbanisation a évolué depuis la seconde guerre mondiale, en passant de l'urbanisation à la sub-urbanisation puis à la désurbanisation et plus récemment à la ré-urbanisation (**Antrop, 2004 ; Couch et al., 2005**). L'étalement urbain est un phénomène récent, apparu dans le milieu des années 50. Historiquement, la croissance des villes était liée à l'augmentation de la population, ce qui n'est plus le cas aujourd'hui. Les villes européennes ont connu depuis les années 50 une croissance de 78 %, tandis que la population n'a augmenté que de 33 %. Cette tendance est confirmée par l'évolution récente : entre 1980 et 2000, la croissance de la tache urbaine européenne a connu un rythme plus soutenu que celle de la population (**Figure 1.7**). De 1990 à 2000, plus de 800 000 ha ont été urbanisés, et c'est désormais plus d'un quart du territoire de l'Union Européenne qui est touché par l'urbanisation (**EEA, 2006**). Tous les pays sont concernés, mais l'étalement urbain touche surtout les secteurs où la croissance urbaine était déjà forte dans les années 70 et 80 (**EEA, 2005**), c'est à dire les pays à fortes densités de population et d'activités économiques ou les pays à croissance économique rapide, notamment ceux qui ont reçu des aides européennes pour le développement (**Figure 1.8**). L'étalement urbain se concentre surtout dans les zones littorales et les grandes vallées. Même dans les régions européennes où la population a chuté, l'étalement urbain continue (**Figure 1.9**). Cette figure montre aussi que dans certaines régions où la population croît modérément, l'étalement urbain peut être très marqué. Cette situation concerne trois départements français, dont l'Ille-et-Vilaine en Bretagne.

Des projections réalisées dans le cadre du projet MODLAND montrent que la tendance à l'étalement urbain ne ralentit pas vraiment, un scénario tendanciel montrant un doublement des surfaces urbanisées en Europe à un horizon un siècle. Même si les zones à risque sont situées surtout au Sud, à l'Est et au centre de l'Europe, on peut aussi s'interroger sur l'évolution des zones, comme l'Ille-et-Vilaine en Bretagne, où un accroissement modéré de la population était déjà associé à un étalement important au cours de la période 1990-2000.



Note: Countries covered are: Belgium, Czech Republic, Denmark, France, Germany, Latvia, Lithuania, the Netherlands, Poland, Slovakia and Spain.

Figure 1.7 : Evolution de la population et des surfaces artificialisées (bâti et réseau routier) dans plusieurs pays d'Europe (Source : EEA, 2002)



Figure 1.8 : Extension urbaine en Europe (1990-2000) (Source : EEA, 2006)

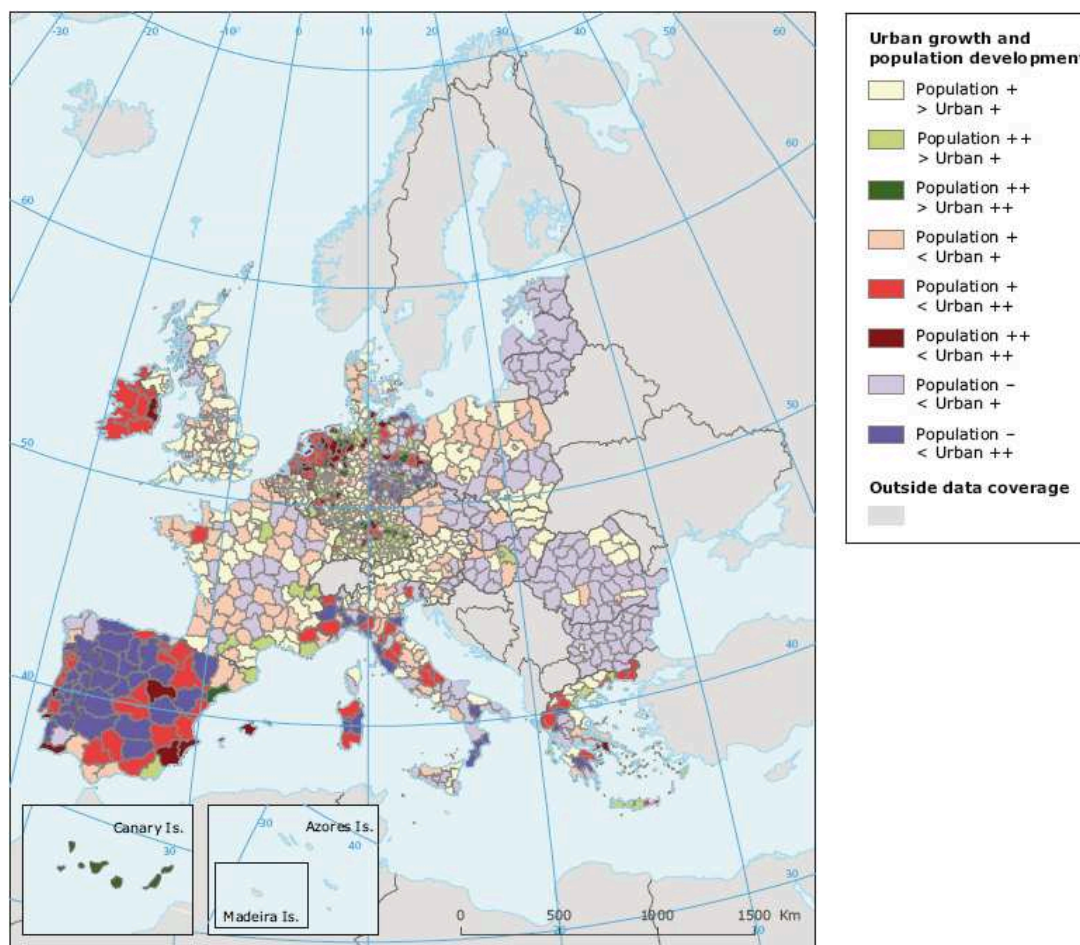


Figure 1.9 : Croissance urbaine et développement de la population en Europe (Source: By courtesy of ESPON, 2006 ; GeoVille Information Systems (based on EEA and Eurostat data), in EEA, 2006)

1.1.2.3.2. Des disparités régionales : l'exemple français

En France, 75 % de la population française était urbaine en 1999, contre 53 % en 1936 (**Figure 1.10**). En 2006 et basé sur le dernier recensement, l'INSEE indique que la population urbaine représente 76,92 % de la population totale. Les espaces dits artificialisés, bâtis et non bâtis, représentent aujourd'hui près de 8 % du territoire de l'Hexagone contre 7 % il y a dix ans (**IFEN, 2006**). Cette artificialisation ne cesse de progresser en France à un rythme plus élevé que celui de la croissance démographique (**Tableau 1.1**). A titre d'exemple, entre 1982 et 2003, alors que la population n'a augmenté que de 10 %, les surfaces artificialisées ont, quant à elles, augmenté de plus de 40 % (**IFEN, 2006**). Entre 1992 et 2003, si l'artificialisation continue de progresser au niveau des pôles urbains (+ 13,2 %) et en milieu rural (+ 17,2 %), les couronnes périurbaines demeurent les plus touchées (+ 20,2 %), (**De Ravignan, 2009**).

Tableau 1.1 : Evolution des surfaces artificialisées et de la population en France métropolitaine, Indice base 100 en 1994 (Source : Ifen, 2006, d'après le ministère chargé de l'Agriculture (Scees), enquête Teruti, nomenclature physique - Insee, Comptes de la nation)

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Surfaces artificialisées	100	101.6	103.2	104.5	106.2	107.8	108.9	110.7	112.1	113.5	114.6
Population métropole	100	100.3	100.6	101.0	101.3	101.6	102.1	102.7	103.4	104.0	104.6

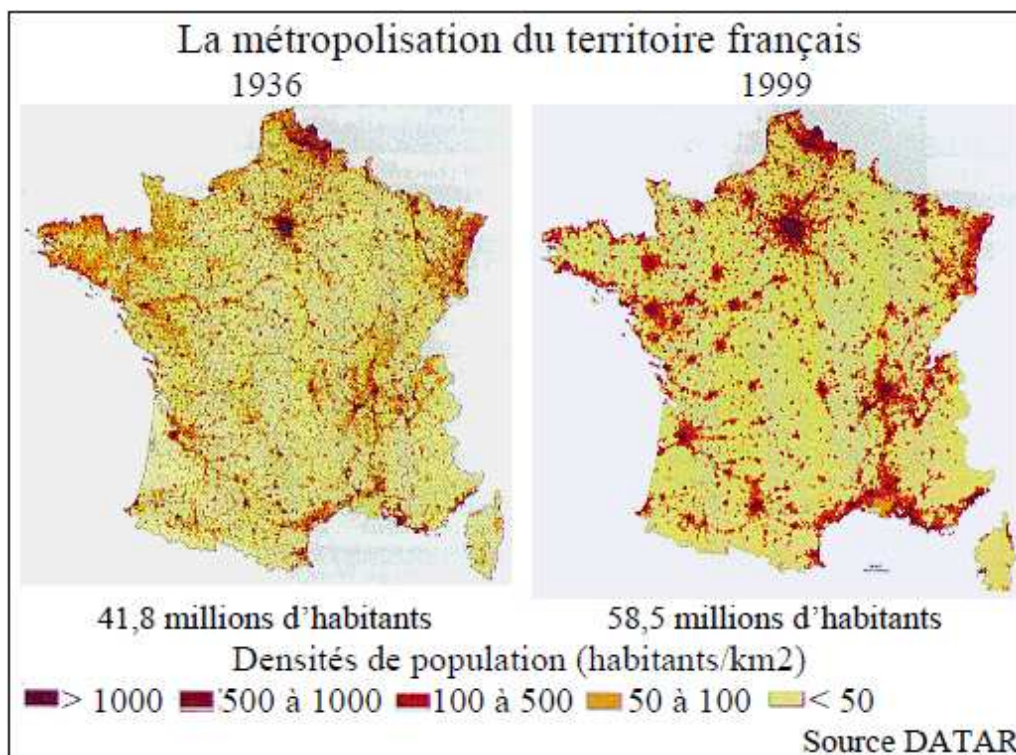


Figure 1.10 : La métropolisation du territoire français en 1936 et 1999 (Source : DATAR)

L'artificialisation du territoire s'observe surtout en périphérie des grandes métropoles françaises en pleine expansion telles que Rennes ou Nantes dans l'Ouest (**Figure 1.11**), sur le littoral qui est 2,7 fois plus artificialisé que l'ensemble du territoire national ainsi que sur les principaux corridors fluviaux (**Aguejdad et al., 2009**). Selon la délimitation de 1999, l'espace périurbain couvre 33 % du territoire français et 21 % des Français y vivent. Entre 1968 et 1999, les unités urbaines se sont enrichies de l'équivalent de 2 000 communes supplémentaires (**Tableau 1.2**). **Bessy-Pietri et Sicamois (2001)** précisent que 3 300 communes ont été incluses dans une aire urbaine entre 1990 et 1999. Cela représente une hausse de 45 % du nombre de communes périurbaines en neuf ans et montre une accélération récente du phénomène d'étalement urbain.

Tableau 1.2 : Evolution des unités urbaines entre 1968 et 1999 (Source : INSEE ; in Albert, 2007)

Recensements	1968	1975	1982	1990	1999
Communes comprises dans une unité urbaine	4 036	4 459	4 888	5 300	5 954
Population comprise dans une unité urbaine (x1000)	34 827	38 188	39 875	41 545	4 4871
Pourcentage de la population totale	70	72.9	73.4	74	76

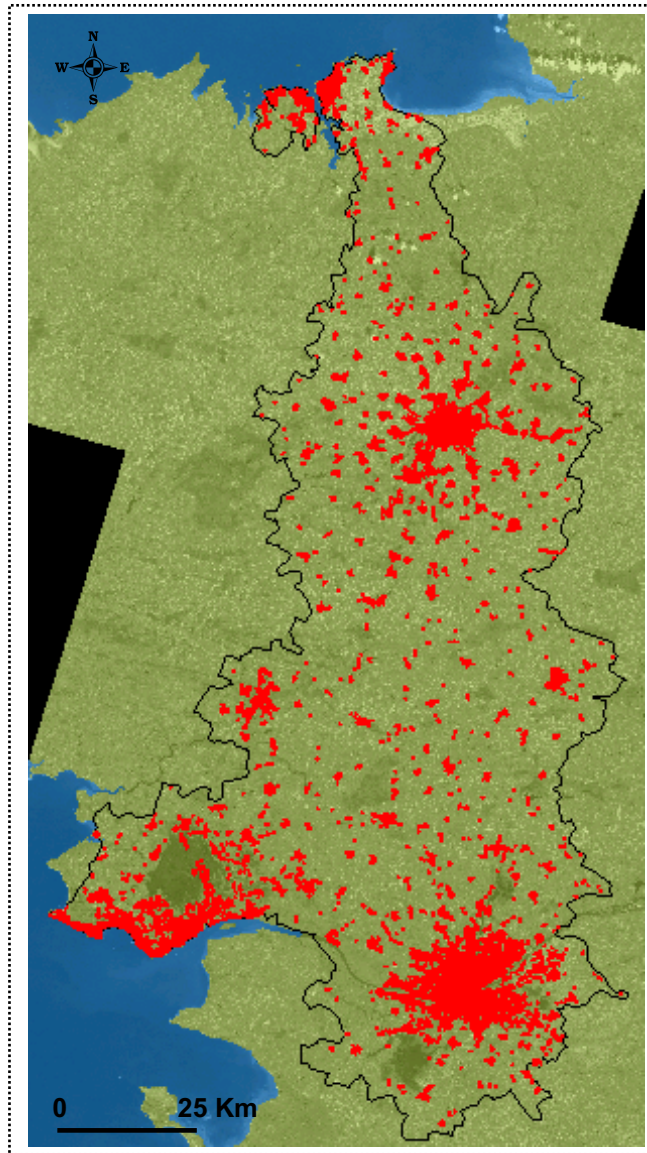


Figure 1.11 : Artificialisation du territoire sur l'axe Saint Malo-Rennes-Nantes-Saint Nazaire en 2001 (Source : Hubert-Moy et Aguejdad, 2005 ; AUDIAR, 2005)

Le phénomène de périurbanisation, mis en évidence pour la première fois grâce aux résultats du recensement de 1982, peut être analysé d'un recensement de la population à l'autre, de 1975 à 1990 :

- 1975-1982 : la périurbanisation domine

C'est entre 1975 et 1982 que la périurbanisation est la plus forte (**Bessy-Pietri, 2000**). Le desserrement massif de la population des villes centres vers les périphéries est lié à l'apogée de l'accession à la propriété d'une maison individuelle (**Dubujet et Le Blanc, 2000**). Les villes centres des aires urbaines de plus de 100 000 habitants ont perdu des habitants au rythme de - 0,64 % par an. Parallèlement, les banlieues ont progressé au rythme annuel de + 0,83 % et les couronnes de + 2,85 %.

- 1982-1990 : un rééquilibrage s'opère en faveur des villes centres

Pendant la période 1982-1990, le desserrement de la population est moins prononcé (**Bessy-Pietri, 2000**). Ainsi, la perte de population des villes centres s'est atténuée (- 0,17 % par an sur cette période contre - 0,64 % sur la période précédente) tandis que l'augmentation de la population des couronnes était moins importante et que la population des banlieues restait stable (**Bessy-Pietri, 2000**).

- 1990-1999 : le rééquilibrage des villes centres se renforce

Durant la période 1990-1999, le rééquilibrage en faveur des villes centres s'est renforcé. Le transfert de la population du centre vers la périphérie est moins marqué qu'il ne l'était durant les deux précédentes périodes intercensitaires. Ainsi, on enregistre une progression de + 0,15 % pour l'ensemble des aires urbaines de plus de 100 000 habitants. Simultanément, la croissance des couronnes s'est nettement altérée. Les diverses politiques urbaines mises en oeuvre pour limiter l'étalement urbain ont sans doute contribué à ce rééquilibrage, mais on peut y voir également l'expression de la préférence des individus pour une certaine « centralité » résidentielle.

Sur la dernière décennie, trois tendances sont observables (**Boret, 2009**) : la décroissance de la part des pôles urbains amorcée au début des années 80 se poursuit, mais à un rythme ralenti ; la part des couronnes périurbaines continue de progresser, mais de façon ralentie ; le relatif dynamisme des espaces ruraux sous influence urbaine laisse présumer une extension géographique des couronnes périurbaines.

Les taux de croissance démographiques les plus forts sont observés aux limites des aires urbaines (**De Ravignan, 2009**) ; ces limites étant sans cesse repoussées plus loin à chaque recensement. Selon une enquête réalisée par l'INSEE, si entre 1990 et 1999, la plus forte croissance démographique est enregistrée par les communes situées à 15 km du centre d'une aire urbaine, depuis 1999, le pic de croissance est observé à une distance de 25 km des centres. Cette progression, sous forme discontinue et dispersée de l'urbanisation dans les périphéries (**Bauer et Roux, 1976**), est souvent perçue comme un « mitage » de l'espace rural (**Mayoux, 1979**).

Aujourd'hui, la France rurale comporte environ 14 millions d'habitants, soit le niveau de population de 1960 (**Bessy-Pietri et al., 2000**), et connaît un rythme de croissance deux fois plus élevé que celui des villes. Il faut toutefois distinguer les différentes catégories de zones rurales, allant de la périphérie des villes jusqu'au rural « profond ».

Au-delà des tendances générales observées à l'échelle du territoire national, des disparités géographiques apparaissent (**Figure 1.10**). L'étalement varie avec le relief, le type d'agriculture, la structure parcellaire des propriétés agricoles, les habitudes régionales en matière d'habitat, voire d'autres facteurs comme les traditions de politique foncière des communes (**Wiel, 2006b**).

En Bretagne, comme dans l'Ouest de la France en général, la proportion de population urbaine est moins élevée que la moyenne observée sur le territoire national : en 1999, 71,5 % de la population bretonne habite l'espace à dominante urbaine, soit 10 points de moins qu'au niveau national (82 %) (**INSEE, 2001**). Toutefois, l'écart entre la Bretagne et la moyenne française s'est fortement réduit, puisqu'en 1990, il était de 17 points (59 % en Bretagne contre 76 % au plan national). La Bretagne connaît même un taux d'artificialisation plus élevé que la moyenne française : l'extension de ses surfaces artificialisées entre 1993 et 2004 a atteint

26 %, tandis que la population n'a augmenté que de 7,5 %, contre 17 % et 5 % pour la France entière (**Figure 1.10**). La **figure 1.12** montre bien l'étendue de l'extension urbaine récente en Bretagne.

La structuration de l'espace urbain montre un étalement urbain important en Bretagne (**INSEE, 2001**) : en 1999, 43 % de la population vit dans les pôles urbains, ce qui est nettement inférieur à la moyenne française (61 %). En revanche, la proportion de population résidant dans les couronnes périurbaines en Bretagne (23 %) est plus importante qu'en France (16 %). Enfin, on comptabilise 119 communes multipolarisées en 1999, représentant 157 000 habitants (5 % de la population), part quasi identique à celle constatée au plan national. Dans les années 90, la croissance de la population urbaine a été plus forte en Bretagne que sur la France entière. La part de l'augmentation de population urbaine due à l'étalement est plus élevée en Bretagne qu'en France entière (respectivement 75 et 65 %).

On dénombre aujourd'hui 28 aires urbaines en Bretagne, soit cinq de plus qu'en 1990. Celle de Rennes dépasse 520 000 habitants. Elle se situe au 12^{ème} rang des aires urbaines françaises pour la taille et au 3^{ème} pour le taux de croissance. **Bessy-Pietri (2000)** a mis en évidence la diversité des trajectoires de développement des 73 aires urbaines de plus de 100 000 habitants (**Tableau 1.3**). Ses travaux montrent que Rennes fait partie des quatre agglomérations qui ont connu le développement le plus fort sur toute la période d'étude (1975-1999) avec Toulouse, Limoges, et Niort.

A l'échelle nationale, l'INSEE a évalué l'augmentation du nombre de logements à 25 % d'ici 2030 (**Jacquot, 2003**), avec une croissance du nombre de ménages qui devrait s'effectuer deux à trois fois plus vite que celle de la population, en raison du vieillissement de la population et du changement de structure des ménages. Ainsi, la pression sur l'étalement urbain ne devrait pas faiblir.

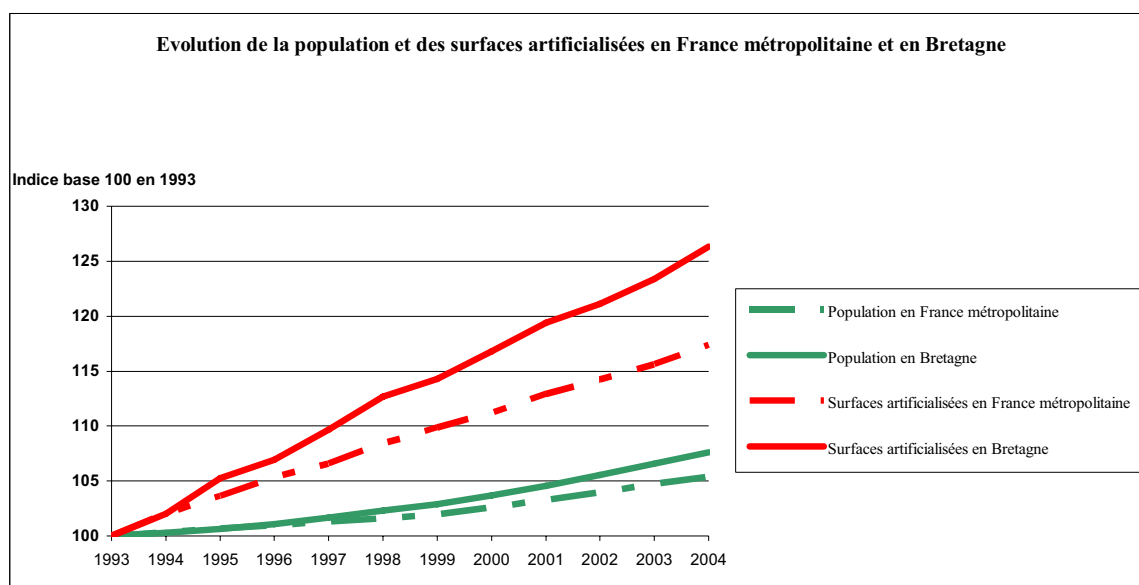


Figure 1.12 : Evolution de la population et des surfaces artificialisées en France et en Bretagne (Source : Aguejdad et al., 2009, d'après Insee, Scees et Teritu, In Ifen, 2006)

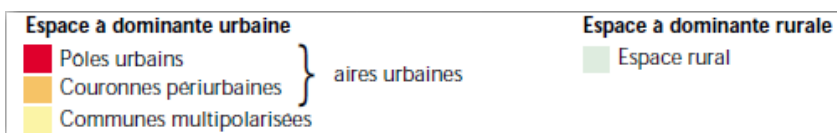
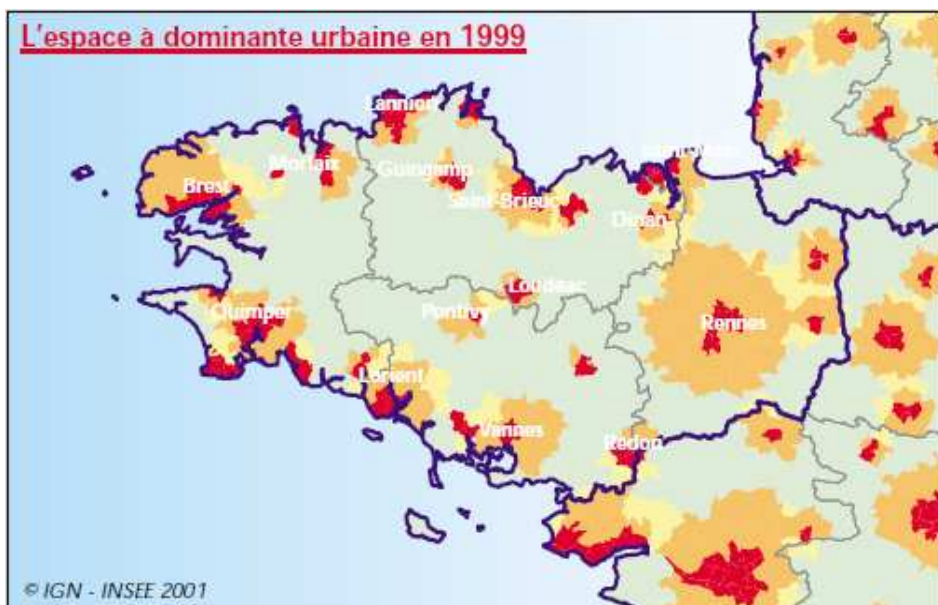
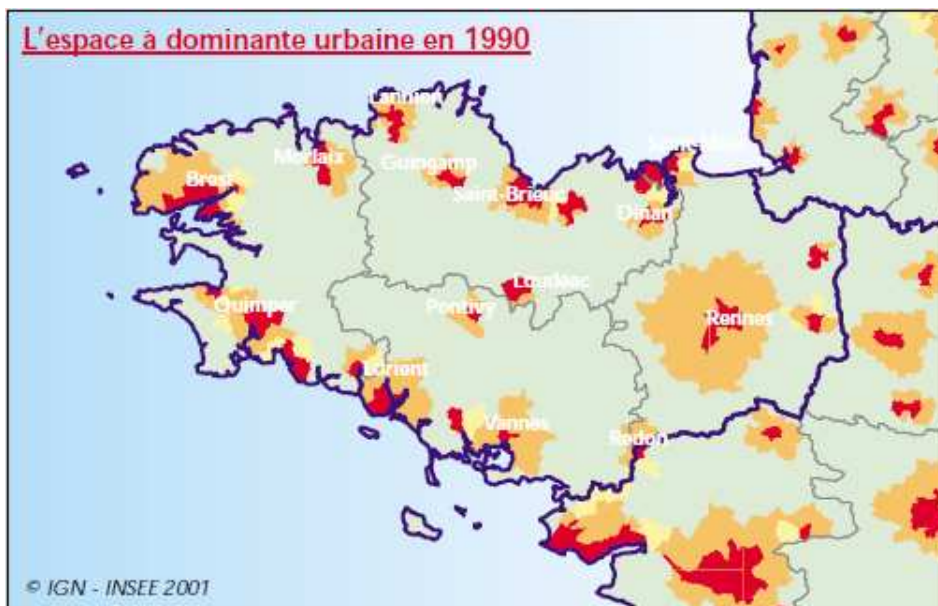


Figure 1.13 : L'espace à dominante urbaine en Bretagne en 1990 (à gauche) et en 1999 (à droite) (Source : IGN-INSEE 2001)

Tableau 1.3 : Diversité des trajectoires de développement des 73 aires urbaines de plus de 100 000 habitants (Source : Bessy-Pietri, 2000)

Nom de l'aire urbaine	Schéma de développement durant la période		
	1975 - 1982	1982 - 1990	1990 - 1999
Paris, Marseille - Aix-en-Provence, Bordeaux, Grenoble, Toulon, Montpellier, Tours, Grasse - Cannes - Antibes, Clermont-Ferrand, Saint-Étienne, Caen, Dijon, Le Havre, Mulhouse, Le Mans, Avignon, Bayonne, Annecy, Valence, Angoulême, Chalon-sur-Saône, Colmar, Tarbes	Étalement régulier		
Lyon, Lille, Nantes, Valenciennes, Lens, Angers, Dunkerque, Troyes, Boulogne-sur-Mer, Cherbourg, Saint-Brieuc	Étalement régulier		Banlieue en retrait
Amiens, Pau, Poitiers, La Rochelle, Calais, Béziers	Étalement régulier		Banlieue dynamique
Béthune, Hagondange-Briey	Étalement régulier		Autres cas
Metz	Étalement régulier	Banlieue en retrait	Étalement régulier
Rouen, Nancy, Douai	Étalement régulier	Banlieue en retrait	
Roanne	Étalement régulier	Banlieue dynamique	Étalement régulier
Reims	Étalement régulier	Banlieue dynamique	Banlieue en retrait
Orléans, Saint-Nazaire	Étalement régulier	Banlieue dynamique	
Genève (CH) – Annemasse (1)	Banlieue en retrait	Étalement régulier	
Montbéliard, Forbach	Banlieue en retrait		Étalement régulier
Thionville	Banlieue en retrait		
Nice, Strasbourg, Perpignan, Nîmes, Bourges, Maubeuge, Chambéry, Chartres, Saint-Quentin	Banlieue dynamique	Étalement régulier	
Arras	Banlieue dynamique	Étalement régulier	Banlieue en retrait
Brest, Besançon, Lorient, Melun, Blois	Banlieue dynamique		Étalement régulier
Toulouse, Rennes , Limoges, Niort	Banlieue dynamique		

L'étalement urbain est un phénomène universel, mais inégalement réparti, dont les modalités sont différentes selon le secteur et la période considérés. L'analyse de la répartition des zones urbanisées à l'échelle européenne montre que l'urbanisation progresse avec une forte intensité dans certains secteurs, alors que la population diminue ou augmente moins rapidement. C'est le cas de l'Ille-et-Vilaine en France, où l'étalement urbain est particulièrement marqué, en raison de la forte extension de la ville de Rennes dont l'aire d'influence a particulièrement progressé sur la période 1990-1999.

1.1.2. Facteurs, impacts et enjeux de l'étalement urbain

Dans ce travail, nous nous intéressons particulièrement aux conséquences de l'étalement urbain sur les milieux « agro-naturels ». Toutefois, afin d'appréhender ces impacts, il ne suffit pas de se focaliser exclusivement sur ces derniers. En effet, la compréhension du processus d'étalement urbain, sa modélisation et l'évaluation de ses impacts sur l'environnement suppose d'en connaître les différents facteurs explicatifs. Il est également utile d'identifier l'ensemble de ses impacts, dans la mesure où toute action engagée pour réduire les impacts environnementaux en entraînera dans d'autres domaines.

Les principaux facteurs de l'étalement urbains ainsi que ses conséquences sont exposés.

1.1.2.1. Les variables motrices de l'étalement urbain

Les facteurs explicatifs du processus de l'étalement urbain, qui peut s'exprimer comme la combinaison de la périurbanisation de l'habitat et la délocalisation des activités du centre vers la périphérie, sont nombreux et bien connus (Ewing, 1994 ; Torrens, 2008 ; Burchfield *et al.*, 2006 ; Ewing *et al.*, 2002 ; Galster *et al.*, 2001). Ils relèvent de l'économie, de la sociologie, et de choix politiques et institutionnels (Torrens, 2008 ; Bürgi *et al.*, 2004 ; Ciscel, 2001 ; Johnson, 1997 ; Haase et Nuissl, 2007 ; Gordon et Richardson, 1997 ; Brueckner, 2000). Ils agissent selon des poids et des échelles spatio-temporelles différents (Figure 1.14) : à une macro-échelle (pays, continent, monde), ce sont les facteurs économiques (EAE, 2006) et politiques qui dominent ; à une méso-échelle (aire urbaine, agglomération) l'origine de l'étalement urbain est pluri-factorielle, relevant de facteurs micro-économiques, de choix politiques, de facteurs socio-culturels, de tendances démographiques, de contraintes du site et de son environnement, du système de transport, et de problèmes inhérents à la ville ; à une micro-échelle (Secteur de l'agglomération, quartier), c'est la préférence individuelle des ménages qui guide l'étalement urbain. Ainsi, les facteurs de l'étalement urbain sont fortement influencés par le contexte géographique et culturel de chaque agglomération. Néanmoins, on peut en dégager quelques-uns qui semblent communs à toutes les agglomérations, quelque soit leur taille.

Historiquement, la croissance démographique a été longtemps considérée comme moteur principal de la croissance des villes (Ewing, 1994). Aujourd'hui, la situation est différente, l'étalement urbain étant observé même là où la pression démographique est faible, comme cela est constaté à l'échelle de l'Europe. Ainsi, le développement de l'automobile, la raréfaction et le prix du foncier dans les centres villes, l'étalement résidentiel ancré dans le désir des ménages de s'installer loin des centres-villes en quête de nouveaux styles de vie, et le développement des zones d'activités associé à la performance des réseaux de transport sont à l'origine de l'expansion des villes.

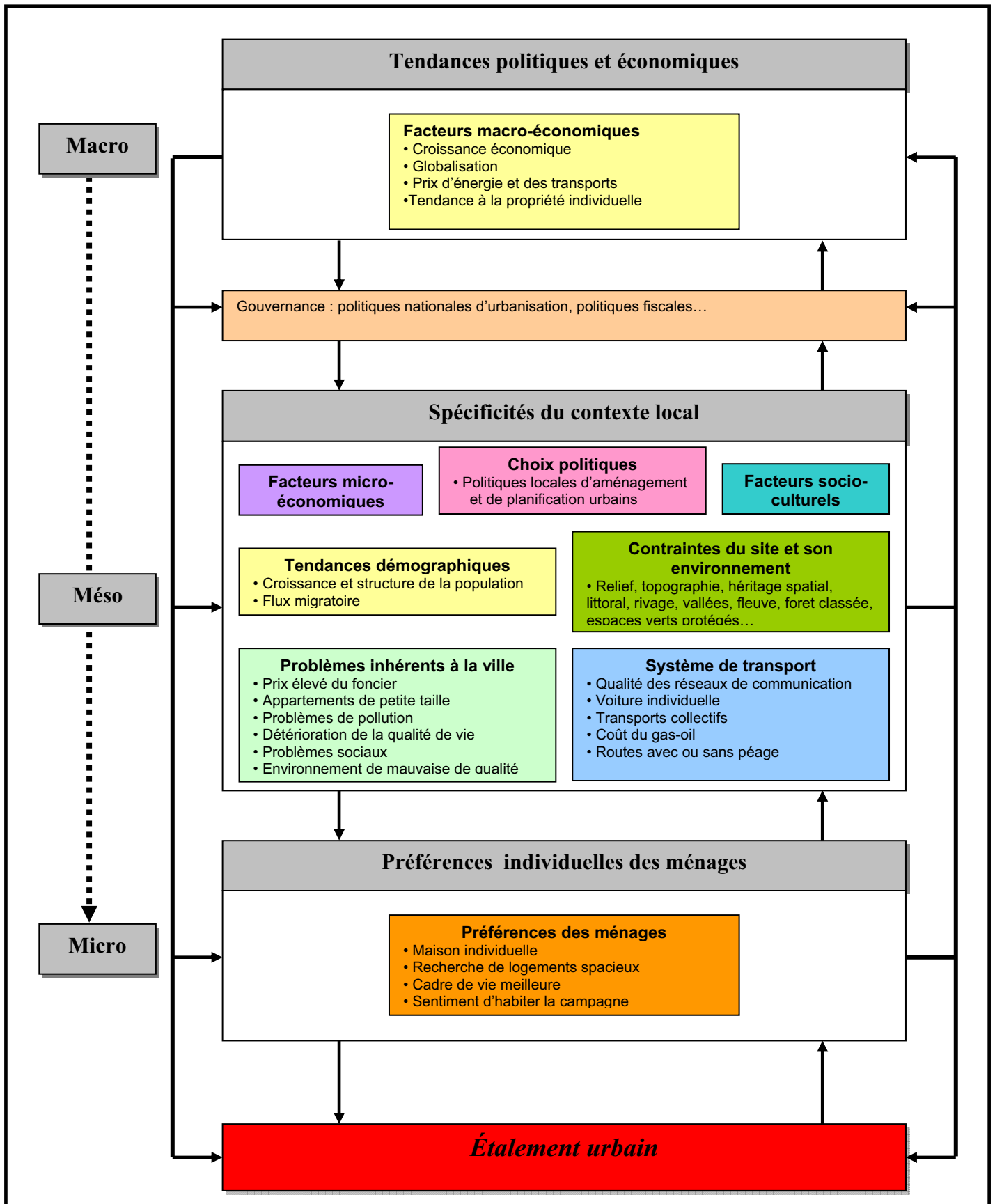


Figure 1.14 : Représentation multi-échelle du phénomène de l'étalement urbain (Modifié d'après Dangschat et al., 2003, in Couch et al., 2007)

1.1.2.1.1. Le rôle des transports : la voiture individuelle au cœur du phénomène

De nombreux auteurs s'accordent à mettre en évidence les effets de la vitesse de circulation sur l'espace et l'étalement des villes (**Bretagnolle, 1999**) en mettant en parallèle l'étalement urbain avec le développement du parc automobile et des infrastructures routières (**Squires, 2008 ; Enault, 2003 ; Guerois, 2003 ; Ghorra-Gobin, 2005 ; Kaufmann et al., 2001 ; Berri, 2001**).

L'explosion du transport individuel depuis le milieu du XX^{ème} siècle est bien au cœur du phénomène de la périurbanisation. Ce processus s'est fortement accéléré depuis cent cinquante ans, d'abord avec les transports en commun, puis l'automobile. En 1995, le parc automobile français comptait 25 millions de véhicules, contre 14 millions en 1975, soit une augmentation de 78 % en 20 ans. Aujourd'hui en France, quatre ménages sur cinq possèdent une voiture, quatre fois plus dans les années cinquante (**Boret, 2009**). Environ 30 % des ménages ont deux voitures ou plus (**Tableau 1.4**). Le recours à l'automobile est devenu quasi systématique.

L'automobile modifie les comportements des ménages, permet de raccourcir les durées des trajets et favorise la ville étalée. Comme le soulignait déjà **Claval** en 1968, « *le rôle de la voiture individuelle dans cette colonisation de la campagne par la ville* » est déterminant. **Anas et al. (1998)** soulignent aussi le rôle fondamental de la voiture dans l'émergence des villes satellites. Selon **Dupuy (1995)**, « *les notions de densité, de proximité, d'agglomération, avec lesquelles la ville se confondait, sont bafouées par un système automobile pratiquement sans limites* ». Pour la même durée de déplacement quotidien, elle permet d'aller s'installer de plus en plus loin. La proximité temporelle s'est alors substituée à la proximité spatiale. **Remy et Voye (1992)** considèrent ainsi l'urbanisation comme un « *processus intégrant la mobilité spatiale à la vie quotidienne* ». Le développement, l'amélioration et le renforcement des structures routières n'a fait qu'amplifier ce phénomène. Comme le remarque **Orfeuillat (1994)**, « *les temps de parcours ne cessent de diminuer abolissant les distances grâce à la performance des infrastructures de transports* ».

Cette mobilité accrue a largement contribué à l'étalement urbain en favorisant l'urbanisation des territoires lointains de la ville. Elle a permis aux nouveaux habitants de ces nouveaux espaces urbanisés de s'affranchir de la contrainte distance domicile lieu de travail et la dépendance liée aux moyens de transport en commun ; désormais, ils se sentent en ville sans y habiter.

Tableau 1.4 : Niveaux d'équipement des ménages en voiture en 1999 en fonction de leur zone d'habitat (Source : INSEE ; in **Albert, 2007**)

	Part des ménages sans voiture (%)	Part des ménages avec une seule voiture (%)	Part des ménages avec deux voitures ou plus (%)
Ville centre	36	48	16
Banlieue	20	50	30
Couronne périurbaine	12	44	44
100 premières aires urbaines	23	49	28
Reste France	16	49	35

1.1.2.1.2. Le prix du foncier, la maison individuelle ou l'accès à la propriété

La disponibilité foncière est l'un des facteurs déterminants dans le processus d'urbanisation des villes. En effet, la ville s'étale parce qu'elle grandit et qu'il n'y a plus assez d'espace disponible dans ses limites à une date donnée (Nicot, 1996). La hausse des prix du foncier pousse les nouveaux ménages à s'éloigner du centre-ville en allant s'installer en périphérie, là où les terrains sont disponibles et moins chers. La demande évolue aussi face au parc de logements existants en centre-ville (nature, taille et prix du logement).

L'étalement urbain est lié à l'augmentation des maisons individuelles. Comme le souligne Albert (2007), « l'accélération fulgurante de la croissance périphérique des villes doit pour beaucoup à la diffusion d'un modèle d'habitat : le modèle de la maison individuelle ». Cette croissance s'est effectuée sous quatre formes différentes : les « nouveaux villages » au cours des années soixante, constitués de grands lotissements de plusieurs centaines de maisons individuelles construites sur le même modèle par un même promoteur ; les lotissements, municipaux ou privés, de petites ou moyennes tailles dans les années soixante-dix et surtout quatre-vingt ; la périurbanisation généralisée à partir des années 1970 dans un contexte marqué par la crise du logement, favorisée en grande partie par la mise en place de différentes politiques facilitant l'accession à la propriété individuelle notamment à travers l'octroi de crédits immobiliers (Bourdieu, 2000) ; enfin, le « mitage » ou le pavillon construit sur une parcelle isolée, l'accès à la propriété sous la forme d'une maison avec un jardin étant devenue une aspiration pour les classes moyennes.

Les choix politiques ont favorisé l'accession à la propriété individuelle. Ils comprennent toutes les mesures et décisions encourageantes prises en faveur de l'accession à la propriété individuelle soit de manière directe soit par une augmentation du niveau de vie des ménages. « Nous voulons créer 100 000 petits propriétaires nouveaux, 100 000 nouveaux propriétaires pris parmi les Français dont les revenus sont si bas que jamais, sans la loi nouvelle, ils n'auraient pu espérer posséder un jour une maison à eux » (Loi Loucheur, 1928). L'intervention massive de l'Etat, à travers une succession de mesures encourageant l'accession à la propriété individuelle, a donné lieu à une vague intense du pavillonnaire qui marque le paysage de nombreuses villes (Tableau 1.5). La réforme de 1977 « prêt à taux zéro » à travers sa politique « d'aide à la pierre » en est un exemple. L'exemple de Rennes est frappant (Tableau 1.6). En 1997, 28 % des demandes de construction de logement individuel se situent dans la couronne périurbaine, et 31 % concernent les communes rurales.

Tableau 1.5 : Part du logement individuel en France de 1970 à 2004 (Source : INSEE ; in Albert, 2007)

	1970	1983	1993	2003	2004
Logement individuel (%)	36	55	56	56	56

Tableau 1.6 : Répartition spatiale des projets et des demandeurs de prêts à taux zéro en Ille-et-Vilaine en 1997 (Source : Lassave et Hautmont, 2001 ; in Albert, 2007)

	Projets	Demandeurs
Ville-centre (Rennes)	7	23
Communes du district	20	22
Couronne périurbaine	16	28
Communes rurales	25	31

L'étalement urbain va de pair avec l'agrandissement des logements. L'espace est devenu un véritable élément de confort, la décohabitation des ménages et l'engouement pour la maison individuelle expliquent l'augmentation de la taille des logements. Ainsi, le nombre moyen de pièces par résidence principale en France est passé de 3.08 en 1962 à 3.86 en 1999, alors que le nombre de personnes par ménage diminuait conjointement, passant de 3.1 personnes à 2.4 (Boret, 2009).

Une analyse économique des inégalités spatiales face à l'environnement à l'échelle de Rennes Métropole révèle des disparités de surface habitable entre le centre et la périphérie en confirmant que « *les surfaces habitables des biens acquis sont, en tendance, croissantes avec la distance au centre* » (Aguejdad et al., 2008). Plus on se rapproche du centre, plus les transactions se portent sur des biens aux faibles surfaces habitables (Figure 1.15). Inversement, les transactions localisées dans les communes périurbaines de Rennes sont associées à des biens de surface habitable relativement importante. La mise en relation des revenus des ménages avec la taille des biens acquis fait constater que « *les ménages les plus aisés cherchent à se localiser loin du centre pour bénéficier d'une grande surface habitable* » (Aguejdad et al., 2008).

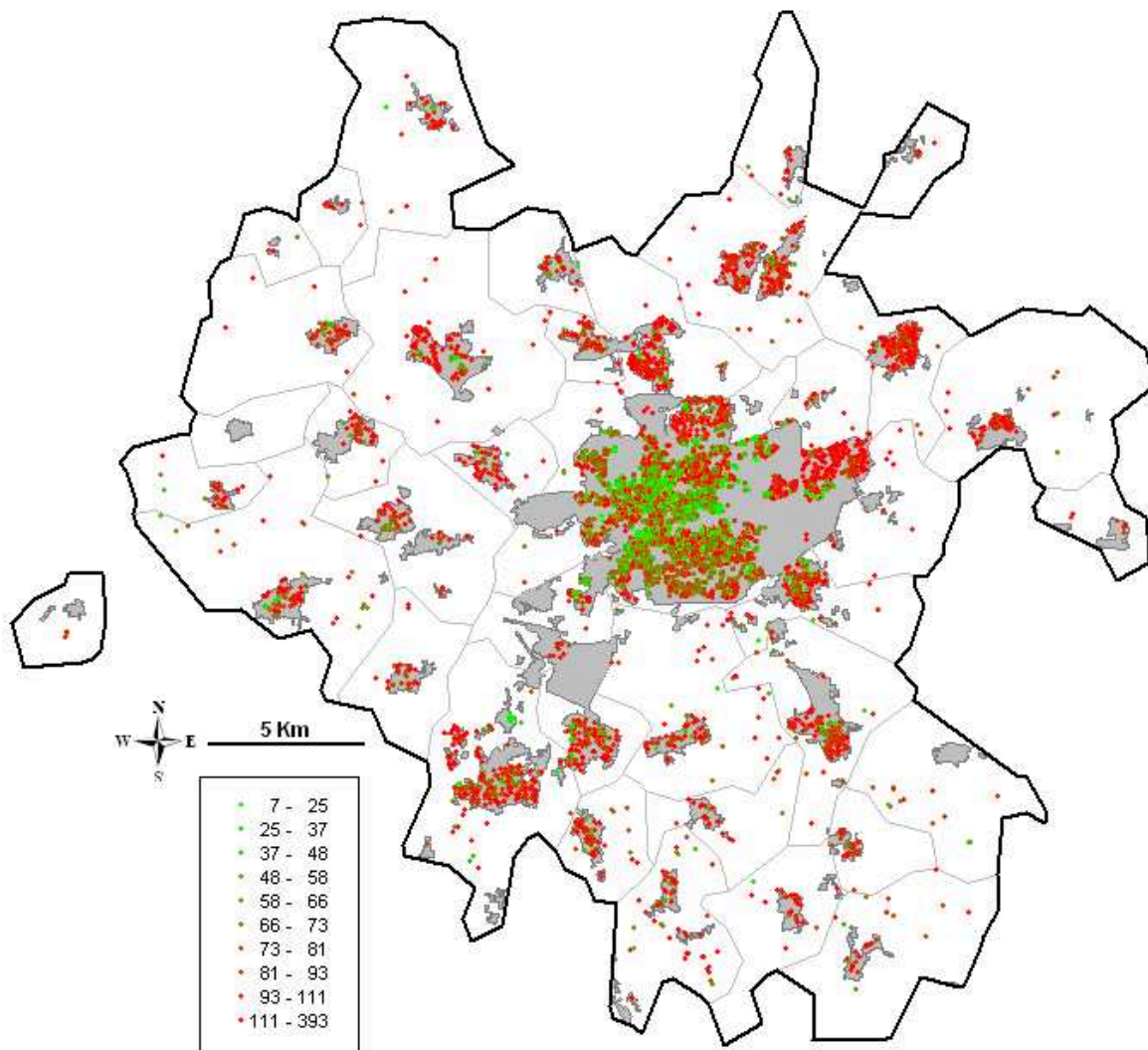


Figure 1.15 : Surfaces habitables en m² des transactions immobilières pour la période 1994-2001 (Source : Aguejdad et al., 2008)

1.1.2.1.3. Les ménages en quête d'un nouveau cadre de vie

Les périurbains cherchent à « *vivre dans un cadre naturel, loin de l'agitation des villes, dans des maisons spacieuses et pourvues de jardins, tout en conservant la source de rémunération qu'est l'emploi en ville* » (Le Jeannic, 1997). En caractérisant le comportement des ménages périurbains, il met l'accent sur le rôle que jouent les envies d'aménités naturelles dans les choix résidentiels. Autrement dit, ils cherchent à vivre à la fois à la ville et à la campagne.

L'espace rural est de plus en plus considéré en France comme un paysage et un cadre de vie (Figure 1.16). Il exerce donc une attraction croissante pour les populations urbaines. En outre, « *le développement de la périurbanisation a favorisé l'émergence d'une conception assez extensive de l'espace rural. La perception par les Français de leur lieu de résidence diffère en effet sensiblement des classifications spatiales statistiques* » (Boret, 2009). Pas moins de 85 % des habitants classés dans les couronnes périurbaines considèrent qu'ils habitent à la campagne. Selon l'INSEE, presque la moitié des individus estimant vivre dans une zone rurale habitent dans « l'espace à dominante urbaine ».

L'espace rural exerce aujourd'hui une véritable force d'attraction pour les urbains en France: 27 % d'entre eux déclarent avoir l'intention d'aller habiter dans une petite commune dans les prochaines années, tandis que 8 % des ruraux disent vouloir aller habiter en zone urbaine dans les prochaines années.

Ainsi, les choix des ménages se portent sur les espaces périurbains, où coexistent les activités agricoles et les fonctions urbaines, notamment résidentielles. « *Cette notion de « cadre naturel » situé « loin de l'agitation des villes » est un élément nouveau par rapport à l'économie urbaine initiée par Alonso (1964) et remarquablement synthétisée par Fujita (1989), dont les modèles ignorent cette combinaison d'activités résidentielles et agricoles* » (Cavallès et al., 2003).



Figure 1.16 : Maisons individuelles dans un paysage « naturel » au bord des étangs d'Apigné : une aspiration des ménages et un facteur clé de l'étalement urbain (extrait de l'orthophotoplan de 1999 centré sur un lotissement au Sud-Ouest de Rennes)

Toutefois, s'agissant de la composante paysagère, il a été mis en évidence que « *les inégalités de revenu ne se traduisent donc pas en inégalités face à la qualité paysagère, au moins dans le cas de Rennes Métropole qui est la zone géographique retenue pour cette étude. Il s'avère que les inégalités de revenus se traduisent pour l'essentiel dans la surface habitable des logements. En outre, les biens disposant de grandes surfaces habitables sont majoritairement offerts à distance du centre urbain* » (Aguejdad et al., 2008).

1.1.2.1.4. La périurbanisation des activités et des emplois

La périurbanisation des emplois se manifeste par un développement de pôles d'activités (industries, commerces, loisirs et plates formes logistiques) en périphérie des villes. Ces structures dévoreuses d'espace sont en quête permanente de terres plus proches des populations, plus vastes et à moindre coût. Ces structures gourmandes en espace cherchent à s'installer souvent à proximité du réseau routier et des échangeurs qui leur offrent accessibilité et visibilité. Selon **Bauer et Roux (1976)**, les zones commerciales n'auraient pu se développer en périphérie des villes sans être accompagnées par la démocratisation de la voiture individuelle et le développement des infrastructures routières qui ont poussé la ville à s'étaler au-delà de ses limites.

Le poids du phénomène de périurbanisation des activités et des emplois occupe une place considérable. En France, 70 % des chiffres d'affaires sont réalisés en périphérie des villes, 10 % dans les quartiers et 20 % dans les centres-ville. A titre de comparaison, ce rapport est respectivement en Allemagne de 30 %, 40 % et 30 % (**Mangin, 2004**). Plus de la moitié des mètres carrés construits chaque année en France sont consacrés aux activités économiques.

Les facteurs qui expliquent l'étalement urbain sont nombreux. La maîtrise de l'étalement urbain ne peut être efficace que si les facteurs qui l'ont généré sont bien appréhendés. En conséquence, toute modélisation de ce processus devra privilégier une approche systémique et multi-échelles ne négligeant aucun facteur et dans le cadre d'une concertation avec tous les intervenants sur l'espace urbain.

1.1.2.2. Conséquences et enjeux de l'étalement urbain : un défi pour le développement durable

Selon un rapport présenté en novembre 2006 à Copenhague par l'Agence Européenne pour l'Environnement (**AEE, 2006**), l'étalement urbain menace, par sa rapidité et sa constance, l'équilibre environnemental, social et économique de l'Europe. Les conséquences de l'étalement urbain sont nombreuses (**Figure 1.17**). L'étalement urbain est un vrai défi au développement durable. Il accélère la consommation d'espaces voués à l'agriculture dans les zones périurbaines, entraîne une ségrégation socio-spatiale, représente un coût économique et surtout entraîne des problèmes environnementaux, en particulier en menaçant la biodiversité.

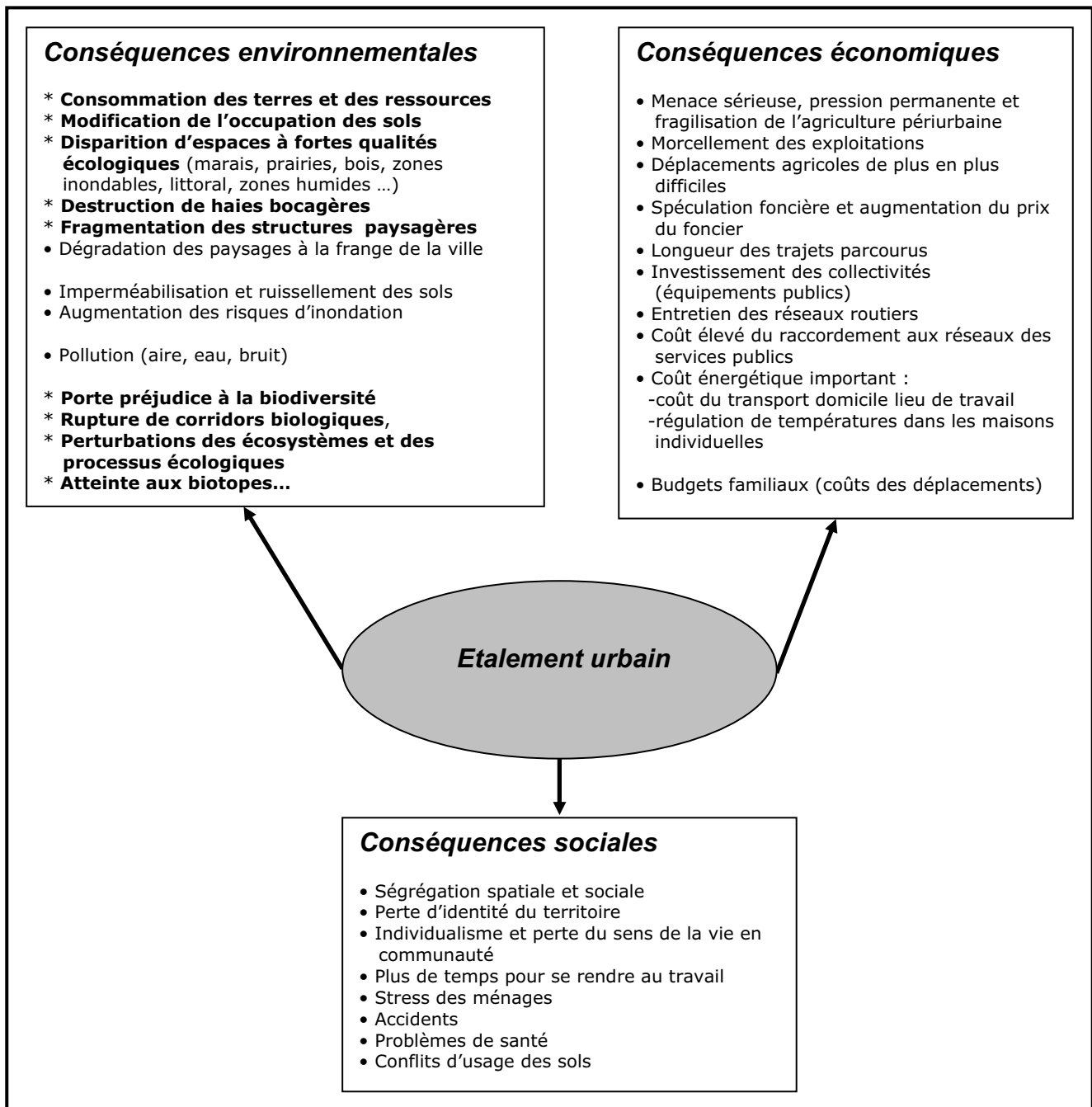


Figure 1.17 : Principales conséquences de l'étalement urbain (Source : d'après AEE, 2006)
 * conséquences liées à la biodiversité

1.1.2.2.1. L'artificialisation des territoires, un danger pour l'agriculture périurbaine

Les surfaces urbanisées ne sont pas un mode d'occupation dominant en terme de surfaces. Elles ne représentent actuellement « que » 10 % du territoire européen, et environ 8 % du territoire français. Toutefois, l'artificialisation des terres a progressé très rapidement au cours des deux dernières décennies. De 1990 à 2000, environ 800 000 ha ont été artificialisés, ce qui représente une croissance d'environ 7 % (**Laroche et al., 2006**). Cette artificialisation croissante se fait principalement au détriment de terres agricoles (**Chéry et al., 2004**). Les espaces « naturels » ou plutôt « agro-naturels » sont inégalement répartis et faiblement représentés dans les secteurs sous l'influence des villes. À l'échelle des 23 pays de l'union européenne, l'Agence Européenne de l'Environnement constate que 48 % des terres qui ont été artificialisées de 1990 à 2000 étaient des terres arables ou des cultures permanentes ; les pâturages et l'agriculture mélangée représentent environ 36 % des surfaces artificialisées tandis que 8.7 % de forêts ont été artificialisées (**Laroche et al., 2006**).

L'étalement urbain entraîne une artificialisation des terres. Selon l'IFEN, chaque année, 60 000 hectares de terrains naturels ou agricoles disparaissent en France sous l'effet de l'urbanisation, soit 0,1 % du territoire ce rythme global variant peu depuis 30 ans. L'enquête « Teruti » montre qu'en 2003, les surfaces artificialisées couvraient 8,1 % des 55 millions d'hectares de la France métropolitaine (**Figure 1.18**) contre 7 % dix ans auparavant, soit une progression de plus de 15,6 %. Entre 1993 et 2003, les sols artificiels bâtis ont augmenté de 15,8 %, les routes et parkings de 10,7 %, les sols artificialisés non bâtis (jardins, pelouses, chantiers, terrains vagues, urbains, décharges, carrières) de 21,1 %. L'étalement urbain n'est pas le seul fait de l'habitat résidentiel car les zones d'activités et les technopoles sont de gros consommateurs d'espace. L'étalement résidentiel vers les couronnes périurbaines, la périurbanisation des emplois et le développement de pôles d'activités en périphérie des villes occupent des surfaces considérables et accroissent l'artificialisation des sols.

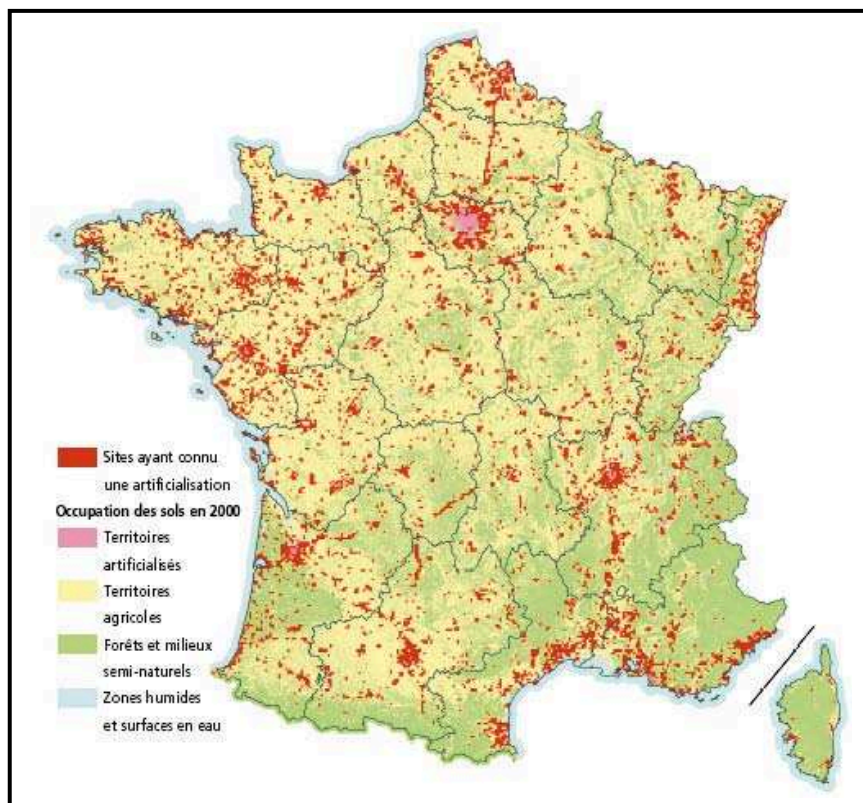


Figure 1.18 : Artificialisation du territoire en France (Source : IFEN)

Les statistiques montrent que l'artificialisation des sols augmente trois fois plus vite en France que la population (**De Ravignan, 2009**). Par conséquent, la consommation de l'espace résulte beaucoup plus de l'étalement urbain que de l'augmentation de la population.

L'artificialisation du territoire s'effectue généralement au détriment des terres agricoles. En vingt ans, 5 % des terres agricoles ont été urbanisées en France, soit l'équivalent d'un département français. L'artificialisation qui grignote les terres agricoles entraîne des conflits d'usage du sol, des concurrences foncières, le morcellement des exploitations et des déplacements agricoles de plus en plus difficiles, en raison essentiellement de l'implantation de nouvelles infrastructures routières. La dispersion de nouvelles habitations gêne le développement des exploitations agricoles et peut générer des conflits avec les exploitations voisines. De plus, l'impact ne se limite pas aux seules surfaces ouvertes à l'urbanisation. En effet, plus l'habitat urbain est dispersé, plus il déstructure le foncier des exploitations et génère des difficultés d'usage agricole. Au final, le recul des espaces entretenus par l'agriculture contribue à augmenter le sentiment urbain de disparition des espaces naturels.

Cette artificialisation croissante, qui touche essentiellement des terres agricoles, provoque de nombreuses incidences sur l'environnement : consommation d'espaces fragiles (prairies permanentes, zones humides...), perte de ressources naturelles et agricoles, fragmentation des habitats écologiques par les grandes infrastructures de transport, imperméabilisation des sols, augmentation des risques d'inondation, dégradation des paysages... Elle provoque la disparition ou la fragilisation de terres agricoles et de terrains à forte valeur écologique (bois, zones humides, prairies...).

Pour les espaces en périphérie des villes, l'enjeu majeur est d'éviter le passage systématique du foncier libéré de l'activité agricole traditionnelle au terrain à bâtir (ref). Cet enjeu est aussi celui de toute l'agglomération, afin qu'elle puisse bénéficier de nouveaux lieux récréatifs (poumons verts, forêts urbaines, fermes écoles, ...).

1.1.2.2.2. Le coût économique de l'étalement urbain

Selon une idée très répandue, l'étalement urbain coûte cher, tant pour les budgets privés que pour les budgets publics, et recèlerait de nombreux coûts cachés. Toutefois, l'étude de la littérature économique semble indiquer d'une part qu'il est difficile d'évaluer le coût de l'étalement urbain, et d'autre part qu'il n'existe aucune preuve bien établie d'un coût supplémentaire de l'étalement urbain pour les budgets publics (**Comby, 2008**). S'il génère des coûts supplémentaires, il est possible d'avancer que l'étalement urbain n'entraîne pas des coûts aussi élevés que l'on pourrait le supposer.

Ainsi, de nombreux économistes attribuent des avantages à l'étalement urbain. Il permet par exemple aux ménages d'accéder à des logements de plus grandes superficies et aux coûts moins élevés. Par ailleurs, l'aménagement de zones périurbaines a permis un développement nouveau et un redéploiement d'activités et d'habitat qui n'auraient pas pu se produire en centre-ville pour des raisons de place, de nuisances, de charge foncière... (**CERTU, 2003**).

En matière de logement, des études montrent que l'habitat collectif dense est corrélé avec davantage de coûts publics que l'habitat individuel dans les conditions actuelles des marchés (**CERTU, 2004**). Ainsi, comme il est démontré que les coûts de la construction sont d'autant plus élevés que l'habitat est dense, un promoteur n'a pas toujours intérêt, financièrement, à utiliser toute la constructibilité d'un terrain (**Bouteille, 2008**). Les différences de coûts

peuvent aller du simple au triple, entre la maison individuelle sur une parcelle ne présentant aucune contrainte de chantier, et l'immeuble de grande hauteur en tissu dense. En outre, la facture énergétique d'un ménage en maison individuelle est généralement plus élevée que celle d'un ménage en immeuble collectif. Ainsi, une étude publiée par l'Adef (**Morlet, 2001**) a pu montrer que la plupart des arguments économiques avancés en faveur des plus fortes densités, n'avaient tout simplement aucun fondement repérable dans la littérature technique (**Comby, 2008**). Par exemple, une étude statistique portant sur les budgets des 248 communes situées entre 15 et 30 kilomètres du centre de Paris a montré que, toutes choses égales par ailleurs (taille, richesse, distance), il existe une corrélation entre l'augmentation du taux de logements individuels dans une commune et la diminution de son budget de fonctionnement par habitant. Ce résultat s'explique par le fait que les ménages qui habitent en collectif sont également davantage utilisateurs d'équipements collectifs que ceux qui habitent dans des maisons individuelles. De plus, la maison individuelle présente aussi des avantages en termes de financement et de coûts d'entretien.

Par contre, si on essaie de comparer plus généralement les coûts du mode de vie "maison individuelle dans le péri-urbain" ou "logement en centre ville", les comparaisons sont beaucoup plus discutables. Les spécialistes des transports publics sont favorables à la ville dense. Leur argument principal est que les familles qui ont fait construire une maison en périphérie et possèdent au moins deux voitures subissent un coût mensuel de déplacements aussi élevé que la mensualité d'emprunt de leur maison. Une enquête effectuée sur l'agglomération rennaise révèle que *« le coût de l'utilisation de l'automobile n'est presque jamais évoqué spontanément : le coût réel de la voiture est inconnu ou nettement sous-estimé, les frais d'assurance ou d'entretien n'étant pas toujours comptabilisés »* (**Baudelle et al., 2004**). Or, cette étude montre que selon l'estimation réalisée, le coût de la voiture représente 10 à 17 % du budget des ménages pour 20 à 27 % au logement, soit un total de 30 à 44 % pour ces deux postes de dépense, deux voitures par ménage étant souvent nécessaires après l'installation en zone périurbaine. L'usage alternatif des transports en commun est très faible. Certaines politiques encouragent même plutôt l'étalement périurbain et la motorisation, à travers le développement du réseau routier d'une part, et l'application de mesures fiscales permettant d'inclure les frais de transport automobile dans les frais réels.

La densité de l'habitat et des activités permet d'effectuer des économies d'échelles, en particulier au niveau des équipements et des réseaux publics, comme les transports en commun. Les spécialistes de l'environnement, qui prennent en compte certaines externalités et comparent les consommations d'énergie, sont également plus favorables à l'habitat urbain dense, moyennant toute une série de prescriptions sur l'orientation du bâti, les matériaux, le chauffage... Toutefois, la densité génère aussi ses propres surcoûts pour la plupart des autres équipements (**CERTU, 2004**). D'une façon générale, la production des services publics locaux connaît des rendements d'échelle décroissants. Autrement dit, contrairement aux idées reçues, plus il y a de logements, plus le coût des services par logement augmente. Ceci s'explique par la concentration des services en centre-ville. Ainsi, l'environnement urbain implique des investissements et des coûts sociaux qui lui sont propres, ce qui rend la comparaison des coûts de l'étalement urbain *versus* la ville dense difficile.

La maîtrise de l'étalement urbain représente un enjeu économique important, mais dont le coût est difficile à évaluer, la densification de l'habitat et des activités engendrant des coûts additionnels.

1.1.2.2.3. La ville s'étale, la ségrégation sociale s'installe

L'étalement urbain n'est pas la cause principale de la ségrégation sociale qui a toujours existé (**Castel, 2004**). La densité de l'habitat et des activités ne garantit pas davantage de cohésion sociale.

Cependant, les espaces périurbains peuvent être caractérisés par la prédominance de familles avec enfants et une moindre représentation des personnes seules et des personnes âgées. Autrement dit, la périurbanisation attire les jeunes familles avec enfants, tandis que les villes-centres concentrent les célibataires et personnes âgées. Ainsi, environ deux tiers des ménages des villes-centres sont composés de personnes seules ou de couples sans enfants (**INSEE, 1999**). Cette différence démographique peut s'accompagner d'un contraste croissant entre communes ou quartiers riches et secteurs pauvres. « *La croissance du marché du logement neuf et d'occasion a permis une spécialisation sociale progressive, qui s'accroît au fur et à mesure des déménagements des familles* » (**Castel, 2004**). Les lotissements péri-urbains permettent un mode de vie « entre-soi » recherché par leurs habitants, qui aggrave des écarts entre les communes.

De plus, les nouveaux secteurs périurbains présentent la caractéristique d'être des zones de contacts, souvent de conflits, entre une population en place et des populations arrivantes (**Dodier, 2005 ; Brevard, 2005**).

Un autre enjeu, pour ces nouveaux espaces péri-urbains est donc d'éviter la ségrégation socio-spatiale en intégrant des habitants d'âge et de conditions différentes.

1.1.2.2.4. L'étalement urbain : une menace pour l'environnement

Un grand nombre des problèmes environnementaux constatés en Europe sont causés par l'expansion rapide des zones urbaines (**EEA, 2006**). Les impacts environnementaux de l'étalement urbain sont directs et évidents sur les zones qui ont été urbanisées, mais aussi indirects sur les espaces « naturels » qui sont sous influence urbaine.

Les effets sur les sols, les ressources en eau, et l'air

L'artificialisation des sols induit un changement de la nature des sols qui entraîne des conséquences environnementales (**Alberti, 1999**) : d'une part l'imperméabilisation des sols, associée à des manques de prévention des risques, peuvent produire d'importantes inondations en période de crues. D'autre part, les sols artificialisés ne permettent pas de stocker le carbone, à l'inverse des sols agricoles, en particulier des prairies permanentes.

L'extension importante des surfaces artificialisées autour des villes entraîne aussi une dégradation importante de la qualité de l'eau (**Tu et al., 2007 ; Aichele, 2005 ; BE et al., 2004 ; Hasse et Lathrop, 2003b**) dans les bassins versants comprenant des agglomérations, une diminution des nappes souterraines, et par voie de conséquence des conflits d'usage pour les ressources en eau dont le prélèvement augmente avec l'étalement urbain. Ainsi, une deux personnes habitant le même domicile dépensent 20 % d'énergie de moins que ces même personnes vivant seule dans un domicile. La tendance générale observée, la consommation énergétique est d'autant plus élevée que la taille de la ville diminue, est associée à des impacts environnementaux (**Figure 1.19**).

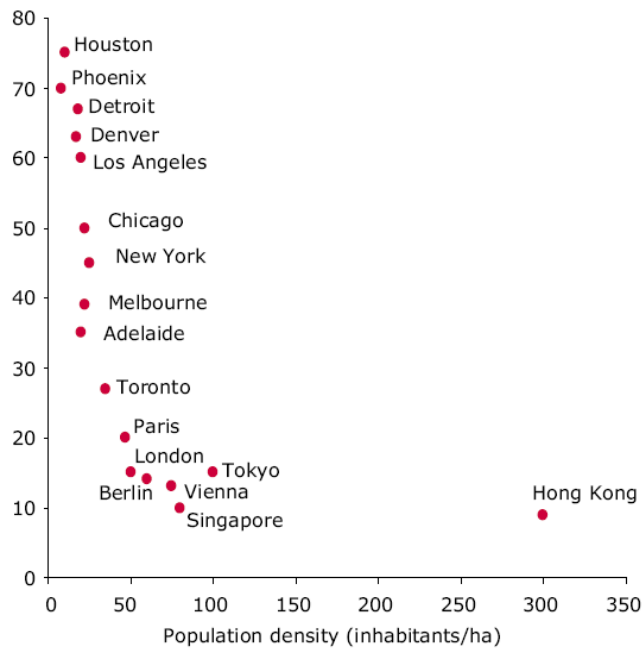


Figure 1.19 : *Densité de population et consommation d'énergie dans quelques grandes agglomérations du monde (Source : d'après Newman and Kenworthy, 1999 in EEA, 2006)*

L'augmentation de la consommation d'énergie liée aux transports conduit à une augmentation des émissions de CO₂ dans l'atmosphère. L'analyse de la relation entre la densité de population et les émissions de CO₂ montre que la densité diminue tandis que les émissions augmentent progressivement (AEE, 2006). La croissance du trafic automobile qui en est le principal responsable, puisqu'elle génère 25 % des émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) sur la terre. La relation entre la consommation de l'énergie et la qualité de l'air d'une part et la forme urbaine d'autre part est difficile à établir (Ewing, 1994). L'impact spécifique de l'étalement urbain sur les émissions de GES reste à évaluer. Une simulation réalisée sur l'agglomération de Lyon a permis d'estimer à 10 % des émissions de CO₂ celles dues aux déplacements automobiles internes à l'agglomération. Cette faible contribution s'explique par le fait que les déplacements internes aux agglomérations, bien que nombreux, portent sur de petites distances.

Les conséquences sur les habitats naturels et la biodiversité

L'étalement urbain modifie l'occupation des sols, entraîne des changements importants au niveau de l'usage des terres et des structures paysagères, et provoque une fragilisation et une fragmentation des espaces « naturels ». Ceci entraîne des conséquences sur le plan environnemental et provoque des perturbations des écosystèmes et porte préjudice à la biodiversité.

Les impacts directs de l'étalement urbain sur les espaces naturels, la diminution et la fragmentation des forêts, des zones humides et d'autres types d'habitats sont bien identifiés et quasiment irréversibles.

Les impacts indirects de l'étalement urbain sur le fonctionnement des écosystèmes localisés à proximité des espaces urbanisés sont importants, notamment à travers la modification des habitats des espèces végétales et animales, de la production de ressources alimentaires, du

stockage de l'eau... Ces impacts sont d'autant plus importants que les activités de la ville jouxtant les zones « naturelles » imposent une pression sur les écosystèmes et les espèces à travers le bruit et la pollution. Dans les secteurs où l'étalement urbain ne se produit pas directement, il génère des impacts indirectement à travers la fragmentation des espaces naturels, en particulier par le développement du réseau routier et des infrastructures associées qui créent des effets barrières pour les espèces et dégradent les fonctions écologiques des habitats naturels.

L'urbanisation influe sur l'organisation spatiale du paysage en provoquant des modifications au niveau de la matrice paysagère et son fonctionnement, et par conséquent des perturbations des processus écologiques. L'étalement urbain entraîne une fragmentation des espaces "naturels", une rupture de corridors écologiques, un isolement des espèces, et peut, dans certains cas, les menacer, en réduisant leurs habitats en deçà de la taille minimum requise pour leur survie.

Préserver les écosystèmes existants et enrayer le processus de dégradation des réseaux écologiques sont devenus des enjeux majeurs dans les zones sous influence urbaine pour maintenir ou augmenter la biodiversité. Pour cela, il est nécessaire de mesurer à la fois les impacts directs et indirects de l'étalement urbain sur les écosystèmes.

En fait, les enjeux de la maîtrise d'un étalement urbain anarchique sont ceux d'un aménagement du territoire permettant de répondre aux enjeux du développement durable qui impose un usage économe de l'espace. Pour mieux maîtriser l'étalement urbain, de nombreux outils réglementaires existent (carte communale, plan local de déplacement, schéma de cohérence territoriale, programme local de l'habitat, etc.). Ils permettent de renforcer l'attractivité des noyaux urbains existants, réaménager les couronnes périphériques en y offrant de nouvelles polarités, et structurer et contenir l'urbanisation en milieu rural. Pour atteindre ce dernier objectif, il faut protéger les espaces agro-naturels en intégrant des espaces agricoles au contact des villes et en valorisant du patrimoine foncier public, notamment à travers les SCOT et les plans verts...

Toutefois, afin de lutter contre l'étalement urbain en réduisant les zones constructibles, certaines communes, constate **Castel (2006)**, ne font que pousser la périurbanisation vers des espaces plus lointains engendrant ainsi plus de déplacements et par conséquent une forte dépendance automobile : « *le comportement actuel des agglomérations qui freinent l'étalement urbain ne fait qu'accentuer la périurbanisation* ». Cette mobilité croissante impacte le budget des ménages et nuit à l'environnement...

Si l'étalement urbain est stigmatisé pour ses multiples effets négatifs notamment sur l'environnement, il faut avouer que, dans un contexte marqué par une offre de logements insuffisante en agglomération, l'étalement résidentiel « *permet à davantage de ménages de se loger* » (**Castel, 2006**). En effet, l'étalement urbain participe à la détente des prix du foncier. En ce sens, « *l'étalement urbain a fonctionné comme une soupape d'échappement pour la crise immobilière et a contenu la croissance des prix* » (**Castel, 2006**). Ce dernier imagine difficilement « *dans quelle situation de crise immobilière nous serions aujourd'hui, s'il n'y avait pas eu plusieurs millions de logements construits dans l'espace périurbain depuis trente ans* » (**Castel, 2006**).

1.1.3. Les modèles d'étalement urbain

Les modèles sont des « représentations schématiques de la réalité élaborées en vue d'une démonstration » (**Haggett, 1965**). Ils permettent de comprendre la formation, le fonctionnement et l'évolution des villes (**Derycke et al., 1996**). Les modèles de croissance des villes sont très nombreux et ont fait l'objet de nombreuses publications (**Pumain, 1997 ; Bailly, 1999 ; Claval, 1982 ; Beaujeu-Garnier, 1997**). Malgré la diversité des espaces urbains, ils dégagent des principes expliquant la répartition spatiale des activités et des hommes.

1.1.3.1. Trois modèles urbains de référence parmi les premiers modèles urbains

D'une manière générale, la problématique principale à la base du développement des modèles urbains était de chercher à trouver dans la structure interne de la ville américaine un ordre quelconque, un certain modèle (**Racine, 1971**). Plusieurs modèles théoriques ont été introduits afin de représenter et d'expliquer l'organisation spatiale de la ville, dont la réalité est beaucoup plus complexe. Trois modèles graphiques relevant de « l'écologie urbaine » sont considérés comme des modèles de référence : le modèle de Burgess, le modèle de Hoyt et le modèle de Harris et Ullman (**Figure 1.20**).

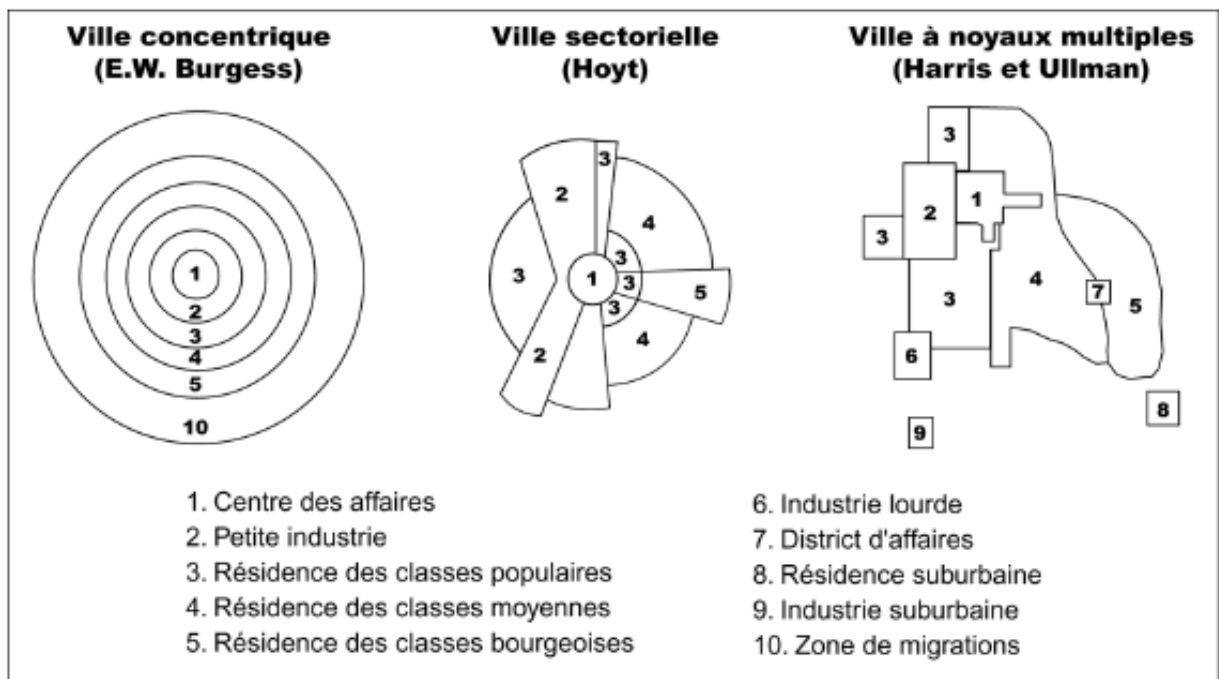


Figure 1.20 : Trois modèles classiques de la structure intra-urbaine (Source : Beaujeu-Garnier, 1997)

- Le Modèle de **Burgess** ou « modèle de la ville concentrique » (**1925**), appliqué initialement à la ville de Chicago, est basé sur la théorie des zones concentriques formulée par Burgess en 1923 (**Robert et al., 1925**). C'est un modèle qui suppose une série de zones concentriques dont chacune correspond à une spécialisation bien définie. Ces zones concentriques se déplacent périphériquement à la manière des ondes provoquées par une pierre jetée dans l'eau. Cette théorie, même appliquée à Chicago, a fait l'objet de nombreuses critiques liées entre autres à la rigidité des limites de ses zones concentriques et leur homogénéité, qui ne

correspondent pas à la réalité de la ville. En particulier, les données naturelles sont omises dans ce modèle, alors que les contraintes de site jouent un rôle déterminant dans l'organisation de la structure urbaine.

- Selon le modèle de **Hoyt** ou « modèle de la ville sectorielle » (**1939**), basé sur la théorie des secteurs, la ville est présentée suivant un découpage sectoriel au lieu de cercles concentriques comme c'est le cas du modèle de Burgess auquel on reproche justement la régularité supposée de ces zones et d'avoir négligé l'existence de poches ou noyaux multiples. L'évolution de la ville s'effectue en arcs de cercles ou secteurs selon le critère de la répartition des revenus. Avec ce modèle, les voies de communication ont un rôle structurant de sorte que la ville évolue par glissement radial du centre vers la périphérie, favorisant l'attractivité de certains quartiers et la détérioration des autres.

- Le modèle de **Harris** et **Ullman** ou « modèle de la ville à noyaux multiples » (**1945**), propose à partir du modèle de Hoyt, une représentation multicentrique de la ville sous forme de noyaux multiples qui peuvent avoir des vocations différentes (historique, commerciale, industrielle). Dans ce modèle, les activités semblables et complémentaires se regroupent ; tandis que les zones résidentielles aisées s'éloignent des zones d'habitation défavorisées favorisant ainsi l'émergence de problèmes de ségrégation sociale. Ce modèle montre que des conditions naturelles particulières ou des lignes de communication favorables ont un effet structurant sur les zones avoisinantes qu'elles rendent plus attractives.

« La contradiction entre ces trois modèles sera résolue grâce à l'avènement des techniques quantitatives et de l'écologie urbaine factorielle à partir des années 1950, développée par des géographes et des sociologues nord-américains » (**Madoré, 2005**). L'écologie urbaine factorielle réfléchit à la nature du système urbain et à la structure des paysages (**Sweetser, 1965**). Selon le modèle de l'écologie factorielle la différenciation des quartiers s'effectue selon trois variables : le statut socio-économique, la structure des ménages et le statut ethnique des populations. Ces variables déterminent respectivement une disposition sectorielle, concentrique et polynucléaire de la ville, la ville étant le résultat de la superposition de ces dispositions.

Cependant, quelque soit leur intérêt, ces trois modèles urbains de référence demeurent des schématisations qui négligent certains aspects de la réalité de la croissance urbaine... Ces modèles urbains ont été largement remis en cause. D'une part, la géographie de la perception a déploré que ces modèles négligent l'individualité des citoyens en en faisant de simples homo oeconomicus entièrement rationnels, et ne prennent donc pas en compte toutes les interrelations entre l'individu et l'espace urbain. D'autre part, ces modèles ne prennent pas en compte les modifications continues de l'aspect et des fonctions de la ville. Ainsi, les modèles de croissance urbaine devaient prendre en compte la mutation des centres villes, le développement des moyens de transports, la déconcentration des activités. L'adaptation des modèles urbains existants et le développement de nouveaux modèles ont nécessité des reformulations et des approfondissements théoriques.

Les différentes mutations telles que la mobilité croissante (**Ollivro, 2000**), la notion de proximité et de distance (**Baudelle et Ducom, 2009 ; Marchand, 2009**) ou plutôt le duel conceptuel proximité-distance (**Allain, 2005**), l'étalement urbain à basse densité qui a envahi la périphérie de nos villes, le phénomène périurbain, la rénovation urbaine du centre-ville, les préférences des ménages en quête d'un cadre de vie meilleure et leur engouement pour la maison individuelle, ... ne cessent de transformer l'espace urbain et périurbain, remettent en

question le rapport ville/campagne et remodèle la géographie urbaine. « *En définitive, la croissance des villes tend d'une manière ou d'une autre à remettre constamment en question le modèle de la structure interne de la ville* » (**Racine, 1971**).

En comparant la structure interne de Rennes aux modèles de l'école de Chicago, **Allain et Baudelle (1991)** ont conclu que « *globalement, la combinaison des modèles de Berry et Murdie semble adéquat pour décrire la structure résidentielle d'une ville moyenne* » (**Marchand et al., 1995**). Les résidus observés entre les modèles comparés sont, expliquent **Allain et Baudelle (1991)**, dus à l'intervention des pouvoirs publics dans l'aménagement et l'organisation de l'espace depuis la deuxième guerre mondiale (*voir chapitre 4*). L'organisation écologique urbaine de la ville de Rennes s'articule autour de trois composantes ou statuts socio-économiques, familiaux et ethniques. Ces trois dimensions de l'espace social sont superposées à un espace physique organisé en composantes spatiales sectorielles sous forme aréolaire et polynucléaire (**Allain et Baudelle, 1991**).

1.1.3.2. De la ville monocentrique à la ville polycentrique : les approches contemporaines

La croissance urbaine s'accompagne d'importantes modifications de la forme urbaine. En fonction de contraintes physiques et environnementales, choix politiques, facteurs socio-économiques, et de considérations culturelles et historiques. Cette modification engendre des modèles ou des formes infinies de croissance spatiale des villes. Ces formes diverses et spécifiques reflètent la diversité des espaces, leur identité et leur spécificité.

D'une façon générale, la ville peut se développer de façon horizontale ou verticale, voire les deux à la fois. En fonction du contexte géographique, politique ou historique, la ville s'étale horizontalement selon deux modalités différentes : soit le noyau aggloméré étend son emprise spatiale en ajoutant une nouvelle couronne urbaine aux précédentes ; soit les noyaux urbains périphériques (petites villes, bourgs et villages), isolés du centre par des espaces boisés ou agricoles, s'étendent aussi. Ces deux « modèles », la ville agglomérée et la ville archipel, peuvent se combiner, notamment à l'échelle des métropoles ou de regroupements de collectivités (**Donadieu, 2004**). Le développement horizontal peut être concentrique, dendritique, ou linéaire. En général, l'urbanisation s'appuie sur l'existant, sur le réseau de transport et sur un ou plusieurs centres ou pôles urbains. Parmi les typologies existantes, deux ont retenu notre attention.

La première est une typologie assez simple qui, se fondant sur la morphologie, distingue les villes monocentriques, et les villes polycentriques.

Le modèle urbain monocentrique (**Alonso, 1964 ; Fujita, 1989**) est l'héritier du schéma des cercles de Von Thünen (**Huriot, 1994**). Il suppose une périphérie nécessairement radio concentrique. La forme la plus simple du modèle monocentrique envisage la ville comme un territoire circulaire entourant un centre fort et unique dans lequel sont regroupés tous les emplois. La ville monocentrique est polyfonctionnelle, les activités à haut niveau de spécialisation étant concentrées dans le centre. Ce modèle est souvent associé au phénomène de gentryfication. La forme monocentrique dérivée fait apparaître des centralités spécifiques secondaires. La centralité abandonne progressivement le centre historique et une autre centralité fonctionnelle s'organise sur de nouveaux espaces. Elle voit ainsi s'organiser d'autres centralités fonctionnelles sur de nouveaux espaces, des quartiers spécialisés (**Mignot,**

1999). Cette forme peut se combiner avec le phénomène d'étalement urbain et de périurbanisation (Fujita, 1989). La ville monocentrique est considérée plutôt comme un archétype que l'on rencontre rarement parmi les grandes métropoles dont l'extension géographique a conduit le plus souvent à la forme polycentrique (Garreau, 1991).

La ville polycentrique ou polynucléaire est caractérisée par l'étalement spatial d'une ville dominante accompagnée en général d'une part de l'intégration de centres anciens pré-existants et d'autre part de la création de centres secondaires nouveaux dotés de fonctions modernes. La ville polycentrique est ainsi composée d'un centre principal dont l'attractivité diminue au profit des centres secondaires. Le centre historique garde toutefois une influence forte et une aire d'attraction large pour des activités ou services rares ou de luxe. Mais de nouveaux espaces se développent et se diversifient. Dans ces ensembles, les formes urbaines et celles des réseaux de transport ont conservé les trames historiques antérieures. On distingue un polycentrisme mono-fonctionnel ou poly-fonctionnel. Le modèle polycentrique marque la déconcentration des activités, c'est-à-dire le processus de diffusion spatiale de fonctions anciennement réservées à la ville-centre. Le centre historique recouvre des fonctions spécialisées de services. Il y a complémentarité fonctionnelle au niveau de l'agglomération. On peut considérer les territoires polynucléaires comme un type particulier de ville polycentrique. Ce sont des territoires de peuplement dense mais à urbanisation répartie : les villes sont géographiquement distinctes avec de nombreuses unités petites et moyennes sans que l'une d'entre elle n'exerce de domination (Mangin, 2004). Il existe une unité fonctionnelle du réseau de villes. Les réseaux de transports de ces territoires sont essentiellement de type autoroutier et une grande attention est portée à la structuration spatiale de ces ensembles et surtout à celle de leurs espaces interstitiels, aux espaces verts.

Une seconde typologie des schémas d'organisation spatiale de ces espaces distingue cinq modèles de base plus ou moins combinés (Figure 1.21) qui caractérisent la plupart des schémas directeurs des grandes agglomérations (Allain, 2004). En effet, les villes ont dû s'adapter dans leur croissance à un certain nombre de contraintes de nature différente (Mangin, 2004). Ce forçage, pouvant aboutir à telle ou telle forme de développement, correspond à des choix politiques en matière d'aménagement et de planification, au réseau routier existant, à l'histoire de la ville et sa vocation mais aussi à des situations géographiques particulières, voire à de fortes contraintes de site (relief, littoral, rivage, vallée, fleuve, forêt classée...) d'où plusieurs modes de croissance : la ville radiocentrique simple, les modèles radiocentriques complexes ou la question de la métropole, les modèles de croissances linéaires, les modèles en delta...

Cette typologie permet de distinguer six modèles de croissance (Figure 1.22 et Encadré 1.2) : la ville fidèle à sa configuration traditionnelle, la ville à croissance périurbaine, la ville éclatée, la ville compacte, la ville à aménagement linéaire ou à couloirs, et la ville à croissance suburbaine (Vanderschuren et Galaria, 2003).

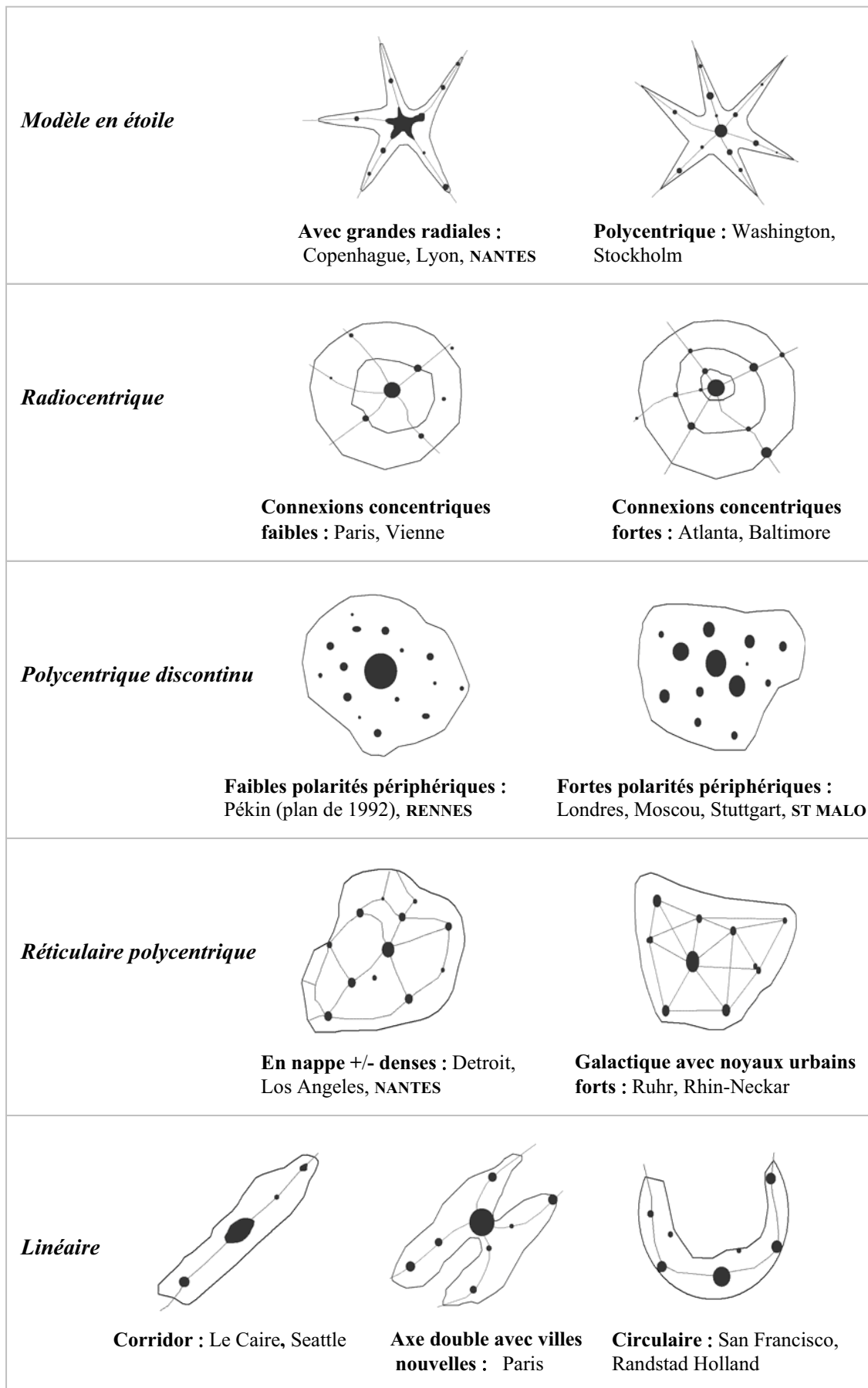


Figure 1.21 : Macroformes et modèles d'aménagement de base (Modifié d'après Allain, 2004)

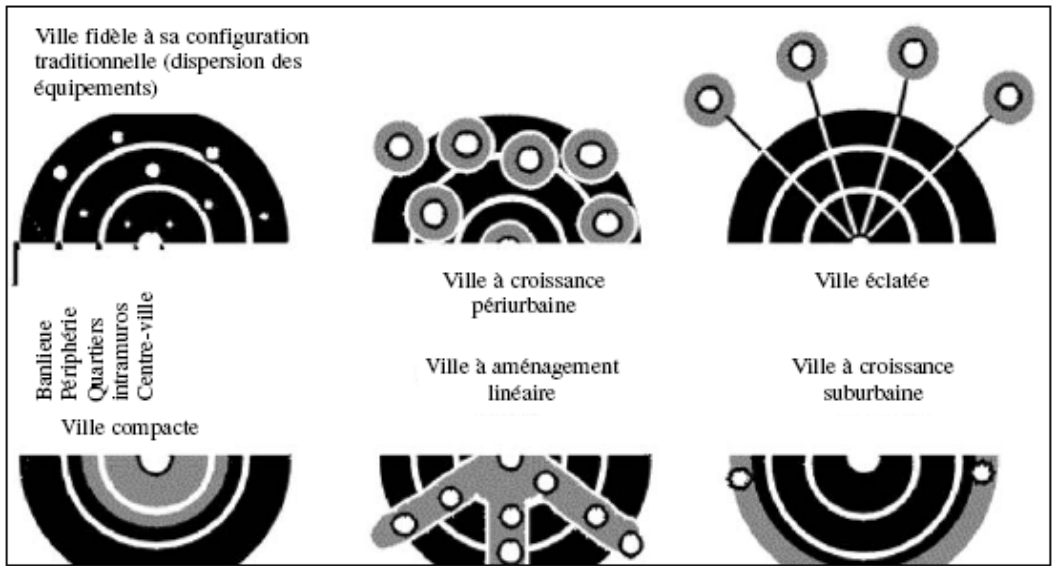


Figure 1.22 : Principaux modèles de croissance urbaine dans le monde (Source : Vanderschuren et Galaria, 2003)

Encadré 1.2 : Quelques exemples de modèles de croissance urbaine dans le monde

La ville fidèle à sa configuration traditionnelle (« *business-as-usual city* »)

La ville fidèle à sa configuration traditionnelle se développe par occupation des espaces encore vacants. La voiture particulière étant le principal moyen de transport, ce type de croissance n'est donc pas considéré comme très viable à long terme. *Los Angeles est l'exemple type de la ville motorisée fidèle à sa configuration traditionnelle. On y compte environ 700 automobiles pour 1 000 habitants, la densité n'y dépasse pas une vingtaine d'habitants par hectare et les transports publics n'y sont quasiment pas utilisés. La distance moyenne entre le foyer et le lieu de travail est de 15 km.*

La ville à croissance périurbaine (« *edge city* »)

Ce modèle se caractérise par un taux d'accroissement de la population et de l'emploi important dans les zones périurbaines de la ville. Cette périurbanisation croissante de l'emploi et de l'habitat résidentiel s'effectue à travers des points nodaux situés en périphérie de la ville. Ces nœuds, bien desservis par un réseau routier performant, favorisent la proximité en offrant des services plus proches, et diminuent les distances parcourues. Par conséquent, la viabilité de ce type de villes est considérée supérieure à celle du modèle précédent. Cependant, l'éparpillement des nœuds limite la mise en place des transports publics. *La plupart des agglomérations de ce type se trouvent aux États-Unis. Denver et Boston sont des exemples de ce modèle : la densité globale y est de 20 habitants par hectare, et la distance moyenne entre le foyer et le lieu de travail est d'environ 11 km.*

La ville éclatée (« *ultra city* »)

Ce modèle se caractérise par le développement de nœuds régionaux éloignés du centre-ville. Ces banlieues sont conçues comme des agglomérations satellites. Par conséquent, une ville éclatée est basée sur la dépendance automobile et les distances parcourues sont de plus en plus grandes. De plus, des espaces naturels sont sacrifiés pour la construction de nouveaux aménagements qui auraient pu être réalisés dans les espaces vacants à l'intérieur des zones urbaines. Ce modèle n'est donc pas considéré comme une solution durable. *Stockholm est l'exemple le plus connu de « ville éclatée ». La densité globale est très élevée, environ 55 habitants par hectare. La distance moyenne entre le foyer et le lieu de travail est de 11 Km.*

La ville compacte (« *compact city* »)

La ville compacte ou ville "dense" utilise les espaces vacants à l'intérieur de ses limites, de sorte que les densités augmentent. Le surcroît de population est absorbé par les banlieues existantes, et l'accessibilité est assurée par les transports publics qui se trouvent privilégiés. On considère en général la ville compacte comme un modèle d'expansion urbaine tout à fait viable, où les transports publics constituent habituellement une solution adaptée. *Amsterdam en est un exemple avec une densité supérieure à 55 habitants par hectare et la distance moyenne entre le foyer et le lieu de travail y est de 7 km.*

La ville à couloirs (« *corridor city* »)

La ville à couloirs tente d'éviter les inconvénients de la ville à croissance périurbaine. Elle se développe à partir des quartiers d'affaires. Les liaisons radiales existantes sont modernisées. Ce modèle est considéré comme viable. *Vienne est un exemple d'une telle ville en Europe. Sa densité est supérieure à 75 habitants par hectare et la distance moyenne entre le foyer et le lieu de travail est de 6 km. L'usage des transports publics y apparaît bien développé. Curitiba au Brésil offre un autre exemple de ce modèle.*

La ville à croissance suburbaine (« *fringe city* »)

La ville à croissance suburbaine se caractérise par un développement concentré dans ses banlieues. C'est ainsi que les grandes villes australiennes sont connues pour leurs franges mi-rurales mi-urbaines, et les densités y sont faibles. L'usage des transports publics reste limité et la ville repose entièrement sur l'utilisation de l'automobile. Un tel modèle n'est pas jugé viable en raison des distances importantes qu'il faut y parcourir pour rejoindre les pôles d'activité économique. *Sydney est l'une des agglomérations les plus complexes et les plus dynamiques de cette catégorie. La densité y est d'environ 17 habitants par hectare.*

Source : Vanderschuren et Galaria, 2003

Rennes et Nantes : un exemple de deux modèles d'organisation urbaine différents

Rennes et Nantes illustrent deux modèles d'organisation urbaine nettement différents. La **figure 1.23** oppose un développement en «tache d'huile» ou un éclatement en continuité de l'agglomération nantaise à une urbanisation le long des grands axes routiers selon le modèle de la «ville-archipel» composé de noyau central, ceinture verte et villettes, ou encore le modèle de la ville et ses villettes. Cette comparaison distingue l'agglomération rennaise connue par une politique volontariste d'aménagement et d'organisation de l'espace influencée par plus de 30 ans de contrôle d'une agglomération où l'intercommunalité est beaucoup plus tardive (**Allain, 2004**). Cette différence de mode d'occupation de l'espace illustre deux types d'organisation du rapport de la ville à la campagne (**AUDIAR, 2005**). A Nantes, le développement urbain radioconcentrique a progressivement intégré les éléments du paysage et du relief prégnants arrivant à une urbanisation en nappe, tandis qu'à Rennes, la planification urbaine cherche à structurer l'alternance ville/campagne autour de son noyau urbain en le dotant d'une véritable «ceinture verte».

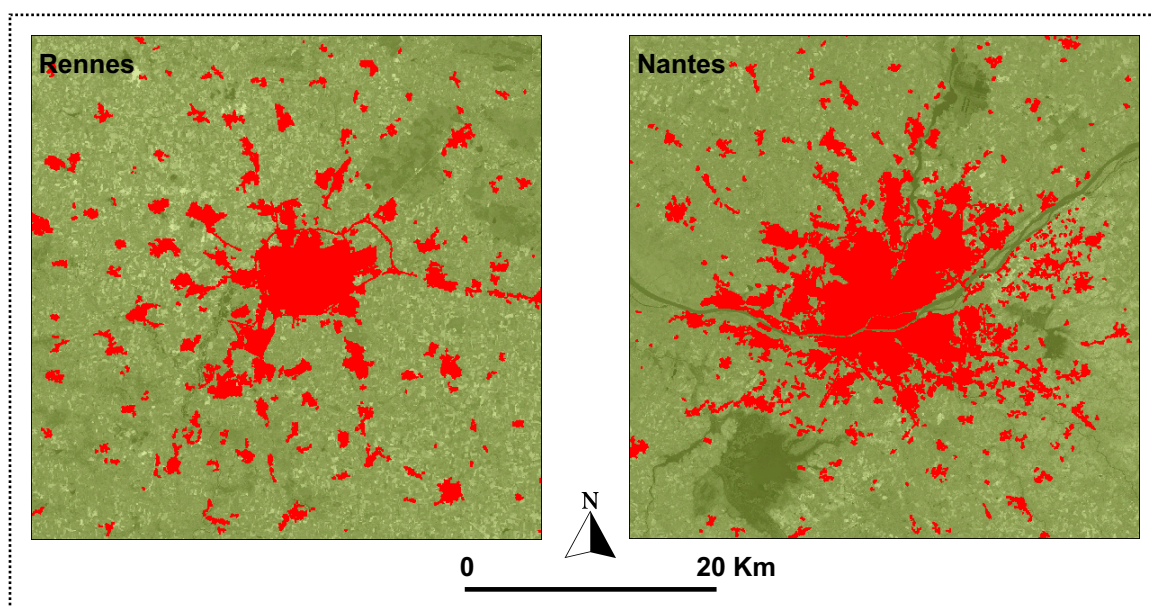


Figure 1.23 : Deux modes différents de l'occupation de l'espace à Rennes et Nantes en 2001
(Source : Hubert-Moy et Aguejdad, 2005 ; AUDIAR, 2005)

Convergence vers des villes étalées selon le modèle polyradiocentrique

Selon **Allain (2004)**, ces différents modèles ou « macroformes » (**Figure 1.21**), résultat d'une succession et d'une accumulation des différents choix d'aménagement et des particularités du site, « ont d'abord des répercussions sur les densités de bâti et la consommation de l'espace ». Mais la généralisation de l'automobile a comme effet d'« atténuer les contrastes et le modèle de la tache urbaine étalée devient le cas le plus courant ». D'après, **Mangin (2004)**, le schéma de développement, observé dans la majorité des villes occidentales, est convergent vers un modèle dominant poly-radiocentrique. Trois paramètres : infrastructures routières, grande distribution et activités, et étalement résidentiel d'un habitat de faible densité semblent structurer ce schéma de croissance.

1.1.4. Les outils de modélisation de l'étalement urbain

Comprendre les dynamiques des systèmes urbains complexes et évaluer l'impact de la croissance urbaine sur l'environnement implique des procédures de modélisation et de simulation exigeant une méthodologie innovante et des techniques robustes (**Yang et Lo, 2002**).

La représentation, la mesure et la modélisation du système urbain sont actuellement essentiellement effectuées à partir des modèles de simulation de changements d'occupation et d'utilisation des sols. Ces modèles, en particulier ceux qui simulent la croissance urbaine, sont devenus de véritables outils pour les aménageurs, les économistes et les écologues (**Agarwal et al., 2000 ; EPA, 2000 ; Klosterman, 1999 ; Wegener, 1994**). Ce développement est essentiellement dû à la disponibilité croissante des données (sources et qualité) et l'amélioration des outils de traitement tels que les systèmes d'information géographique et les logiciels d'extraction de l'information spatiale (**Herold et al., 2003**).

Il existe une multitude de modèles en fonction des problématiques et des thématiques traitées (**Agarwal et al., 2000**). Ces modèles font appel à des théories et des approches variées plus ou moins complexes. D'après **Agarwal et al., (2000)**, la notion et le niveau de complexité sont liés à la dynamique spatiale, temporelle et à la complexité de la composante humaine en terme de choix et de prises de décisions. Par conséquent, la qualité d'un modèle dépendra de sa capacité à prendre en compte cette complexité tridimensionnelle espace-temps-société inhérente aux changements d'occupation et d'usage du sol.

1.1.4.1. Modélisation de l'occupation/utilisation des sols en milieu urbain : les trames conceptuelles

La conception des modèles de simulation d'évolution de l'occupation et de l'utilisation des sols est effectuée à partir de trames conceptuelles qui permettent de comprendre les systèmes étudiés (**Haase and Schwarz, 2009**). Souvent la trame conceptuelle utilisée s'inspire de celle qui est proposée par l'Agence Européenne de l'Environnement (**AEE, 2002**) qui distingue déterminants, pressions, états, impacts et réponses.

Comparés aux paysages naturels ou agricoles, les paysages urbanisés sont fortement influencés à la fois par la dimension sociale et la dimension naturelle (**Liu et al., 2007**). En conséquence, les modèles de simulation de changements d'occupation et d'utilisation des sols appliqués aux paysages urbanisés sont élaborés en prenant particulièrement en considération les activités humaines, les processus sociétaux et les interactions homme-nature (**Couclelis, 1997**). La **figure 1.24** illustre la trame conceptuelle-type de la plupart des modèles de simulation d'évolution de l'occupation et de l'utilisation des sols. Elle montre les principales dimensions existant entre les composantes principales d'un paysage urbain et leurs interactions (**Haase and Schwarz, 2009**) : les facteurs d'évolution du paysage urbain relèvent de la composante anthropique –essentiellement la démographie et l'économie- qui exerce des pressions sur la composante « usage des sols » qui à son tour impacte la composante « environnement ». La composante anthropique caractérise le système socio-économique des villes : elle comprend des variables telles que l'évolution de la population, le comportement des ménages, l'aménagement et la gouvernance institutionnelles, le marché immobilier, les activités commerciales et les infrastructures, notamment de transport. Elle concentre les prises de décision et les actions exercées sur l'usage des sols. La composante usage des sols comprend tous les types d'usage des sols en milieu urbanisé (résidentiel, artisanal et

industriel, loisirs, commercial, et transports). La composante environnement inclue les ressources naturelles, comme les écosystèmes, la biodiversité, les ressources (sols et eau). Les principales interactions existant entre ces trois composantes sont (1) l'impact de la composante humaine sur l'usage des sols, et sa rétroaction, c'est-à-dire l'impact des changements d'usage des sols sur la composante humaine, (2) l'impact des changements d'usage des sols sur l'environnement et la rétroaction de l'environnement sur la composante humaine.

Ces trames conceptuelles présentent l'inconvénient majeur de reposer sur l'hypothèse de processus uni-directionnels entre les facteurs de changement et les impacts (Verbarg, 2006), la distinction entre facteurs de changement et impacts au sein d'un système étant très difficile à effectuer. Lors de la conception du modèle, une attention particulière doit donc être portée d'une part sur l'identification des facteurs et des impacts de l'occupation et de l'utilisation des sols et d'autre part sur les rétroactions entre les composantes du système.

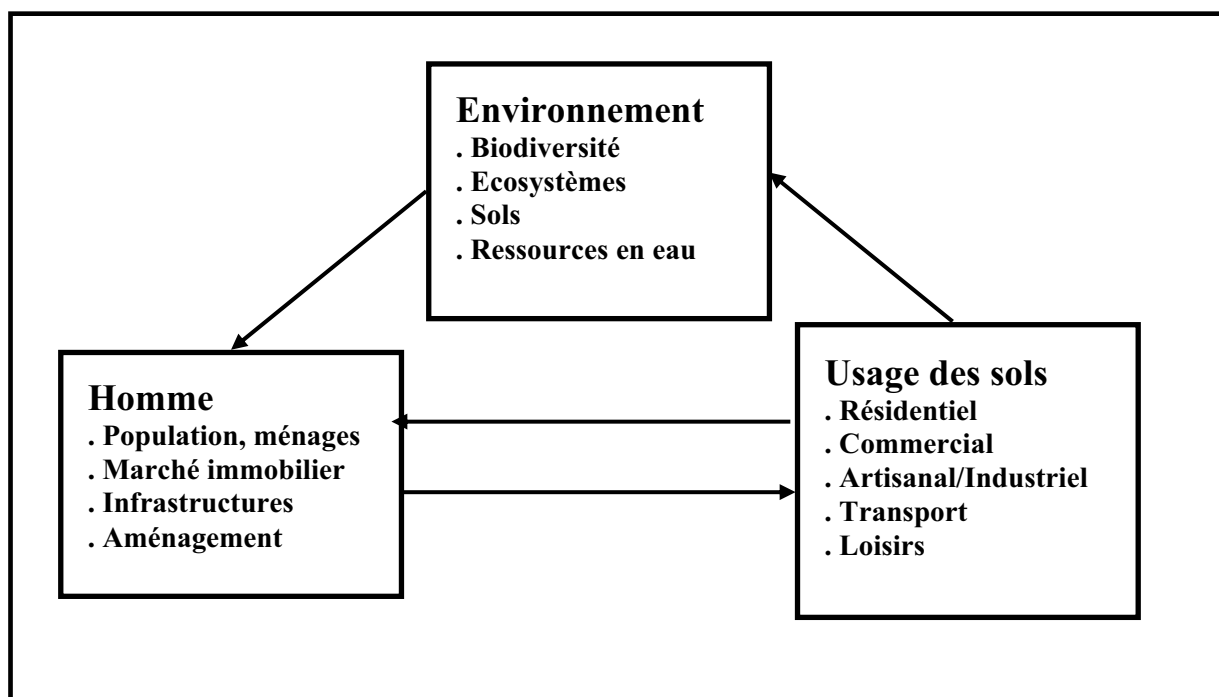


Figure 1.24 : Composantes (domaine anthropique, utilisation des sols, environnement) et relations décrivant les interactions homme-nature dans les régions urbanisées (D'après Haase et Schwarz, 2009)

1.1.4.2. Les principales approches de modélisation

Les changements d'occupation et d'utilisation du sol sont le résultat d'interactions espace-société. Ces interactions complexes et de nature différente agissent à des échelles d'espace et de temps différentes. La simulation de ces changements nécessite la combinaison de données diverses et de nature différente.

Une grande variété de modèles de changement d'occupation et d'utilisation des sols existe pour simuler l'évolution des paysages urbains, allant de modèles développés spécifiquement pour une application donnée à des outils génériques utilisés pour des paysages urbains très différents. Ces modèles diffèrent, que ce soit au niveau de leurs objectifs, de leur structure, de leur représentation de l'espace et du temps ou de leur implémentation. Toutefois, ces modèles

sont plus généralement plus orientés vers l'explication de la croissance urbaine que sa prédiction (Yang et Lo, 2002).

Plusieurs synthèses bibliographiques ont été réalisées sur les modèles de simulation de l'évolution de l'occupation et de l'utilisation des sols (Agarwal *et al.*, 2002 ; Verburg *et al.*, 2004 ; Schaldach et Priess, 2008 ; Berling-Wolff et Wu, 2004 ; Beckmann, 2006 ; Iacono *et al.*, 2008) ou plus spécifiquement de la croissance urbaine (EPA, 2000 ; Geurs et Van Wee, 2004 ; Hunt *et al.*, 2005). Dans sa synthèse sur la modélisation de l'écosystème urbain, Alberti (2008) présente et évalue les modèles de simulation d'évolution des systèmes urbains traitant des impacts environnementaux.

L'analyse de ces synthèses montre que l'on peut distinguer quatre grands types d'approches de modélisation (Haase et Schwarz, 2009) :

Les modèles spatiaux et économétriques prennent en considération des variables démographiques et économétriques en simulant l'évolution de la population et des besoins des ménages, notamment à travers les changements de tendances du marché immobilier (Nijkamp *et al.*, 1993 ; Mankiw et Weil, 1989). Autrement dit, ces modèles formalisent les relations entre la population et l'utilisation résidentielle du sol, qui dépend notamment du marché immobilier. Ces modèles peuvent être dynamiques, mais ne prennent pas en compte les rétroactions, en l'occurrence ici de l'offre de résidences vers la population.

Les modèles « systémiques dynamiques » permettent de modéliser les systèmes urbains comme des systèmes complexes dynamiques (Forrester, 1969 ; Haghani *et al.*, 2003a et 2003b ; Eppink *et al.*, 2004 ; Sanders et Sanders, 2004 ; Onsted, 2002 ; Eskinasi et Rouwette, 2004 ; Raux, 2003). L'approche classique de modélisation des systèmes urbains avec des modèles systémiques dynamiques consiste à relier les trois sous-systèmes "Activités," "Résidence" et "Population" pour décrire et modéliser les systèmes urbains en général, en différenciant ensuite chacun des trois sous-systèmes en sous-modèles très détaillés (Forrester, 1969). Ces modèles prennent en compte les processus générant la croissance urbaine, mais de façon agrégée, sans intégrer individuellement les acteurs de cette croissance et leurs objectifs respectifs. Ils ne sont pas spatialement explicites.

Les modèles qui reposent sur l'utilisation d'automates cellulaires constituent une autre approche de la simulation de la croissance urbaine (Verburg et Overmars, 2007 ; Landis et Zhang, 1998a et 1998b ; Landis *et al.*, 1998 ; Engelen *et al.*, 2007 ; Dietzel et Clarke, 2007). Un automate cellulaire est basé sur quatre composantes primaires : les cellules, les états, les voisinages et les règles de transition (Langlois, 2005). Un automate cellulaire consiste en une grille régulière de « cellules » connectées localement dans un espace à n dimensions. Chaque cellule possède un nombre fixe de cellules voisines, avec lesquelles elle est en contact direct. Une cellule se trouve à un temps donné t dans un état appartenant à un ensemble fini d'états possibles. Les cellules changent d'état en même temps selon les règles définies dans le modèle, et l'état d'une cellule à un temps t dépend uniquement de l'état au temps $t-1$ et de celui des cellules voisines à ce même temps $t-1$, et est déterminé selon une fonction de transition (Clarke *et al.*, 1997 ; Landis et Zhang, 1998a et 1998b ; Silva et Clarke, 2002). Les modèles de changement d'utilisation des sols utilisent des automates

cellulaires comportant des grilles à deux dimensions qui représentent les classes d'occupation et d'utilisation des sols. Chaque cellule symbolise une portion de territoire : les modèles basés sur les automates cellulaires sont donc spatialement explicites. Les états des cellules

correspondent aux choix possibles d'usage des sols. Pour chaque cellule, les automates cellulaires dérivent des probabilités de changement d'utilisation des sols à partir de données sur l'historique des changements d'utilisation des sols (**Engelen et al., 2007 ; Barredo et al., 2003**). Ils ne traitent donc pas explicitement des relations causales entre les facteurs de la croissance urbaine et les états de l'utilisation des sols. Dans certains modèles, les facteurs anthropiques de la croissance urbaine tels que les mouvements de populations, la mobilité résidentielle ou l'élasticité des prix du marché immobilier peuvent être pris en compte dans les hypothèses de scénarios afin de définir l'ampleur de l'étalement urbain. Néanmoins, la décision selon laquelle les cellules changent de mode d'utilisation des sols est basée sur l'historique des changements d'occupation et d'utilisation des sols. *A contrario*, les propriétés du paysage telles que la topographie, l'hydrographie ou la morphologie sont prises en compte dans la plupart des modèles cellulaires. Parmi tous les modèles dynamiques de l'occupation et de l'utilisation des sols, ceux basés sur les automates cellulaires sont probablement les plus répandus pour les applications dans le milieu urbain. Ceci s'explique notamment par le caractère spatialement explicite des automates cellulaires, et par l'intégration aisée des classifications issues des données de télédétection dans ces modèles.

Enfin, la dernière approche est basée sur l'utilisation de modèles multi-agents (**Strauch et al., 2003 ; Salvini and Miller, 2005 ; Ettema et al., 2007 ; Loibl et al., 2007 ; Waddell et al., 2003**). Les modèles basés agents sont constitués d'individus autonomes (les agents) qui perçoivent leur environnement et interagissent entre eux (**Parker et al., 2003**). Les principales catégories d'agents sont d'une part des individus ou des ménages qui choisissent leur lieu de résidence selon leurs préférences, la localisation des zones d'activités et d'emplois, et d'autre part des institutions, qui guident les changements d'usage des sols à travers des actions de planification. Les modèles multi-agents dévolus à l'étude des changements d'usage des sols sont généralement spatialement explicites et simulent explicitement les processus de conversion d'usage des sols. Ils supposent une connaissance fine des différents types d'acteurs qui modifient l'usage des sols.

A ces quatre grands types d'approches de modélisation, s'ajoutent les modèles hybrides qui les combinent. De nombreux modèles hybrides associant deux ou même trois de ces approches ont été développées ces dernières années (**Silvertown et al., 1992 ; Li et Reynolds, 1997**).

Différents problèmes ont été identifiés au niveau de la construction, de la calibration et de l'application des modèles pour la modélisation des changements d'occupation du sol en milieu urbain (**Herold et al., 2003**). Deux problèmes sont cités de façon récurrente : la disponibilité des données adaptées à la modélisation de la dynamique urbaine, et la prise en compte des rétroactions dans les modèles.

D'une façon générale, la qualité des résultats d'une modélisation dépend largement de l'information dérivée des données ayant servi au paramétrage, la calibration et la validation des modèles (**Herold et al., 2003**). Les données qui décrivent le milieu naturel, les données socio-économiques, les données écologiques ainsi que celles qui décrivent l'occupation et l'utilisation des sols doivent être suffisamment précises spatialement, être disponibles à pas de temps assez réguliers et sur une période assez longue et être à jour. De nombreuses

études ont exploré différentes sources de données pour modéliser les changements de l'occupation des sols, en particulier celles fournies par la télédétection. Cette dernière présente l'avantage d'offrir des données couvrant de larges étendues, avec une fréquence

temporelle et une précision spatiale adaptées au milieu urbain, en particulier depuis l'arrivée des satellites à très haute résolution spatiales à partir des années 2000.

Dans la plupart des modèles décrivant les changements d'occupation et d'utilisation des sols, les relations causales entre les facteurs anthropiques et l'extension des surfaces urbanisées sont mieux décrites que les rétroactions de cette extension vers le comportement et les activités anthropiques. La plupart des approches basées-agents couvrent ces rétroactions, puisque les variables d'occupation et d'utilisation des sols décrivent le voisinage des agents et influencent directement leurs actions et réactions. En comparaison, les modèles spatiaux et économétriques ainsi que les modèles « systémiques dynamiques » couvrent explicitement les rétroactions de la sphère anthropique vers l'usage des sols mais négligent largement les effets des changements d'occupation et d'utilisation des sols en milieu urbain sur les dynamiques de population ou les activités économiques. Les automates cellulaires prennent en compte certaines des rétroactions concernant les effets des changements d'utilisation des sols sur les actions humaines.

1.1.4.3. Modélisation de l'occupation des sols en milieu urbain et environnement : une prise en compte grandissante des processus écologiques

La plupart des modèles dynamiques permettent d'évaluer l'impact des activités humaines sur l'occupation et l'utilisation des sols (**Wang et Zhang, 2001**). Dans leur synthèse bibliographique portant sur les modèles de simulation de l'usage des sols en milieu urbain, **Haase et Schwarz (2009)** ont analysé 19 modèles (**Tableau 1.7**).

Cette étude met en évidence qu'environ un tiers de ces modèles (6 sur 19) prennent en compte la composante environnementale, en l'intégrant directement dans le processus de modélisation et/ou en évaluant l'impact des activités humaines sur l'occupation et l'utilisation des sols, puis sur l'environnement. Deux d'entre eux appartiennent à la catégorie des modèles « systémiques dynamiques », trois à celle des automates cellulaires et un à celle des modèles multi-agents, les modèles spatiaux-économétriques négligeant la composante environnementale. Aujourd'hui, de plus en plus de modèles la prennent en considération, surtout à travers l'évaluation des impacts de l'usage des sols sur l'environnement.

Ainsi, certains modèles « systémiques dynamiques » évaluent l'impact de l'intensification des activités humaines, telles que le transport automobile, sur l'environnement (**Raux, 2003**). Toutefois, très peu d'entre eux font le lien entre les facteurs explicatifs de la croissance urbaine et les impacts environnementaux. De plus, les rétroactions de l'impact de l'environnement sur les actions humaines, les modes de transports dans l'exemple précédent, ne sont pas prises en considération. Enfin, ces modèles ne sont pas spatialement explicites, ce qui est un frein important pour expliquer et simuler les changements d'usage des sols et leurs impacts sur l'environnement.

Les automates cellulaires sont *a priori* les plus aptes à prendre en compte et évaluer les effets de changements d'usage des sols sur l'environnement, essentiellement pour deux raisons : ils intègrent *dès facto* l'environnement, car ils fonctionnent à partir de règles assez simples basées généralement sur des statistiques intégrant le voisinage ; étant généralement spatialement explicites, ils peuvent représenter assez facilement les paysages. Des paramètres

relevant de l'écologie ont été incorporés dans les règles de croissance urbaine de plusieurs modèles basés sur les automates cellulaires (**Landis 1995 ; Clarke et al. 1997 ; Cogan et al. 1997 ; Landis et al. 1998**). Plusieurs modèles basés sur les automates cellulaires permettent

aussi d'évaluer l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité, mais sans prendre en compte explicitement les rétroactions de l'urbanisation sur les facteurs explicatifs. Ainsi, les rétroactions qui se produisent à partir des impacts environnementaux vers les facteurs qui ont entraîné des changements d'occupation et d'utilisation des sols sont simulées en diminuant l'attractivité des cellules ou de régions pour l'habitat résidentiel.

La première et la deuxième génération du modèle « *California Urban Futures Model* » (CUF) en sont un exemple. Les règles de croissance urbaine, basées sur les décisions politiques, prennent de plus en plus en considération la vocation ou la sensibilité écologique de certains espaces. **Landis et al. (1998)** ont développé cette idée dans la deuxième génération de ce modèle appelée « *California Urban and Biodiversity Analysis Model* » (CURBA). Ce modèle inclut davantage de procédures pour la simulation des effets des politiques de planification et d'aménagement sur la modification du paysage et la biodiversité en intégrant des couches d'information tels que les types d'habitat, les espèces, la biodiversité et d'autres facteurs naturels. Ils ont ainsi modélisé le rôle des différentes alternatives en matière de politique et de planification affectant la croissance démographique et le développement urbain, et leurs impacts environnementaux.

L'intégration des théories de l'écologie dans la modélisation urbaine a offert aux aménageurs, écologistes et à d'autres, l'opportunité de mettre à l'essai les politiques publiques et d'évaluer les changements d'usage des sols à la fois dans leurs formes et leurs fonctions (**Berling-Wolff et Wu, 2004**). Les SIG, grâce à leurs fonctionnalités de visualisation, facilitent la compréhension des résultats de ces modèles, tant par le grand public que par les acteurs territoriaux et par les chercheurs eux-mêmes.

Tableau 1.7 : Principaux objectifs et composantes pris en compte dans les modèles étudiés (Haase et Schwarz, 2009) (La composante environnementale est soulignée ici en rouge)

Model	Main purpose	Components	Reference
Spatial Economics / Econometric models			
SE 1	Modelling household life cycles and their impact on residential relocation behaviour and the urban housing market for a European capital city.	Human sphere (population, migration, household, transportation, housing market, prices, dwellings, vacancies)	Nijkamp <i>et al.</i> (1993)
SE 2	Simulation of demographic changes (baby boom and baby bust) and its influences on the housing market in the U.S.	Human sphere (population, migration, household, housing market, prices, dwellings, vacancies)	Mankiw and Weil (1989)
System Dynamics			
SD 1	Modelling urban system in general, explicitly including "urban decline." Examples: focus on a specific topic, e.g., rapid population growth, demolition, et cetera and therefore need specific models.	Human sphere (business, housing, population)	Forrester (1969); Alfeld (1995)
SD 2	Integrated land-use and transportation model for estimating scenarios regarding transport policies	Human sphere (population, migration, household, job growth, employment and commercial land development, housing development, travel demand, congestion)	Haghani <i>et al.</i> (2003a, b)

SD_3	Assessing the impact of urban sprawl on wetland biodiversity and social welfare	Human sphere (population) Land use (agricultural land, wetlands) Environment (wetlands, nature protection)	Eppink <i>et al.</i> (2004)
SD_4	Redefining the model of urban dynamics by Forrester (1969 ■), including: 1. spatial dimension (16 squares) and 2. disaggregation: different types of housing, industry, and people in zones	Human sphere (population, housing availability, houses, land availability, business structures, and job availability, labour market and housing market)	Sanders and Sanders (2004)
SD_5	Simulation model to provide scenarios for future land use in Santa Barbara, e.g., with restrictions to urban growth	Human sphere (housing, population, business) Land use Quality of life	Onsted (2002)
SD_6	Assessing the impact of future policy interventions on the social housing market (specific: rate of building new dwellings)	Human sphere (commercial housing stock, social housing stock, waiting families, supply of available social houses; migration, demolition, construction)	Eskinasi and Rouwette (2004)
SD_7	Simulating medium- and long-term effects of urban transportation policies with reference to sustainable travel	Human sphere (urbanisation, internal travel demand, car ownership, external travel demand, transportation, socio-economic evaluation) Environment (environmental appraisals)	Raux (2003)
Cellular Automata			
CA_1	Tool for understanding land-use patterns, possible future scenarios for given demand	Human sphere (demand rules) Land use (suitability rules)	Verburg and Overmars (2007)
CA_2	Simulating urban growth, scenarios for future development	Human sphere (population, household, jobs, employment) Land use (single-family residential, multi-family residential, commercial, industrial, transportation, public) Environment (undeveloped land)	Landis and Zhang (1998a, b)
CA_3	Development of policy scenarios of urban growth, impact on habitat change/biodiversity	Human sphere (urban growth, policy simulation and evaluation) Environment (habitat change and habitat fragmentation)	Landis <i>et al.</i> (1998)
CA_4	Monitoring developments of urban areas and identifying trends at the European level, focus is on growth scenarios	Human sphere (population, economy, planning, accessibility via transportation network) Land use (land use functions)	Engelen <i>et al.</i> (2007)
CA_5	Modelling urban growth, scenarios for future development of an urban region	Land use (urban or non urban, roads, different land use types) Environment (topography)	Silva and Clarke (2002); Dietzel and Clarke (2007)

Agent-Based Models			
ABM_ 1	Dynamic simulation model with a focus on urban traffic flows, including activity behaviour, changes in land use, and effects on environment	Human sphere (activity patterns and travel demand, traffic flows, goods transport, accessibility of locations, location decisions of households, firms, developers) Land use (moving households, location of firms, investment of developers, new industrial area) Environment (clean air, traffic noise)	Strauch <i>et al.</i> (2003); Moeckel <i>et al.</i> (2006)
ABM_ 2	Evolution of an entire urban region with emphasis on transportation	Human sphere (location choice, activity schedule, activity patterns, automobile ownership, travel demand) Land use (land development, transportation network)	Salvini and Miller (2005); Miller <i>et al.</i> (2004)
ABM_ 3	Predicting urbanisation with behavioural agents	Human sphere (demographic change, decisions of individuals)	Ettema <i>et al.</i> (2007)
ABM_ 4	Development of built-up area in peri-urban region, driven by households and entrepreneurs; urban growth with different growth rates	Human sphere (households, jobs, numbers of people, households and workplaces at the start of the year, average travel time to district centres and capital city) Land use (urban land, open space, forest area)	Loibl <i>et al.</i> (2007)
ABM_ 5	Link between transport and land use; impact of different planning strategies	Human sphere (population, households, employment, travel demand, accessibility, mobility, real estate, land price) Land use	Waddell (2006); Waddell <i>et al.</i> (2003)

Synthèse

Les modèles de croissance des villes sont très nombreux et ont fait l'objet de nombreuses publications. Plusieurs modèles théoriques ont été introduits afin de représenter et d'expliquer l'organisation spatiale de la ville. Trois modèles relevant de « l'écologie urbaine » sont considérés comme des modèles de référence : le modèle de Burgess, le modèle de Hoyt et le modèle de Harris et Ullman. Or, quelque soit leur intérêt, ces trois modèles urbains de référence demeurent des schématisations qui négligent certains aspects de la réalité de la croissance urbaine. Ces modèles urbains ont été largement remis en cause, et les approches contemporaines ont mis en évidence plusieurs types de modèles urbains allant de la ville monocentrique à la ville polycentrique ou polynucléaire. D'une façon générale, trois paramètres semblent structurer le schéma de développement observé dans la majorité des villes occidentales : les infrastructures routières, les zones d'activités, et l'étalement résidentiel d'un habitat de faible densité. Ce schéma est convergent vers un modèle dominant de type poly-radiocentrique.

La représentation, la mesure et la modélisation du système urbain sont actuellement essentiellement effectuées à partir des modèles de simulation de changements d'occupation et d'utilisation des sols. Il existe une multitude de modèles faisant appel à des théories et des approches variées, élaborées en fonction des problématiques et des thématiques traitées. Le point commun des modèles de simulation de changements d'occupation et d'utilisation des sols appliqués aux paysages urbanisés est qu'ils sont construits en tenant particulièrement en considération les activités humaines, les processus sociétaux et les interactions homme-nature. Ces trames conceptuelles de la plupart de ces modèles présentent l'inconvénient majeur de reposer sur l'hypothèse de processus uni-directionnels entre les facteurs de changement et les impacts. Lors de la conception du modèle, une attention particulière doit donc être portée d'une part sur l'identification des facteurs et des impacts de l'occupation et de l'utilisation et d'autre part sur les rétroactions entre les composantes du système.

La plupart des modèles dynamiques permettent d'évaluer l'impact des activités humaines sur l'occupation et l'utilisation des sols, et une partie d'entre eux, environ un tiers actuellement, évaluent les impacts de l'usage des sols sur l'environnement. Parmi les modèles existants, les modèles qui reposent sur l'utilisation d'automates cellulaires sont a priori les plus aptes à prendre en compte et évaluer les effets de changements d'usage des sols sur l'environnement. Plusieurs modèles basés sur les automates cellulaires permettent ainsi d'évaluer l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité. Toutefois, ils ne prennent pas en compte explicitement les rétroactions de l'urbanisation sur les facteurs explicatifs des changements d'occupation et d'utilisation des sols. Ce problème s'ajoute à un autre qui touche tous les modèles de simulation de l'occupation et de l'utilisation des sols : la disponibilité des données adaptées à la modélisation de la dynamique urbaine.

Ces modèles sont utilisés pour tester différentes alternatives possibles en matière de politique et de planification affectant la croissance démographique et le développement urbain, et évaluer leurs impacts environnementaux. L'intégration des théories de l'écologie dans la modélisation urbaine offre l'opportunité de mettre à l'essai les politiques publiques et d'évaluer l'impact des changements d'usage des sols sur l'environnement, et en particulier sur la biodiversité. Ainsi, le choix d'un modèle robuste et de données adaptées exige une attention particulière.

1.2. Étalement urbain, changements d'usage des sols et changements paysagers

Le processus d'urbanisation induit des modifications profondes de l'espace et introduit des changements généralement irréversibles, notamment au niveau environnemental. Il modifie le paysage dans sa composition et sa structure. L'artificialisation du territoire, résultant du développement des réseaux de transport, des zones d'activités et de l'étalement résidentiel, est responsable de changements d'occupation des sols et de la fragmentation du paysage qui entraînent la fragmentation et l'isolement des habitats « naturels ».

Appréhender l'évolution de l'organisation des structures paysagères qui, au sein de l'espace, influent sur les flux de populations animales et végétales, en particulier sur leur isolement, constitue un enjeu de taille pour la biodiversité. Or, l'une des questions soulevées par l'étude de l'organisation spatiale de la structure paysagère et sa dynamique est de savoir comment la décrire.

D'abord, alors que les données de télédétection sont fréquemment utilisées pour étudier les paysages, la particularité des espaces urbains et périurbains hétérogènes et fragmentés soumis à des changements souvent brusques, fréquents et très locaux, pose un certain nombre de contraintes pour l'utilisation de ce type de données. Cette complexité constitue une véritable contrainte à la fois pour le choix des images à utiliser et de la méthodologie à appliquer pour l'identification, la mesure et le suivi de l'étalement urbain.

Ensuite, l'application d'indicateurs empruntés à l'écologie du paysage pour l'analyse des dimensions spatiales et paysagères des espaces urbanisés soulève des questions d'ordre méthodologique et pratique. Le choix d'indicateurs synthétiques adaptés et leur interprétation, la sensibilité des indicateurs à la qualité spatiale et sémantique des classifications d'occupation et d'usage du sol dérivées des données de télédétection sont des questions abordées dans ce chapitre.

1.2.1. Usage des sols et fragmentation du paysage

1.2.1.1. Du rural à l'urbain : des conversions souvent irréversibles

En tant qu'espace extrêmement anthropisé, la ville est un milieu hautement hétérogène, où les ruptures structurales sont nombreuses, créant ainsi un contexte discontinu et complexe (**Weber, 1995**). Le milieu urbain est caractérisé par une grande variété de surfaces, des objets de taille réduite mais surtout par une grande fréquence spatiale. En effet, on y trouve de petites surfaces minérales, métalliques, chlorophylliennes et hydriques qui se succèdent sur de petites distances (**Barles et al., 1999**). L'hétérogénéité du milieu urbain ne cesse actuellement de s'accroître sous l'effet d'une urbanisation croissante qui s'exprime par une densification des espaces déjà urbanisés et par une extension des surfaces urbanisées sur le milieu rural.

L'artificialisation est un processus qui désigne un sol ou un milieu, un habitat naturel ou semi-naturel qui perd les qualités qui sont celles d'un milieu « naturel », la « naturalité » étant une qualité qui inclut une capacité autoentretenu à abriter une certaine biodiversité, des cycles naturels (cycle du carbone, cycle de l'azote, cycle de l'eau, cycle de l'oxygène, etc.) et biogéochimique (puits de carbone par exemple) (**Lecomte, 1999**). L'artificialisation des sols s'accompagne généralement d'une perte de capacité d'auto-cicatrisation de la part du milieu qui est alors caractérisé par une moindre « résilience écologique ». Certains milieux artificiels,

tels que certaines carrières n'ayant reçu ni engrais, ni pesticides, peuvent néanmoins abriter des processus caractérisés par un degré élevé de naturalité et peuvent encore jouer un rôle d'habitat de substitution pour une partie des espèces d'une zone biogéographique concernée. Ainsi, le terme « milieux semi-naturels » est utilisé pour désigner certains milieux artificialisés. Toutefois, par souci de clarté, le terme « territoires artificialisés » désignent dans la plupart des études les espaces couverts par les espaces bâtis, les routes et parkings, ainsi que les autres sols artificiels non bâtis (chantiers, décharges, carrières, jardins et pelouses d'agrément) (IFEN, 2006).

L'artificialisation des sols résulte de l'urbanisation au sens large (habitat mais aussi infrastructures de transports et locaux d'entreprises), qui entraîne une destruction des sols en les imperméabilisant (Figure 2.1). Elle s'effectue surtout au détriment des sols agricoles et des surfaces boisées. Les surfaces en eau sont peu affectées par l'urbanisation.

L'artificialisation des sols entraîne des conversions d'usage des sols d'une part et des modifications des espaces non convertis d'autre part. La conversion correspond au remplacement d'une catégorie d'occupation des sols par une autre. Les études portant sur les changements d'occupation des sols représentent les surfaces terrestres par un ensemble d'unités spatiales dont chacune est associée à une catégorie d'occupation des sols – c'est-à-dire une représentation discrète – ou à un ensemble de variables biophysiques continues – c'est-à-dire une représentation continue – (Geist, 2006a). Comparée aux données continues, les données discrètes présentent l'avantage de la concision et de la clarté (toute l'information est contenue dans la transition d'une catégorie d'occupation du sol dans une autre), mais elles conduisent à une sur-estimation des conversions d'occupation des sols et négligent les modifications d'occupation des sols. Ces dernières correspondent à des changements subtils au sein d'une même catégorie d'occupation des sols, sans changement d'une catégorie à l'autre (Hubert-Moy, 2004 ; Geist, 2006b). Dans le cadre de l'étalement urbain, les conversions des surfaces naturelles et agricoles vers les surfaces artificialisées sont quasiment irréversibles, tandis que les modifications d'occupation des sols engendrées par l'urbanisation peuvent être réversibles quand elles concernent les espaces agricoles et naturels, les modifications de ces espaces se produisant sous l'influence de la ville.

Les études portant sur l'identification, la mesure et le suivi de l'étalement urbain traitent presque exclusivement des conversions d'occupation des sols, à travers l'analyse des transitions des espaces naturels et agricoles vers les espaces artificialisés. Ceci s'explique par le fait que l'étude des conversions est plus facile à réaliser techniquement, et par l'absence d'informations disponibles sur l'étalement urbain, l'étude des conversions étant un préalable à celle des modifications. Par exemple, L'Agence Européenne de l'Environnement, qui a fait le bilan des changements d'occupation des sols pour 23 pays de l'Union Européenne fait le constat suivant (EEA, 2005 ; Laroche *et al.*, 2006) : 48 % des terres qui ont été artificialisées de 1990 à 2000 étaient des terres arables ou occupées par des cultures permanentes. Les terres les plus affectées par l'artificialisation sont ensuite les pâturages ou les zones agricoles mixtes : 36 %. En revanche, ces dernières représentent les zones les plus artificialisées en Irlande et aux Pays-Bas. Dans les pays du sud de l'Europe on observe une artificialisation plus importante des forêts et des territoires naturels : 35 % au Portugal, 31 % en Espagne et 23 % en Grèce. De 1990 à 2000, environ 800 000 hectares de terres ont été artificialisés dans les 23 pays étudiés, ce qui correspond à une croissance de 6,8 % des surfaces artificialisées. Cette artificialisation est due essentiellement au développement des espaces résidentiels, et des zones industrielles et commerciales.



Figure 2.1 : *Imperméabilisation des sols et fragmentation du paysage par l'urbanisation (extrait de l'orthophotoplan 1999 centré sur un échangeur de la rocade au Sud de Rennes)*

1.2.1.2. Fragmentation du paysage : processus, facteurs et conséquences

La signification du terme « fragmentation » reste un sujet de discussion dans la littérature scientifique (**Collinge, 1996**). D'une façon générale, il s'agit de mécanismes entraînant un manque de connectivité qui provoque une altération des processus écologiques (**Serrano et al., 2002**). En effet, la fragmentation correspond à une interruption de la continuité de l'organisation spatiale (**Lord et Norton, 1990**), et se traduit par une réduction des habitats et leur isolement les uns par rapport aux autres (**Clergeau, 2007**). Ces derniers peuvent se trouver complètement isolés les uns des autres s'ils ne sont pas reliés par des corridors.

1.2.1.2.1. La fragmentation : une étape du processus de modification de l'habitat naturel

D'une façon générale, la fragmentation implique deux processus concomitants : le morcellement des habitats naturels et la réduction de leur superficie. La fragmentation implique la division d'un objet, appelé « tache » ou habitat en écologie du paysage, en un nombre de petits fragments. Elle est caractérisée à la fois par le nombre et la taille de ces fragments résiduels. En effet, dans un paysage, plus les taches sont petites et dispersées, plus la fragmentation est qualifiée d'importante. Ce phénomène s'accompagne d'une diminution de la superficie de la tache de départ jusqu'à, dans certains cas, sa disparition totale.

Un habitat est un élément du paysage. Il assure la survie des individus d'une espèce en apportant les ressources et les conditions nécessaires à leur reproduction et à leurs déplacements. Comme le rappelle **Pereboom (2006)**, « *un habitat est le plus souvent composé d'une mosaïque de milieux légèrement différents mais qui sont tous favorables à l'espèce en question, même si c'est à des degrés différents, résultant en un gradient d'habitats de sous-optimaux à optimaux* ». Sous l'influence de l'homme, de nombreuses espèces sont contraintes de se réfugier dans des habitats sous-optimaux où elles peuvent survivre, mais sans proliférer (**Miller et Mullette, 1985**).

La modification de l'habitat est un processus comportant plusieurs étapes (**Figure 2.2**). Elle peut aller d'une simple perforation à une éradication complète de l'habitat original en passant par un partitionnement en fragments plus ou moins distants les uns des autres (**Figures 2.2 et 2.3**). Selon **Noss et Csuti (1997)**, le terme « fragmentation de l'habitat » utilisé en biologie de la conservation implique aussi bien sa destruction que son morcellement. D'après **Forman (1995)** et **Ward et al., (2007)**, la fragmentation est l'une des cinq principaux processus conduisant à l'usure ou la disparition des taches formant un habitat naturel (**Figure 2.2**). Elle commence par la création de petites taches qui sont incompatibles avec les processus naturels existants de l'habitat original. Ces petites taches agissent à la manière de trouées à l'intérieur de l'habitat original provoquant sa perforation (**Figure 2.3**). Ces trouées ou taches incompatibles accroissent en taille et deviennent de plus en plus grandes et nombreuses jusqu'à ce qu'elles se joignent et se fusionnent avec les taches voisines et du même type (dissection). A ce stade, la fragmentation se produit quand la distance séparant les taches isolées de l'habitat d'origine augmente et leurs tailles diminuent peu à peu ; ceci aboutit à un rétrécissement de l'habitat naturel (shrinkage). Quand seuls quelques fragments de l'habitat original subsistent, ou quand l'habitat original disparaît complètement (attrition), le paysage devient dominé par l'habitat modifié.

La fragmentation de l'habitat peut être due uniquement à la formation de barrières sans qu'il y ait destruction massive de l'habitat original (**Knight et Mitchell, 1997 ; Noss et Csuti, 1997**). En fonction de l'ampleur des barrières et des espèces, il en résulte un morcellement de l'habitat en fragments ou morceaux résiduels plus ou moins isolés. Le résultat de la fragmentation est alors un paysage composé d'une matrice, de morceaux ou taches d'habitat résiduels et de corridors (**Pereboom, 2006**).

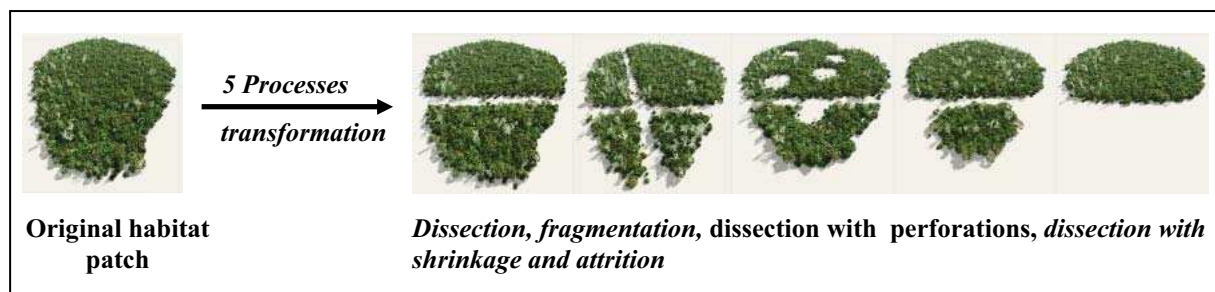


Figure 2.2 : Cinq processus (dissection, fragmentation, perforation, shrinkage, attrition) conduisant à une détérioration progressive de la structure spatiale d'une tache d'habitat naturel (Soulé, 1991 ; Forman, 1995 et Ecological Design Manual for Lake County, 2001 in ECFRPC, 2001)

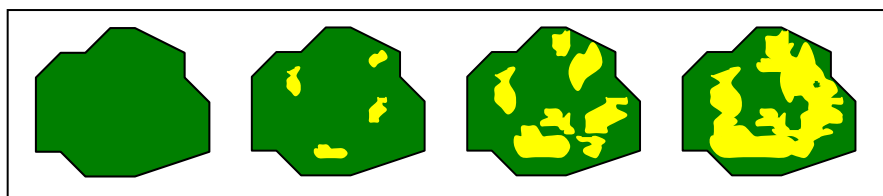


Figure 2.3 : Processus de perforation d'un habitat naturel par formation de trouées (Modifié d'après Morin et Findlay, 1998)

Le niveau de fragmentation d'un paysage donné dépend de plusieurs facteurs. Il est fonction du nombre et de la taille des taches, de l'hétérogénéité du paysage (nombre de classes d'occupation du sol prises en compte et leurs relations spatiales), et de la résolution des

données sources servant au calcul des indicateurs (**Rutledge, 2003**). Un paysage très fragmenté correspond à un paysage dont les taches sont nombreuses, de petites tailles, de tailles équivalentes, avec un grand nombre de types d'occupation du sol. Ceci suppose l'absence de tache dominante. Par exemple, un paysage dont une seule tache occupe plus de 90 % de la surface totale est moins fragmenté qu'un même paysage ayant le même nombre de taches, le même nombre de types d'occupation du sol mais des taches de même taille. L'augmentation du nombre de classes d'occupation des sols accroît le degré de fragmentation à travers la création de nouvelles taches, tandis que la diminution du nombre de classes d'occupation du sol réduit la fragmentation par perte de certaines classes minoritaires (**Turner et al., 1989 ; Turner, 1990**).

Le niveau de fragmentation dépend aussi de la résolution des données utilisées pour la mesurer : plus la résolution des données est importante, plus on arrive à détecter des objets de petites tailles ; par conséquent, une augmentation de la résolution diminue la taille de la plus petite tache détectée et augmente le nombre de taches (**Turner et al., 1989**). La résolution des données affecte également la mesure de la superficie et la lisière des taches. Par conséquent, les valeurs des indices de mesure de la fragmentation, en particulier ceux liés au concept de forme, se trouvent influencées par les données utilisées pour les mesurer (**Benson et MacKenzie, 1995**).

1.2.1.2.2. Les facteurs de la fragmentation des paysages

Les trois principales causes de fragmentation de l'espace les plus citées en bibliographie sont les suivantes (**Serrano et al., 2002 ; Van der Zonde et al., 1980 ; Mader, 1984 ; Fahrig et Merriam, 1994**) : l'agriculture, notamment l'agriculture intensive et les opérations de remembrement, le développement des réseaux de transport et des infrastructures routières associées et enfin l'urbanisation croissante. Cette dernière inclue essentiellement le bâti résidentiel, les zones d'activités et toutes autres opérations d'aménagement du territoire. Plusieurs études ont montré que ces activités altèrent la structure du paysage et, par conséquent, les processus écologiques qui y sont associés (**Saunders et al., 1991 ; Merriam and Wegner, 1992 ; Collinge, 1996 ; Fahrig and Grez 1996 ; Wigley and Roberts 1997 ; Laurance et al., 1998 ; Scott, 1999**).

1.2.1.2.3. Les conséquences de la fragmentation des paysages sur la biodiversité

« *Le morcellement du paysage est considéré comme l'une des principales causes du recul des populations animales, des menaces qui affectent la biodiversité, ainsi que de la réduction des espaces de délasserment en Europe centrale. Il dégrade aussi la spécificité et le caractère des paysages, ainsi que leur qualité pour les loisirs* » (**Jaeger et al., 2007**). L'Agence Européenne pour l'Environnement, dans son récent rapport « *L'étalement urbain en Europe – un défi environnemental ignoré* », insiste sur l'urgence de lutter contre le mitage et le morcellement croissant du territoire. Ainsi, la fragmentation de l'habitat naturel, généralement d'origine anthropique, provoque la conversion de l'usage des sols et accélère les pertes de biodiversité (**Ehrlich, 1988 ; Liu et Ashton, 1998**). La fragmentation des habitats est d'ailleurs considérée par la communauté scientifique comme l'une des premières causes d'atteinte à la biodiversité.

Les deux processus de la fragmentation, à savoir le morcellement et la réduction de la superficie des taches d'habitat, affaiblissent la capacité à pourvoir les ressources nécessaires pour les espèces (carrying capacity) d'une part, et favorisent l'isolement des populations

d'autre part. Le processus de fragmentation se traduit par une dégradation progressive des unités écologiques « naturelles » et leur découpage en unités de petite taille. Elle sépare les unités fonctionnelles de l'habitat d'une espèce et isole les populations. Les axes routiers et les tronçons ferroviaires représentent de véritables obstacles souvent infranchissables (**Figure 2.4**). Pour les petits animaux et les insectes qui ne peuvent voler, même les routes locales peu fréquentées constituent des barrières. Le phénomène de fragmentation favorise la perte d'énergie dans le déplacement et augmente le risque de mortalité pour certaines espèces à faibles capacités locomotrices. Ceci entraîne une diminution du nombre d'espèces ou d'individus par espèce (**Douglas et al., 2000 ; Pimm et al., 1988**). D'après **Pereboom (2006)**, la modification du rapport entre le périmètre et la surface augmente la densité relative des lisières. Toujours selon le même auteur, ceci peut entraîner une modification de la composition en espèces de chaque morceau résiduel. En général, cette modification se fait au détriment des espèces les plus spécialisées. Cités par **Pereboom (2006) ; Noss et Csuti (1997)** soulignent que le degré de fragmentation dépend entièrement de l'échelle à laquelle on se situe, c'est-à-dire de l'espèce à laquelle on s'intéresse.

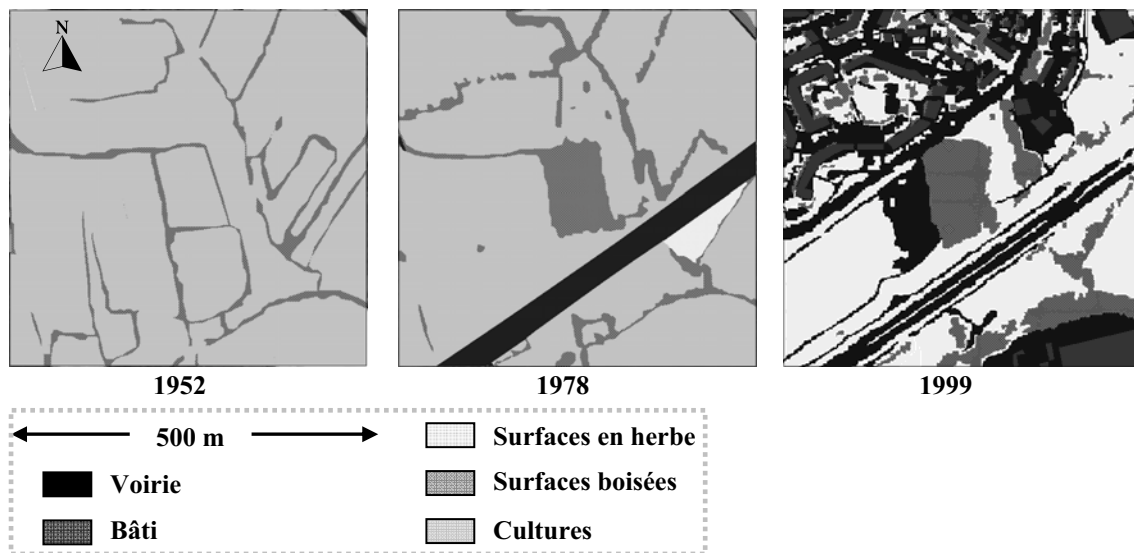


Figure 2.4 : Exemple d'évolution du processus de fragmentation et de disparition des espaces naturels du fait de l'urbanisation. On observe le rôle du réseau routier dans la dissection des taches d'habitat et son effet barrière et la perforation par les taches artificialisées (Extrait d'un quartier périphérique au Sud de Rennes, La Poterie)

Néanmoins, l'impact de la fragmentation sur la diversité reste complexe et dépend de plusieurs critères tels que l'échelle spatio-temporelle retenue et l'espèce à étudier. En effet, « *the impact of fragmentation on diversity may be negative or positive, depending on the spatial scale, the temporal scale, and the type of organism involved* » (**Olf et Ritchie, 2002**). Ainsi, si la fragmentation provoque un isolement des habitats les uns des autres et une réduction de chacune des entités d'habitat, et par conséquent réduit la capacité d'accueil des populations viables et en particulier les espèces spécialistes, elle peut néanmoins être favorable à certaines espèces (**Clergeau, 2007**). C'est le cas par exemple des espèces généralistes (corneille noire, ronce commune) souvent de lisières. Ces dernières sont d'autant plus nombreuses que les habitats sont fragmentés. En outre, l'isolement des taches les unes par rapports aux autres ne se présente pas comme une contrainte pour toutes les espèces. En effet, les espèces dont les capacités locomotrices sont élevées peuvent se déplacer facilement entre les habitats en s'affranchissant plus ou moins de la distance (**Clergeau, 2007**). On peut

citer l'exemple des animaux volants tels que la fauvette à tête noire ou le bourdon des pierres. Ainsi, les caractéristiques d'une espèce ou d'un groupe d'espèces font que chaque espèce réagit différemment à l'organisation du paysage.

1.2.2. Le suivi de l'étalement urbain par télédétection

1.2.2.1. Un grand panel de méthodes

Les techniques classiques de suivi de la croissance urbaine, basées sur des observations effectuées sur le terrain et l'usage de photographies aériennes, permettent de produire des cartographies précises de l'étalement urbain, et d'en reconstituer l'historique. Cependant, elles présentent un certain nombre d'inconvénients (**Jat et al., 2007**) : elles ont un coût élevé, sont très consommatrices en temps, et ne sont généralement pas remises à jour régulièrement. En outre, elles ne sont pas disponibles partout. Ceci explique l'intérêt croissant suscité par la cartographie et le suivi de la croissance urbaine et plus précisément de l'étalement urbain à partir de l'utilisation d'images satellitaires et de Systèmes d'Information Géographiques (**Epstein et al., 2002**).

Les données enregistrées par les satellites apparaissent aujourd'hui comme un outil incontournable pour détecter des changements d'occupation et d'utilisation des sols sur les surfaces terrestres (**Ridd et Liu, 1998**). Le suivi de la croissance des espaces urbanisés impose une connaissance périodique de l'occupation du sol et avec un niveau de précision spatiale adapté. La télédétection est de plus en plus utilisée pour l'analyse de l'étalement urbain (**Sudhira et al., 2004 ; Moeller et al., 2004 ; Yang et Liu, 2005 ; Haack et Rafter, 2006**) en raison de l'emprise géographique des scènes enregistrées, de la périodicité des prises de vue et de la résolution spatiale de plus en plus élevée des capteurs. Plusieurs études se sont intéressées de surcroît aux conditions environnementales de la ville (**Lo et al., 1997 ; Owen et al., 1998 ; Roth et al., 1989 ; Gallo et al., 1993 ; Gillies et al., 1997 ; Nowak et al., 2000 ; Wągrowski et Hites, 1997**) et à leurs impacts sur la santé (**Miller et Small, 2003**).

Depuis trente ans environ, de nombreux travaux de recherche ont été réalisés pour effectuer un suivi des changements des espaces urbains par télédétection (**Gomasasca et al., 1993 ; Yeh et Li, 2001 ; Yang et Lo, 2002 ; Yang et al., 2003 ; Haack et Rafter, 2006**).

Les techniques de traitement d'images permettent de déterminer l'évolution du périmètre de la ville (contenant) et le « taux de remplissage » de la ville (contenu) (**Skupinski et al., 2009**). La détermination de l'évolution du périmètre de la ville (contenant) repose sur le changement de la couverture végétale et sur les rapports de densité entre l'affectation urbaine et rurale. Plusieurs critères permettent de définir le périmètre d'agglomération à partir d'images satellitaires : les changements d'occupation des sols, les variations de densité de l'habitat, ... La détermination du « taux de remplissage » de la ville (contenu) à partir des données satellitaires dépend de la résolution spatiale du capteur (assimilée souvent à la taille du pixel) et l'hétérogénéité de l'espace. La croissance urbaine s'effectue à la fois par une densification de l'occupation du bâti existant et par l'extension des limites du bâti plus ou moins continu (**Skupinski et al., 2009**).

Les surfaces artificialisées sont généralement considérées comme un paramètre clé pour quantifier l'étalement urbain (**Torrens et Alberti, 2000 ; Barnes et al., 2001 ; Epstein et al., 2002**). Les surfaces artificialisées dans les espaces urbains comprennent les zones résidentielles, commerciales, industrielles ainsi que les réseaux routiers et ferrés. Elles

peuvent être identifiées soit par observation directe sur le terrain ou indirectement à partir de données de télédétection.

Il existe une grande variété de techniques utilisées pour évaluer ou mesurer les espaces occupés par les surfaces artificialisées à partir d'images satellitaires. La numérisation manuelle des surfaces artificialisées sur l'image par photo-interprétation est la technique la plus précise, mais la plus coûteuse en termes financier et de temps. L'échantillonnage de points peut être une alternative à la numérisation complète des contours, mais cette méthode est moins précise que la précédente et reste coûteuse en temps. Le traitement automatique ou semi-automatique des images de télédétection par des approches supervisées (**Greenberg et Bradley, 1997 ; Vogelmann et al., 1998 ; Stuckens et al., 2000 ; Stefanov et al., 2001 ; Lu et Weng, 2005**) ont été utilisées depuis plusieurs années pour quantifier les surfaces artificialisées et par conséquent évaluer l'étalement urbain. Cela nécessite d'une part des images de télédétection à moyenne ou haute résolution et d'autre part des données de référence pour classer les images et valider les résultats.

La détection des changements d'occupation du sol est un processus fondé sur l'identification des différences d'état d'objets ou de phénomènes à travers des observations à des moments différents (**Singh, 1989**). Il existe de nombreuses méthodes pour détecter des changements. Elles procèdent soit par une comparaison image par image, soit par une comparaison post-classification (**Yang et Lo, 2002**), comme l'analyse de la différence entre deux images (**Ballut et Nguyen, 1984 ; Ridd et Liu, 1998**), la soustraction d'images (**Fung, 1990 ; Zhang et al., 2002**), la régression entre deux images, (**Ridd et Liu, 1998**), l'étude des modifications de la morphologie urbaine (**Baudot, 1994 ; Dureau, 1990 ; Terrettaz, 1998**), la comparaison d'indices de végétation (**Masek et al., 2000**), l'analyse en composantes principales (**Fung et Ledrew, 1988**), l'analyse des vecteurs de changement (**Malila, 1980 ; Colwell et al., 1981 ; Singh, 1989 ; Lambin et Strahler, 1994**), la classification par réseaux neuronaux (**Chen et al., 2004**), la classification spectrale/temporelle (**Xiao et al., 2005 ; Yin et al., 2005 ; Zhang et al., 2002**), ou encore plus récemment les classifications orientées-objet (**He et al., 2005**). Malgré la diversité des approches et techniques utilisées, quasiment toutes ces études insistent sur l'importance de réaliser correctement le prétraitement des images (corrections radiométriques et géométriques).

1.2.2.2. Les critères de choix des données et d'une méthode

Face à la diversité des approches et méthodes existantes se pose le problème du choix, l'objectif étant de minimiser les erreurs de classification pour quantifier l'étalement urbain avec une précision élevée. Selon **Campbell (1993)**, les erreurs de classification sont dues à l'interaction d'un nombre de facteurs incluant les caractéristiques du paysage, la résolution du capteur, le chevauchement spectral, les algorithmes et les procédures de classification (**Smith et al., 2002**).

1.2.2.2.1. La taille des taches et l'hétérogénéité du paysage

Les caractéristiques du paysage qui contribuent aux erreurs de classification incluent la haute hétérogénéité du paysage, la petite taille des taches et la complexité de leurs formes. Une étude récente (**Smith et al., 2002**) faisant appel à des classifications obtenues avec des images Landsat Thematic Mapper a été menée dans le but d'évaluer les effets de l'hétérogénéité et de la taille des taches du paysage sur la qualité de la classification de telles images. Cette étude révèle que la précision de la classification diminue quand l'hétérogénéité du paysage

augmente et inversement qu'elle augmente avec la taille des taches. La prise en compte simultanée des deux variables montre que la taille des taches a un impact légèrement plus fort sur la précision de la classification que l'hétérogénéité. Ces résultats confirment l'impact de la contribution des caractéristiques du paysage dans l'explication de la qualité de la classification. Il est donc nécessaire de caractériser le paysage et de tenir compte de l'hétérogénéité et de la taille des taches dans l'analyse des résultats des classifications de l'étalement urbain. Toutefois, dans le cas précis de l'étalement urbain, la taille des taches est probablement la variable qui nécessite le plus d'attention, puisque l'hétérogénéité peut être réduite, le nombre de classes d'occupation des sols pris en compte étant généralement faible.

1.2.2.2.2. Les résolutions des capteurs

Plusieurs auteurs, tels que **Welch (1982)**, **Forester (1985)**, **Jensen et Cowen (1999)** ou **Miller et Small (2003)**, ont étudié le potentiel cartographique des différents capteurs par rapport aux différents besoins et applications de l'imagerie satellitaire en milieu urbain. Les capteurs de satellites dits à moyenne ou à haute résolution spatiale tels que Landsat TM, Landsat ETM+, IRS-LISS, SPOT1-4 ont une résolution décimétrique adaptée aux espaces périurbains où les parcelles sont plus vastes et les constructions sont moins enchevêtrées qu'en ville. Cependant, cette résolution est peu adaptée aux exigences d'une analyse détaillée des villes. Ainsi, **Welch (1982)** a montré qu'une résolution spatiale de 0,5 m à 10 m est nécessaire pour caractériser de façon adéquate l'infrastructure urbaine dans la plupart des villes. Les capteurs des satellites dits à très haute résolution spatiale, tels que IKONOS, QUICKBIRD, SPOT5 ou KOMPSAT ont une résolution d'un ordre métrique à décimétrique, adaptée à l'étude des espaces urbains. Elle concurrence celle des photographies aériennes qui peut atteindre quelques dizaines de centimètres. Il faut préciser toutefois qu'une résolution spatiale de un mètre ne signifie en aucun cas qu'on peut résoudre une cible dont la taille est de 1 m. En effet, si des bâtiments de taille réduite (<10 m) peuvent être détectés sur une image Spot (panchromatique) à condition qu'ils soient bien contrastés, seuls ceux de grande taille, de plusieurs dizaines de mètres, peuvent être analysés. Même une résolution de 5 m ne sera pas suffisante pour analyser des objets géographiques isolés et de petite taille (petites maisons isolées, arbres, pylônes, sentiers, voitures...). Il est alors plus juste de se référer à la résolution effective, qui désigne la mesure minimum de la taille d'un objet dont les caractéristiques spectrales seront enregistrées par un capteur avec une précision donnée. Cette approche de la résolution spatiale est intéressante puisqu'elle intègre les capacités spectrales du capteur, les propriétés spectrales des objets ainsi que leur forme (**Robin, 2002**). Par exemple, la résolution effective de Landsat TM est de 52 m, contre 30 m de résolution généralement déclarée. En effet, une mesure d'un carré de 30 m entraîne une erreur de classification de 15 %. Ainsi, la résolution effective des images nécessaires à l'analyse technique des bâtiments ou autres objets d'une taille moyenne allant de 5 à 10 m de côté, devrait être de 1 à 3 m (**Baudot, 1997**). En conséquence, seules des images à très haute résolution spatiale (d'un ordre métrique) permettent d'étudier le tissu urbain (**Puissant, 2003**). Or, l'analyse comparative des capteurs montre qu'en général, une haute ou une très haute résolution spatiale est souvent obtenue au prix d'une faible résolution temporelle et d'une zone de couverture réduite. En conséquence, selon les applications, des images à très haute résolution spatiale peuvent se révéler inutiles. C'est le cas par exemple des études portant sur le suivi de la croissance urbaine sur de larges territoires.

Lorsque le pouvoir de résolution spectrale du capteur ne permet pas une bonne discrimination du paysage ou lorsque le pouvoir de résolution spatiale du capteur n'est pas assez discriminant pour un paysage à trop haute fréquence spatiale (cas des villes), les risques de

confusions sont fortement probables. Mais c'est aussi le cas lorsque le pouvoir de résolution spatiale du capteur permet une discrimination trop fine du paysage (cas des images à très haute résolution spatiale), ce qui provoque une augmentation de la variance et une inadéquation de la méthode de classification. En outre, cette variance rend encore plus inadéquats les algorithmes classiques de classification notamment ceux basés sur une approche pixel ; il faut donc, dans ce cas, introduire d'autres informations liées au contexte, au contraste, à la forme, et à la texture. L'approche orientée-objet, qui sera détaillée plus loin, offre à cet égard une alternative intéressante.

La répétitivité des capteurs (ou résolution temporelle) contraint aussi très fortement l'étude du milieu urbain par télédétection. Les images satellite à moyenne/haute résolution spatiale, qui ont une assez bonne résolution temporelle, permettent de suivre l'étalement urbain depuis vingt-cinq ans environ, avec un pas de temps de quelques années. Les photographies aériennes ont une répétitivité plus faible, mais permettent de retracer l'historique de l'évolution du milieu urbain depuis les années cinquante.

1.2.2.2.3. Les approches de traitement des images

Comparaison image-à-image versus comparaison post-classifications

Le choix d'une méthode plutôt qu'une autre pour quantifier l'étalement urbain n'est pas évident. Parmi les méthodes existantes, la comparaison post-classification s'avère souvent la plus appropriée pour effectuer le suivi des espaces urbains. En effet, les images permettant de mettre en évidence l'étalement urbain sont acquises à des dates assez espacées dans le temps, dans des conditions différentes (saison, heure, géométrie,...). Pour minimiser les erreurs provoquées par les variations saisonnières et l'angle solaire, la situation idéale serait de pouvoir utiliser des images obtenues par le même capteur avec la même géométrie d'observation et à des dates similaires d'acquisition (**Lillesand et al., 2004**). Comme ce n'est généralement pas le cas, cela rend les techniques basées sur la comparaison de valeurs spectrales d'image à image inopérantes. Toutefois, l'efficacité des comparaisons post-classifications est basée sur la qualité de la classification des images.

Approche par pixel versus approche Orientée-objet

Si la délimitation de l'objet urbain (le contenant) reste une tâche difficile (*cf chapitre 1*), la détermination des types d'usage du sol en milieu urbain (le contenant) l'est encore beaucoup plus. L'environnement urbain est caractérisé par une diversité d'objets, de matériaux et de classes d'occupation et d'usage du sol (bâtiments, structures commerciales, réseaux de transport, surfaces en eau, parcs...), ces objets étant à la fois petits et contigus. Cette haute fréquence spatiale entraîne le fait qu'un pixel intègre fréquemment les signatures spectrales de plusieurs objets voisins. Les surfaces minérales, dont les signatures spectrales sont relativement proches les unes des autres et ressemblent à celle d'un sol nu, sont les plus étendues en ville. De plus, les effets d'ombres projetées démultiplient les effets radiométriques. Cette combinaison d'objets spectralement distincts, fait que les pixels « mixtes » sont fréquemment mal classés. Une telle hétérogénéité spectrale limite les applications des méthodes et techniques dites standard ou classiques de classification en milieu urbain. En effet, ces algorithmes de traitement d'image sont appliqués sur des pixels ou zones rectangulaires et ne prennent pas en compte l'information contextuelle (**Benz et al., 2004**). Afin de combler ce large fossé entre l'information théoriquement disponible dans

l'imagerie et ce que l'on extrait, d'autres approches telle la méthode orientée-objet sont développées.

La plupart des études portant sur le changement d'occupation et d'utilisation des sols à partir de données de télédétection sont menées selon des approches basées sur les pixels, en ne considérant que l'information spectrale. Généralement, chaque pixel est affecté à une classe donnée selon sa seule signature spectrale, ce qui entraîne dans la plupart des cas des erreurs de classification (**Hubert-Moy et al., 2001**). Des classifications basées sur une approche orientée objet constituent une alternative aux classifications basées sur le pixel, puisqu'elles utilisent, en plus des informations relatives aux valeurs spectrales, des informations relevant de la texture, de la forme, de la taille des objets, ainsi que des relations topologiques entre objets, ce qui améliore la précision des résultats. Elles comportent une phase de segmentation qui précède la phase de classification : comme les contours des objets ne sont pas toujours connus ou mis à jour, il est nécessaire de segmenter les images (**Blaschke et al., 2000**), puisqu'une image segmentée en zones homogènes peut être utilisée pour identifier des objets d'intérêt (**Haralick et Shapiro, 1985**). Toutefois, dans des milieux hétérogènes comme le milieu urbain, la segmentation doit être effectuée à différents niveaux scalaires, afin que les objets d'intérêt puissent être correctement extraits puis classés (**Herold et al., 2002 ; Lhomme et al., 2004**). Les approches orientées objet, qui se sont beaucoup développées ces dernières années à la faveur de l'utilisation d'images satellitaires à très haute résolution spatiale, permettent de segmenter des images à différents niveaux en générant des objets de tailles différentes et, pour certaines, à des niveaux hiérarchiques emboîtés (**Blaschke et Strobl, 2001**). Ainsi, ces approches permettent d'effectuer des classifications à différents niveaux scalaires, ce qui généralement améliore sensiblement la précision des résultats.

Par ailleurs, les classifications en milieu urbain peuvent être améliorées en intégrant des données auxiliaires (photographies aériennes, données issues des **SIG, MNT, MNA**, données socio-économiques telles que la densité de population et du bâti) ainsi que d'autres images satellitaires (**Stefanov et al., 2001**).

Des techniques d'analyses statistiques, comme les régressions multivariées, sont couramment utilisées pour déterminer les relations entre les taux des surfaces artificialisées observées par télédétection et divers facteurs de la croissance urbaine, tels que la densité de population, la densité des voies de communications, le type d'utilisation des terres (**Lo et Yang, 2002 ; Weng, 2001 ; Cheng et Masser, 2003 ; Chabaeva et al., 2004 ; Sudhira et al., 2004**). L'utilisation de la télédétection et des SIG a contribué à la quantification, au suivi, à la modélisation et à la prédiction de l'étalement urbain. La caractérisation des formes de l'étalement urbain passe, quant à elle, par le calcul d'indicateurs synthétiques relevant de l'écologie du paysage.

1.2.3. Indicateurs de l'écologie du paysage en milieu urbain : définitions et usages en milieu urbain

1.2.3.1. Ecologie du paysage : définitions et concepts

La première utilisation du terme « écologie du paysage » est due au géographe allemand Carl Troll en 1939. Selon **Vink (1983)**, l'écologie du paysage est l'étude des interactions entre phénomènes et processus dans un paysage ou une portion de l'espace incluant des communautés végétales, animales et humaines. Cette définition n'est qu'une des nombreuses définitions de l'écologie du paysage. Les unes soulignent la nécessité de promouvoir des

modèles et des théories à propos des relations spatiales ; d'autres la nécessité de construire une science pour l'action ; d'autres encore la nécessité de s'insérer dans une démarche pluri- ou interdisciplinaire (**Décamps, 2004**). L'écologie du paysage vise à comprendre comment la structure de l'espace qui nous entoure interfère avec les processus qui animent la dynamique des populations, des communautés et des écosystèmes (**Forman et Godron, 1986 ; Haines-Young et al, 1993**).

Ces définitions décrivent généralement l'écologie du paysage à travers les caractéristiques suivantes (**Décamps, 2004**) : l'écologie du paysage s'intéresse au rôle de la configuration de l'espace sur le déroulement des processus écologiques ; l'écologie du paysage considère l'espace comme étant hétérogène, et prend en compte l'influence des configurations spatiales dans les rapports que les êtres vivants développent entre eux et avec leur milieu. Les espaces étudiés par l'écologie du paysage sont plus étendus que ceux qui sont considérés en écologie, l'échelle d'étude variant en fonction du cas d'étude. L'écologie du paysage prend généralement en compte l'homme et la société, la séparation entre "la nature" et "l'homme et la société" n'étant pas fondée. Cela signifie que l'écologie du paysage est pluridisciplinaire par essence, puisqu'elle intègre les sciences de l'espace et l'espace.

L'écologie du paysage repose sur un corpus de théories (**Burel et Baudry, 1996**) : La théorie de la hiérarchie permet de situer tout phénomène dans une échelle spatiotemporelle appropriée, propre à chaque phénomène écologique. La théorie de la hiérarchie suppose qu'il existe une corrélation entre échelle d'espace et échelle de temps, et que ce sont les vitesses de fonctionnement des phénomènes qui définissent les niveaux. Le paysage est un niveau d'organisation des systèmes écologiques qui est caractérisé par son hétérogénéité et par une dynamique que gouvernent les activités humaines ; il est indépendant de sa perception. La théorie de la percolation, l'écologue peut décrire en termes géométriques les notions de connexion et de seuil de percolation. La théorie biogéographique des îles permet de décrire la biodiversité des espèces en fonction de la distance qui sépare l'île d'un continent. La théorie des perturbations permet de modéliser et de quantifier les perturbations à l'origine de l'hétérogénéité des milieux.

L'écologie du paysage utilise les notions de tache, de corridor, de matrice, de lisière, de mosaïque, de patron paysager. Elle les utilise dans l'étude de la connectivité ou de la fragmentation des formes, de l'hétérogénéité des espèces, des grains et des échelles d'étude du paysage. Selon **Forman et Godron (1986)**, l'écologie du paysage se focalise sur trois caractéristiques du paysage : 1- la structure : les interrelations spatiales entre différents écosystèmes ou différents éléments du paysage. Trois éléments de base d'un paysage sont à distinguer ici : les taches, les corridors et la matrice (**Encadré 2.1**). En fonction de l'élément qu'on cherche à détecter et étudier, différentes techniques de traitement sont utilisées ; 2- le fonctionnement : les interactions entre les composants d'écosystèmes (flux d'énergie, de matériel et d'espèces) ; 3- le changement : l'altération dans la structure et le fonctionnement de cette mosaïque écologique à travers le temps. Ces trois caractéristiques sont reliées. En effet, le fonctionnement d'un paysage dépend de sa structure. De plus, un changement dans cette structure provoque directement des changements dans le fonctionnement du système influant ainsi sur la diversité biotique et le flux d'énergie et d'espèces.

Encadré 2.1 : Taches, corridors et matrice : trois éléments de base d'un paysage

- Les taches

Les paysages sont composés d'une mosaïque de taches (**Urban et al., 1987**). Les taches sont formées d'un intérieur et d'une lisière (**Figure 2.5**). Divers termes faisant référence à ces éléments de base d'un paysage sont utilisés : écotope, composante, élément ou unité du paysage, habitat, site... (**Forman et Godron, 1986**). Considérées comme les éléments dominants du paysage, les taches sont définies comme étant des portions d'espace non linéaires et différentes en apparence de leur environnement. Les taches sont des régions homogènes pour une propriété donnée. Il n'existe pas d'échelle spatiale inhérente aux taches. Elles constituent l'habitat des populations d'espèces (animales ou végétales) et ont une influence directe sur l'écologie des organismes qui y vivent. Elles exercent des effets sur les déplacements d'animaux au sein du paysage, les flux d'énergie et de nourriture, sur le micro-environnement ainsi que sur l'abondance et la composition des espaces. Les taches peuvent être décrites spatialement à travers leur forme, leur étendue, leur composition et leur position relative par rapport aux autres éléments du paysage (contiguïté, proximité, éloignement...).

- Les corridors

Les taches d'habitat peuvent être reliées entre elles par des corridors (**Figure 2.5**). Ces derniers sont des éléments principalement de forme linéaire, de largeur plus ou moins importante ; ils sont souvent organisés en réseau. D'après **Forman et Gordon (1986)**, il s'agit de "*bandes étroites du paysage qui diffèrent de la matrice sur ses deux côtés*" (**Pereboom, 2006**). Les corridors peuvent remplir plusieurs fonctions, dont celle d'habitat ou de conduit (**Forman, 1995**). En effet, leur fonction majeure est de faciliter le mouvement des individus (**Rosenberg et al., 1997**), mais aussi les flux d'énergie. Toutefois, ils peuvent se révéler de véritables barrières pour certaines espèces en contrôlant leur dynamique. Selon cette définition de corridor-conduit, « *un corridor permet les déplacements d'individus entre deux taches d'habitat mais sans offrir les conditions nécessaires à leur survie. Il ne fait donc pas, en lui-même, partie de l'habitat d'une espèce* » (**Pereboom, 2006**). Tout comme les taches, les corridors peuvent être décrits par leur forme, leur situation, composition, longueur, largeur, connectivité... De ce fait, les taches et les corridors sont des unités structurellement et fonctionnellement très proches, et la répartition des éléments selon ces deux classes dépend à la fois de l'échelle considérée et des espèces prises en compte (**Le Lay, 2002**).

- La matrice

La matrice est définie par **Burel et Baudry (1999)** comme étant le milieu qui entoure les morceaux résiduels et qui en diffère par la structure ou par les espèces qui la composent (**Figure 2.5**). Elle est généralement composée d'un grand nombre de classes distinguables par leur morphologie ou leur composition. **Pereboom (2006)** rappelle que « *la matrice est donc devenue synonyme de milieu (plus ou moins) hostile à une espèce... [] Elle n'est cependant pas nécessairement complètement imperméable, d'où la nécessité de parler du "niveau de porosité" de la matrice* ».

Cet ensemble d'éléments (taches, corridors et matrice) naturels ou aménagés par l'homme, dont la taille, la forme et l'arrangement sont variables, sont le résultat d'interactions complexes de forces physiques, biologiques et sociales (**Burgess et Sharpe, 1981 ; Forman et Gordon, 1986 ; Krummel et al., 1987 ; Turner, 1987**). Cet arrangement ou organisation spatiale peut influencer une variété de processus écologiques. En effet, il est connu que des changements de taille et de connectivité des taches causent des changements au niveau de la richesse des espèces, la distribution et la persistance des populations (**Fahrig et Merriam, 1985 ; Franklin et Forman, 1987 ; Freemark et Merraim, 1986 ; Van Dorp et Opdam, 1987**).

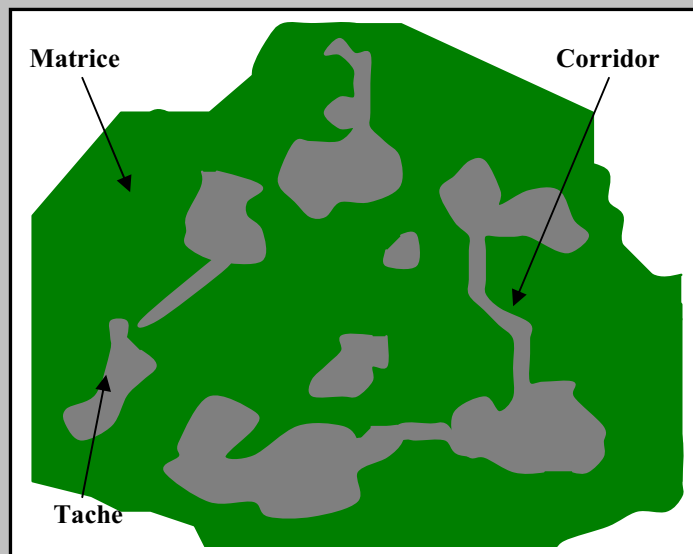


Figure 2.5 : *Taches, corridors et matrice : les éléments de base d'une structure paysagère (D'après Clergeau, 2007)*

L'utilisation exponentielle de l'écologie du paysage pour étudier le milieu urbain s'explique par plusieurs facteurs : d'une part, l'écologie du paysage contribue à résoudre des problèmes qui nécessitent des approches spatialement explicites, applicables sur de vastes étendues et de longues durées. Par exemple, la protection des espèces et de leurs habitats en milieu urbain s'inscrit dans des espaces de plus en plus étendus dans le contexte d'un phénomène généralisé d'étalement urbain. D'autre part, l'écologie du paysage prend en considération les échelles spatio-temporelles afin de montrer l'organisation de l'espace influence le déplacement des organismes ou les flux de matière et d'énergie dans les paysages. Or, la prise en compte de la notion d'emboîtement d'échelles contribue à mieux comprendre l'impact du processus d'étalement urbain sur un certain nombre de variables environnementales telles que la biodiversité. Enfin, l'écologie du paysage a bénéficié des importants progrès technologiques effectués au cours des deux dernières décennies en géomatique, tant dans le domaine de la télédétection que celui des géostatistiques et des systèmes d'information géographiques.

L'écologie du paysage étudie les relations entre les structures spatiales et les processus écologiques à travers des indicateurs spatiaux.

1.2.3.2. Indicateurs ou métriques spatiaux : définitions, concepts et aspects méthodologiques

1.2.3.2.1. Généralités

Connus sous leur nom anglophone de « Landscape Metrics » ou « Spatial Metrics » ou encore « Metrics » tout court, les indicateurs paysagers développés à la fin des années 1980 sont largement utilisés pour décrire l'organisation spatiale des paysages (**Iverson, 1988 ; Forman et Godron, 1986 ; Turner et Ruscher, 1988 ; O'Neill et al., 1988**) et en particulier pour

quantifier la forme et la répartition spatiale de la végétation en paysages naturels (**Gustafson, 1998 ; Hargis et al., 1998 ; McGarigal et al., 2002 ; O'Neill et al., 1988**). Il s'agit de mesures dérivées à la fois de la théorie de l'information et de la géométrie fractale (**Mandelbrot, 1983 ; Shannon et Weaver, 1964**).

D'une façon générale, les indicateurs métriques de paysage sont des indices qui sont calculés à partir d'une carte des éléments du paysage et utilisés pour évaluer les différentes propriétés ou fonctions des paysages. Ils représentent l'hétérogénéité spatiale à une échelle spatiale donnée, déterminée par la résolution spatiale de la carte des éléments de paysage, l'étendue spatiale de la zone d'étude et la définition thématique des classes ou catégories retenues à un moment donné (la nomenclature). Quand ils sont appliqués à des données multi-échelles ou multi-temporelles, les indicateurs spatiaux peuvent être utilisés pour analyser et décrire le changement du degré d'hétérogénéité spatiale d'un paysage (**Dunn et al., 1991 ; Wu et al., 2000**). Basés sur les travaux de **O'Neill et al. (1988)**, différents indicateurs ont été développés, modifiés et testés dans des configurations très différentes (**Hargis et al., 1998 ; McGarigal et al., 2002 ; Ritters et al., 1995**). Un grand nombre d'indicateurs peut être calculé au niveau des taches, des classes et du paysage tout entier dans plusieurs logiciels dont FRAGSTATS (**McGarigal et al., 2002**). La plupart des indices sont corrélés entre eux, car ils sont élaborés à partir de quelques mesures basiques effectuées sur les taches, à savoir le type de tache, leur surface, leur périmètre, leur type de voisins. Toutes les métriques sont ensuite dérivées de ces mesures basiques.

Plusieurs typologies d'indicateurs métriques de paysage sont proposées. Les typologies descriptives les répartissent généralement en trois catégories : les indices de composition, les indices de forme et les indices de configuration. Les premiers donnent des informations de base sur la composition de la mosaïque paysagère tels que le nombre et la densité des taches, la taille moyenne des taches, le nombre de types d'occupation du sol et leurs proportions dans le paysage. Les indicateurs de forme décrivent la forme du paysage et plus précisément la complexité des taches qui peut être considérée comme un élément important pour différents processus écologiques (**Forman, 1995**). On peut citer l'indice de forme du paysage, la dimension fractale, le ratio périmètre sur la surface. La troisième catégorie d'indices concerne ceux qui rendent compte de la configuration du paysage, à savoir son degré de fragmentation, l'isolement et la connectivité entre les différentes taches. Ils comprennent l'indice de proximité, la distance moyenne entre deux taches voisines, la connectivité, la cohésion, la contagion, ou encore l'agrégation. Les indices de configuration peuvent être répartis en deux classes : les indices basés sur la distance entre les taches et les indices de texture. **Franklin (1988)** et **Noss (1990)** ont proposé une typologie plus fonctionnelle qui représente les indicateurs métriques autour des trois composantes clés d'un écosystème écologique : sa composition, sa structure et sa fonction (**Figure 2.6**).

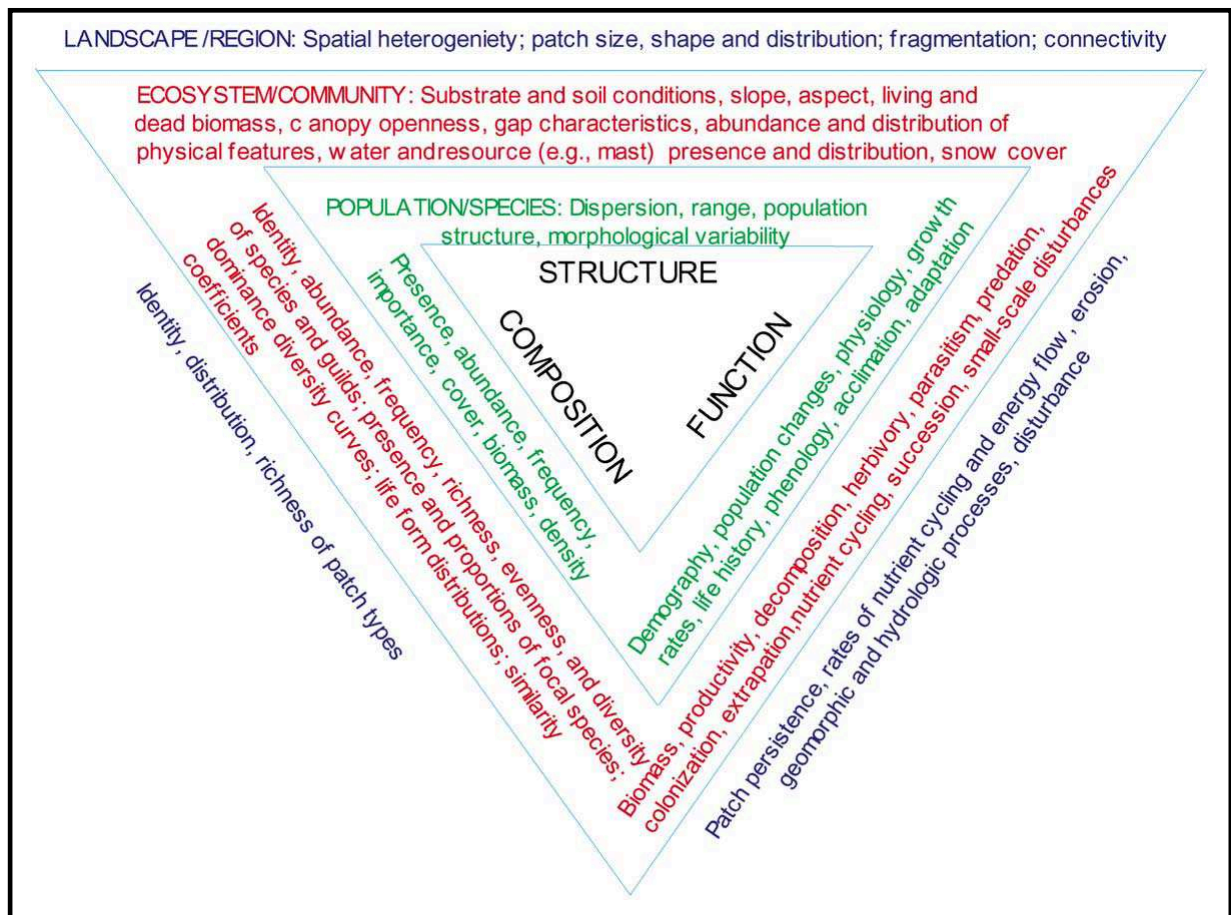


Figure 2.6 : Représentation des indicateurs écologiques centrés autour des trois composantes clés d'un écosystème écologique : composition, structure et fonction (D'après Franklin (1988) et Noss (1990) in Dale et Beyeler (2001))

1.2.3.2.2. Application des indicateurs métriques en milieu urbain

L'analyse du paysage urbain à travers des indicateurs relevant de l'écologie du paysage suscite un intérêt croissant, tant pour décrire le processus d'extension urbaine, que pour le modéliser et en évaluer les impacts.

En milieu urbain, les indicateurs métriques sont utilisés pour décrire les « patrons » de paysage, quantifier la croissance urbaine et sa distribution spatiale (Barnsley et Barr 1997 ; Parker *et al.*, 2001). Les métriques paysagères sont appliquées généralement pour décrire les caractéristiques et l'évolution des fragments boisés (Trani et Giles, 1999 ; Civco *et al.*, 2002) et des surfaces artificialisées, permettant ainsi de déterminer la forme de l'étalement urbain (Sudhira *et al.*, 2004). Les changements spatio-temporels d'éléments constitutifs du paysage sont déterminés à partir de métriques telles que l'indice de fragmentation (Trani et Giles, 1999 ; Yeh et Li, 2001 ; Civco *et al.*, 2002) ou l'indice d'entropie de Shannon. Ainsi, ce dernier a été utilisé dans plusieurs études afin de quantifier et spatialiser les formes urbaines, notamment à travers la répartition des surfaces artificialisées (Yeh et Li, 2001 ; Sudhira *et al.*, 2004 ; Joshi *et al.*, 2006). L'entropie de Shannon, qui est basée sur le concept de la théorie de l'information, peut être utilisée pour déterminer s'il y a un processus d'étalement urbain et donner son intensité, en indiquant si l'extension des surfaces urbanisées s'effectue de façon compacte ou dispersée (Lata *et al.*, 2001 ; Sudhira *et al.*, 2004 ; Joshi *et al.*, 2006).

Une valeur élevée de l'entropie de Shannon correspond à une répartition dispersée des surfaces artificialisées, ce qui traduit un fort étalement urbain.

Toutefois, une fois le constat du phénomène effectué, il reste à définir la relation entre l'ampleur de l'artificialisation des paysages, le type et l'intensité de changement d'occupation et d'utilisation des terres en milieu urbain et leurs facteurs explicatifs.

Plusieurs études ont montré l'intérêt de l'utilisation de ces métriques spatiales pour modéliser le processus d'extension des surfaces urbanisées et pour évaluer ses impacts. **Alberti et Waddell (2000)** ont ainsi utilisé des indicateurs spécifiques pour modéliser les effets de la complexité spatiale de l'occupation et l'usage des sols en milieu urbain sur les processus sociaux et écologiques. Ils ont montré que ces indicateurs permettent d'améliorer la représentation des caractéristiques de l'hétérogénéité de l'espace urbain et des impacts du développement urbain sur l'environnement. De nombreuses applications ont montré l'utilité des indicateurs spatiaux paysagers pour mesurer l'étalement urbain et prédire les changements paysagers associés à ce phénomène (**Luck et Wu, 2002 ; Seto et Fragkias, 2005**). **Geoghegan et al., (1997)** ont exploré le potentiel des indicateurs métriques dans la modélisation de l'occupation des sols et l'évaluation de son impact sur les valeurs des logements. Ils ont montré que la nature et la distribution de l'usage des sols aux alentours d'une parcelle exerce une influence sur son prix : « . . . *the nature and pattern of land uses surrounding a parcel have an influence on the price, implying that people care very much about the patterns of landscapes around them . . .* ». Ils recommandent l'utilisation des indicateurs paysagers pour décrire de telles relations.

1.2.3.2.3. Problèmes et aspects méthodologiques liés au calcul des indicateurs métriques à partir de cartographies dérivées d'images de télédétection

La télédétection peut fournir des jeux de données nécessaires pour calculer des indicateurs métriques spatiaux à différentes échelles. La télédétection est considérée comme une source importante de données pour l'analyse, par les indicateurs métriques, de l'hétérogénéité spatiale des paysages (**Barr et Barnsley, 2000 ; Herold et al., 2003**). Les questions soulevées par les indicateurs métriques calculés à partir des données de télédétection en milieu urbain constituent un enjeu d'ordre théorique et méthodologique. Il ressort que les questions principales portent sur l'échelle, la qualité spatiale des données de télédétection et de la qualité sémantique des classifications dérivées des images (**Lausch et Herzog, 2002 ; Herold et al., 2003**).

Qualité spatiale des images

La qualité spatiale des données de télédétection qui servent au calcul des indicateurs paysagers a un impact important sur la qualité des indicateurs métriques. La précision spatiale des images, liée à la résolution spatiale des capteurs utilisés, affecte directement le niveau d'hétérogénéité du paysage représentée dans le produit cartographique final (**Herold et al., 2005 ; Woodcock et Strahler, 1987**). En effet, plus la résolution spatiale est faible, plus la structure des objets cartographiés est grossière, et plus l'hétérogénéité spatiale est faible à la fois dans l'image et les indicateurs métriques (**Turner et al., 1989 ; Benson et Mackenzie, 1995 ; Riitters et al., 1995**). Autrement dit, une faible résolution spatiale provoque une généralisation cartographique. A une résolution spatiale plus faible, les objets individuels peuvent apparaître artificiellement compacts, ou agrégés. Les mesures spatiales sont alors davantage déterminées par la forme carrée des pixels plus que par la forme réelle des objets

qui constituent le paysage (**Krummel et al., 1987 ; Milne, 1991**). Par conséquent, certains types d'objets, en particulier les objets linéaires, peuvent ne pas apparaître du tout, provoquant une surestimation de l'homogénéité du paysage. Dans certains cas, il est préférable d'inclure des données numériques auxiliaires telles que des cartographies du réseau routier, afin d'améliorer la donnée produite par la télédétection afin de prendre en compte ces éléments dans le calcul des indicateurs métriques (**Lausch et Menz, 1999**).

Qualité sémantique des classifications

La qualité sémantique des classifications dérivées des images est liée à la définition des classes thématiques et la précision ou la qualité de la classification (**Herold et al., 2005**). Il est évident que la qualité sémantique influence directement les indicateurs métriques (**Barnsley et Barr, 2000**). La qualité thématique d'une cartographie réalisée à partir de données de télédétection dépend essentiellement de la différence de contraste spectral entre les classes considérées et de la résolution spectrale du capteur. Plus la séparabilité spectrale des objets à cartographier est faible, moins les caractéristiques de l'occupation du sol sont précises. Une classification avec un niveau de précision de 85 % est communément considérée comme suffisante pour un produit basé sur des données de télédétection (**Anderson et Hardy, 1976 ; Anderson et al., 1976**). Cependant, la précision est liée au nombre de classes considérées : elle augmente avec la diminution du nombre de classes. Or, la définition des classes (nomenclature) devrait représenter tous les objets thématiques et les structures présents dans le paysage étudié. Une généralisation au niveau de la définition des classes peut se traduire par une représentation très homogène du paysage, et par conséquent, des objets et des structures risquent de ne pas être détectés par les indicateurs métriques. Un processus de généralisation cartographique peut provoquer donc une surestimation du niveau d'homogénéité du paysage.

D'un autre côté, si la classification est trop détaillée, des structures spatiales pertinentes (forme, arrangement) peuvent être perdues dans un paysage hautement hétérogène (**Herold et al., 2005**). De plus, plus le nombre de classes augmente, plus la précision de la classification des données de télédétection diminue. En conséquence, la définition des classes thématiques doit prendre en considération à la fois les capacités cartographiques du capteur et les exigences de l'utilisateur concernant la précision thématique du produit final qui sera utilisé pour une analyse des indicateurs métriques. En conséquence, l'analyse de l'occupation et de l'utilisation du sol en milieu urbain doit prendre en considération au moins les deux principales types d'occupation du sol, les surfaces artificialisées (bâti et réseaux de transport) et surfaces non artificialisées (végétation, sols agricoles nus, eau). Une classification plus fine (discrimination des différents types de surfaces artificialisées et des catégories d'usage du sol) peut être utile pour une analyse de la structure spatiale, mais doit prendre en compte la séparabilité des catégories cartographiées et les qualités de la carte d'occupation du sol.

Ainsi, une nomenclature simplifiée a tendance à négliger certains éléments du paysage et conduit à sous-estimer son niveau de diversité et son degré de fragmentation, tandis qu'un processus de généralisation impliquant une simplification de la nomenclature provoque une perte d'information thématique. Par conséquent, cela se traduit par une réduction du nombre de taches ou parcelles et du nombre de classes d'occupation du sol. C'est pour cette raison qu'il ne suffit pas de simplifier les données de départ mais il est nécessaire de mettre en valeur les détails importants et d'éliminer les détails non significatifs, en fonction de l'utilisation finale de la carte.

Synthèse

Utilisation de la télédétection pour identifier, mesurer et suivre l'étalement urbain : Vers une approche pluri-indicateurs, multi échelles, multi sensorielle et multi-temporelle, utilisant des méthodes de traitement hybride

L'étalement urbain entraîne des changements d'occupation et d'usage des sols qui fragmentent le paysage. Cette fragmentation entraîne un isolement et une réduction des habitats naturels qui à leur tour provoquent un isolement des espèces et représentent donc un risque important pour la biodiversité. Le suivi de l'évolution de l'organisation des structures paysagères qui, au sein de l'espace, influent sur les flux de populations animales et végétales, en particulier sur leur isolement, constitue donc un enjeu de taille pour la biodiversité.

Si ce constat fait désormais l'objet d'un consensus assez large, les méthodes à appliquer pour décrire l'organisation spatiale de la structure paysagère et sa dynamique en milieu urbain font encore l'objet de nombreuses recherches et discussions. L'analyse de la bibliographie sur cette question fait apparaître plusieurs points :

1) La télédétection est de plus en plus utilisée pour l'analyse de l'étalement urbain.

En plus des surfaces boisées qui sont identifiées et suivies afin de recenser les habitats naturels en milieu urbain qui se fragmentent en raison de l'étalement urbain, les surfaces artificialisées sont généralement considérées comme un paramètre clé pour quantifier l'étalement urbain. Il existe une grande variété de techniques utilisées pour évaluer ou mesurer les surfaces occupées par les surfaces artificialisées à partir d'images satellitaires.

2) Le choix d'images à moyenne/haute résolution traitées selon une approche orientée-objet paraît pertinent pour effectuer le suivi de l'étalement urbain.

Face à la diversité des approches et méthodes existantes se pose le problème du choix d'une méthode adaptée à la mise en évidence de l'étalement urbain et de ses impacts sur l'usage des sols et des paysages. Ce choix doit s'effectuer en fonction du niveau d'hétérogénéité du paysage et de la taille des taches qui le constituent. Selon les applications, et en particulier pour le suivi de la croissance urbaine sur de larges territoires, l'utilisation d'images de télédétection à très haute résolution spatiale est inutile. Pour ce type d'étude, qui ne nécessite pas une classification avec une nomenclature détaillée (par exemple : surfaces artificialisées/surfaces non artificialisées), les images satellite à moyenne/haute résolution spatiale de type Landsat ou SPOT, ont une résolution spatiale et spectrale suffisante. En outre, elles possèdent une résolution temporelle qui permet de suivre l'étalement urbain depuis vingt-cinq ans environ, avec un pas de temps de quelques années. Dans le cas où l'on envisage d'effectuer un suivi de l'étalement urbain sur une période supérieure à vingt-cinq ans, il est souvent nécessaire d'utiliser des séries de photographies aériennes qui permettent de retracer l'historique de l'évolution du milieu urbain tous les dix ou quinze ans environ depuis les années cinquante.

Parmi les méthodes permettant de quantifier l'étalement urbain, la comparaison post classification s'avère souvent la plus appropriée pour effectuer le suivi des espaces urbains. Toutefois, il est nécessaire de tenir compte du fait que l'efficacité des comparaisons post-classifications est basée sur la qualité de la classification des images. Les classifications basées sur une approche orientée objet apparaissent adaptées à l'hétérogénéité du milieu urbain, - en particulier quand elles s'effectuent à plusieurs niveaux scalaires emboîtés -, contrairement aux classifications basées sur le pixel. Toutefois, selon le paysage et les données considérées, il est souvent nécessaire d'utiliser des approches de classifications

hybrides, mêlant traitement automatique et photo-interprétation, classifications basées sur le pixel et classification orientées objet.

Les classifications dérivées des données de télédétection permettent de déterminer les facteurs de l'étalement urbain : des techniques d'analyses statistiques, comme les régressions multivariées, sont ainsi couramment utilisées pour déterminer les relations entre les taux des surfaces artificialisées observées par télédétection et divers facteurs de la croissance urbaine, tels que la densité de population, la densité des voies de communications, le type d'utilisation des terres.

3) Les indicateurs spatiaux du paysage à partir de cartographies dérivées d'images de télédétection permettent de caractériser les formes de l'étalement urbain.

Des indicateurs synthétiques relevant de l'écologie du paysage ou métriques paysagères pour décrire le processus d'extension urbaine (indice de fragmentation des surfaces artificialisées, taille des taches artificialisées), que pour le modéliser et en évaluer les impacts (indices de fragmentation ou d'isolement des habitats naturels par exemple).

Ces métriques spatiales sont utilisées pour modéliser le processus d'extension des surfaces urbanisées et en évaluer les impacts.

La télédétection peut produire les classifications d'occupation des sols nécessaires pour calculer des indicateurs métriques spatiaux à différentes échelles. Toutefois, il ressort que la qualité spatiale des données de télédétection et la qualité sémantique des classifications dérivées des images influe fortement sur les valeurs des indicateurs spatiaux du paysage

1.3. Les impacts des changements d'usage des sols et des paysages sur la biodiversité en milieu urbain

Le processus d'urbanisation entraîne des impacts sur l'environnement, en l'occurrence sur la faune et la flore urbaine. L'évaluation de ces impacts sur la biodiversité représente actuellement un des enjeux importants de la recherche en écologie. Toutefois, cette évaluation pose des problèmes d'ordre conceptuel, méthodologique et pratique. La biodiversité en ville est encore peu connue et mal documentée, et l'on sait peu de choses encore sur le fonctionnement des écosystèmes urbains.

L'écologie du paysage, discipline récente qui vise à étudier l'écosystème urbain à travers une approche qui prend en compte le paysage urbain dans son ensemble, offre un cadre d'analyse intéressant pour étudier le fonctionnement des processus écologiques et de leur dynamique au sein des espaces urbanisés.

Ce troisième chapitre est d'abord dédié à l'écologie urbaine, ses définitions et concepts étant exposés. Ensuite, la question des relations entre paysages et biodiversité est abordée, en rappelant d'abord comment se définit la biodiversité, puis en donnant les caractéristiques de la biodiversité urbaine qui la différencient de la biodiversité en dehors des villes, avant de décrire succinctement les relations habitats-espèces en paysage urbain.

1.3.1. Ecologie urbaine : définitions et concepts

1.3.1.1. La ville, un écosystème étudié récemment par l'écologie du paysage

Les interactions homme-nature en ville suscitent depuis longtemps un intérêt certain, comme en témoigne l'étude de **Brenner (1906)** sur l'état et le devenir de la flore urbaine de la ville d'Helsinki en Finlande dans le contexte de son urbanisation rapide. Cependant, les écologues ont largement ignoré les espaces urbanisés tout au long du vingtième siècle (**Grimm et al., 2008**), comme en témoigne le faible nombre de publications en écologie portant sur l'environnement dans le milieu urbain (**Niemelä, 1999 ; Grimm et al., 2008**). La nature en ville était alors très peu abordée par les écologues, qui privilégiaient les paysages ruraux. Ceci s'explique par le fait que les écologues ont longtemps ignoré les processus anthropiques dans leurs recherches sur les écosystèmes écologiques (**Pickett et Cadenasso, 1995 ; Pickett et Rogers, 1997**). Peu enthousiastes et peu disposés à étudier la nature en ville, ils estimaient que la nature en ville a moins de valeur et présente moins d'intérêt que la nature en dehors de la ville (**Gilbert, 1989 ; McDonnell et al., 1993 ; McDonnell, 1997**). Cependant, aujourd'hui la nature en ville ne peut plus être ignorée, dans la mesure où il n'existe plus d'espaces dans le monde complètement à l'abri de l'influence humaine (**Berling-Wolff et Wu, 2004**). L'étude des systèmes urbains fait donc désormais partie intégrante de l'étude des paysages. Aujourd'hui, les processus urbains sont étudiés afin de comprendre leurs influences et prédire leurs impacts sur les écosystèmes environnants (**McDonnell et al., 1993 ; Foresman et al., 1997**).

Jusqu'à une période très récente, le terme écologie était très peu associé à la ville et l'urbain (**Clergeau, 2007**). Les premiers travaux de recherche en écologie urbaine, effectués en Europe centrale et en Grande-Bretagne, datent d'une cinquantaine d'années seulement (**Sukopp, 2008**). La ville de Berlin a été l'une des premières villes à avoir élaboré un programme pluridisciplinaire de recherches portant sur l'environnement urbain (**Scholz, 1956**). Récemment, face à l'intérêt suscité par les recherches portant sur la nature en ville, on

a assisté à l'élaboration de programmes similaires partout dans le monde (**Wu, 2008 ; Grimm et al., 2008**) et à la constitution de réseaux de recherches internationaux et pluridisciplinaires tels que celui qui est impliqué dans le « *Urban Environmental Monitoring (UEM) Project* ».

Les études en écologie urbaine présentent un grand intérêt pour plusieurs raisons : premièrement, la majorité de la population mondiale est urbaine, et la nature en ville représente un enjeu important pour sa valeur récréative et le bien-être des résidents (**Vandruff et al., 1995**). On assiste ainsi à l'émergence d'une nouvelle et forte demande sociale en matière de présence d'une nature en ville riche en espèces animales et végétales (**Clergeau, 2007**). Le citadin a besoin d'une présence de faune et de flore en ville, d'un cadre de vie offert par une nature de proximité. Deuxièmement, les processus écologiques se déroulant dans les espaces urbains sont comparables à ceux qui se produisent en dehors de la ville (**Sukopp et Numata, 1995 ; Walbridge, 1997**). En outre, certains de ces processus tels que l'introduction d'espèces invasives, peuvent être plus répandus dans un environnement urbain que dans un environnement « naturel » (**Trepl, 1995**). Ainsi, en plus des aspects relevant de la biologie des populations, le fonctionnement des écosystèmes est intéressant à étudier en milieu urbain, dans la mesure où la dynamique de certains processus apparaît plus élevée en sites urbains qu'en sites « naturels » ou ruraux : Plusieurs caractéristiques du milieu urbain telles qu'une température élevée, une forte fragmentation de l'espace, un manque ou une faible connectivité (corridors, connexions biologiques) entre les taches d'habitat, une forte présence humaine, la présence d'éclairage nocturne, ou un bruit élevé semblent accélérer le fonctionnement de certains processus écologiques. Troisièmement, la considérable évolution des types d'habitat et la diversité des espèces qui s'y trouvent sont encore insuffisamment documentées. Par conséquent, la recherche en écologie se trouve aujourd'hui confrontée à deux défis majeurs : la nécessité d'expliquer un certain nombre de phénomènes écologiques et prédire les changements que peut occasionner le processus d'urbanisation afin de mieux gérer la ville et sa croissance (**Niemelä, 1999**).

Si l'écologie du paysage demeure une discipline récente, reconnue par la communauté scientifique internationale comme une discipline à part entière dans les années 1980, l'écologie du paysage urbain l'est encore davantage. **Clergeau (2007)** dans son ouvrage intitulé « *Une écologie du paysage urbain* » retient trois étapes qui ont marqué l'évolution d'une discipline qui s'est construite progressivement au fil du temps et au rythme de l'évolution des idées, des contextes et des demandes sociétales. Le terme « *écologie urbaine* » a été utilisé pour la première fois par l'Ecole de Chicago pour désigner « *l'étude de l'homme « civilisé » dans son habitat, la ville* » (**Robert et al., 1925**). Dans ce contexte, la croissance de la ville est assimilée à celle des êtres vivants en utilisant les concepts des sciences de la vie pour définir les relations sociales et culturelles régissant l'espace urbain. La principale critique émise sur cette conception de l'écologie urbaine est que la description morphologique de la ville est réduite à son apport à la sociologie urbaine. Ensuite, l'écologie urbaine a été définie par Paul Duvigneaud dans les années soixante-dix (**Duvigneaud, 1974**). Ce dernier considère que la ville fonctionne bien comme un écosystème qui se différencie des autres systèmes par l'influence prédominante des actions humaines sur tous les compartiments et processus. Ainsi, l'écosystème est tellement modifié que l'apport énergétique dominant n'est plus la lumière provenant du soleil mais les énergies importées par l'homme; ainsi, **Duvigneaud, (1974)** aborde le fonctionnement de la ville de manière globale. Toutefois, cette approche de l'écologie urbaine ne prend pas les relations humaines directement en considération et restreint le fonctionnement biologique au minimum. L'écologie urbaine définie très récemment par **Clergeau (2007)** considère l'écosystème urbain comme un autre écosystème, en ce sens qu'elle s'intéresse désormais à « *l'étude des espèces animales et*

végétales dans la ville comme elle le fait dans d'autres écosystèmes ; on peut parler d'écologie dans la ville et non d'écologie de la ville. »

1.3.1.2. Caractéristiques de l'écosystème urbain

Du point de vue de l'écologie du paysage, la ville est considérée comme un ensemble de mosaïques de sites construits pour diverses fonctions. Généralement, l'écosystème urbain est décrit en opposition à l'écosystème rural.

La première et principale différence entre espace urbain et espace rural ou naturel tient en premier lieu à la présence de l'homme et du bâti (**Clergeau, 2007**). Cette présence se manifeste par une densité élevée de la population et des surfaces bâties, et par un certain nombre de fonctions (résidentielle, commerciale, industrielle et infrastructurelle) qui font que le système urbain est différent d'un système rural. Ces caractéristiques se traduisent par le fait que le paysage urbain est très hétérogène, beaucoup plus qu'un paysage rural. Le paysage urbain est composé d'une multitude d'objets spatiaux souvent de petites tailles, de nature différente qui engendrent une fréquence spatiale élevée (*voir chapitre 1.2.1.2*). Il est aussi caractérisé par une fragmentation très élevée (*voir chapitre 1.2.1.2*), généralement plus importante que celle qui peut être observée dans un paysage rural. De plus, il est soumis à des changements fréquents et brusques. Cette hétérogénéité spatio-temporelle est à prendre en considération, notamment quand on cherche à établir des relations entre les structures paysagères et la présence de telle ou telle espèce.

Une autre différence entre espace urbanisé et espace rural ou naturel réside dans la faune et la flore présentes. En effet, bien que les études et la gestion de la faune et de la flore sauvage dans l'espace urbain sont très récentes, elles montrent que « *La biodiversité en ville ne peut être et ne sera jamais totalement équivalente à celle des espaces naturels* » **Clergeau (2007)**. Les espaces verts en ville se présentent généralement sous la forme de taches d'habitat de petite taille, isolées les unes des autres par une matrice plus ou moins hostile formée par du bâti, du réseau routier, des zones d'activités... Deux grandes catégories d'espaces urbains à caractère naturel sont à distinguer : les parcs publics et les jardins privés. En plus de ces espaces verts formels, les villes comportent aussi des espaces verts informels qui comprennent des espaces originels non modifiés, ainsi que des habitats urbains spécifiques tels que des sites industriels délaissés, des jardins embroussaillés, ou des décharges (**Breuste, 2003**). **Clergeau (2007)** constate que la ville, au fur et à mesure qu'elle s'étend, comprend de plus en plus d'arbres et de plantes. Ainsi, un gradient de verdure s'observe depuis le centre-ville jusqu'à sa périphérie : alors que les espaces verts en centre ville sont souvent très réduits, des lotissements de plus en plus verts sont construits à la périphérie de la ville (**Clergeau, 2007**). Bien que les espaces verts soient généralement isolés et de petite taille dans les paysages urbains, la richesse des espèces y est souvent élevée (**Shepherd, 1994**). La diversité des activités humaines en villes créent et maintiennent une variété d'habitats. Ce constat s'explique par la forte variété des types d'habitat présents en paysage urbain (**Niemelä, 1999**) : allant des habitats semi-naturels aux habitats fortement anthropisés, cette variété entraîne une forte diversité des espèces le long de gradients environnementaux (**Rebele, 1994 ; Blair et Johnson, 2008**). Par exemple, à Helsinki, l'indice de diversité bêta (indice qui compare la diversité des espèces entre différents écosystèmes ou le long de gradients environnementaux) des plantes des habitats urbains qui comprennent dans ce cas les parcs, les espaces verts et les déchèteries, est plus élevé que celui des sites forestiers semi-naturels situés en dehors de la ville (**Tonteri et Haila, 1990**).

Trepl (1995) a, quant à lui, décrit trois principales propriétés qui distinguent le paysage urbain d'un paysage rural : (a) l'organisation spatiale et la connectivité entre les taches de l'habitat urbain et les communautés qui y vivent, (b) la succession écologique, qui est donc l'ensemble théorique des étapes et processus d'évolution d'un écosystème d'un stade initial à un stade théorique ; le cycle d'évolution correspond à une succession d'habitats et de communautés vivantes et (c) l'invasion par des espèces étrangères.

Or cette distinction entre espace urbanisé et espace rural ou naturel ne signifie en aucun cas une rupture ou une bifurcation entre les deux systèmes. Le clivage ville-campagne ou urbain-rural n'est plus d'actualité. En considérant la ville comme un écosystème, **Clergeau (2007)** préfère plutôt utiliser le terme de macro-écosystème ou mieux, de paysage urbain, cet espace étant plutôt composé d'un ensemble d'écosystèmes qui s'interpénètrent. Ces écosystèmes forment une mosaïque d'habitats qui peut être étudiée et appréhendée en utilisant les concepts de l'écologie du paysage (**Wu, 2008**).

1.3.1.3. Ecologie du paysage urbain

1.3.1.3.1. Définitions de l'écologie urbaine

Avant de définir le concept d'« *écologie urbaine* », il apparaît nécessaire de définir d'abord les deux termes qui le composent, « *écologie* » et « *urbain* ». D'une façon générale, le terme « *urbain* » fait référence à un certain type de communauté humaine caractérisé par une forte densité de population, de résidents, de constructions et un mode de vie particulier (**Niemelä, 1999**). En se basant sur les divers types d'utilisation des sols de l'espace urbain et l'intensité de la présence et des activités humaines, **Forman et Godron (1986)** ont subdivisé les paysages en cinq grandes catégories, allant des environnements naturels intacts aux centres urbains fortement modifiés par l'homme. À l'extrémité du gradient, les paysages naturels intacts correspondent principalement à une matrice de biotope « natif », non plantée et non aménagée. Au milieu du gradient, les paysages cultivés sont associés à une matrice de terres agricoles composées d'espaces de cultures et/ou de pâturages. Les paysages suburbains correspondent à un habitat de densité faible à modérée, incluant des chantiers, des parcs, des parcelles agricoles, des dépôts, des jardins et des routes. L'extrémité urbaine du gradient représente la plus grande intensité de l'influence humaine, les paysages ayant une matrice dominée par une forte densité résidentielle, des bâtiments commerciaux, des routes et autres surfaces minéralisées. Malgré ces différences qui peuvent apparaître évidentes, la réalité du paysage urbain peut se révéler plus complexe, un type d'utilisation du sol pouvant se retrouver dans des taches appartenant à différentes catégories de paysages (**Forman et Godron, 1986**). Néanmoins, le gradient urbain-rural constitue un concept intéressant pour l'étude des effets écologiques de l'intensité de l'influence humaine sur le biotope (**McDonnell et al., 1997**).

La définition du mot « *écologie* », créé en 1866 par le biologiste allemand Ernst Haeckel, à partir des termes grecs *oikos* (maison, habitat) et *logos* (science), a évolué durant les dernières décennies (**Egerton, 1993**). D'une façon générale, l'écologie est définie aujourd'hui comme étant "la science qui étudie les relations des êtres vivants entre eux et avec leur milieu".

Les deux termes « *écologie* » et « *urbain* » pouvant être définis de plusieurs façons, l'« *écologie urbaine* » est un concept complexe difficile à définir. D'une façon générale et synthétique, on peut définir l'écologie urbaine comme la discipline qui étudie l'ensemble des problématiques environnementales dans le milieu urbain (**Clergeau, 2007**). Elle vise à

articuler les enjeux environnementaux en les insérant dans les politiques territoriales pour limiter leurs impacts et améliorer le cadre de vie des habitants. En ce sens, l'écologie urbaine rapproche les enjeux écologiques à la vie en ville. Elle constitue une approche transversale sur l'ensemble des thèmes qui déterminent un mode de vie durable en paysage urbain : habitat, transport, urbanisme, environnement, économie locale, citoyenneté...

L'écologie urbaine se décline différemment selon le contexte d'application. Par exemple, l'utilisation de l'« écologie urbaine » en Amérique du nord diffère de celle qui est pratiquée en Europe : en Europe, la recherche en écologie urbaine se focalise sur le biotope, en particulier la flore en ville, tandis que la recherche en Amérique du nord, qui inclue aussi les processus et les flux au sein des écosystèmes (**Pickett et al., 1997**), est davantage orientée vers les sciences sociales (**Wittig et Sukopp, 1993**).

L'écologie urbaine est par nature une science appliquée, les études en écologie urbaine ayant souvent comme objet la planification et l'aménagement des espaces verts en ville (**Wittig et Sukopp, 1993**). Selon **Clergeau (2007)**, l'écologie du paysage se définit comme une discipline de recherche-action, une discipline incontournable pour la gestion des espèces et des espaces. La recherche en écologie du paysage urbain et ses applications bénéficie de la collaboration entre sciences sociales et sciences de la nature (**Blood, 1994**). Toutefois, l'intégration de l'écologie scientifique dans les actions de planification de l'occupation et de l'utilisation du sol reste un défi à relever (**Trepl, 1995**).

1.3.1.3.2. Approches de l'écologie du paysage urbain

L'écologie du paysage a intégré de solides théories et concepts qui font d'elle une science écologique moderne (**Forman et Godron, 1981 ; Risser et al., 1983, Forman et Godron, 1986 ; Zonneveld, 1995 ; Forman, 1995**). Parmi les approches et méthodes de l'écologie du paysage qui peuvent être utiles à la compréhension du fonctionnement des écosystèmes écologiques en ville et de leur dynamique, on peut citer plus particulièrement la théorie biogéographique des îles (**MacArthur et Wilson, 1967**), la théorie des métapopulations (**Levins, 1970 ; Gilpin et Hanski, 1991 ; Hanski et Gilpin, 1991 ; Hanski et al., 1994**), et la théorie des perturbations (**Pickett et White, 1985**).

La théorie « biogéographique des îles » s'intéresse à la relation entre la richesse des espèces et les caractéristiques des taches d'habitat. **MacArthur et Wilson (1967)** ont fait l'hypothèse que cette théorie, qui met en évidence que l'insularisation est plus importante quand l'île est petite et isolée et constitue ainsi un obstacle pour la dispersion des espèces, peut être un cadre approprié pour une recherche en écologie urbaine. Bien que la théorie biogéographique des îles soit très attrayante, grâce notamment à la clarté de ses principes de base, elle est difficilement applicable en ville, les habitats urbains étant complètement différents des vraies îles (**Klausnitzer, 1993**). D'abord, dans un cadre urbain, il n'existe généralement pas une seule zone source centrale au sens écologique du terme. Ensuite, en ville, la matrice peut ne pas être aussi hostile que l'eau entourant les îles car il existe en milieu urbain des connexions entre les taches d'habitats qui favorisent la dispersion des espèces. Toutefois, malgré ces différences, la théorie biogéographique des îles peut servir de première exploration de la relation entre richesse des espèces et les caractéristiques des taches d'habitat urbain.

La théorie des « métapopulations » (**Hanski et Gilpin, 1991**) constitue un autre cadre intéressant pour les études en écologie urbaine. Elle repose sur l'hypothèse que l'isolement des espaces verts urbains provoque une dispersion des espèces et présente un risque, au moins

pour les espèces de faible capacité de dispersion. En effet, les espèces de faible mobilité tels que les arthropodes non volants et autres espèces terrestres, ont des difficultés de dispersion le long des taches isolées (**Gilbert, 1989**).

Une autre théorie applicable aux paysages urbains est « l'hypothèse de la perturbation intermédiaire » (**Connell, 1978**). Cette dernière repose sur l'hypothèse que la richesse des espèces est plus élevée dans les sites intermédiaires que dans les sites fortement perturbés ou non perturbés. Par exemple, **Blair et Launer (1997)** ont montré que la richesse spécifique et la diversité de Shannon des papillons atteignent leur pic au sein des sites modérément perturbés le long d'un gradient urbain-rural en Californie. La même réponse a été constatée dans une démarche similaire appliquée aux oiseaux (**Jokimäki et Suhonen, 1993**). Toutefois, des études sur les scarabées ont montré des résultats controversés quant au rôle de la perturbation sur les espèces (**Niemelä et al., 2002**).

Les approches de l'écologie du paysage urbain mentionnées ci-dessus représentent les villes comme un paysage spatialement hétérogène composé de multiples taches qui interagissent entre elles, à l'intérieur de la ville comme au-delà de ses limites (**Wu, 2008**). Les résultats de la recherche basée sur les théories de l'écologie du paysage peuvent être pris en compte pour la planification et l'aménagement urbain. Par exemple, la connectivité entre les espaces verts peut être améliorée par la création de corridors. Toutefois, ces résultats montrent aussi que la compréhension des écosystèmes urbains reste incomplète : elle nécessite davantage de recherches, intégrant en particulier les sciences sociales. Par exemple, les espaces verts urbains sont un support pour la biodiversité et contribuent positivement à la qualité de l'environnement urbain à travers une nature de proximité en ville. En outre, les citoyens apprécient ces espaces verts comme cadre de vie et lieu de détente (**Tzoulas et al., 2007**). Ces bienfaits des espaces verts en ville valorisent également la valeur foncière de l'habitat qui est situé à proximité (**Luttik, 2000**). Cependant, l'entretien de ces espaces, qui doit être effectué en conciliant biodiversité et fréquentation humaine, exige d'une part que les connaissances en écologie soient améliorées et d'autre part qu'elles soient bien intégrées dans la recherche en sciences sociales et en définitive dans la planification urbaine.

En l'état actuel des connaissances en écologie du paysage urbain, plusieurs perspectives de recherche ont d'ores et déjà été identifiées (**Hepinstall et al., 2008**). Davantage de précisions sont à apporter dans la définition des principes et concepts généraux de l'écologie du paysage urbain, évaluation de l'impact des conditions biotiques et abiotiques sur la diversité de la faune et la flore en villes, définition du rôle des espèces animales et végétales en tant qu'indicateurs de la qualité de la nature en ville, développement de modèles en écologie du paysage applicables dans un environnement urbain, amélioration de la compréhension des changements d'occupation et d'utilisation des sols, amélioration de la définition des concepts de biodiversité et de biologie de conservation en ville, intégration de l'écologie et des sciences humaines et sociales dans les programmes de recherche interdisciplinaires et transdisciplinaires, et intégration des connaissances de l'écologie urbaine dans la planification urbaine et l'aménagement du territoire.

1.3.2. Paysages et biodiversité en milieu urbain

1.3.2.1. Biodiversité : définition

Depuis les années 1990, la biodiversité est devenue une notion incontournable de l'écologie et de la protection de l'environnement (**Encadré 3.1**). Enjeu écologique, politique et économique

incontournable, la biodiversité est devenue une préoccupation majeure de nos sociétés. Le sommet planétaire de Rio de Janeiro (1992), la Convention sur la diversité biologique, la directive Oiseaux, la directive Habitats, le réseau Natura 2000, la Directive cadre sur l'eau en Europe sont autant d'engagements nationaux et internationaux qui reflètent la montée en puissance de la biodiversité et du développement durable partout dans le monde.

Le terme biodiversité, inventé en 1985, a été introduit par le biologiste américain Edward Oswald Wilson en 1988 (**Reygrobellet, 2007**) et a donné lieu à de nombreuses interprétations (**Encadré 3.2**). En 1992, la convention de Rio de Janeiro a permis d'en donner une définition commune en définissant la biodiversité comme étant « *la variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité des gènes, des espèces, des écosystèmes et des processus écologiques* ». Selon cette définition, la diversité, qui s'applique à la composante vivante de la biosphère, dépasse largement le simple inventaire des espèces puisqu'elle « *s'attache à étudier la diversité du vivant (bactéries, champignons, végétaux, animaux) aux trois niveaux d'organisation que sont les gènes, les espèces et les écosystèmes* » (**Reygrobellet, 2007**). La biodiversité peut être considérée selon trois angles : la fonction, l'organisation et la composition, et selon plusieurs échelles : le gène, l'espèce, l'écosystème et le paysage (**Noss, 1990**). Ce concept hiérarchique permet donc de suivre la biodiversité à plusieurs échelles d'organisation et à plusieurs échelles d'espace et de temps (**Clergué et al., 2006b et 2004**). Ainsi, la biodiversité ne se limite pas à la richesse spécifique, mais elle intègre les mécanismes qui la soutiennent en prenant en compte la diversité des processus écologiques qui jouent un rôle crucial dans son maintien.

La biodiversité est donc une notion complexe, et en conséquence il ne peut y avoir de mesure unique objective de la biodiversité, mais seulement des mesures relatives à des tendances ou objectifs précis d'utilisation ou d'application. Ceci explique la diversité des indices qui ont été élaborés pour décrire la biodiversité, et qui ne peuvent être réduits à un indicateur unique. La biodiversité est mesurée dans le cadre des observatoires de la biodiversité qui se multiplient actuellement, notamment en milieu urbain.

Encadré 3.1 : L'opération "biodiversité"

« • Dans les décennies 1970 et 1980, des écologues développent une argumentation mettant en avant les valeurs économiques et écologiques de la diversité biologique (**Myers, 1979 ; Ehrlich & Ehrlich, 1981 ; Ehrlich & Ehrlich, 1991**). *"Myers and the Ehrlichs extend the reach of science further into the realms of politics, economics, ethics, and religion. They borrowed from other teachers how to put biology into service for conservation ; they, in turn, would become teachers for others"* (**Takacs, 1996**).

• Dans les années 80 prend forme une nouvelle discipline, qui se baptise "*Conservation biology*" (**Soulé, 1986**). En 1985, est créée la Société pour la biologie de la conservation, qui réunit les spécialistes de cette nouvelle science et lance un nouveau journal spécialisé, *Conservation Biology*.

"Conservation biologists describe their discipline as 'mission-oriented'. Their mission is not merely to document the deterioration of Earth's diversity but to develop and promote the tools that would reverse that deterioration" (**Takacs, 1996**).

• A l'occasion du *National Forum on Biodiversity* sponsorisé par la *Smithsonian Institution* et la *National Academy of Sciences*, Walter G. Rosen lance le néologisme que Edward Wilson finit par reprendre et "mondialiser" dès 1988, donc avant Rio (**Wilson, 1988**) mais surtout après 1992 (**Wilson, 1992**). Takacs cite Wilson pour mieux souligner l'effet dudit Forum :

"In 1986, there wasn't any word or simple phrase that could capture the broadened sweep of concerns represented at the Forum, and which were soon thereafter to coalesce into a new direction in the international conservation movement, and even as a discipline. So that biodiversity studies, or biodiversity issues, however you want to phrase it, so that the forum came to be not just about the biology of the origination of diversity and extinction, but also all of the other concerns, through ecology, population biology, and in the most novel development, economics, sociology, and even the humanities. So in one stroke, the biology and the focus of biodiversity were recognized as a concern of a large array of disciplines" (**Wilson, in Takacs, 1996, p. 39**) ».

Source : Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J.P., Trommetter M. (éditeurs), 2008. *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies*. Expertise scientifique collective, rapport, INRA (France).

Encadré 3.2 : Quelques définitions de la biodiversité

Une sélection de réponses données à D. Takacs par d'éminents spécialistes de la biologie de la conservation (Takacs, 1996) :

- Paul Ehrlich : *"To me, biodiversity is the living resources of the planet"*.
- Daniel Janzen : *"The whole package of genes, populations, species, and the cluster of interactions that they manifest"*.
- Thomas Lovejoy : *"The term is really supposed to mean diversity at all levels of organization. But the way it's often used is basically relating to species diversity used to mean just the number of species and their relative abundance and various measures of it"*.
- Peter Raven : *"The sum total of plants, animals, fungi, and microorganisms in the world including their genetic diversity and the way in which they fit together into communities and ecosystems"*.
- Edward Wilson : *"Biodiversity is the variety of life across all levels of organization from genic diversity within populations, to species, which have to be regarded as the pivotal unit of classification, to ecosystems. Each of these levels can be treated, and are treated, independently, or together, to give a total picture. And each can be treated locally or globally"*.

• Quelques définitions ou interprétations de sources françaises :

- **Robert Barbault (1994)** : *"Ainsi, la diversité biologique apparaît comme quelque chose d'omniprésent, de consubstantiel à la vie, mais aussi comme quelque chose de complexe, de dynamique. Elle s'enracine dans les systèmes moléculaires qui contrôlent l'activité et la multiplication des cellules et, par là, les performances des organismes – notamment leur reproduction. A l'échelle des populations, au sein des espèces, elle se déploie dans la variabilité interindividuelle, qui garantit les capacités d'adaptation et d'évolution des espèces. Ainsi se prolonge-t-elle naturellement, fruit d'une longue histoire évolutive, dans la profusion des espèces, pour s'exprimer enfin dans la structuration et la dynamique des systèmes écologiques complexes qui constituent la biosphère"*.

- **Jacques Blondel (2005)** : *"Le concept de biodiversité, avec tous les enjeux et défis qu'il véhicule sur les plans scientifique, sociologique, économique et politique, est directement lié à la crise de l'environnement. Cette crise, dont l'ampleur apparaît chaque jour plus sérieuse et menaçante pour l'avenir des sociétés, s'est peu à peu cristallisée dans le monde scientifique et politique ainsi qu'auprès du grand public au point de devenir aujourd'hui un problème majeur de société. Longtemps confiné dans la seule sphère des sciences de la nature, la biodiversité pénétra le champ des sciences de l'homme et de la société lors de la Convention sur la diversité biologique (CDB) de la Conférence de Rio (1992) sur l'environnement et le développement, ce qui étendit considérablement son sens et explique qu'on lui ait donné plus d'une centaine de définitions" (in Marty et al., 2005)*.

- **Michel Chauvet et Louis Olivier (1993)** : *"Biodiversité est un synonyme de diversité biologique. Sous cette notion très globale, on entend la diversité que présente le monde vivant à tous les niveaux : la diversité écologique ou diversité des écosystèmes ; la diversité spécifique ou diversité interspécifique ; la diversité génétique ou diversité interspécifique" (Chauvet et Olivier, 1993)*.

- **Christian Levêque et Jean-Claude Mounolou (2001)** : *"De fait, la biodiversité est un problème d'environnement qui a émergé au début des années 1980, et culminé lors de la conférence sur le développement durable qui s'est tenue à Rio en 1992. En cette fin de XX^e siècle, les hommes prenaient conscience de leur impact sans précédent sur les milieux naturels, et des menaces d'épuisement des ressources biologiques. Mais, simultanément, on mesurait que la diversité biologique était une ressource indispensable, pour les industries agroalimentaires et pharmaceutiques en particulier. Se posaient donc des questions d'éthique en matière de conservation de la diversité biologique ou de prises de brevets sur le vivant. La biodiversité est ainsi devenue le cadre de réflexion et de discussion dans lequel on a revisité l'ensemble des questions posées par les relations que l'homme entretient avec les autres espèces et les milieux naturels" (Levêque & Mounolou, 2001)*.

• Le point de vue de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité :

"La biodiversité est une dimension essentielle du vivant. Elle s'exprime par la diversité génétique, la diversité des espèces et la diversité des écosystèmes. Elle est porteuse du potentiel évolutif qui garantit la capacité d'adaptation des espèces et des écosystèmes face, notamment, au changement global. La biodiversité est un enjeu vital pour les sociétés humaines par les biens et services qu'elle procure. Les utilisations qui en sont faites ont marqué les paysages et l'ont façonné en retour. Elle est, de fait, investie de valeurs symboliques, culturelles, identitaires. L'homme doit préserver la diversité du vivant pour des raisons d'ordre éthique, culturel, biologique, écologique, mais aussi économique" (MEDD, 2004) ».

Source : X. Le Roux, R. Barbault, J. Baudry, F. Burel, I. Doussan, E. Garnier, F. Herzog, S. Lavorel, R. Lifran, J. Roger-Estrade, J.P. Sarthou, M. Trommetter (éditeurs), 2008. *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies*. Expertise scientifique collective, rapport, INRA (France).

1.3.2.2. La biodiversité urbaine : caractéristiques

L'étude de la nature en ville est un phénomène récent, les premiers inventaires botaniques urbains datant de la fin du XIX^{ème} siècle et du début du XX^{ème} siècle. D'une façon générale, la biodiversité de l'habitat urbain est faiblement documentée dans un bon nombre de villes. Toutefois, les études réalisées dans le cadre d'observatoires urbains permettent de dégager des tendances d'évolution de la biodiversité en ville. On assiste ces dernières années à une évolution des espèces dans les paysages urbains, ce constat étant vrai tant pour les espèces végétales que pour les espèces animales. Aujourd'hui, la biodiversité urbaine peut être patrimoniale ou non, généraliste ou adaptée aux conditions urbaines, sauvages ou marronnes, spontanée ou introduite, et elle joue un rôle dans le fonctionnement des différents écosystèmes présents en ville. L'évolution de la biodiversité urbaine est intimement liée aux comportements des citoyens, à la structure de la ville et à la gestion de l'homme (**Clergeau, 2007**).

L'urbanisation, par ses effets négatifs, détruit la nature soit directement par la destruction des habitats naturels soit indirectement par la fragmentation et l'isolement de ces sites naturels. Si l'extension urbaine a entraîné la disparition et la fragmentation d'habitats, elle s'est effectuée depuis les années soixante-dix en intégrant davantage d'espaces verts que précédemment. Tandis que jusqu'alors, la nature en ville et la diversité étaient réduites aux parcs, une première vague de plantations d'arbres s'est produite à la fin du XIX^{ème} siècle. Dans les années 70, des dizaines de milliers d'arbres ont été plantés dans la plupart des villes. Au cours des années 70 et 80, des bases de loisirs ont été créées, suivies par les parcs de loisirs des années 80 et 90. Une étude récente sur l'organisation spatiale des parcs de l'agglomération rennaise (**Joliet, 1990**) illustre cette évolution progressive des espaces verts en ville, du centre vers la périphérie : des parcs ornementaux du XIX^{ème} siècle localisés au centre ville puis jusqu'aux parcs de loisirs des années 80 et 90 en périphérie, en passant par les parcs récréatifs qui ont vu le jour sous la III^{ème} République et qui sont situés entre les précédents.

La modification des habitats entraîne la diminution d'espèces endémiques, voire d'espèces anciennement introduites d'une part, et l'apparition de nouvelles espèces végétales et animales ou le développement d'espèces déjà introduites en ville d'autre part. Ainsi, l'urbanisation constitue une menace pour un grand nombre d'espèces (**Niemelä, 1999**). Par exemple, plus de 180 espèces ont localement disparu durant les 100 dernières années à la ville de Munich (**Duhme et Pauleit, 1998**). Les principales sources d'espèces introduites pour la végétation sont les espèces horticoles. Les animaux sont rentrés dans la ville à la fin du XIX^{ème} siècle, mais on assiste depuis quelques années à une multiplication des animaux de compagnie, et à une pullulation d'espèces qui s'explique par l'évolution des comportements des citoyens, notamment à travers le nourrissage des animaux (par exemple des pigeons ou des écureuils), phénomène qui a toujours existé mais qui est aujourd'hui en pleine expansion, et l'engouement pour des espèces exotiques. Ces deux tendances contradictoires s'observent à Paris où l'on dispose d'informations relativement précises depuis le 17^{ème} siècle qui permettent de reconstituer l'évolution de la biodiversité (**Moret, 2003**) : les espèces les plus fragiles, celles qui nécessitent des conditions de vie très particulières ou de grands espaces ont disparu en totalité ou partiellement. Ainsi, Paris n'héberge plus que 50 % de la faune des grands mammifères, 50 % de la faune des amphibiens ou 20 % de la faune des reptiles qui étaient présentes au 18^{ème} siècle. En même temps, de nombreuses espèces sont arrivées comme récemment les termites, sans compter avec toutes les espèces dites « de compagnie » telles que les tortues de Florides.

Quel bilan peut-on faire sur l'évolution du nombre d'espèces en milieu urbain ? Ce bilan est difficile à faire, car on dispose de très peu de données. Toutefois, l'analyse des études effectuées sur plusieurs villes dans le monde montre que le nombre global d'espèces présentes ne diminue pas de façon très importante. Mais si le nombre d'espèces ne semble pas évoluer beaucoup, il n'en est pas de même de la composition de la biodiversité. Par exemple, on observe de grands changements d'espèces à Paris depuis un siècle (**Moret, 2003**) : bon nombre d'espèces indigènes ont été remplacées par des espèces exotiques. Parmi ces espèces, peu d'entre-elles arrivent à se stabiliser à long terme dans le milieu, mais, a contrario, certaines espèces en se naturalisant deviennent parfois « envahissantes », perturbant fortement les écosystèmes autochtones.

Le milieu urbain a un impact sur le comportement des espèces (**Clergeau, 2007**) : les espèces qui ont fait leur entrée en ville s'adaptent à leur nouveau lieu de vie, en changeant de comportement, ceci s'observant tant au niveau des animaux que des plantes. Par ailleurs, le milieu urbain en favorisant certaines espèces (les animaux généralistes, les espèces forestières, de régime omnivore ou opportuniste, sédentaires, nichant haut et cavernicoles), entraîne une homogénéisation de la faune et de la flore. Ceci s'observe dans toutes les villes du monde, la sélection des espèces s'opérant par le type de structure d'habitat.

1.3.2.3. Relation habitats-espèces en paysage urbain

Nombreuses sont les études ayant essayé de comprendre comment les espèces répondent à la modification du paysage (**Fahrig and Merriam, 1994 ; McGarigal and McComb, 1995 ; Villard et al., 1999**).

La relation habitat-espèces est gouvernée par un ensemble de variables. En plus de la disponibilité des ressources et de leur qualité, d'autres variables externes influencent cette relation habitat-espèces dans le milieu urbain. Il s'agit notamment du climat urbain (température), le dérangement humain ou le bruit, l'illumination, la qualité des sols et de l'eau, la production d'ordures ménagères et leur traitement.

Plusieurs modèles écologiques ont été développés pour tenter de comprendre comment les changements du paysage peuvent affecter la biodiversité en milieu urbain. Ces modèles sont soit des modèles spatialement explicites appliqués sur de grands territoires pour un grand nombre d'espèces (**Scott et al., 1993 ; White et al., 1997 ; Schumaker et al., 2004**), soit des modèles centrés individus qui sont appliqués à des échelles fines pour une seule espèce ou quelques espèces seulement (**Dunning et al., 1995 ; Schumaker et al., 2004**).

Les résultats de ces modèles permettent de commencer à comprendre comment le processus d'urbanisation affecte localement la diversité des espèces (**Hansen et al., 2005 ; Marzluff, 2005 ; Marzluff et al., 2008**).

Ainsi, l'artificialisation du sol, en provoquant un changement au niveau du fonctionnement de l'écosystème, affecte directement ou indirectement les facteurs qui agissent sur les plantes et les animaux, forçant certains à disparaître, tandis que d'autres, en particulier les espèces exotiques qui s'adaptent à l'homme, prospèrent (**Paul et Meyer, 2001 ; Pickett et al., 2001 ; Kaye et al., 2006 ; Marzluff, 2005**). La destruction de l'habitat des espèces mais aussi l'augmentation de l'isolement de cet habitat provoquent un problème majeur de dynamique spatiale : la dispersion des individus (**Clergeau, 2007**).

Clergeau (2007) rapporte qu'une étude de la biodiversité en milieu urbain, menée dans plusieurs villes françaises et canadiennes (**Clergeau et al., 1998 et 2006a**), a mis en relation des relations diverses entre le nombre d'espèces et le « taux d'urbanisation », le long de gradients ville-campagne. Ainsi, pour les oiseaux, le nombre d'espèces diminue au fur et à mesure que l'on progresse vers le centre de la ville, tandis que leur effectif global augmente parallèlement. Pour les petits mammifères, le nombre d'espèces et leur effectif global chute très rapidement en direction du centre-ville. Quand on considère les mêmes variables, mais non plus le long de gradients ville-campagne, mais seulement dans les parcs publics de ces villes, on observe que le nombre d'espèces d'oiseaux et leur effectif global est stable dans le centre comme en périphérie de la ville, tandis que le nombre de petits mammifères diminue en direction du centre-ville. La différence observée entre les résultats obtenus sur le long des gradients ville-campagne et ceux qui ont été produits en limitant des espaces étudiés aux parcs publics montre qu'il est nécessaire pour de nombreuses espèces de travailler sur la continuité des structures paysagères.

De ces études, il ressort plusieurs points :

- Il apparaît préférable de privilégier des groupes fonctionnels d'espèces plutôt que des espèces emblématiques pour favoriser la biodiversité en ville.
- La prise en compte de l'organisation du paysage, et pas seulement des espèces végétales et animales, est fondamentale car les continuités contribuent à la durée de vie des espèces dans les habitats isolés. C'est dans ce contexte que les notions de trame verte, trame bleue et de réseau écologique ont émergé, et sont actuellement mises en œuvre en France dans le cadre du Grenelle de l'Environnement.
- La connaissance de l'évolution de l'occupation des sols et des structures paysagères apparaît primordiale pour comprendre la répartition spatiale et l'évolution des espèces dans le milieu urbain. L'organisation actuelle du paysage urbain est bien la résultante d'une dynamique passée et actuelle qu'il est nécessaire de reconstituer afin de comprendre certains phénomènes anciens qui, malgré qu'ils ne soient plus lisibles, continuent d'influencer la présence de certaines espèces. C'est le cas par exemple des « carabes forestiers qui continuent de fréquenter un talus qui était fortement boisé quelques décennies auparavant » (**Clergeau, 2007**).

Synthèse

Nombreuses sont les contributions scientifiques qui démontrent que les méthodes et les principes de l'écologie du paysage peuvent être efficacement utilisés dans l'étude des écosystèmes urbains. Ces études nous rappellent que les écosystèmes urbains sont fortement complexes, encore plus complexes que beaucoup d'écosystèmes ruraux ou naturels. La principale différence entre écosystèmes urbains et non urbains réside dans la nature, l'intensité et la fréquence des influences d'origine anthropique. Les écosystèmes urbains sont gouvernés par les actions humaines, et par conséquent il est important que ces facteurs soient pris en considération dans les études en écologie urbaine. Différentes études montrent des exemples où l'intervention de l'homme est prise en compte. Toutefois, elles montrent aussi que la compréhension des écosystèmes urbains reste incomplète et nécessite davantage de recherches. En l'état actuel des connaissances en écologie du paysage urbaine, plusieurs perspectives de recherche ont été identifiées, parmi lesquelles la compréhension des changements d'occupation et d'utilisation des sols et le développement de modèles en écologie du paysage applicables dans un environnement urbain. Les changements d'occupation et d'utilisation du sol provoquent des modifications de la structure paysagère à travers des pertes d'habitats, la fragmentation du paysage, l'isolement et la dégradation des fragments d'habitats. Ces modifications affectent les communautés animales et végétales et nuisent à la biodiversité. Par conséquent, comprendre comment les trajectoires actuelles du changement observé au niveau du paysage peuvent-elles ou non jouer un rôle dans le futur est essentiel pour la planification locale et régionale (Clark et al., 2001).

L'amélioration des connaissances sur les changements d'occupation et d'utilisation des sols en milieu urbain est un enjeu important pour déterminer les changements d'organisation des paysages et ainsi mieux comprendre la réponse des espèces végétales et animales à ces changements de paysage (Hepinstall et al., 2008).

Le développement et l'usage de modèles représentent aussi des enjeux importants pour évaluer l'impact des changements d'occupation des sols sur l'organisation des paysages et sur la biodiversité. La modélisation est un outil de compréhension des processus, mais aussi un outil d'aide à la décision : elle permet de tester certaines hypothèses et d'assister les aménageurs dans la planification urbaine. Ainsi, elle peut être utilisée pour prédire les effets du futur développement urbain et des changements d'occupation du sol sur la biodiversité en général et le comportement des espèces, leur abondance et leur diversité en particulier. Prédire les changements futurs de l'occupation et de l'utilisation du sol et leurs impacts sur les réponses des communautés animales et végétales est reconnu comme un des principaux enjeux de l'écologie du paysage (Clergeau, 2007).

1.4. Le cas d'une métropole de taille moyenne : Rennes

1.4.1. Rennes Métropole, un territoire en fort développement à l'aire d'influence étendue

Située au centre du département d'Ille-et-Vilaine, dans la partie Est de la Bretagne, la ville de Rennes comptait en 2006 environ 210 000 habitants (360 000 y compris les communes périphériques), se plaçant ainsi au 11^{ème} rang du classement des villes françaises (**Tableau 4.1**).

Rennes Métropole exerce une influence sur un territoire étendu (**Figure 4.1**), qui peut être décomposé en cinq entités emboîtées (**AUDIAR, 2009**) : une ville centre de 210 000 habitants ; une communauté d'agglomération, Rennes Métropole, qui regroupe 37 communes (**Figure 4.2**) et environ 395 000 habitants au 01/01/2008 ; un pays, le Pays de Rennes, qui englobe 67 communes en 5 EPCI et 460 000 habitants ; une aire urbaine, l'Aire Urbaine de Rennes, qui en incluant 140 communes et totalisant 590 000 habitants, occupe le 12^{ème} rang national ; Enfin, une zone d'emploi qui recouvre 200 communes, comprend deux tiers de la population du département d'Ille-et-Vilaine et rassemble 70 % de ses emplois.

Ainsi, malgré sa position géographique excentrée par rapport à la région Bretagne et le fait qu'elle n'a aucun rapport avec la mer (**Meynier et Le Guen, 1966**), Rennes est une ville à la sphère d'influence qui dépasse largement son territoire *stricto sensu*, et qui joue son rôle de capitale régionale grâce à son attractivité. Grâce à leur dynamisme démographique et économique, Rennes et Montpellier, qualifiées de villes « *dont on parle* », sont considérées comme « *les deux seules villes françaises qui se placent nettement au-dessus du rang que leur assignent leur simple taille* » (**Brunet, 1989**). Rennes bénéficie également de sa proximité de Paris, notamment avec l'arrivée du TGV en 1989 et prochainement la Ligne à Grande Vitesse (LGV). Ce projet, dont les travaux devraient démarrer en 2009, est destiné à mettre Rennes à moins d'une heure et demie de Paris.

Tableau 4.1 : Classement des 20 premières villes françaises établi d'après les données du 31 décembre 2008 correspondant aux populations légales des communes au 1^{er} janvier 2006, (Source : INSEE, 2009)

Rang au 1 ^{er} janvier 2006	Ville	Département	Région	8 mars 1999 (PSDC*)	1 ^{er} janvier 2006 (PSDC*)
1	Paris	Paris	Île-de-France	2 125 246	2 181 371
2	Marseille	Bouches-du-Rhône	Provence-Alpes-Côte d'Azur	0 798 430	0 839 043
3	Lyon	Rhône	Rhône-Alpes	0 445 452	0 472 305
4	Toulouse	Haute-Garonne	Midi-Pyrénées	0 390 350	0 437 715
5	Nice	Alpes-Maritimes	Provence-Alpes-Côte d'Azur	0 342 738	0 347 060
6	Nantes	Loire-Atlantique	Pays de la Loire	0 270 251	0 282 853
7	Strasbourg	Bas-Rhin	Alsace	0 264 115	0 272 975
8	Montpellier	Hérault	Languedoc-Roussillon	0 225 392	0 251 634
9	Bordeaux	Gironde		0 215 363	0 232 260
10	Lille	Nord	Nord-Pas-de-Calais	0 184 657	0 226 014
11	Rennes	Ille-et-Vilaine	Bretagne	0 206 229	0 209 613
12	Reims	Marne	Champagne-Ardenne	0 187 206	0 183 837
13	Le Havre	Seine-Maritime	Haute-Normandie	0 190 905	0 182 580
14	Saint-Étienne	Loire	Rhône-Alpes	0 180 210	0 177 480
15	Toulon	Var	Provence-Alpes-Côte d'Azur	0 153 317	0 156 107
16	Grenoble	Isère	Rhône-Alpes	0 153 317	0 156 107
17	Angers	Maine-et-Loire	Pays de la Loire	0 151 279	0 152 337
18	Dijon	Côte-d'Or	Bourgogne	0 149 867	0 151 504
19	Brest	Finistère	Bretagne	0 149 634	0 144 548
20	Nîmes	Gard	Languedoc-Roussillon	0 133 424	0 144 092

*Population sans doubles comptes

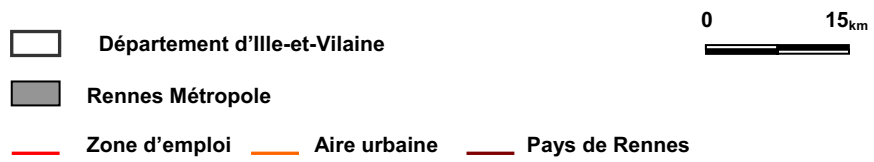
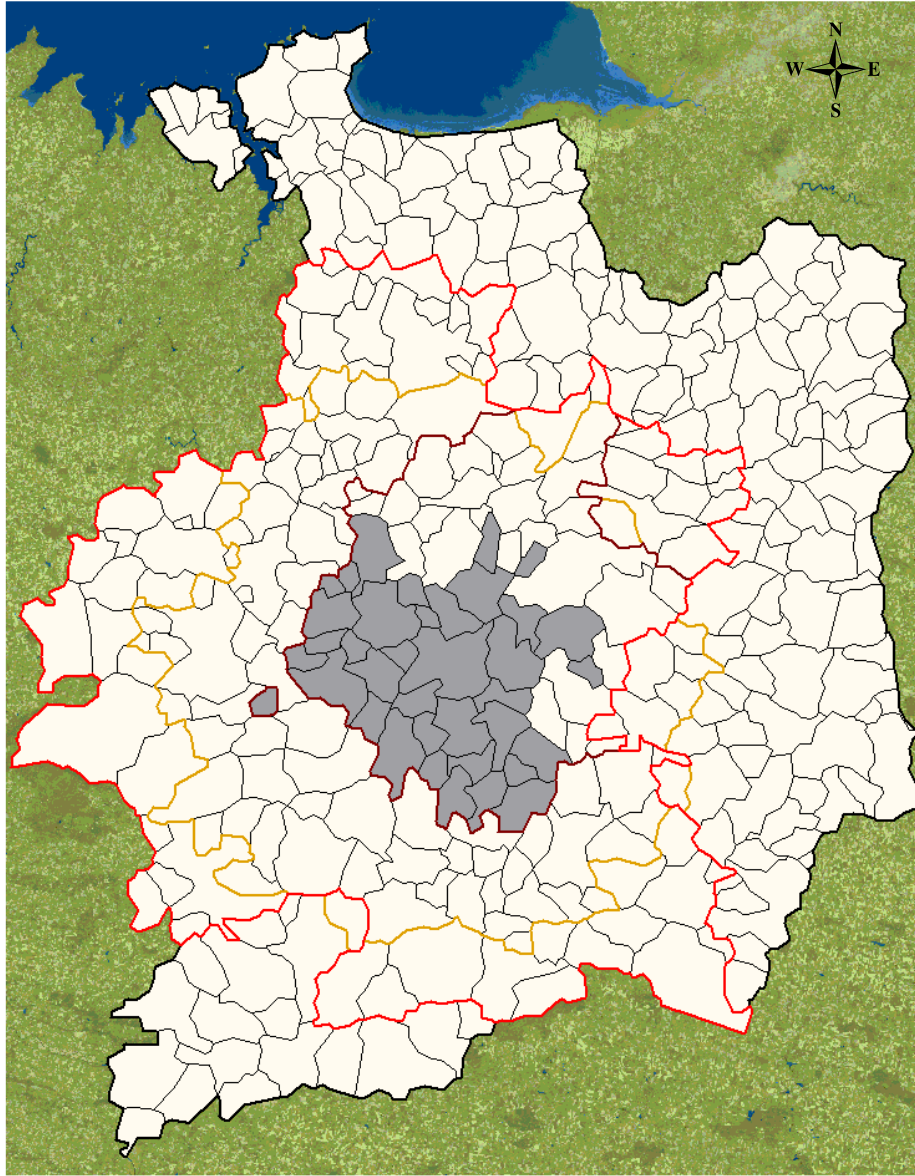


Figure 4.1 : *L'aire d'influence de Rennes Métropole*

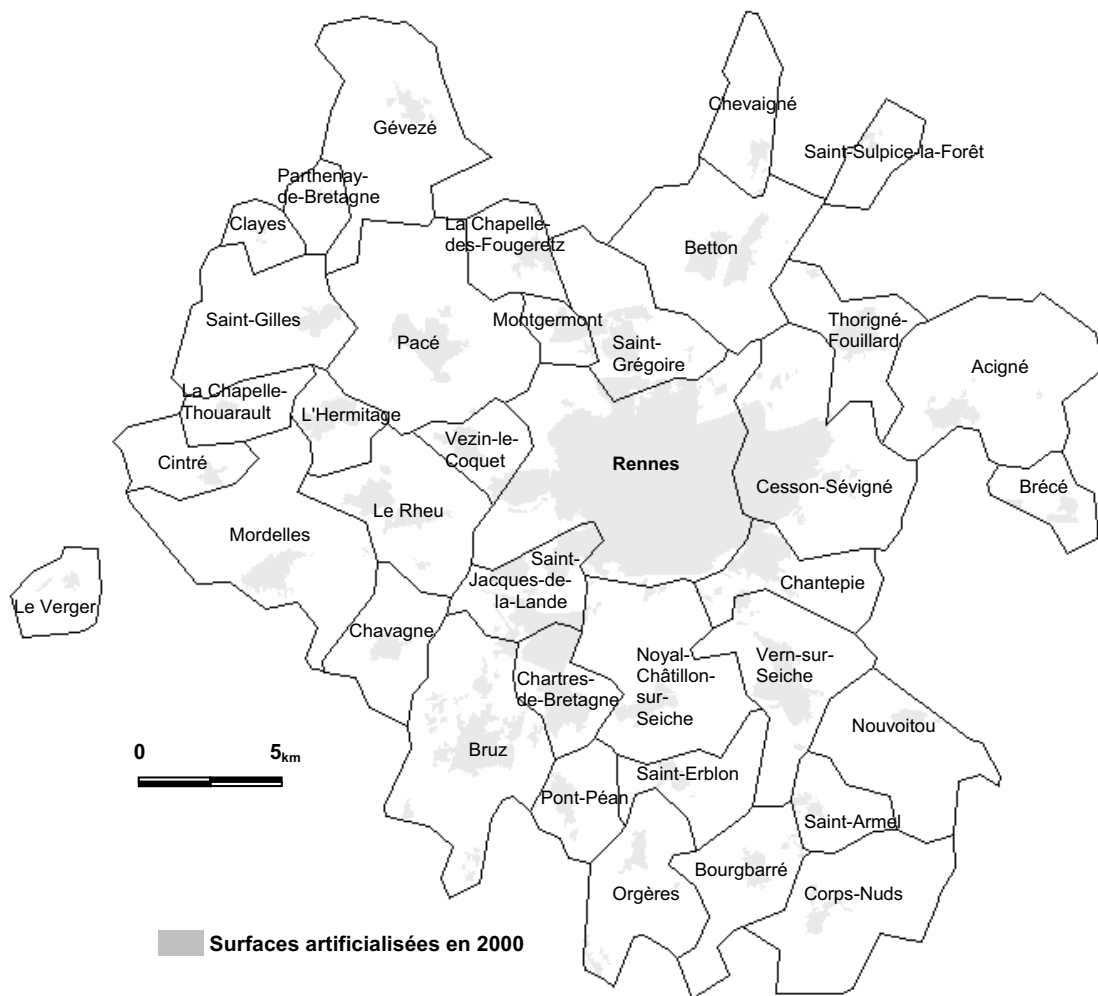


Figure 4.2 : *Les 37 communes de Rennes Métropole*

1.4.2. Une forte dynamique économique et démographique

Capitale régionale de la Bretagne, Rennes est une agglomération dynamique tant sur le plan démographique que sur le plan économique, avec une population qui augmente continuellement et un taux de croissance soutenu depuis 20 ans.

Rennes métropole comptait 386 066 habitants au 1^{er} janvier 2006, date du dernier Recensement Général de la Population (AUDIAR, 2009). L'aire urbaine de Rennes, par sa croissance démographique, occupait alors la 3^{ème} place du classement national du taux d'évolution de la population calculé sur la période 1999-2006 (Tableau 4.2), tandis que Rennes Métropole occupait la 5^{ème} place du classement national du taux d'évolution de la population des établissements publics de coopération intercommunale de plus de 250 000 habitants hors Île de France sur la même période (Tableau 4.3) (AUDIAR, 2009). La population de l'agglomération rennaise augmente régulièrement de plus de 1 % par an depuis plus de trente ans. Une population mobile (mobilité résidentielle) constituée d'étudiants et de jeunes actifs dont la majorité viennent de l'extérieur de la Bretagne, attirés par l'offre d'emploi, la qualité de vie, les études... permettent à l'agglomération rennaise de garder une population jeune. En rythme de développement démographique, l'aire urbaine rennaise s'est placée au troisième rang derrière Montpellier et Toulouse au cours de la dernière décennie, période pendant laquelle sa croissance a enregistré une légère accélération, de 1,31 % par an. Ce dynamisme, marqué par un excédent naturel de 0,72 % par an – le plus fort au niveau national après celui de Paris – et un solde migratoire de 0,59 % par an – le 6^{ème} des grandes agglomérations françaises –, exprime la jeunesse du territoire et son attractivité. Les projections démographiques de l'AUDIAR et de l'INSEE indiquent que cette croissance devrait continuer au même rythme et que le Pays de Rennes gagnerait au moins 60 000 habitants par décennie d'ici 2030. Sa population pourrait alors être comprise entre 600 000 et 660 000 habitants (AUDIAR, 2009).

Tableau 4.2 : Place de l'aire urbaine de Rennes dans le classement national du taux d'évolution de la population sur la période 1999-2006 (Source : INSEE, in AUDIAR, 2009)

	Population municipale 2006	Population sans doubles comptes		Taux d'évolution annuel moyen (en %)		Rang en volume de population 2006
		1999	1990	1999-2006	1990-1999	
Toulouse (005)	1 102 882	964 797	841 152	+1,98	+1,53	5
Montpellier (015)	510 390	459 916	388 747	+1,54	+1,88	15
Rennes (012)	571 754	521 188	463 366	+1,37 %	+1,31 %	11
Avignon (030)	314 309	290 466	270 744	+1,16	+0,78	26
Bordeaux (007)	999 152	925 253	871 234	+1,13	+0,67	6
Nantes (008)	763 116	711 120	644 317	+1,04	+1,10	8
Nice (006)	991 899	933 080	891 319	+0,90	+0,51	7
Lyon (002)	1 748 274	1 648 216	1 551 133	+0,87	+0,68	2
Marseille–Aix-en-Provence (003)	1 601 095	1 516 340	1 455 122	+0,80	+0,46	3
Toulon (010)	595 884	564 823	531 071	+0,79	+0,69	10
Paris (001)	11 769 424	11 174 743	10 859 659	+0,76	+0,32	1
Tours (020)	395 587	376 374	353 790	+0,73	+0,69	20
Strasbourg (009)	638 672	612 104	568 964	+0,62	+0,81	9
Clermont-Ferrand (018)	426 698	409 558	396 695	+0,60	+0,35	17
Angers (023)	345 307	332 624	308 387	+0,55	+0,84	23
Orléans (022)	369 100	355 811	329 464	+0,54	+0,86	22
Caen (021)	384 576	370 851	347 753	+0,53	+0,72	21
Le Mans (028)	303 289	293 159	283 849	+0,50	+0,36	28
Grenoble (014)	531 439	514 559	485 369	+0,47	+0,65	13
Dijon (024)	335 690	326 631	312 904	+0,40	+0,48	24

Tableau 4.3 : Place de Rennes Métropole dans le classement national du taux d'évolution de la population des communautés de 250 000 habitants et plus hors Île de France sur la période 1999-2006 (Source : INSEE, in AUDIAR, 2009)

Les communautés de 250 000 habitants et plus hors Île-de-France par ordre décroissant de taux d'évolution 1999-2006

	Population municipale 2006	Population sans doubles comptes		Taux d'évolution annuel moyen (en %)		Rang en volume de population 2006	Part de la communauté dans l'aire urbaine
		1999	1990	1999-2006	1990-1999		
CA du Grand Toulouse	651 584	583 229	521 824	+1,64	+1,24	5	59,1
CA Montpellier Agglomération	406 140	366 895	316 259	+1,50	+1,66	9	79,6
CA du Pays d'Aix-en-Provence	354 661	332 653	302 133	+0,94	+1,07	15	20,6
CU de Bordeaux	702 522	659 998	624 286	+0,92	+0,62	4	70,3
CA Rennes Métropole	386 066	364 832	326 574	+0,83 %	+1,24 %	13	67,5 %
CU de Lyon (Grand Lyon)	1 253 179	1 193 842	1 161 962	+0,71	+0,30	1	71,7
CU Nantes Métropole	579 131	554 478	505 076	+0,64	+1,04	6	75,9
CU Marseille Provence Métropole	1 023 972	981 769	969 323	+0,62	+0,14	3	61,7
CA de Nice - Côte d'Azur	512 160	494 446	483 709	+0,52	+0,24	7	50,8
CA Toulon Provence Méditerranée	405 331	392 336	382 785	+0,48	+0,27	10	68,0
CU de Strasbourg	467 376	452 609	424 712	+0,47	+0,71	8	73,2
CA Tours Plus	264 928	258 170	248 237	+0,38	+0,44	19	67,0
CA d'Orléans - Val de Loire	272 572	266 446	245 849	+0,33	+0,90	17	73,8
CA Grenoble Alpes Métropole	396 657	389 560	379 344	+0,27	+0,30	12	74,6
CA Angers Loire Métropole	265 386	261 146	242 495	+0,24	+0,83	18	76,9
CU de Lille Métropole	1 107 861	1 091 438	1 067 345	+0,22	+0,25	2	90,5
CA Clermont Communauté	279 621	275 391	270 032	+0,22	+0,22	16	65,5
CU du Grand Nancy	258 526	258 268	256 371	+0,01	+0,08	20	62,2
CA Rouennaise	404 052	404 668	398 450	-0,02	+0,17	11	77,2
CA de Saint Etienne Métropole	378 754	384 042	409 836	-0,20	-0,72	14	90,9

CA = communauté d'agglomération ; CU = communauté urbaine ; périmètres au 1^{er} janvier 2009

Source : Insee

La mixité sociale, l'amélioration des déplacements, la protection des paysages, la diversité et le patrimoine architectural, le développement économique, le développement culturel et touristique, la recherche et une prise en compte grandissante de la biodiversité et des continuités écologiques dans le cadre du développement durable sont autant d'enjeux auxquels Rennes métropole doit faire face afin de maintenir son attractivité économique, et faire face aux différents besoins générés par une pression démographique qui s'est notablement renforcée dans la dernière décennie. Cette évolution place la croissance de l'agglomération rennaise comme la 3^{ème} en France, derrière Montpellier et Toulouse.

La croissance économique de Rennes a suivi le même rythme que sa croissance démographique entre les deux derniers recensements. Ainsi, entre 1990 et 1999, la progression annuelle moyenne de l'emploi a été de +1,29 %, contre une croissance annuelle moyenne de la population recensée à +1,31 %. Depuis 1999, la progression des emplois dans la zone d'emploi de Rennes est plus importante que celle des 22 plus grandes agglomérations françaises (**Figure 4.3**). Cette croissance place Rennes métropole au 5^{ème} rang des aires urbaines au niveau national. Cette croissance n'est pas nouvelle : en 1988, le magazine l'Expansion accordait à Rennes, ex-aequo avec Montpellier, la première place dans le palmarès des villes françaises les plus dynamiques.

Rennes doit en partie son dynamisme et son essor à sa position de carrefour, à sa proximité de Paris, à l'absence d'autres grandes villes influentes à moins de 50 km et à un réseau de transport performant (**Guégan-Roué, 1994**). Mais surtout, le dynamisme actuel s'appuie sur un tissu économique diversifié, le développement des emplois métropolitains, la

diversification des secteurs d'activité de ses entreprises (services aux particuliers, automobile, bâtiment, services aux entreprises...), et sur un réseau d'enseignement et de recherche qui privilégie une synergie recherche/ entreprises. Le développement de l'agglomération rennaise s'appuie sur deux universités qui accueillent près de 60 000 étudiants, un secteur de la recherche bien implanté qui compte environ 4 000 chercheurs, et un tissu économique qui rassemble de nombreuses activités orientées vers l'industrie et le secteur tertiaire : le secteur industriel, qui représente 27 % de l'emploi salarié, est orienté surtout vers l'industrie automobile, l'industrie agro-alimentaire, et les industries électroniques et de télécommunication ; le secteur tertiaire à la fois très présent (65 % des effectifs de la zone d'emploi de Rennes) et en forte progression (+ 27 % depuis les années 1990). Depuis plus de vingt ans, on assiste à une diversification de l'économie portée sur le développement des technologies de l'information et des communications, le renforcement du pôle automobile. La ville joue d'autre part la carte de la qualité de vie et du tourisme culturel.

Rennes assure les fonctions de commandement d'une capitale régionale avec un secteur public important qui emploi un actif sur cinq sur la zone d'emploi et un secteur privé dynamique. L'agglomération offre des équipements d'un niveau équivalent à ceux des métropoles européennes. Par son dynamisme, Rennes affirme sa place de capitale régionale, irrigue la Bretagne dont elle est la porte d'entrée européenne.

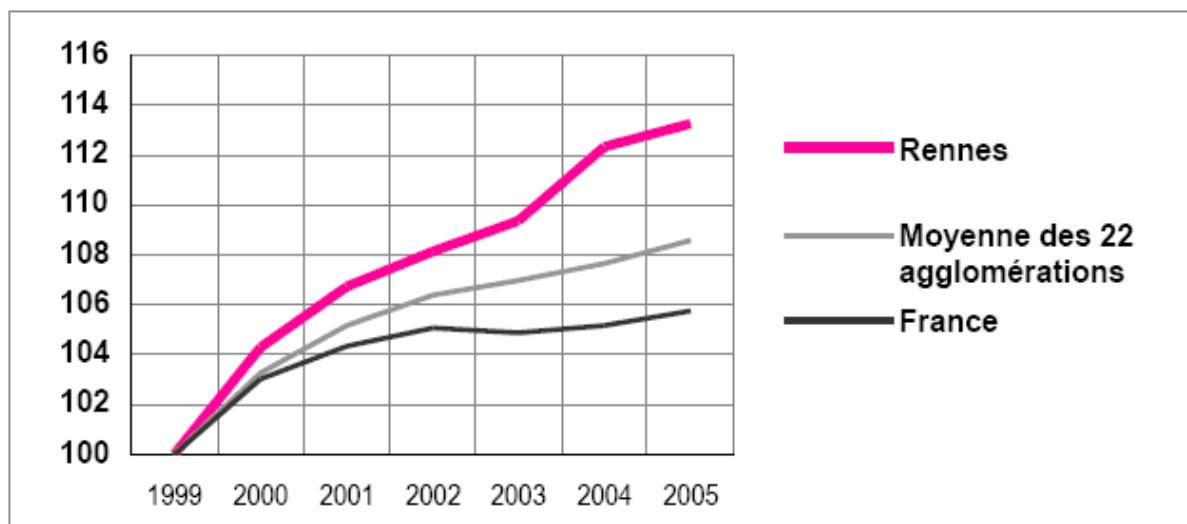


Figure 4.3 : Evolution de l'emploi salarié de la zone d'emploi de Rennes sur la période 1999-2005, base 100 au 31-12-1999 (Source : INSEE, calcul AUDIAR, in AUDIAR, 2009)

1.4.3. Une forte croissance urbaine dans le cadre d'une ville-archipel

La ville de Rennes a connu, comme nombre de villes, un phénomène de périurbanisation dès les années soixante. Elle a également pour caractéristique de posséder une longue tradition de planification, visant à encadrer fortement l'urbanisation du territoire mais aussi à préserver et gérer ses nombreux espaces verts. Henri Fréville, maire de Rennes de 1954 à 1977, écrit en 1972 : « l'originalité de la ville de Rennes est d'avoir, dès 1954, pensé son propre développement d'une manière prospective ». Cette politique de planification urbaine a permis à Rennes de contenir l'étalement de la ville, délimitée par une rocade et enserrée par une ceinture verte.

1.4.3.1. Le phénomène de périurbanisation et les grandes phases de croissance

La ville de Rennes et ses communes périphériques ne sont pas restées à l'abri d'un mouvement de périurbanisation amorcé en France au début des années 60 et dont l'intensité est loin d'être homogène à la fois dans le temps et dans l'espace. Ce mouvement de périurbanisation est analysé ci-dessous à travers les différentes périodes intercensitaires allant de 1954, date de son apparition, jusqu'au dernier recensement. Cette analyse s'appuie essentiellement sur 3 sources : les recensements de la population (**INSEE**), un rapport de l'AUDIAR (**AUDIAR, 2009**) et la thèse de Guégan-Roué (**Guégan-Roué, 1994**).

1954-1968 : Le mouvement de périurbanisation s'amorce au milieu des années 60

Durant cette période, Rennes concentre la croissance démographique (**AUDIAR, 2009**). Entre 1954 et 1962, Rennes connaît un accroissement de sa population de 24 % (**Figure 4.4**) alors que la croissance moyenne des villes françaises de plus de 100 000 habitants était aux environs de 16 %. De 1962 à 1968, Rennes connaît une croissance spectaculaire et enregistre le plus fort rythme de croissance des villes de plus de 100 000 habitants. Entre 1962 et 1968, on assiste à un début de croissance soutenue des communes périphériques au détriment de la ville-centre : elles enregistrent un solde migratoire sept fois plus élevé que celui de la période précédente (**Figure 4.5**). Ce début de croissance des communes périphériques est localisé au Sud-Ouest de la ville centre (**Figure 4.6**) tandis que la population des communes de la lointaine périphérie diminue (**Figure 4.7**). Ceci s'explique par l'attraction qu'exercent les activités économiques, notamment celles de la zone industrielle de la route de Lorient (1952) et de l'usine Citroën de la Janais (1962). La concentration de la population autour des communes proches de Chartres-de-Bretagne s'explique également par les réalisations tardives en matière d'offre de logement sur la commune de Rennes (le quartier de Villejean au Nord-Ouest est construit en 1969, la Z.U.P Sud de 1967 à 1980).

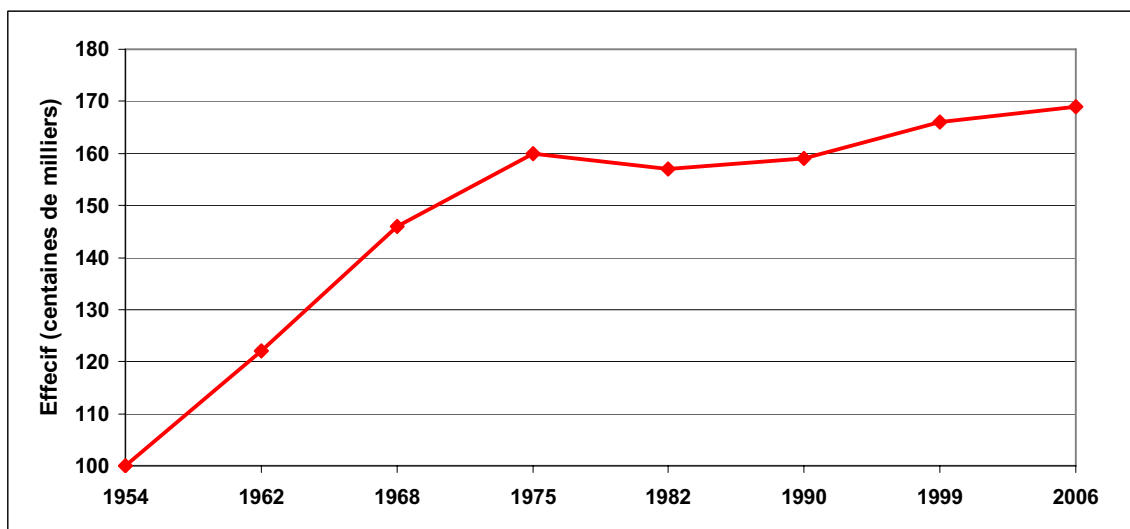


Figure 4.4 : Evolution de la population de la ville de Rennes de 1954 à 2006 (Base 100 en 1954) (Source de données : INSEE)

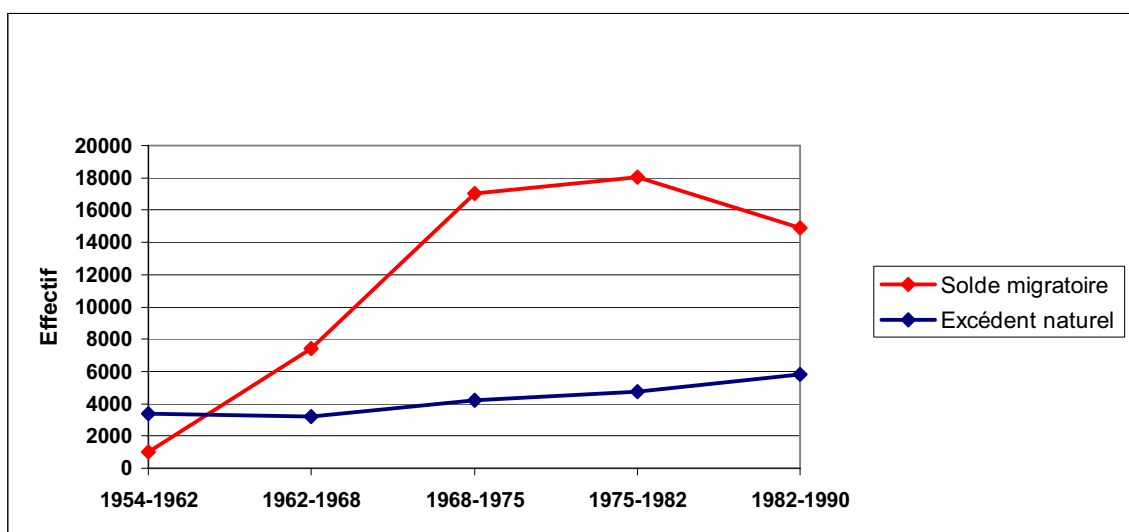


Figure 4.5 : Evolution du solde migratoire et de l'excédent naturel des communes périphériques de Rennes sur la période 1954-1990 (Source de données : INSEE, in Guégan-Roué, 1994)

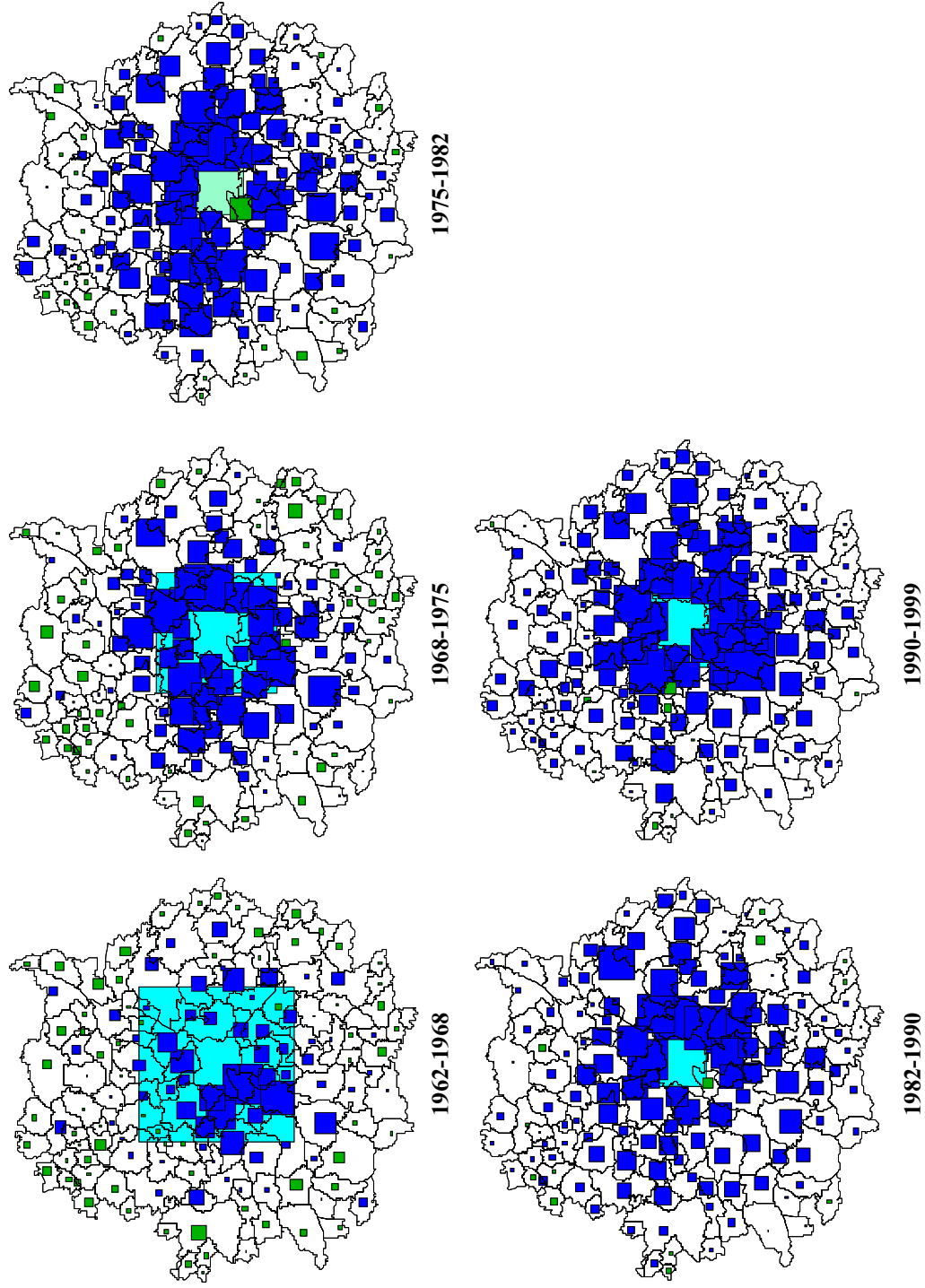


Figure 4.6 : Gain de population sur l'Aire Urbaine de Rennes, de 1962 à 1999 (Source : AUDIAR d'après l'INSEE)

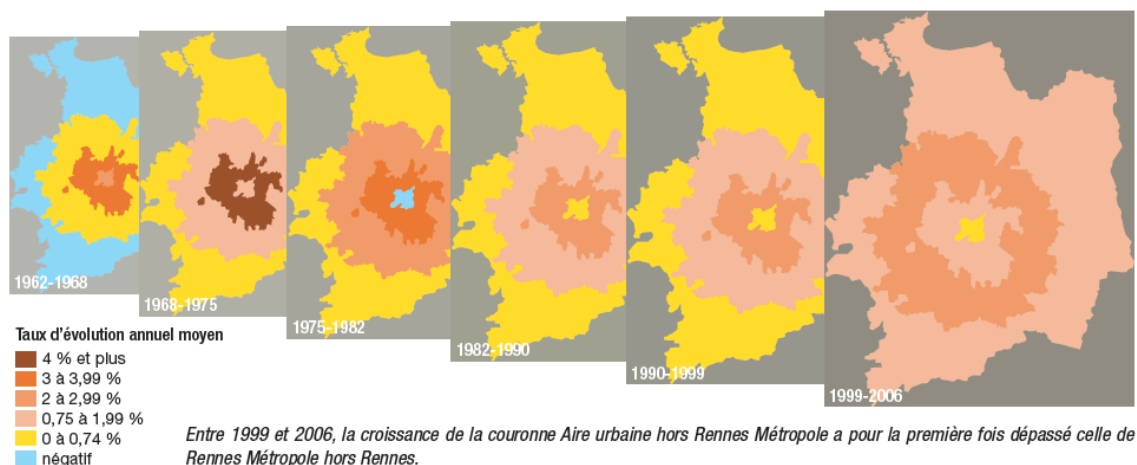


Figure 4.7 : Taux d'évolution annuel moyen de la population à l'échelle du département d'Ille-et-Vilaine de 1962 à 2006 (AUDIAR, 2009). Sont représentés, les niveaux emboîtés suivants : la Ville-centre, Rennes Métropole, l'Aire Urbaine de Rennes et le Département

1968-1975 : La périurbanisation s'amplifie parallèlement à la croissance de la ville centre

Entre 1968 et 1975, le phénomène de périurbanisation s'accroît. Cette période est marquée par la croissance démographique de l'ensemble des communes périphériques à proximité de la ville centre (**Figure 4.5**) : Les communes du Sud-Ouest et l'Ouest de Rennes ont maintenu leur croissance, tandis que la déconcentration d'activités en périphérie (**Figure 4.8**), la création en 1967 d'un campus universitaire au Nord-Est de la ville centre sur le site de Beaulieu a permis un rééquilibrage en faveur des communes du Nord-Est. Les années 1970 marquent un ralentissement de la croissance soutenue qu'a connue la ville centre au début des années 60, et une nouvelle tendance, « habiter la campagne » en cherchant des terrains bon marché, se dessine

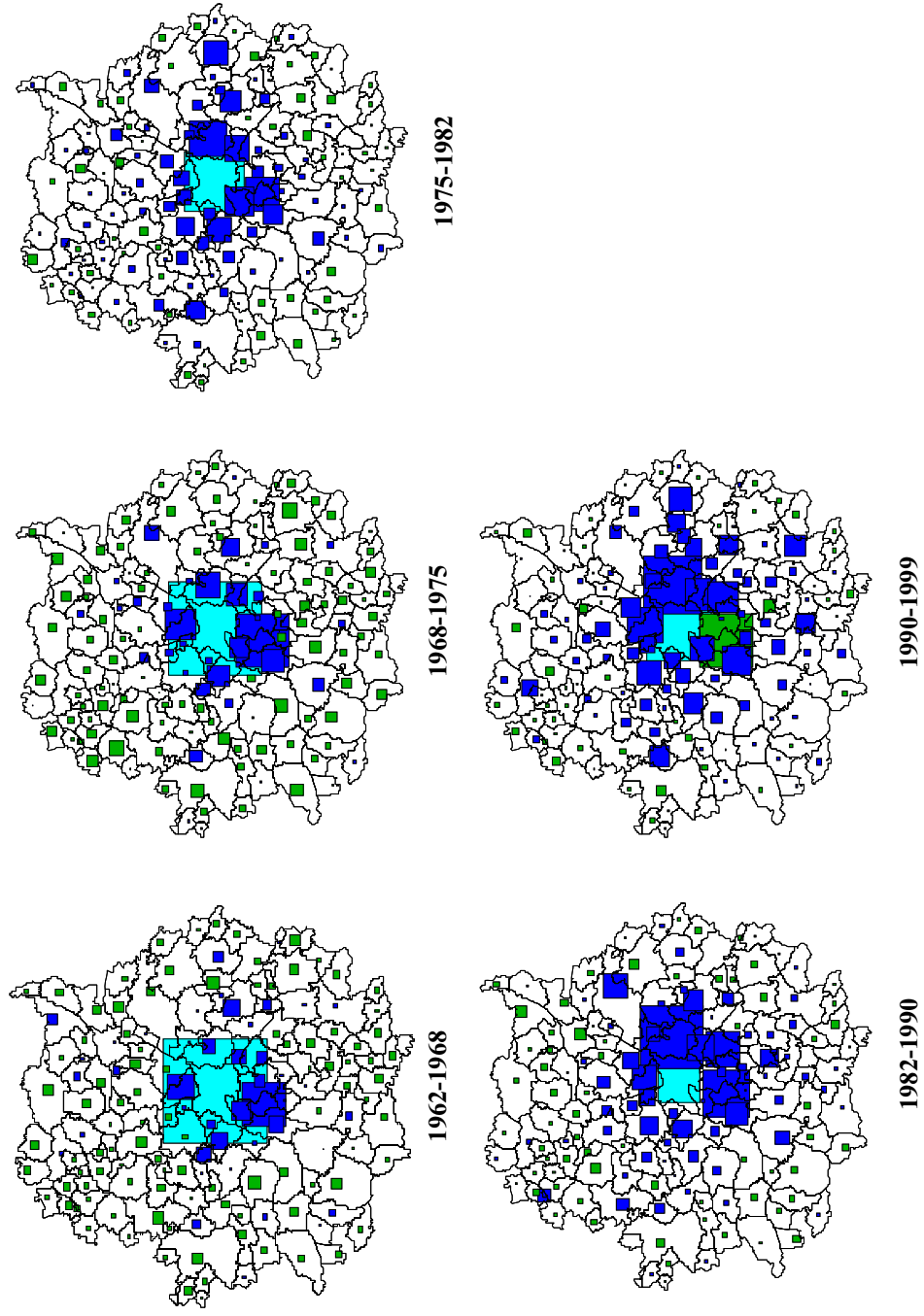


Figure 4.8 : Gain d'emplois sur l'Aire Urbaine de Rennes, de 1962 à 1999 (Source : AUDIAR d'après l'INSEE)

1975-1982 : Une périurbanisation croissante versus un déclin démographique de la ville centre

Si la population rennaise a connu une évolution spectaculaire de 1954 à 1975, on assiste à un renversement de tendance durant la période 1975-1982 (**Figure 4.4**). La population de la ville centre s'est stabilisée, enregistrant même une légère baisse en 1982 par rapport au recensement de 1975. C'est pendant cette période que « *la périphérie prend le relais du centre délaissé* » (**AUDIAR, 2009**). Le phénomène de périurbanisation s'est accentué (**Figures 4.6 et 4.8**) et s'est élargi pour d'autres communes éloignées. Ceci est favorisé par l'utilisation de l'automobile qui, en réduisant les distances, fait que la proximité des grands axes routiers rend les communes plus attractives. « *Ainsi, les nationales Rennes-Paris et Rennes-St Brieuc à quatre voies expliquent l'étalement de la croissance selon un axe est-ouest* » (**Guégan-Roué, 1994**).

1982-1999 : Une périurbanisation qui se poursuit, mais qui s'atténue

Une périurbanisation qui se poursuit, une logique de polarisation centrale et un territoire « *distric* » qui accueille l'essentiel de la croissance sont les traits majeurs qui marquent la dynamique démographique et spatiale observée à cette époque (**AUDIAR, 2009**). En effet, les communes périphériques continuent à se développer en affichant un excédent naturel positif et un solde migratoire toujours positif malgré une baisse par rapport la période 1975-1982 (**Figure 4.5**), du fait que le phénomène de périurbanisation qui, même s'il se poursuit, commence à s'atténuer. Certaines communes telles que Vern-sur-Seiche, Cesson-Sévigné, St Grégoire et Chantepie maintiennent un rythme de croissance soutenu, provoquant ainsi un déplacement vers l'Est qui marque un déséquilibre entre l'Est et l'Ouest du district. La **Figure 4.9** illustre ces mouvements de délocalisation centre/périphérie au profit des communes périphériques, à travers l'exemple du transfert d'entreprises. Cette tendance peut s'expliquer par l'attractivité de ces communes, qui peut s'observer à travers le montant de la taxe foncière (**Tableau 4.4**). Cette attractivité s'explique par la conjugaison des facteurs suivants : la proximité de la ville centre et des grands axes de circulation, en particulier l'axe Rennes-Paris, la création en 1982 du pôle Rennes Atalante, la délocalisation d'un grand nombre d'entreprises, ainsi que l'image positive véhiculée par ces communes (**Guégan-Roué, 1994**). En parallèle, un phénomène de « *polarisation centrale réapparaît* » (**AUDIAR, 2009**) grâce à la croissance enregistrée par ces communes périphériques proches de la ville centre et qui vont par la suite constituer le noyau urbain rennais dont le poids constitue une tendance lourde dans le développement de Rennes Métropole (**Figures 4.6 et 4.8**).

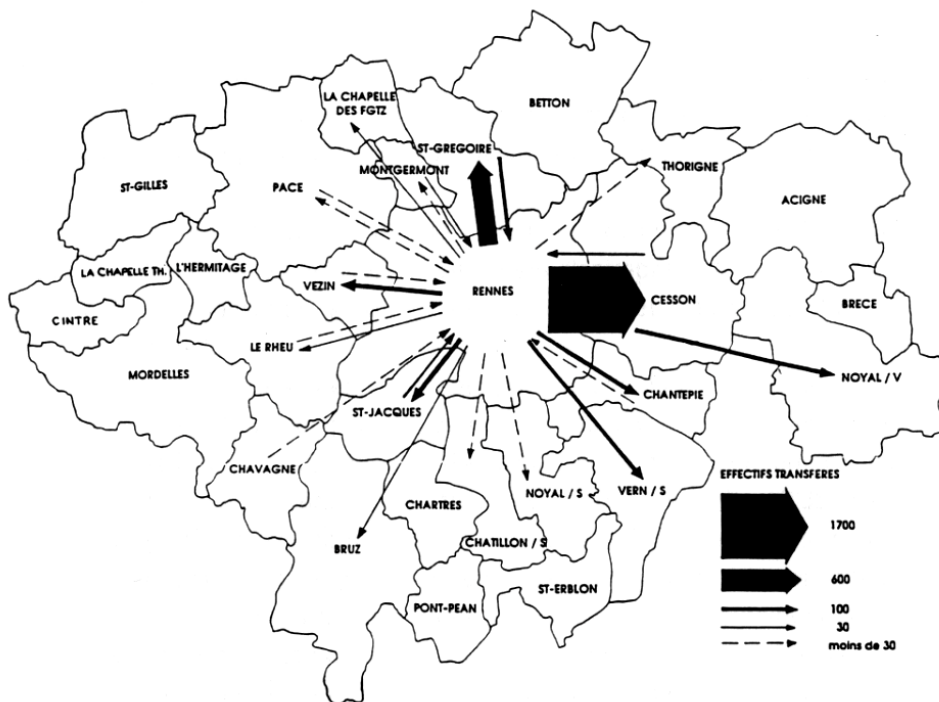


Figure 4.9 : Transferts d'entreprises pour les établissements de cinq salariés et plus dans le district de Rennes (Source : URSAFF, in Houllier, 1992)

1999-2006 : Une périurbanisation de la périphérie éloignée

Cette dernière période se distingue pour la ville centre par un rythme de croissance démographique élevé, mais inférieur à celui des années 1990 (**Figure 4.4**) alors que « l'aire d'influence de Rennes a continué de s'étendre : la périphérie lointaine (au-delà de Rennes Métropole) a connu une expansion sans précédent » (**AUDIAR, 2009**). Ainsi, cette phase récente se distingue surtout par une croissance « portée par les communes de périphérie éloignée » faisant que l'urbanisation du territoire « s'étale jusqu'aux confins de l'aire urbaine de 1999 ... et au-delà » (**AUDIAR, 2009**). Toujours selon l'**AUDIAR (2009)**, « entre 1999 et 2006, la croissance de la couronne Aire Urbaine hors Rennes Métropole a pour la première fois dépassé celle de Rennes Métropole hors Rennes » (**Figure 4.7**). Une tendance expliquée, entre autres, par le comportement des jeunes ménages à vouloir ou plutôt être contraints de s'installer plus loin en quête de terrains bon marché. En plus du prix du foncier, cette tendance est alimentée par d'autres facteurs classiques favorisant l'étalement urbain, tels que la proximité d'un réseau de transport performant, le désir d'accès à la propriété individuelle et la recherche d'un nouveau cadre de vie donnant le sentiment d'habiter la campagne. En effet, la ville de Rennes se présente comme une « pompe aspirante et refoulante » : les naissances y sont nombreuses tandis que les départs dépassent nettement les arrivées (**AUDIAR, 2000**). Sur la base de ces observations, les estimations de l'**AUDIAR** projettent la population de Rennes Métropole au 1^{er} janvier 2009 à 402 000 habitants.

Tableau 4.4 : *Disparité de la taxe foncière dans le District de Rennes en 1992 (Source : Guégan-Roué, 1994)*

Communes	Taux en 1992
Acigné	11.63
Betton	11.41
Brécé	11.58
Bruz	14.32
Cesson-Sévigné	5.25
Chantepie	9.95
La Chapelle des Fougeretz	13.54
La Chapelle Thouarault	14.12
Chartres de Bretagne	10.22
Chavagne	12.13
Cintré	8.89
L'Hermitage	7.53
Montgermont	13.81
Mordelles	13.04
Noyal-Chatillon/Seiche	12.69
Pacé	10.62
Pont-Péan	14.16
Le Rheu	11.89
Saint Erblon	12.24
Saint Gilles	12.58
Saint Grégoire	7.87
Saint Jacques	11.31
Thorigné-Fouillard	10.63
Le Verger	18.97
Vern sur Seiche	10.07
Vezein le Coquet	10.88
Rennes	17.90
Clayes	10.71
Gévézé	12.53
Parthenay	12.37

1.4.3.1.5. Eléments d'histoire de l'intercommunalité et des différents projets d'urbanisme

La ville de Rennes s'est illustrée depuis plusieurs décennies par une politique volontaire de planification visant à maîtriser le développement spatial de l'agglomération (**Guy et Givord, 2004**). En France, l'administration rennaise est considérée comme un exemple d'action publique en matière d'urbanisme, grâce à la production de plans d'urbanisme communaux et intercommunaux (**Huet, 1997**) issus d'une interaction productive entre les politiques foncière, urbaine et de l'habitat, et de la concertation des acteurs politiques et socio-économiques (**Barattucci, 2006**).

Face à l'urbanisation rapide des années 60 qui impose de dépasser le cadre communal, la nécessité de la mise en place d'une action intercommunale d'urbanisme se fait jour en 1967 quand Henri Fréville, maire de la ville de Rennes depuis 13 ans, lance l'idée de création d'une Communauté de Communes. Le District Urbain de l'Agglomération Rennaise, créé en 1970, et l'Agence d'Urbanisme et de développement Intercommunal de l'Agglomération Rennaise créée en 1972, sont les deux organismes qui élaborent les documents d'urbanisme du District, en concertation avec de nombreux partenaires. Ainsi, l'encadrement de l'urbanisation du territoire s'est effectué avec trois Schémas Directeur d'Aménagement Urbain (SDAU) successifs et un Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT) du Pays de Rennes.

Le S.D.A.U. de l'extension linéaire de 1974

Le District qui sert de cadre à l'élaboration du premier Schéma Directeur d'Aménagement Urbain en 1974, regroupait, en plus de Rennes la ville centre, 28 communes de sa périphérie immédiate. Ce premier schéma directeur, fixant les orientations générales en matière de développement urbain à moyen et long terme à l'horizon 2010, préconisait, pour canaliser l'expansion urbaine, un développement suivant un schéma linéaire selon un axe Nord-Est/Sud-Ouest suivant un schéma de transports en commun. Il prévoyait aussi de créer des villes nouvelles ex-nihilo suivant le modèle des villes nouvelles de la région parisienne. En raison d'un ralentissement de la croissance économique et un renversement des tendances démographiques, et de l'opposition des élus à la création de villes nouvelles qui préféraient renforcer les villes satellites existantes, ce SDAU a été mis en révision par la nouvelle municipalité en 1977, emmenée par Edmond Hervé. « *Le bilan du S.D.A.U. de 1974 consacre l'échec d'une planification d'agglomération qui n'a pas pris conscience de la réalité politique des structures communales* » (Heymes, 1984).

Le S.D.A.U. des villettes de 1983

Face à la périurbanisation importante des années 70, le précédent schéma linéaire a été abandonné au profit d'un nouveau schéma radio-centrique prônant une croissance équilibrée pour toutes les communes du district en les dotant d'une grande liberté en matière de politique urbaine (AUDIAR, 1983). Il met aussi l'environnement en avant : appelé « schéma vert », il contrôle la croissance de la ville centre à travers une ceinture verte. Dans ce SDAU, l'urbanisation est limitée aux villes satellites existantes qui sont limitées par d'autres ceintures vertes. L'objectif de ce SDAU est donc d'éviter le phénomène des banlieues en contrôlant la consommation des terres agricoles, en interdisant le mitage et en augmentant la densité des zones bâties.

Toutefois, le SDAU n'est pas parvenu à enrayer la périurbanisation qui s'est intensifiée, notamment à travers le développement de lotissements de maisons individuelles construits à des distances variables des villes satellites ou bourgs préexistants (Tourtelier, 1981), qui contribuent à l'étalement de la ville.

Le S.D.A.U. de la densification et des pôles d'appui de 1994

Le SDAU de 1994 est la traduction spatiale et juridique du Projet d'Agglomération élaboré en 1993. Ce projet, qui est fondé sur la nécessité d'intégrer de façon cohérente les projets opérationnels dans les plans intercommunaux, inscrit le territoire d'influence de l'Agglomération dans un rayon d'environ 25 Km de la ville-centre. Il renforce l'idée-force du SDAU de 1983 en structurant l'urbanisation future sur les bourgs périphériques préexistants et plus particulièrement sur certains d'entre eux appelés « pôles d'appui » qui concentrent les équipements et services d'intérêt intercommunal (**AUDIAR, 1993**). Face à la concurrence entre les communes, la notion de pôle d'appui est remplacée par celle de « secteur d'appui », un secteur pouvant couvrir plusieurs communes.

Ce plan renforce donc une ville centre concentrée en favorisant une extension urbaine radio-concentrique autour des bourgs périphériques. Le plan prévoit une augmentation de la densité du bâti, avec 12 logements environ par hectare. Les communes doivent réviser leur POS en ce sens afin qu'il soit en cohérence avec le SDAU. Cela met en évidence un double contrôle : le contrôle public communal qui structure l'extension urbaine à partir des bourgs préexistants et le contrôle d'une organisation supra-territoriale qui limite l'urbanisation en imposant des espaces agricoles ou « naturels ».

Dans ce SDAU, les espaces « naturels » et agricoles sont privilégiés au niveau de la gestion intercommunale : ils ne sont pas urbanisables et sont destinés à des usages agricoles ou de loisirs quand ils ne sont pas protégés. Les espaces « naturels » ont pour vocation de séparer les villes satellites les unes des autres, ou de constituer des connections biologiques. Un des objectifs du SDAU est de préserver une campagne bocagère et des espaces agricoles le long des routes afin d'éviter les continuités urbaines.

Le S.Co.T. de la maîtrise de l'extension urbaine à l'échelle du Pays de Rennes de 2007

Le SCoT qui, permet de mettre en œuvre une planification intercommunale à l'échelle d'un « bassin de vie », est un document d'urbanisme fixant à moyen-long terme des orientations générales en matière d'aménagement du territoire et d'urbanisme du Pays de Rennes dans une optique de développement durable (**AUDIAR, 2006-c**).

Rennes Métropole a succédé au District le 1er janvier 2000. Le SCoT précise que face à la poursuite de l'extension des maisons individuelles dans toute l'aire urbaine de Rennes, l'opposition centre-périphérie entre Rennes et le reste du territoire est bien dépassée. Il en conclut que le territoire de Rennes Métropole est trop étroit pour un plan d'urbanisme intercommunal. Le territoire pris en considération par le SCoT correspond donc à l'aire urbaine de Rennes et même au-delà, au Pays de Rennes.

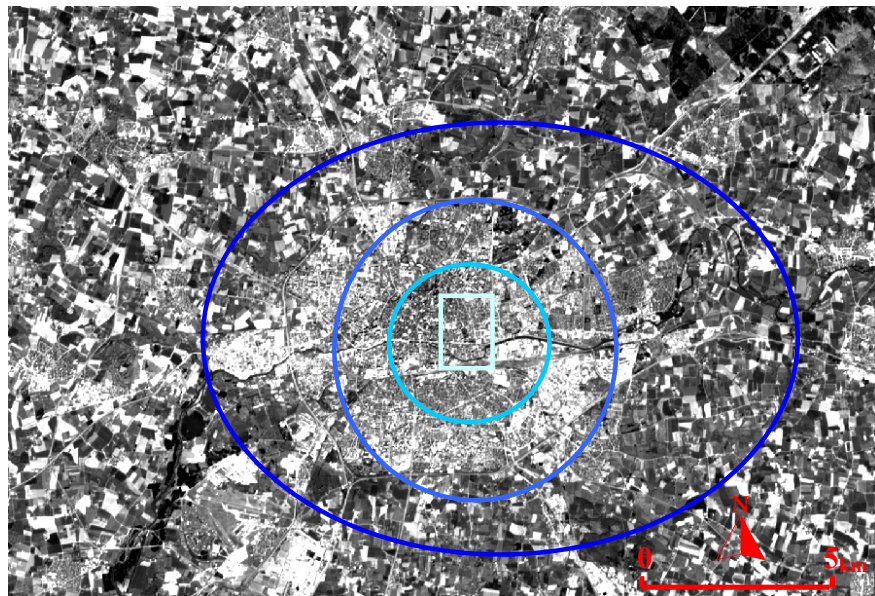
Le SCoT souligne les menaces pesant sur les espaces non bâtis, qui font souvent l'objet de conflits d'usages (agricoles, résidentiel, activités, infrastructures). Selon les POS des communes, ces dernières pourraient doubler leurs surfaces urbanisées. C'est donc à une autre échelle que le projet d'aménagement et de préservation du territoire doit être mené, en concertation avec les communes.

Les directives du SCoT reflètent donc bien le constat suivant : « *l'urbanisation contemporaine rennaise va désormais bien au-delà des limites de Rennes Métropole et même du Pays* » (Barattucci, 2006). L'extension de la péri-urbanisation étant croissante, et il faut désormais renforcer la coopération intercommunale dans le cadre d'une ville territoire (Huet et Derrien, 2002).

1.4.3.3. *L'agglomération rennaise : une faible emprise spatiale suivant un modèle polycentrique*

Une faible emprise spatiale

Marquée par l'absence de banlieues, par sa faible vocation industrielle, et par la remarquable permanence de secteurs agricoles préservés de toute urbanisation, la ville de Rennes présente une faible emprise spatiale. L'agglomération s'inscrit à l'intérieur d'une ellipse d'environ 12 km d'Est en Ouest et de 9 km du Nord au Sud. La partie bâtie proprement dite, c'est-à-dire excluant les zones commerciales, artisanales et industrielles des communes de Saint-Grégoire, Cesson-Sévigné et Chantepie, est circonscrite par un cercle de 7 km de diamètre. Ce cercle se réduit à environ 4 km en ce qui concerne le bâti ancien (avant-guerre), et le centre ville en tant que tel ne couvrant guère plus qu'une surface de 2 km² (Figure 4.10). Ainsi l'unité urbaine –continuité de l'habitat – de l'Aire Urbaine de Rennes ne représente que 52 % de la population, contre 80 % pour la moyenne des aires urbaines françaises de plus de 200 000 habitants (AUDIAR, 2008).




- | | |
|--|---|
|  Centre historique |  Périphérie (opérations urbanisme) |
|  Couronne pavillonnaire |  Périphérie incluant les zones industrielles |

Figure 4.10 : *Une faible emprise spatiale*

Quatre unités majeures ressortent dans le paysage urbain rennais (**Bariou et al., 1988**) :

- le centre historique, caractérisé par la très forte densité de ses constructions et l'absence totale de végétation ;
 - la couronne pavillonnaire péricentrale à la structure non organisée, composée de pavillons avec jardins ;
- la périphérie construite à partir d'opérations d'urbanisation planifiées qui tranche avec la couronne pavillonnaire ;
- les zones industrielles périphériques.

Le résultat de l'évolution de la ville, qui résulte de l'histoire et de la politique urbaine suivie, est une campagne proche du centre-ville, à portée de vue de quartiers comme Villejean et Cleunay à l'Ouest, et le Blosne au Sud.

Une urbanisation suivant un modèle polycentrique

Urbanisation en « doigts de gant », en tentacules, modèle radiocentrique, modèle polycentrique, urbanisation le long des radiales, système urbain multipolaire, la ville et ses villettes, la ville-archipel : les termes sont nombreux pour décrire l'organisation territoriale de Rennes métropole (**Figure 4.11**). Rennes métropole a connu un mode de croissance en cercle. Ce modèle se met en place par croissance naturelle le long des radiales et à partir des autoroutes ou rocade. A Rennes, en agissant sur la croissance interne de la ville, l'urbanisation est ainsi maîtrisée et contenue par le boulevard périphérique. La planification urbaine de l'agglomération rennaise est basé sur une l'alternance ville/campagne autour de son noyau urbain en le dotant d'une « ceinture verte » ou plutôt de « ceintures vertes » qui permettent de se prémunir contre l'étalement de banlieues. Ces ceintures vertes se présentent sous forme de coupures vertes entre ville et campagne maintenues depuis deux décennies par la volonté politique de l'agglomération (**AUDIAR, 2006-b**). Cette alternance entre espaces bâtis et non bâtis, malgré la menace de l'émergence de certains espaces confus à travers les axes de conurbation, permet de préserver l'identité de chaque commune et promouvoir la perception du territoire.

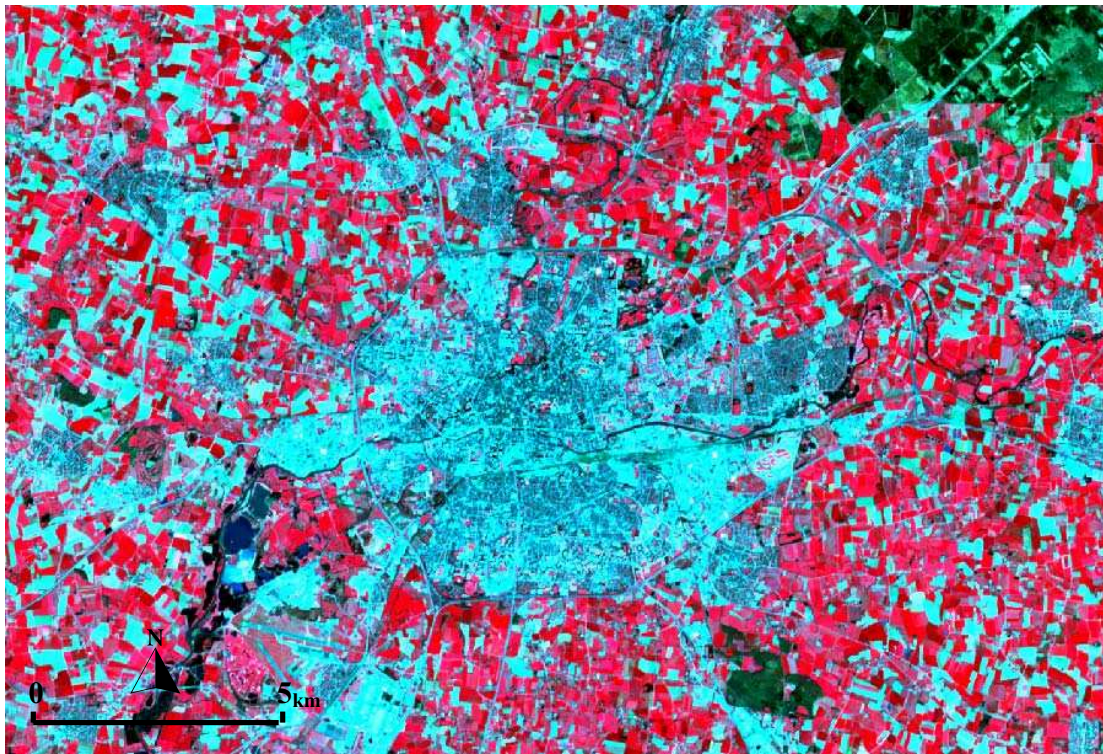


Figure 4.11 : Composition colorée 2-3-4 d'un extrait de l'image ASTER du 07/04/2000 centré sur Rennes et les communes voisines

Le Schéma d'urbanisation peut être décrit à partir de ses quatre composantes principales (AUDIAR, 2004) :

1- La ville-centre agglomérée ou « noyau central métropolitain » se prolonge au-delà de la rocade (Figure 4.12). Le Noyau Urbain Rennais est actuellement constitué de cinq communes, Rennes, Cesson-Sévigné, Chantepie, Saint-Jacques-de-la-lande et Saint-Grégoire, qui forment le cœur dense de la métropole. Son poids est considérable. Il représentait 66 % de la population de Rennes métropole et les $\frac{3}{4}$ des emplois du pays de Rennes, selon le RGP de 1999. Les emplois du noyau urbain rennais représentaient 75 % des emplois de l'agglomération et 71 % du Pays de Rennes en 1999. Les plus grosses zones d'activités ou zones industrielles, technopoles et pôles commerciaux majeurs sont implantés dans ces communes. Le poids du noyau urbain continuera à rester conséquent : il s'agit d'une tendance lourde liée à l'attractivité de la ville centre. Cependant, en terme de croissance démographique, ce sont les autres communes de Rennes Métropole, c'est-à-dire hors noyau urbain qui progressent, tandis que les communes du Pays de Rennes hors Rennes Métropole enregistrent la plus forte croissance, en doublant leur poids démographique : l'évolution annuelle moyenne du nombre de nouveaux habitants est passée de 1.49 % pour la période 1990-1999 à 2.55 % pour la période récente 1999-2006 (AUDIAR, 2009).

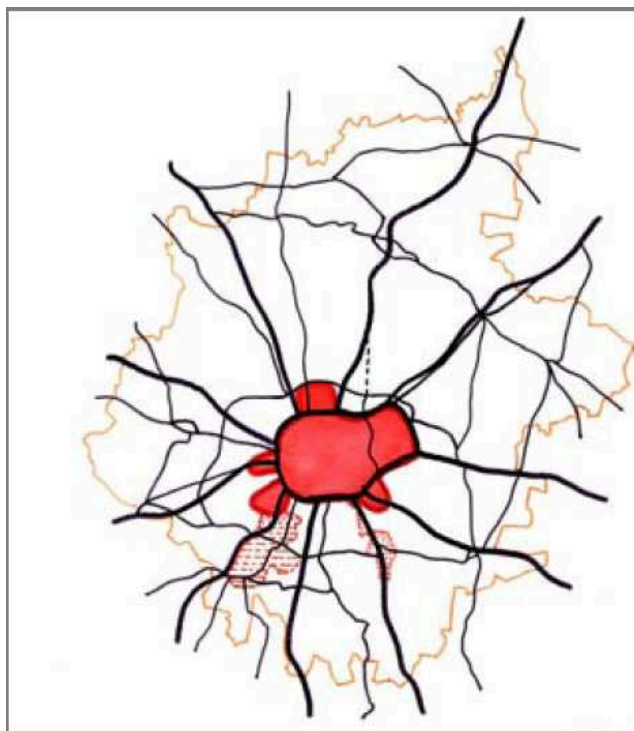


Figure 4.12 : *Le noyau central métropolitain (Rennes, St Grégoire, Cesson- Sévigné, St-Jacques-de-la-Lande et Chantepie), (AUDIAR, 2004)*

2- Une armature de petites villes à la périphérie immédiate du noyau central aggloméré se dessine en une et deux couronnes autour du noyau : il s'agit d'un système urbain constitué par les communes proches de Rennes et séparées par des zones rurales. Ces communes comprennent environ 10 000 habitants.

En périphérie immédiate, un ensemble de villes appelées « villettes » se sont développées autour du noyau sous forme de villes satellites (**Figure 4.13**). Ces pôles, proches aujourd'hui de 10 000 habitants, se sont développés depuis les années soixante sur le territoire de Rennes métropole. Ils assurent aux habitants l'offre d'équipements et de services nécessaires à la vie quotidienne. Cette organisation du territoire résulte d'une volonté politique d'un modèle de croissance urbaine maîtrisée.

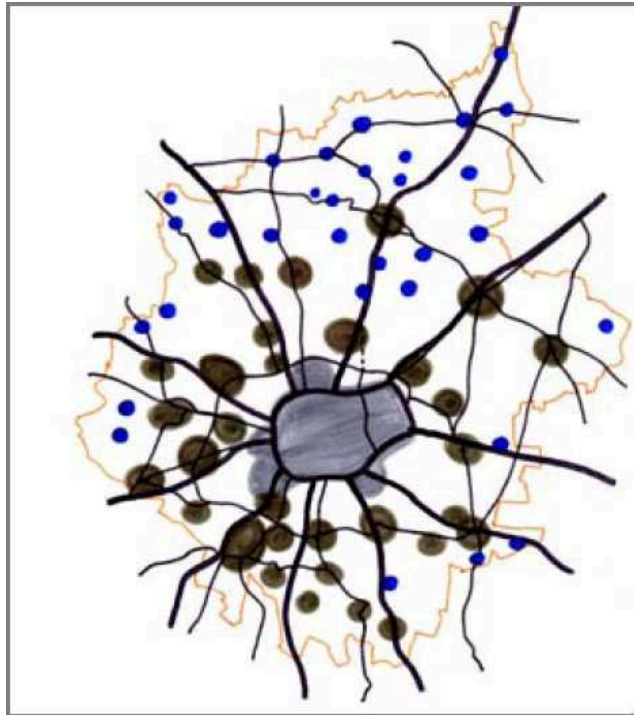


Figure 4.13 : Un réseau de villes autour de la ville-centre et des bourgs disséminés dans la campagne (AUDIAR, 2004)

3- Un chapelet de petits bourgs disséminés dans la campagne et répartis surtout au nord et nord-ouest du Pays et en 3^{ème} couronne rennaise (**Figure 4.13**).

4- Le réseau routier, disposé en étoile autour de la ville, a des conséquences décisives sur les formes de la croissance urbaine. En effet, les axes stratégiques jouent un rôle structurant dans l'artificialisation du territoire. L'expansion urbaine s'effectue selon une logique d'urbanisation « en doigts de gant » autour des principaux axes routiers. Ces derniers exercent à travers leur attractivité économique une pression urbaine de plus en plus forte. Ce schéma d'urbanisation en « doigts de gant » risque de générer un effet de conurbation. Les axes de circulation attirent de plus en plus d'implantations, en particulier les zones d'activités telles que les plates-formes logistiques.

Selon ce schéma d'urbanisation, les « villettes » sont séparées par la campagne. Ces coupures vertes voulues et maintenues très radicalement entre les communes permettent d'assurer un équilibre de territoire entre ville et campagne. Or, des conurbations émergentes, déjà visibles dans la première couronne de la ville, risquent de brouiller cette image d'une alternance ville/campagne.

1.4.4. Une prise en compte grandissante de la biodiversité et des continuités écologiques

La ville de Rennes, à travers sa politique volontaire de planification visant à maîtriser le développement spatial de l'agglomération, a mis en œuvre de nombreux projets d'urbanisme et d'aménagement des espaces verts visant la reconquête des espaces naturels de la ville et l'accroissement du patrimoine vert. Cette politique de reconquête de la ville sur la ville est menée dans le souci d'intégrer au mieux les espaces verts afin que les habitants maintiennent un lien avec la nature plutôt que de laisser l'urbanisation dévorer l'espace.

Un paysage rural encore présent

Le paysage rural du Pays de Rennes présente des contrastes importants, faisant alterner ville et campagne, selon un schéma représentant la ville centre entourée de nombreuses petites villes ou bourgs. La campagne est encore largement présente dans le Pays de Rennes, puisque 90 % des espaces sont considérés comme « agronaturels ».

Ce paysage rural subit de nombreuses transformations en raison de la péri-urbanisation résidentielle et de l'extension des activités économiques non agricoles, bien visible dans la première couronne d'urbanisation. S'il demeure encore un lieu de production agricole, ce paysage s'artificialise progressivement, et présente aujourd'hui des espaces multi-fonctionnels qui conjuguent agriculture, activités hors agriculture, habitat, loisirs, ...

Des milieux « naturels » fragmentés

Deux études récentes effectuées sur le pays de Rennes ont montré que ce territoire dispose de nombreux milieux naturels, en partie fragilisés, et dont les connexions ne sont toujours pas assurées.

Un état des lieux des milieux naturels d'intérêt écologique du Pays de Rennes a été effectué dans le cadre des études effectuées pour le SCoT en réalisant une synthèse des inventaires du patrimoine naturel qui ont été établis sur le pays de Rennes entre 1990 et 2004. Pas moins de 429 sites présentant un intérêt écologique (MNIE, ZNIEFF, ENS, Natura 2000) ont été ainsi recensés, représentant environ 10 % de la superficie du Pays de Rennes. Les zones boisées en constituent l'essentiel, le reste étant composé de zones humides, d'étangs, de zones bocagères préservées. Ils comprennent très peu d'habitats et d'espèces naturels remarquables, mais la plupart abritent des cortèges floristiques remarquables au rang départemental. Ces sites sont pour la plupart inclus dans un des 68 grands ensembles naturels recensés sur le Pays de Rennes et qui couvrent plus de 17 500 ha. C'est le complexe forestier formé par les forêts de Rennes, de Liffré et du Chevré qui constitue l'élément majeur du patrimoine naturel, de nombreux autres bois, étangs, marais, situés dans les vallées et en bordure des rivières, étant disséminés sur tout le territoire (DIREN, 2007). Toutefois, le Nord-Est du territoire est plus riche en milieux naturels, tandis que d'autres secteurs dans le Sud-Est comme le pays de Chateaugiron en étant assez dépourvus.

Un diagnostic détaillé de l'état des lieux des zones de connexions biologiques a été effectué, complété par une analyse du fonctionnement écologique. Les ruptures et les rétrécissements des liaisons biologiques ont été identifiés. Ils sont dus aux infrastructures routières et aux aménagements urbains.

A l'échelle de Rennes Métropole, les continuités écologiques sont structurées par le réseau des vallées (Vilaine, Meu, Seiche,...) qui concentrent une grande partie des « milieux naturels ». Deux grandes zones « source » ont été identifiées : la forêt de Rennes au Nord-Est et les contreforts boisés du Sud (**Figure 4.14**). Les grandes radiales de Rennes ont un effet de rupture très net des continuités biologiques.

Ainsi, les milieux naturels, fractionnés et souvent isolés, inégalement répartis sur le territoire, sont fragilisés par des pratiques agricoles intensives, l'extension urbaine, et le développement des infrastructures routières et ferroviaires. La reconstitution de ce réseau écologique et sa pérennité sont des enjeux essentiels pour le pays de Rennes.

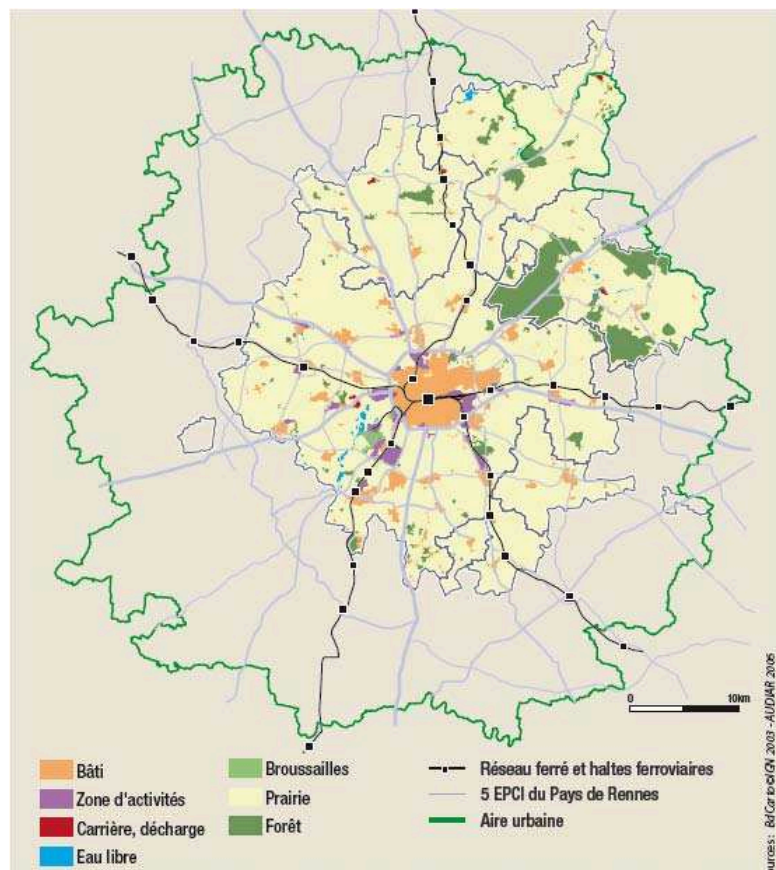


Figure 4.14 : Place des espaces « naturels » et agricoles sur le territoire de Rennes Métropole (Source : Audiar, 2006b)

La prise en compte des milieux naturels dans les plans de gestion

S'agissant spécifiquement des espaces verts en ville, la ville de Rennes a très tôt mis en œuvre une politique de gestion visant à préserver les espaces existants et à en créer de nouveaux. Ainsi, leur surface a été accrue et est passée de 60 ha en 1966 à 780 ha en 1997. Ils ont augmenté au rythme de 5 ha par an environ. La préservation des espaces naturels a été inscrite dans le POS révisé en 1998. Ils représentent désormais 15 % du territoire de l'agglomération.

Les études récentes portant sur les milieux naturels et les connections biologiques sur le Pays de Rennes ont permis de mettre en évidence les enjeux pour l'élaboration du réseau écologique de ce territoire dans le cadre du SCoT (AUDIAR, 2009). Il s'inscrit dans une démarche nationale et européenne, déclinée à l'échelle nationale dans les Schémas de Services Collectifs des Espaces Naturels et Ruraux (SSCENR).

Ainsi, l'enjeu majeur défini dans le SCoT est d'éviter le fractionnement du territoire par les infrastructures routières et par l'extension urbaine. Il est nécessaire de concilier le développement des activités économiques avec la préservation des continuités des espaces « naturels ». Il s'agit donc de structurer l'espace pour organiser les continuités biologiques et préserver la biodiversité.

1.4.5. Le programme ECORURB

Le programme ECORURB (2003-2012) a été élaboré par un groupe de recherche pluridisciplinaire associant écologues, géographes, sociologues, climatologues, et parasitologues et pluri-organismes (INRA, CNRS, Universités de Rennes 1 et 2 et Agrocampus Ouest) à partir du constat suivant: La conservation de la biodiversité et la restauration des milieux intéressent tous les territoires y compris, aujourd'hui, la ville. L'évolution des villes, et particulièrement des zones périurbaines, entraîne l'apparition de nouveaux milieux. Cependant, les processus de colonisation et d'adaptation des espèces animales et végétales à ces nouveaux milieux sont encore peu connus. La compréhension de ces mécanismes s'avère de plus en plus nécessaire. Il s'agit alors d'être en mesure de prévoir les éventuels échanges biologiques entre la ville et la campagne, l'apparition d'espèces « invasives » mais aussi les modifications des équilibres écologiques à travers l'évolution des populations et des communautés.

Les objectifs scientifiques poursuivis dans le cadre de ce programme de recherche sont les suivants :

- Caractériser la biodiversité animale et végétale d'espaces boisés isolés dans les trames urbaines et périurbaines ;
- Evaluer divers processus écologiques à travers des indices analysés au sein de taxons très différenciés. Ces indices (traits d'histoire de vie) sont par exemple : la taille corporelle des individus, les capacités de dispersion, les potentialités démographiques et la résistance à diverses contraintes écologiques ;

- Identifier les facteurs biotiques ou abiotiques (climatologie locale, pédologie, etc.) et les paramètres d'organisation de l'espace (corridors de diffusion, isolement spatial, etc.) qui sélectionnent les espèces et qui déterminent la structure et le fonctionnement des communautés animales et végétales en place ;
- Evaluer la plasticité des traits d'histoire de vie des populations urbaines de certaines espèces indicatrices.

Les démarches mises en œuvre pour atteindre ces objectifs reposent sur les concepts écologiques associés au fonctionnement des populations fragmentées (métapopulations) ou isolées (syndrome d'insularité).

L'originalité de ce programme de recherche repose sur l'association de travaux d'observation et d'expérimentation.

En ce qui concerne l'observation, la biodiversité est analysée sous contrainte de l'urbanisation et étudiée simultanément sur 10 ans des sites boisés d'environ 1 hectare choisis sur un gradient d'urbanisation allant du centre ville jusqu'au périurbain très rural. Douze sites ont ainsi été choisis sur deux sites ateliers, les villes et agglomérations de Rennes et Angers. Les tâches d'observation de la biodiversité sont ciblées sur des comptages, des piégeages et des suivis d'animaux et de plantes. Les tâches d'observation de variables environnementales sont effectuées à travers l'analyse d'images de télédétection pour l'étude de l'occupation des sols et des paysages et le relevé et l'analyse de mesures de stations météorologiques pour l'étude des conditions climatiques.

L'aspect expérimental du programme s'appuie sur : d'une part cinq stations expérimentales, sur les sites rennais, où la stérilisation du sol sur 300 m² permet de suivre l'apparition et l'installation de la flore et de la faune ; plusieurs sites dont l'environnement évolue au cours de l'étude vers une urbanisation importante (projets routiers, etc.).

Il s'agit alors de comparer les trajectoires de l'environnement des sites (mesures climatiques, micro climatiques, pédologiques, paysagères, historiques, sociologiques) avec les trajectoires de taxons pris comme indicateurs (inventaires et typologie des traits d'histoire de vie).

Différents travaux, notamment de thèses (**Croci, 2007 ; Pellissier, 2006 ; Vallet, 2009**), ont été effectués dans le cadre de ce programme. Cette présente thèse, qui s'inscrit également dans le cadre de ce programme, a contribué à une partie de ces travaux et en retour, les résultats de ces travaux contribuent à cette thèse, comme cela sera précisé dans la deuxième partie de ce manuscrit.

Plus précisément, cette recherche s'inscrit dans un des quatre objectifs du programme : « *identifier... les paramètres d'organisation de l'espace (corridors de diffusion, isolement spatial, etc.) qui sélectionnent les espèces et qui déterminent la structure et le fonctionnement des communautés animales et végétales en place* » et participe à « *la*

comparaison des trajectoires de l'environnement des sites (....., occupation des sols, structures paysagères) avec les trajectoires de taxons pris comme indicateurs».

Ces différents travaux, qui s'inscrivent dans le cadre plus général de la mise en place d'un observatoire écologique à long terme de la biodiversité urbaine et périurbaine, sont donc réalisés clairement dans un contexte pluridisciplinaire.

CONCLUSION DE LA PREMIERE PARTIE

Cette première partie avait pour objectif d'exposer, à travers une analyse de la bibliographie, la façon dont l'étalement urbain modifie les structures paysagères et impacte la biodiversité, ainsi que les enjeux que représentent les continuités écologiques et la biodiversité vis-à-vis de l'étalement urbain, en particulier dans le contexte de l'agglomération de Rennes. Ainsi, cette première partie, en tentant de répondre successivement aux questions suivantes, a-t-elle permis d'orienter le choix des méthodes et techniques qui seront utilisées pour étudier l'étalement urbain sur l'agglomération rennaise :

1- Comment définir l'étalement urbain ?

L'étalement urbain est difficile à définir, parce que ce terme recouvre à la fois un état, une réalité matérielle (des surfaces urbanisées) et un processus (les mécanismes à l'œuvre et leurs impacts). De plus, le manque de recul face au caractère évolutif des nouveaux espaces urbanisés ne facilite pas leur compréhension. L'échelle retenue pour l'observation et la conception de la ville conditionne aussi fortement les différentes interprétations possibles de l'étalement urbain. En conséquence, comme il est quasi-impossible de traiter l'ensemble du phénomène de l'étalement urbain, on est amené à privilégier un ou plusieurs de ses aspects selon l'approche retenue.

→ Dans ce travail, nous avons choisi de privilégier l'approche morphologique pour aborder le phénomène d'étalement urbain, en privilégiant la consommation d'espace. Alors qu'une bonne connaissance de la consommation d'espace (mode, rythme) est un préalable indispensable à toute action de modélisation ou de planification, elle est encore assez mal connue en détail.

2- Où l'étalement urbain se produit-il ?

L'étalement urbain est un phénomène universel, mais inégalement réparti. Ses modalités sont différentes selon le secteur et la période considérés. L'analyse de la répartition des zones urbanisées à l'échelle européenne montre que l'urbanisation progresse avec une forte intensité dans certains secteurs, alors que la population diminue ou augmente moins rapidement. C'est le cas de l'Ille-et-Vilaine en France, où l'étalement urbain est particulièrement marqué, en raison de la forte extension de la ville de Rennes, dont l'aire d'influence a particulièrement progressé sur la période 1990-1999.

→ Il est donc nécessaire, quand on souhaite étudier l'étalement urbain, de considérer un espace plus large que celui de la ville-centre (ou agglomération), les impacts de l'étalement étant perceptibles, dans certains cas, sur des aires d'influence très larges. Ainsi, pour analyser l'étalement urbain qui caractérise l'agglomération rennaise, il convient de prendre en compte ses effets sur le département d'Ille-et-Vilaine et de dégager quelques tendances lourdes en matière d'artificialisation du territoire à cette échelle. Le choix de la ville de Rennes n'est pas fortuit, car le développement de la ville puis de l'agglomération est historiquement un cas d'école : le développement urbain

continu de cette agglomération de taille moyenne s'est effectué selon un modèle polycentrique, un modèle de ville-archipel très contrôlé à travers une politique volontaire de planification visant à maîtriser le développement spatial de l'agglomération.

3- Qu'est-ce qui explique l'étalement urbain ?

Les facteurs qui expliquent l'étalement urbain sont nombreux. La maîtrise de l'étalement urbain ne peut être efficace que si les facteurs qui l'ont généré sont bien appréhendés.

→ En conséquence, toute modélisation de ce processus devra privilégier une approche systémique et multi-échelles ne négligeant aucun facteur et ceci dans le cadre d'une concertation avec les acteurs qui interviennent sur l'espace urbain.

4- Quels sont les enjeux de son identification et de son suivi ?

Les enjeux de l'identification et du suivi de l'étalement urbain, au sein de ces nouveaux espaces périurbains, sont multiples. Dans le domaine socio-économique, plusieurs enjeux ont été identifiés : éviter le passage systématique du foncier libéré de l'activité agricole traditionnelle au terrain à bâtir, éviter la densification de l'habitat et des activités, mettre un frein à la ségrégation socio-spatiale en intégrant des habitants d'âge et de conditions différentes. Dans le domaine écologique, la préservation des écosystèmes existants et l'arrêt du processus de dégradation des réseaux écologiques sont devenus des enjeux majeurs dans les zones sous influence urbaine, pour maintenir ou augmenter la biodiversité.

→ Il est nécessaire de mesurer à la fois les impacts directs et indirects de l'étalement urbain sur les écosystèmes. Nous avons choisi de le faire à travers d'une part l'identification des changements d'occupation des sols et d'autre part à travers l'évaluation de ces changements sur la biodiversité.

5- Comment identifier et effectuer le suivi de l'étalement urbain ?

Les bases de données nationales, telles que Corine Land Cover ou TERUTI, qui sont généralement utilisées pour étudier l'étalement urbain selon une approche morphologique, présentent des limites, en terme de précision spatiale, de nomenclature et de mise à jour. Ces limites expliquent le recours aux séries temporelles d'images de télédétection. De nombreuses données de télédétection aux résolutions spatiales, spectrales et temporelles sont disponibles aujourd'hui. Le suivi de la croissance urbaine à l'échelle d'une agglomération ou sur une zone plus étendue peut s'effectuer avec des images satellitaires à moyenne résolution spatiale avec un pas de temps assez régulier, de l'ordre de quelques années, sur la période des vingt-cinq dernières années. Pour retracer un historique plus long, il est nécessaire d'avoir recours à des séries de photographies aériennes. Les approches de traitement d'images satellitaires basées sur le pixel ont montré de fortes limites en milieu urbain et périurbain, en raison des fortes hétérogénéités et fréquence spatiale qui le caractérisent. Les approches orientées-objet, développées à

l'origine pour traiter des images à très haute résolution spatiale, peuvent a priori être appliquées avec profit sur des images à haute/moyenne résolution spatiale.

→ L'identification et le suivi de l'étalement urbain peuvent être effectués à partir de données de télédétection multi-sources. Nous avons choisi d'utiliser des images à haute/moyenne résolution spatiale (avec une taille de pixel variant de 10mX10m à 30mX30m) pour retracer l'évolution « récente » et des photographies aériennes pour reconstituer une trajectoire d'évolution plus longue depuis les années cinquante. La méthode de traitement des images est choisie en fonction de la source considérée : pour les images satellitaires, l'approche orientée-objet sera privilégiée, tandis que les photographies aérienne seront traitées majoritairement par photo-interprétation assistée par ordinateur.

6- Comment évaluer l'impact de la croissance urbaine sur l'environnement ?

Plusieurs modèles dynamiques permettent de modéliser les changements d'occupation et d'utilisation des sols et d'évaluer les impacts de ces changements sur l'environnement. Parmi ceux-ci, les modèles qui reposent sur l'utilisation d'automates cellulaires sont a priori les plus aptes à le faire, en particulier à évaluer les impacts sur la biodiversité.

Toutefois, ils ne prennent pas en compte explicitement les rétroactions de l'urbanisation sur les facteurs explicatifs des changements d'occupation et d'utilisation des sols. Ce problème s'ajoute à un autre qui touche tous les modèles de simulation de l'occupation et de l'utilisation des sols : la disponibilité des données adaptées à la modélisation de la dynamique urbaine. Ces modèles soulèvent deux problèmes principaux, cités de façon récurrente dans la littérature : le manque de précision des données utilisées pour identifier et suivre l'étalement urbain (voir question précédente) et l'absence de prise en compte des rétroactions dans le processus de modélisation.

Ces modèles sont utilisés pour tester différentes alternatives possibles en matière de politique et de planification affectant la croissance démographique et le développement urbain, et évaluer leurs impacts environnementaux. L'intégration des théories de l'écologie dans la modélisation urbaine offre l'opportunité de mettre à l'essai les politiques publiques et d'évaluer l'impact des changements d'usage des sols sur l'environnement, et en particulier sur la biodiversité. Ainsi, le choix d'un modèle robuste et de données adaptées exige une attention particulière.

→ Les enjeux actuels de l'évaluation des impacts environnementaux de la croissance urbaine impliquent des procédures de modélisation et de simulation qui exigent une méthodologie innovante et des techniques robustes. Nous avons choisi d'explorer un modèle automate cellulaire permettant d'évaluer l'impact des changements d'occupation et d'utilisation des sols générés par l'étalement urbain sur l'environnement. Nous tenterons, dans la mesure du possible de prendre en compte les rétroactions dans le processus de modélisation (par exemple à travers l'élaboration de scénarios de changements d'usage des sols prenant en compte l'environnement suite à l'évaluation des impacts environnementaux).

La figure 4.15 est reprise du projet européen SCATTER (Sprawling Cities and Transport : from Evaluation to Recommendations) qui visait à modéliser l'étalement urbain afin d'adapter le réseau de transport public suburbain pour en limiter les impacts sur le plan socio-économique et environnemental, à partir de l'analyse de 6 agglomérations européennes, dont Rennes. Elle permet de mettre en évidence les objectifs que nous poursuivons sous la forme d'étapes successives : 1- la description et la mesure de l'étalement urbain, à travers l'élaboration d'indicateurs de l'occupation du sol, de forme et taille des objets, de distance entre les objets (**Chapitres 5 et 6**) ; 2- l'évaluation de ses impacts sur la biodiversité (**Chapitre 7**) ; 3- la modélisation de l'étalement urbain à travers l'identification de ses facteurs explicatifs (chapitre 8), l'application d'un modèle de simulation des changements d'occupation et d'utilisation des sols selon différents scénarios (**Chapitre 9**) et l'évaluation des impacts des changements simulés sur la biodiversité (**Chapitre 10**).

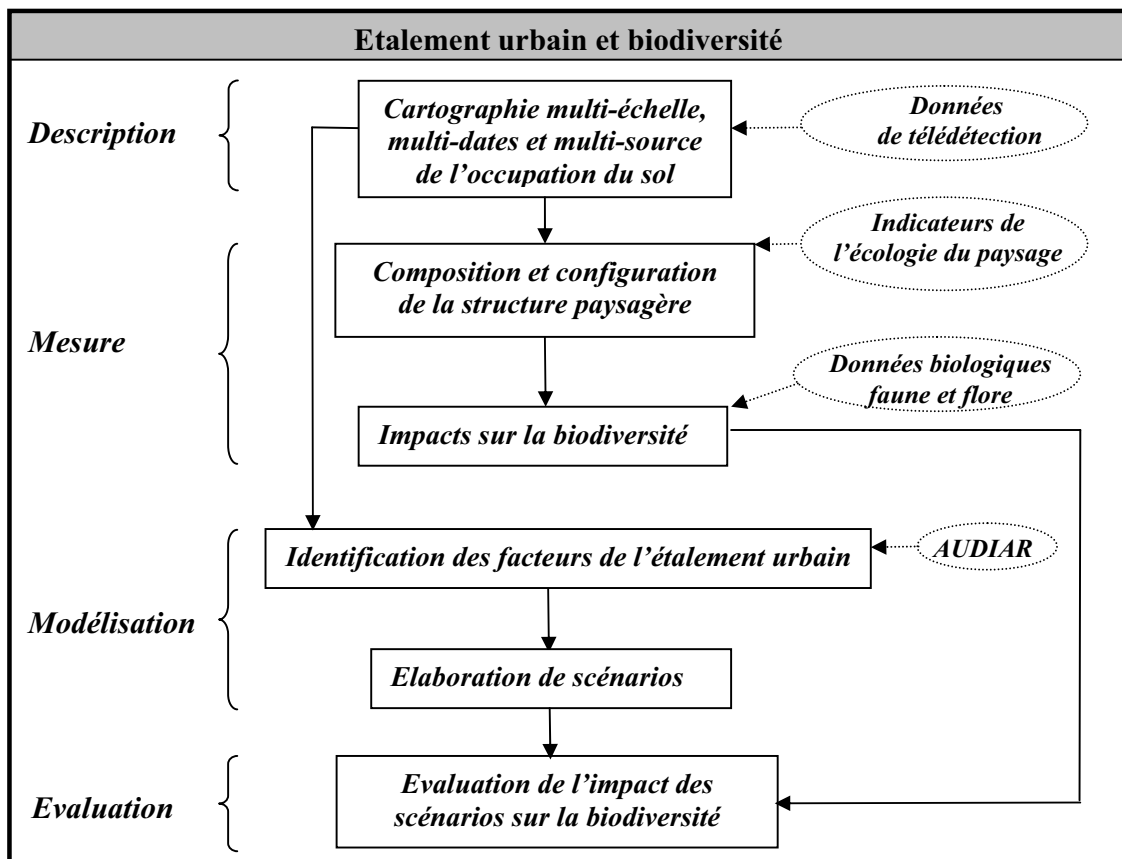


Figure 4.15 : Aspects étudiés de la relation étalement urbain-biodiversité

**PARTIE II : Reconstitution des trajectoires d'occupation
des sols et des paysages et évaluation de leur impact
sur la biodiversité**

INTRODUCTION DE LA DEUXIEME PARTIE

La deuxième partie de ce manuscrit est consacrée à la reconstitution des trajectoires d'évolution des changements d'occupation du sol et traite de l'impact de l'urbanisation sur la faune et la flore à différentes échelles.

La reconstitution des changements d'occupation des sols vise, d'une part à mettre en évidence l'étalement urbain de Rennes Métropole en étudiant ce phénomène à différentes échelles pour mieux l'appréhender, et d'autre part à caractériser l'étalement urbain à travers l'évolution d'indicateurs permettant de prendre en compte à la fois des conversions d'usage des sols et des transformations opérées dans l'organisation des paysages. L'évaluation de l'impact de l'urbanisation sur la faune et la flore à différentes échelles vise à répondre essentiellement aux deux questions suivantes : l'urbanisation explique-t-elle la structure actuelle de la biodiversité observée en milieu urbain et périurbain ? L'historique des changements d'occupation des sols peut-il expliquer la structure actuelle de la biodiversité observée en milieu urbain et périurbain ?

Pour cela, nous avons utilisé une démarche méthodologique empruntant à la fois à la géographie et à l'écologie du paysage : nous avons utilisé des images satellitaires et des clichés aériens à partir desquels nous avons extrait des cartographies d'occupation du sol aux différentes dates ; nous avons ensuite calculé des indices paysagers à partir de ces cartographies. Ces indices ont ensuite été croisés avec des indicateurs biologiques en utilisant des analyses statistiques multivariées.

Ainsi, nous allons d'abord nous attacher à reconstituer les trajectoires d'évolution des changements d'occupation du sol à partir d'images de télédétection à trois échelles différentes, celles du département d'Ille-et-Vilaine, de Rennes Métropole et de sites ECORURB choisis le long d'un gradient d'urbanisation ville-campagne, depuis 1984 pour les deux premières échelles et depuis 1952 pour les sites.

Nous analyserons ensuite les modifications de l'occupation des sols et des paysages à travers différents indicateurs de l'écologie du paysage, à l'échelle de Rennes Métropole et celle des sites ECORURB.

Enfin, nous étudierons l'impact des changements observés à l'échelle des sites ECORURB sur la biodiversité en étudiant la réponse des espèces à la structuration actuelle et passée des habitats et de leur environnement.

2.1. Les changements d'occupation et d'utilisation des sols observés à différentes échelles

Nous avons vu dans la première partie que le processus d'étalement urbain, qui se produit sur l'agglomération de Rennes se manifeste bien au-delà de ses limites administratives, la progression de l'artificialisation des terres sur le département d'Ille-et-Vilaine se produisant en grande partie sous l'influence de la croissance urbaine de Rennes. Il apparaît donc nécessaire d'inscrire l'étude de l'étalement urbain de Rennes Métropole dans le cadre du processus d'artificialisation des terres du département d'Ille-et-Vilaine.

Par ailleurs, l'évaluation de l'impact de l'étalement urbain à l'échelle de l'agglomération de Rennes sur la biodiversité suppose la mise en relation d'indicateurs dérivés de l'organisation spatiale de l'occupation des sols avec des indicateurs relevant de l'écologie du paysage. Or les relevés d'espèces sont effectués localement sur des sites de petite taille. L'étude des relations entre l'occupation des sols et la biodiversité ne peut donc être effectuée que sur ces sites. Ce n'est qu'une fois ces relations établies que des hypothèses pourront être émises sur la biodiversité d'espaces plus étendus, par extrapolation.

En conséquence, ce chapitre retrace les trajectoires d'évolution des changements d'occupation du sol à partir d'images de télédétection à trois échelles différentes, celles du département d'Ille-et-Vilaine, de Rennes Métropole et de sites ECORURB choisis le long d'un gradient d'urbanisation ville-campagne.

Selon l'échelle considérée, les changements d'occupation des sols seront observés à partir de données différentes, sur des périodes et à des rythmes différents (**Figure 5.1**) : A l'échelle du département d'Ille-et-Vilaine, l'intensité de l'artificialisation des territoires est déterminée sur une période récente d'une vingtaine d'années, précisément entre 1984 et 2005, à partir du traitement d'images satellitaires à moyenne-haute résolution. A cette échelle, on souhaite déterminer l'influence de l'évolution de l'agglomération de Rennes sur l'artificialisation du territoire départemental. A l'échelle de Rennes métropole, une rétrospective du rythme de consommation de l'espace par l'avancée des surfaces artificialisées est reconstituée sur la même période avec un pas de temps de cinq ans grâce à une série d'images de moyenne-haute résolution. A cette échelle, le but est de caractériser plus précisément la croissance urbaine de l'agglomération rennaise à travers l'analyse de son rythme et de ses formes d'évolution. Enfin, à l'échelle des sites ECORURB, qui sont choisis le long d'un gradient d'urbanisation rural-urbain, l'évolution de l'organisation de l'occupation des sols est reconstituée sur une période plus longue, de 1952 à 1999 à partir d'une série de photographies aériennes. A cette échelle, on compte évaluer l'impact de l'urbanisation sur la répartition des espèces. Les trajectoires sont définies sur une période plus longue à cette échelle afin d'expliquer la répartition actuelle des espèces, en mettant en évidence l'effet mémoire de certaines d'entre elles (*Voir chapitre 2.3*).

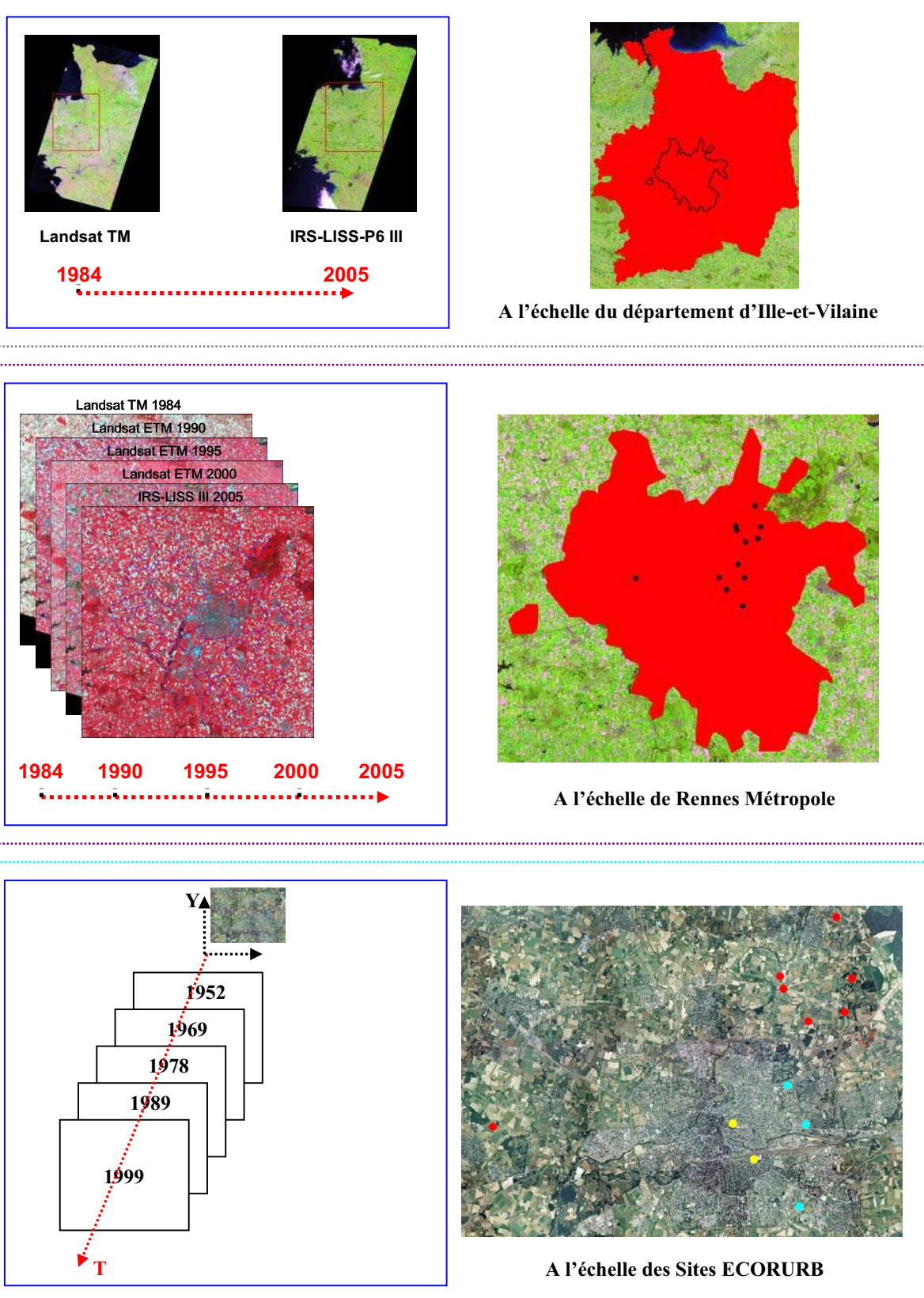


Figure 5.1 : Dynamique spatiotemporelle des changements d'occupation du sol à différentes échelles

2.1.1. A l'échelle du département d'Ille-et-Vilaine : 21 ans d'artificialisation

Dans le contexte de l'artificialisation croissante du territoire liée au processus d'étalement urbain, la cartographie précise, sur de larges territoires, des surfaces déjà artificialisées et l'estimation de leur évolution représentent un enjeu important vis-à-vis de leur fort impact sur l'environnement. L'objectif défini, ici à l'échelle du département d'Ille-et-Vilaine, est de mettre en évidence l'influence de la croissance urbaine de Renne Métropole sur l'artificialisation du territoire départemental. L'artificialisation du territoire, qui s'est produite au cours des vingt dernières années, est déterminée ici à travers l'étude de l'évolution de la tache urbaine à partir d'images de télédétection, ce qui permet de définir les classes d'occupation et d'utilisation des sols au détriment desquelles cette artificialisation s'est produite.

Précisons que l'objectif de cette partie n'est pas d'effectuer un inventaire très détaillé et exhaustif de l'artificialisation du territoire en prenant en compte tous les éléments du bâti et du réseau routier - ce qui aurait nécessité d'utiliser une vingtaine d'images au moins à très haute résolution spatiale pour la période récente et des centaines de photographies aériennes pour la période « ancienne » -, mais de mettre en évidence, de façon la plus objective et automatisée possible, l'évolution de la tache urbaine, qui est le principal facteur de l'artificialisation à cette échelle d'observation.

L'étude de l'artificialisation du territoire départemental entre 1984 et 2005 a été effectuée dans le cadre d'une étude effectuée pour l'AUDIAR (Aguerdad et al., 2009 ; Hubert-Moy et al., 2008 ; AUDIAR, 2006a ; Hubert-Moy et Aguerdad, 2005). L'analyse des résultats obtenus à partir des données de télédétection a bénéficié de la collaboration de l'AUDIAR.

2.1.1.1. Présentation de l'aire d'étude et des données utilisées

2.1.1.1.1. La zone d'étude

La zone d'étude couvre l'ensemble du département d'Ille-et-Vilaine (**Figure 5.2**) qui s'étend sur 6 775 km², soit environ le quart de la superficie de la région Bretagne. Il compte 946 000 habitants au 1^{er} janvier 2006 (**INSEE, 2009**) répartis dans 353 communes dont 8 villes de plus de 10 000 habitants, parmi lesquelles Rennes, métropole attractive de 364 596 habitants. La façade maritime du département connaît également un essor économique important, autour de la ville de Saint-Malo. Dans ce département, l'espace fait de plus en plus l'objet de convoitises, que ce soit pour préserver des activités agricoles ou pour constituer des réserves foncières potentielles pour l'urbanisation en général.

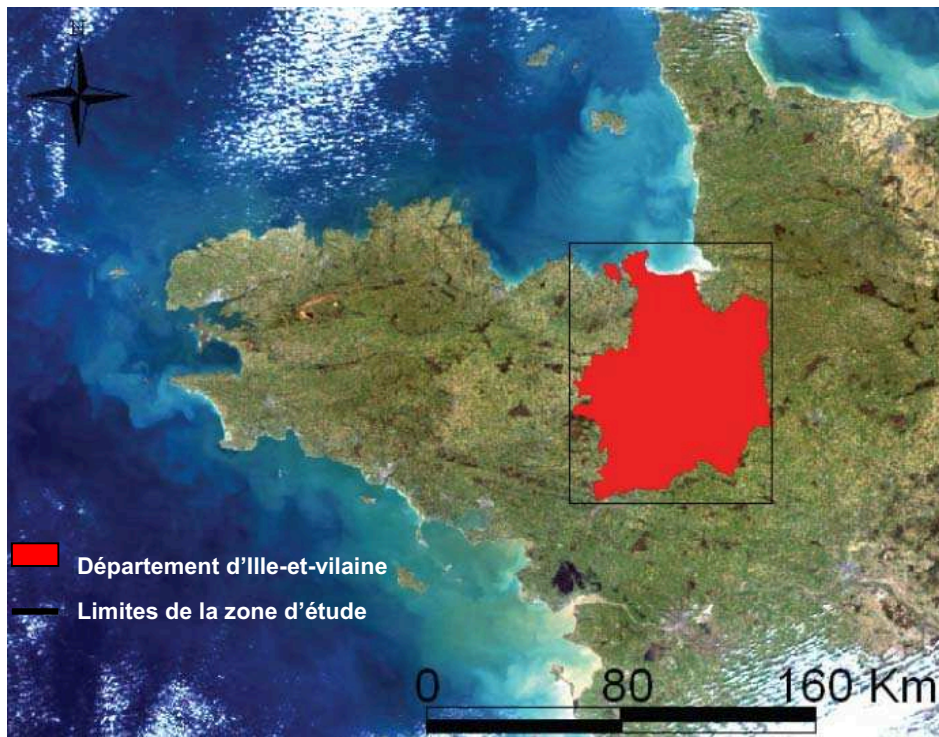


Figure 5.2 : Localisation de la zone d'étude

2.1.1.1.2. Les données utilisées

Les principales sources d'informations utilisées sont quatre scènes satellitaires. Les données complémentaires utilisées servent d'une part à effectuer des classifications sur les images, d'autre part à exploiter statistiquement les résultats sous un SIG.

Deux images satellitaires ont été utilisées, constituées à partir de deux scènes Landsat Thematic Mapper de 1984 et deux scènes IRS-LISS de 2005 (**Tableau 5.1**). Ces images ont des caractéristiques comparables, puisque leurs résolutions spatiales varient, respectivement, de 30 mètres à 23,5 mètres, tandis que leurs gammes spectrales et leurs emprises au sol sont similaires.

Tableau 5.1 : Principales caractéristiques des images utilisées

	Image 1	Image 2
Satellite	Landsat 5	IRS- P6
Capteur	TM	LISS III
Taille du pixel	30m × 30 m	23,5m × 23,5 m
Bandes spectrales (µm)	0,45-0,52 0,52-0,60 0,63-0,69 1,55-1,75 2,08-2,35	0,52-0,59 0,62-0,68 1,77-0,86 1,55-1,70
Surface couverte	185Km × 185Km	140Km × 140Km
Date de prise de vue	18-08-1984	27-05-2005
Path/Row	201/26 201/27	015/035 015/034
Niveau de Prétraitements	TM Systematic Corrected Signals	System corrected

Les données de référence utilisées comprennent :

- **Des photographies aériennes** : Des clichés IGN en noir et blanc et en couleur ont été numérisés et constituent une des couches raster d'information intégrées dans la base de données. La moitié d'entre elles constitue l'échantillonnage permettant d'initier la classification supervisée des images, tandis que les 50 % restant servent à valider les classifications obtenues.

- **Un scan 25 de l'IGN** : Le scan 25 de l'IGN a été utilisé pour corriger géométriquement les scènes satellitaires et les géoréférencer (**Figure 5.3-b**). Ponctuellement, il a servi également à valider les résultats.

- **Des limites administratives** : Les limites communales les plus récentes ont été utilisées pour définir la zone d'étude et exploiter statistiquement les résultats obtenus à l'échelle communale (**Figure 5.3-a**).

- **Des cartes d'occupation des sols** : Les cartographies de référence ont été obtenues à partir de relevés effectués sur le terrain en 2005, de la photo-interprétation de photographies aériennes de 1978 et 2001, des cartes d'occupation des sols de 1999 et

2004 fournies par l'AUDIAR. Ces documents ont été utilisés pour échantillonner les classes d'occupation et d'usage des sols et valider les résultats obtenus.



Figure 5.3 : Données auxiliaires utilisées : (a) limites communales ; (b) extrait du Scan 25 de l'IGN

Les images ont été recalées géométriquement à l'aide d'un orthophotoplan et géoréférencées dans le système de projection Lambert II étendu. La méthode de recalage qui a été appliquée est basée sur le calcul d'une fonction polynomiale d'ordre 1, et la correction géométrique a été effectuée avec une erreur quadratique moyenne inférieure à 0,5 pixel. Des prétraitements radiométriques et atmosphériques ont aussi été réalisés. Les effets atmosphériques ont été minimisés en utilisant le modèle atmosphérique 5S (Kergomard, 2007). Les cartographies de référence permettant de classer les images et de valider les résultats ont été obtenues à partir de relevés effectués sur le terrain en 2005, de la photo-interprétation de photographies aériennes de 1978 et 2001 ainsi que des cartes d'occupation des sols de 1999 et 2004.

2.1.1.2. Méthodologie de traitement des données

Les quatre scènes satellitaires ont fait l'objet de prétraitements et traitements pour identifier les différentes classes d'occupation et d'usage des sols à chacune des deux dates. Le croisement des images résultats a ensuite permis de définir l'évolution, entre 1984 et 2005, de la tache urbaine et des grandes catégories d'occupation des sols.

2.1.1.2.1. Prétraitement des données

Les clichés aériens ont été numérisés, puis corrigés géométriquement et géoréférencés dans le système de projection Lambert II étendu à partir du SCAN 25 de l'IGN. Les images ont été recalées géométriquement à l'aide d'un orthophotoplan et géoréférencées dans le même système de projection. La méthode de recalage qui a été appliquée est

basée sur le calcul d'une fonction polynomiale d'ordre 1, et la correction géométrique a été effectuée avec une erreur quadratique moyenne inférieure à 0,5 pixel. Des prétraitements radiométriques et atmosphériques ont aussi été réalisés. Les effets atmosphériques ont été minimisés en utilisant le modèle atmosphérique 5S (**Kergomard, 2007**). Les deux scènes d'une même date ont été mosaïquées.

2.1.1.2.2. Les classifications de l'occupation des sols : le choix d'une méthode orientée-objet

Contrairement à une approche basée sur le pixel, qui affecte les pixels aux classes en fonction exclusivement de leurs valeurs spectrales, l'approche Orientée-objet permet de prendre en compte, dans une procédure de classification automatique, des critères utilisés simultanément jusqu'à une période récente exclusivement en photo-interprétation manuelle : la couleur (ou valeurs spectrales) la texture, la forme, la taille, la topologie (**Blaschke et Strobl, 2001 ; Coe et al., 2005**). Dans la procédure de classification Orientée-objet retenue ici, des objets peuvent être extraits d'une image satellite par segmentation à différentes échelles (**Haralick et Shapiro, 1985**) selon un procédé hiérarchique. Dans le cas présent, les objets d'intérêt ont été identifiés à trois niveaux différents : le pixel, l'élément de paysage (le bois, la parcelle agricole,...), l'unité de paysage (la tache urbaine, la zone bâtie à dominante activité ou à dominante résidentielle,...). Les objets ont ensuite été affectés aux classes prédéfinies dans la nomenclature à l'aide de fonctions basées sur la théorie des ensembles flous (**Zadeh, 1965**).

L'approche Orientée-objet que nous avons appliquée en utilisant le logiciel eCognition comprend deux étapes successives (**Figure 5.4**) : d'abord, les images ont été segmentées en objets homogènes à deux niveaux hiérarchiquement emboîtés : le niveau 1 correspond à des objets de taille assez grossière vis-à-vis de ce paysage très fragmenté (parcelles agricoles, îlots assez larges de bâti), tandis que le niveau 2 comprend des objets de plus petite taille (unités intra-parcellaires, petites entités de bâti). Les objets ont été segmentés, pour les deux niveaux, selon des critères d'échelle (taille des objets segmentés), couleur (leur réponse spectrale), et de forme qui est la résultante de deux critères, le lissage qui relève de la texture et la compacité. Le critère d'échelle détermine indirectement la taille des objets ou segments ; il est déterminé par l'utilisateur par apprentissage empirique basé sur des itérations successives. La segmentation a été effectuée sur six bandes spectrales de l'image Landsat TM (B1, B2, B3, B4, B5 et B7) et sur toutes les bandes spectrales de l'image IRS-LISS. Ensuite les images segmentées ont été classées différemment à chaque niveau de segmentation : les objets de l'image segmentée au niveau 1 ont été affectés de façon supervisée selon une classification « au plus proche voisin » (Nearest Neighbour) aux deux classes « Tache urbaine » et « Non tache urbaine ». Précisons que la tache urbaine est définie ici par des surfaces artificialisées agglomérées d'une taille d'un hectare au minimum. Elle comprend donc quelques bâtiments isolés en milieu rural détectables avec les images utilisées et dont la superficie est égale ou supérieure à un hectare. En revanche, le réseau routier, partiellement détectable à partir des images, a été exclu de la cartographie des surfaces artificialisées

quand il n'est pas inclus dans la tache urbaine. Cependant, il a été pris en compte dans la quantification des surfaces des autres classes d'occupation des sols).

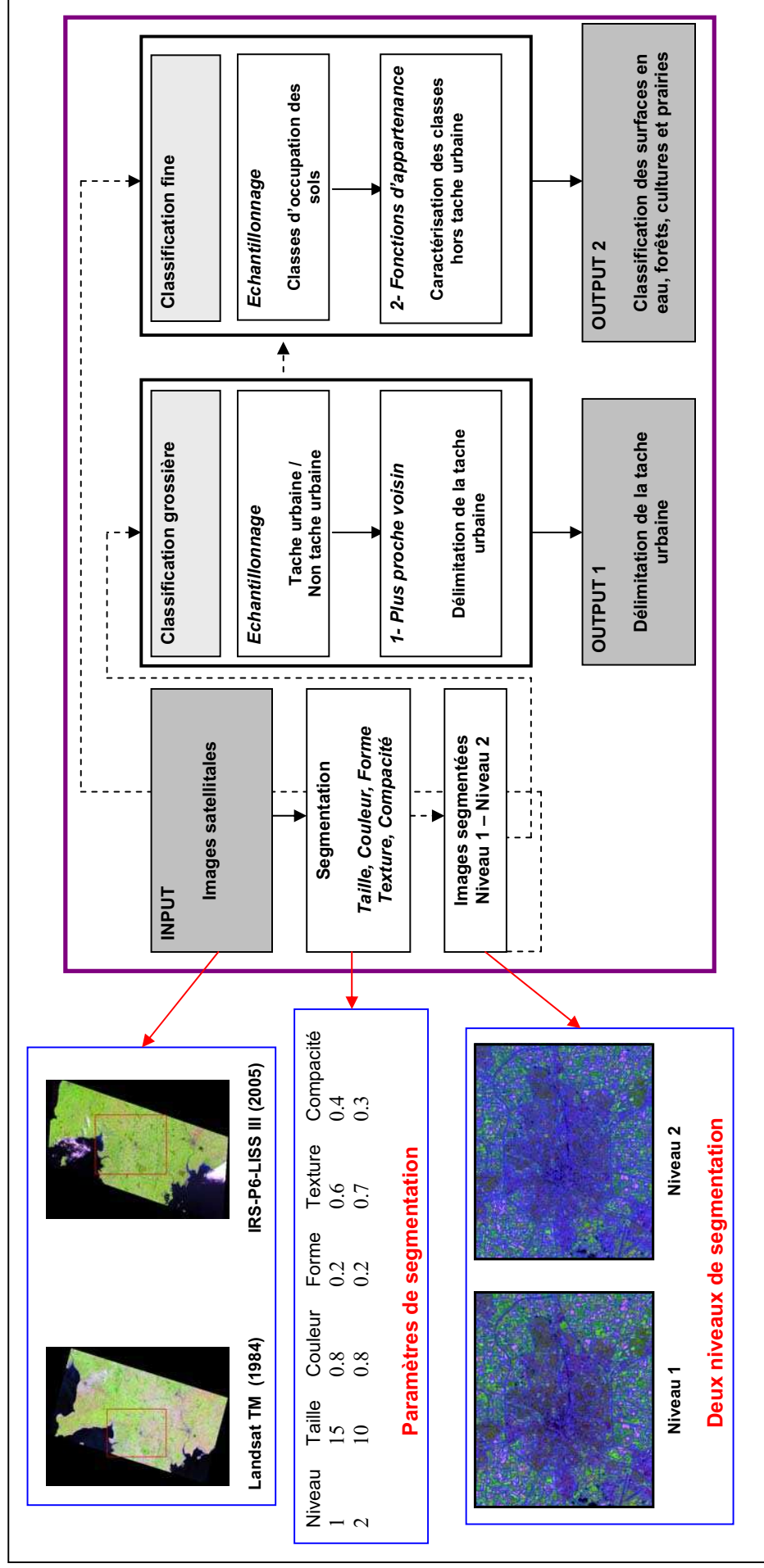


Figure 5.4 : Représentation schématique de la méthode de classification

Les résultats de cette classification ont été évalués et améliorés par des corrections effectuées par photo-interprétation assistée par ordinateur à partir des données de référence. Une fois validés, les résultats de ce premier niveau de classification ont été utilisés comme donnée d'entrée pour définir les règles de classification des objets de l'image segmentée au niveau 2 selon la nomenclature suivante : surfaces en eau, surfaces boisées, surfaces cultivées (prairies et cultures). Les surfaces boisées comprennent ici les landes et les friches. La distinction entre les cultures et les prairies n'a pu être effectuée, l'utilisation d'une seule image satellite ne permettant pas d'individualiser ces deux classes. Les objets au niveau 2 ont été reclassés avec une classification supervisée basée sur la logique floue et utilisant des fonctions d'appartenance (Membership Functions) déterminées à partir d'une connaissance expert. Les objets sont affectés aux classes selon des règles dépendant généralement des valeurs spectrales et de leur répartition au sein de l'objet, des paramètres de forme des objets ainsi que des relations entre les objets et leur super-objets ou sous-objets, c'est-à-dire des objets auxquels ils appartiennent au niveau supérieur ou inférieur. Dans notre cas, la texture, la taille, la forme, et les relations hiérarchiques avec les autres objets, non discriminants, n'ont pas été retenues pour la classification. Les objets du niveau 2 ont donc été classés à partir de paramètres dérivés des valeurs spectrales (**Tableau 5.2**). Les résultats de la classification des objets de niveau 2 ont été aussi évalués et améliorés par des corrections effectuées par photo-interprétation assistée par ordinateur à partir des données de référence. Cette procédure de classification a été appliquée sur les deux images. Les classifications ont été validées à l'aide des données de référence mentionnées plus haut. Enfin, une post-classification a été effectuée sur les deux images classées à l'aide d'un SIG afin d'extraire les informations relatives à l'évolution de la tache urbaine à l'échelle communale. L'évaluation des résultats des classifications finales a montré une très bonne précision, avec un indice de Kappa de 95 %, cet indice prenant en compte les sous-estimations et les surestimations.

Tableau 5.2 : Paramètres des fonctions de classification

Classes à discriminer	Fonctions utilisées
Eau / Non Eau	Classe « Eau » définie par : - Valeurs (bande 5) ≤ 37 - Valeurs (ratio bande 1*) $\Rightarrow 0.25$ - Valeurs (Brightness**) ≤ 43
Surfaces boisées / Cultures et prairies	Classe « Surfaces boisées » définie par : - Valeurs (écart type appliqué à la bande 4) ≤ 5.5

* Le "ratio" appliqué à une bande spectrale égale à la valeur moyenne de l'objet divisée par la somme de toutes les valeurs moyennes de cette bande.

** La "brightness" calculée pour un objet donné égale à la somme des valeurs moyennes de cet objet dans les bandes spectrales prises en compte divisée par le nombre totale de ces dernières.

2.1.1.2.3. Détermination de l'évolution de l'occupation des sols entre les deux dates

L'évolution de l'occupation des sols entre 1984 et 2005 a été déterminée en deux étapes correspondant, d'une part à celle de la tache urbaine à partir des classifications de niveau 1, et d'autre part à celle des grandes catégories d'occupation des sols.

Les traitements appliqués pour déterminer l'évolution de la tache urbaine sont illustrés par la **figure 5.5** :

- Les mosaïques Landsat 1984 et IRS-P6 LISS III 2005 classées au niveau 1 selon les deux catégories « Tache urbaine » et « Non tache urbaine » sont croisées afin de déterminer les espaces déjà urbanisés en 1984 et l'extension des zones urbanisées depuis 1984.
- L'intégration de la classification dans un SIG et son croisement avec les limites communales incluses dans la zone d'étude permet alors de produire la cartographie de l'évolution de la tache urbaine sur la zone d'étude et les statistiques associées à l'échelle communale.

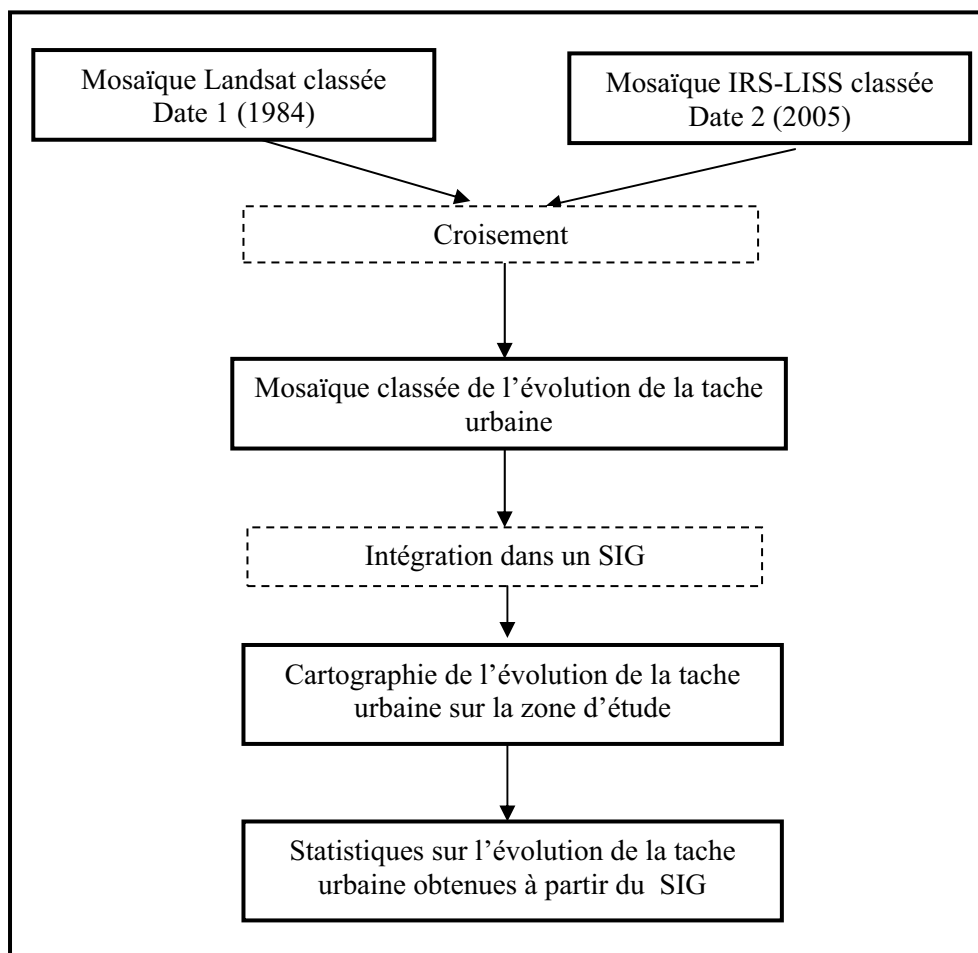


Figure 5.5 : Etapes de détermination de l'évolution de la tache urbaine

L'évolution des grandes catégories d'occupation des sols a été déterminée selon la procédure appliquée pour celle de la tache urbaine. Dans ce cas, à l'issue des traitements, 16 classes sont

obtenues : 4 classes illustrent la stabilité entre les deux dates, 12 classes illustrant potentiellement les évolutions intervenues entre 1984 et 2005.

2.1.1.3. Evolution de l'artificialisation des territoires de 1984 à 2005

2.1.1.3.1. Une nette progression, inégalement répartie

Un quasi doublement des surfaces artificialisées en vingt ans

La surface occupée par la tache urbaine en 2005 représente 33 549 ha environ, soit 4,9 % de la zone d'étude. Les surfaces bâties agglomérées représentent 32 304 ha, tandis que le réseau routier (routes principales, principaux carrefours et ronds-points) détecté à partir de l'image IRS-P6 LISS III en 2005 totalise 1 245 ha, soit 3,7 % de la tache urbaine.

L'analyse comparée de la tache urbaine en 1984 et en 2005 permet de mettre en évidence l'évolution de la tache urbaine : elle couvrait 17 324 ha en 1984 contre 32 304 ha en 2005 (**Figure 5.6**). Ainsi, entre 1984 et 2005, les surfaces artificialisées correspondant ici à la tache urbaine ont quasiment doublé en Ile-et-Vilaine (+92 %), gagnant l'équivalent de trois fois la superficie de la ville de Rennes, soit 15 000 ha. Pendant cette période, l'aire urbaine rennaise a doublé sa consommation d'espace, passant de plus de 9 000 ha en 1984 à près de 18 000 ha en 2005.

La tache urbaine considérée ici ne comprend que le bâti aggloméré et exclue le réseau routier, puisqu'en 1984, le réseau routier principal, pour sa majeure partie, n'avait pas été détecté à partir des images Landsat en raison de leur relative faible résolution spatiale par rapport aux dimensions des routes à détecter.

Une concentration de l'artificialisation sur l'aire urbaine de Rennes et les principaux axes routiers

La carte d'évolution entre 1984 et 2005 met non seulement en exergue l'augmentation sensible de la tache urbaine sur l'ensemble de la zone d'étude, mais aussi son inégale répartition spatiale. En effet, la tache urbaine apparaît inégalement répartie sur le territoire : elle est essentiellement concentrée sur l'aire urbaine de Rennes, et les principaux axes routiers. Par exemple, une progression marquée de la tache urbaine en étoile autour de Rennes, et une augmentation des surfaces bâties agglomérées plus sensible le long de l'axe Rennes-Nantes que le long de l'axe Rennes-Saint-Malo.

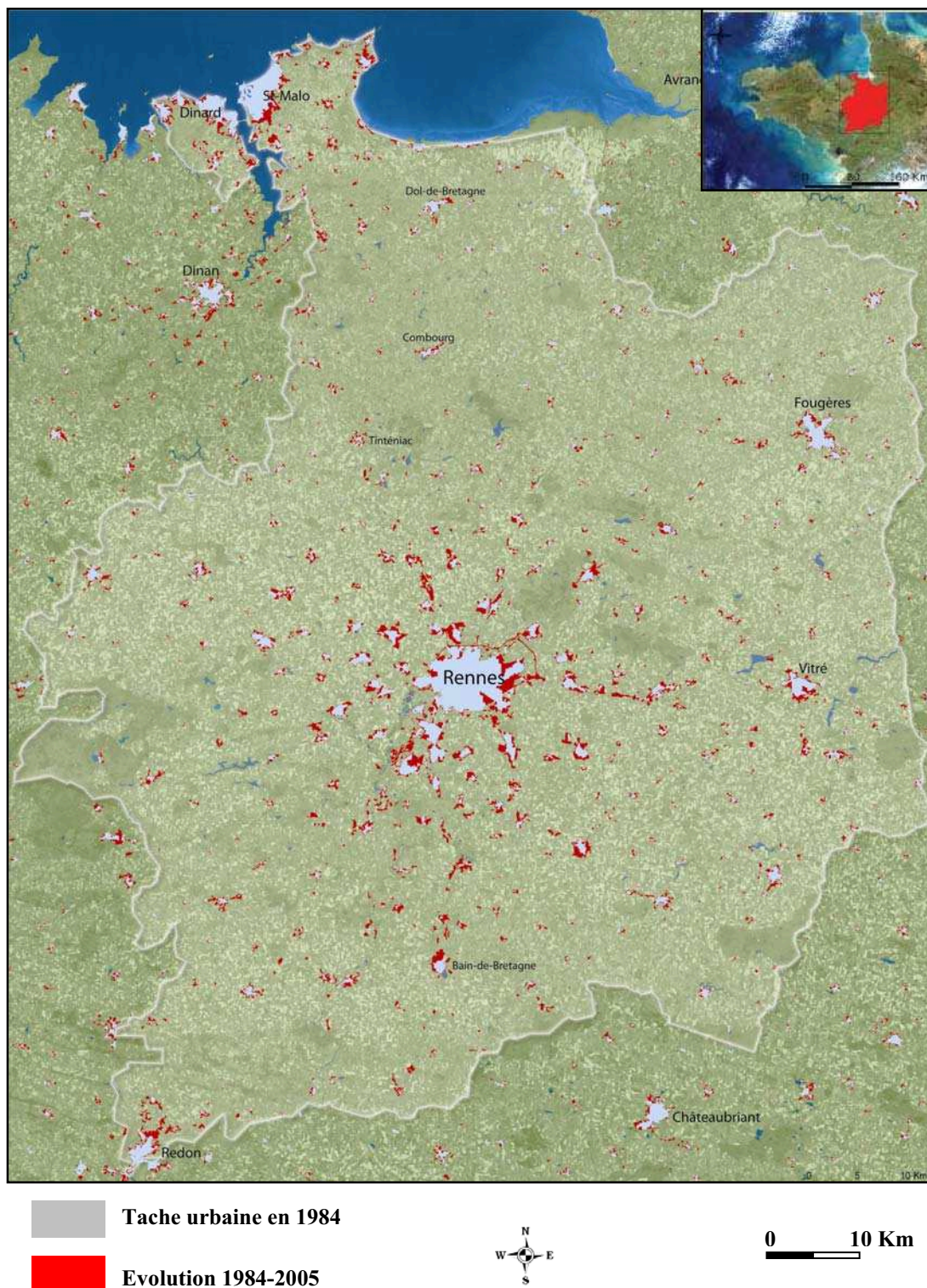


Figure 5.6 : Cartographie de l'évolution de la tache urbaine sur le département de l'Ille-et-Vilaine entre 1984 et 2005

Trois logiques d'urbanisation sont à l'oeuvre sur le territoire de l'Ille-et-Vilaine (**Figure 5.7**) : un développement diffus de la tache urbaine en milieu rural autour des bourgs, plus intense à l'Ouest et au Sud de l'agglomération rennaise ; un fort développement en chapelet le long des axes routiers dans l'aire urbaine rennaise, surtout à l'Est ; une diffusion en rétro-littoral dans l'arrière-Pays de Saint-Malo.

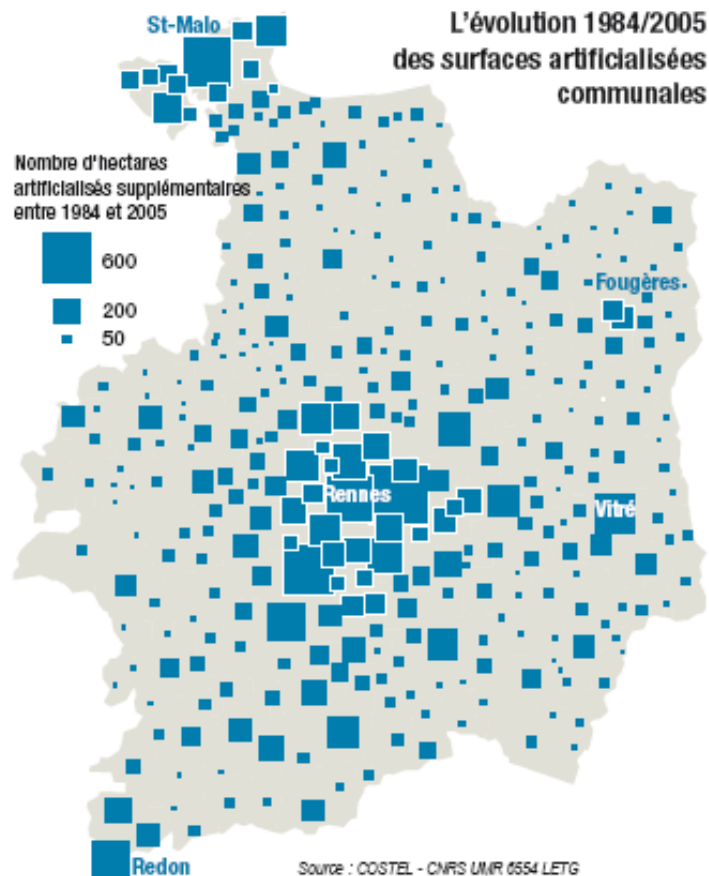


Figure 5.7 : Evolution en nombre d'hectares des surfaces artificialisées communales entre 1984 et 2005

On note également l'importance de l'urbanisation le long des cours d'eau. Perceptibles le long de la Vilaine au Sud de Rennes et surtout autour de l'estuaire de la Rance entre Dinan et Saint-Malo, ces lignes de force de l'urbanisation dessinent le paysage du peuplement en Ille-et-Vilaine.

Les grands axes routiers à 2x2 voies ont fortement marqué le développement de l'urbanisation entre 1984 et 2005. La comparaison entre les deux cartes d'occupation du sol fait systématiquement apparaître les communes traversées par les grands axes routiers (**Figure 5.8**). Ces communes ont concentré près de 55 % des surfaces artificialisées nouvelles sur la période 1984-2005. Plus précisément, avec près de 11 % de surfaces artificialisées dans les communes traversées en 2005, l'axe Rennes-Paris s'impose de loin comme l'axe le plus urbanisé. Viennent ensuite les axes Rennes-Saint-Malo (6,5 %), Rennes-Nantes (6,1 %), puis Rennes-Redon (5,8 %). Les communes traversées par les axes Rennes-Paris et Rennes-Redon ont enregistré les gains les plus forts (près de 1 500 ha), devant les axes Rennes-Saint-Malo et Rennes-Nantes (1 200 ha supplémentaires dans les deux cas).

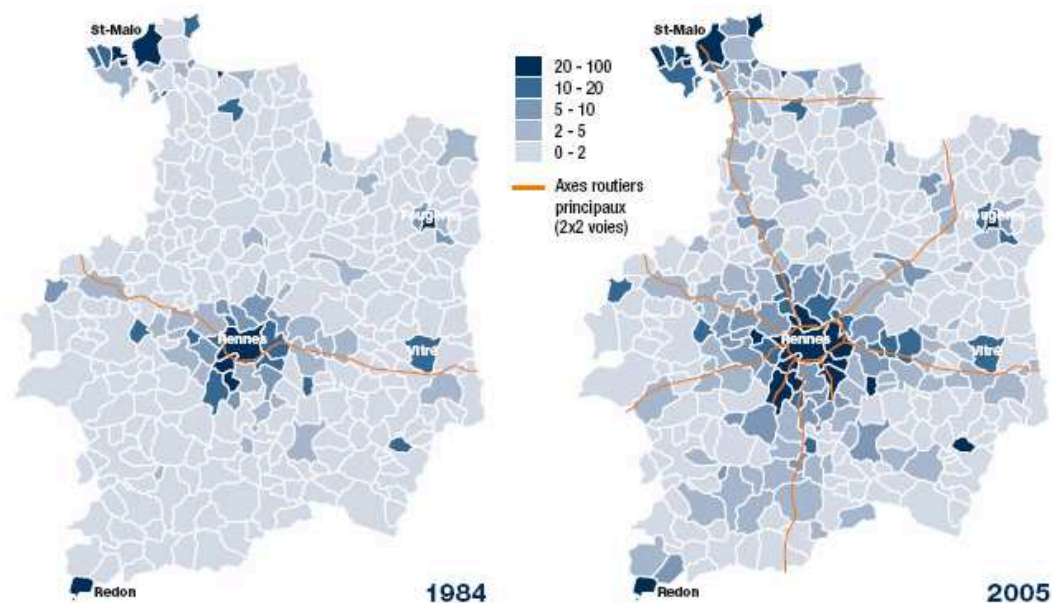


Figure 5.8 : La part des surfaces artificialisées dans les communes en 1984 et 2005 par rapport à la superficie totale communale en pourcentage (Source : Costel-Audiar)

Une croissance de la tache urbaine plus intense au Sud

La comparaison de l'évolution de la tache urbaine par quadrant géographique permet de différencier les principales dynamiques d'occupation de l'espace à l'oeuvre dans le département (**Figure 5.9**). D'emblée, on remarque surtout une consommation d'espace plus intense dans la partie Sud où la surface artificialisée a triplé (+145 %) entre 1984 et 2005, alors qu'elle n'a que doublé dans la partie Nord (+92 %). La partie Nord du département semble avoir connu une consommation de l'espace moins importante que la partie Sud, excepté sur le littoral. Ainsi, un long croissant à quelques kilomètres en arrière du littoral dans le secteur de Dol-de-Bretagne et de Combourg reste vierge d'urbanisation nouvelle.

Le quart Sud-Ouest a concentré une part importante de la consommation de l'espace, notamment autour de Bruz au Sud de Rennes (communes de Guichen, Pont-Péan, Chartres-de-Bretagne), au Nord de Redon, puis entre Rennes et Bain-de-Bretagne le long de la N137. Trois axes semblent dessiner l'urbanisation dans cette partie du département : les axes routiers Rennes-Nantes, Rennes-Redon et plus traditionnellement la Vilaine. Dans le quart Sud-Est, on distingue une forte concentration de nouvelles surfaces urbanisées en chapelet le long des deux axes routiers principaux (Rennes-Paris et Rennes-Angers), puis autour de Vitré et Châteaugiron. Ailleurs, l'urbanisation est moins perceptible. L'urbanisation dans le quart Nord-Ouest s'est diffusée selon trois lignes de forces, les axes routiers Rennes-Saint-Malo et Rennes-Brest, puis surtout le littoral autour de Dinard, Saint-Malo et Cancale. Là aussi, on observe peu de nouveaux espaces artificialisés dès lors que l'on s'éloigne de ces axes (cantons de Combourg, Bécherel et Saint-Méen-le-Grand). Enfin, le quart nord-est se distingue par une faible consommation d'espace, notamment dans les cantons d'Antrain et Louvigné-du-Désert, ou entre Fougères et Vitré. Néanmoins, l'ouverture de l'A84 en 2002 génère déjà une consommation d'espace plus importante dans les communes à proximité (Liffré, Saint-Aubin-du-Cormier, Saint-Brice-en-Coglès...), puis à l'Ouest de Fougères.

La croissance de la tache urbaine a été particulièrement vive dans un quadrilatère Vitré-Tinténiac-Bain-de-Bretagne-Montfort-sur-Meu, au cœur duquel on trouve l'agglomération rennaise. Au sein de ce quadrilatère, le développement des couronnes périurbaines de Rennes apparaît clairement, sachant qu'en dehors de la commune de Rennes, les surfaces artificialisées de l'aire urbaine rennaise ont presque triplé (140 %). Sur les 20 premières communes ayant connu les plus forts gains de surfaces artificialisées, 13 sont des communes de la périphérie rennaise.

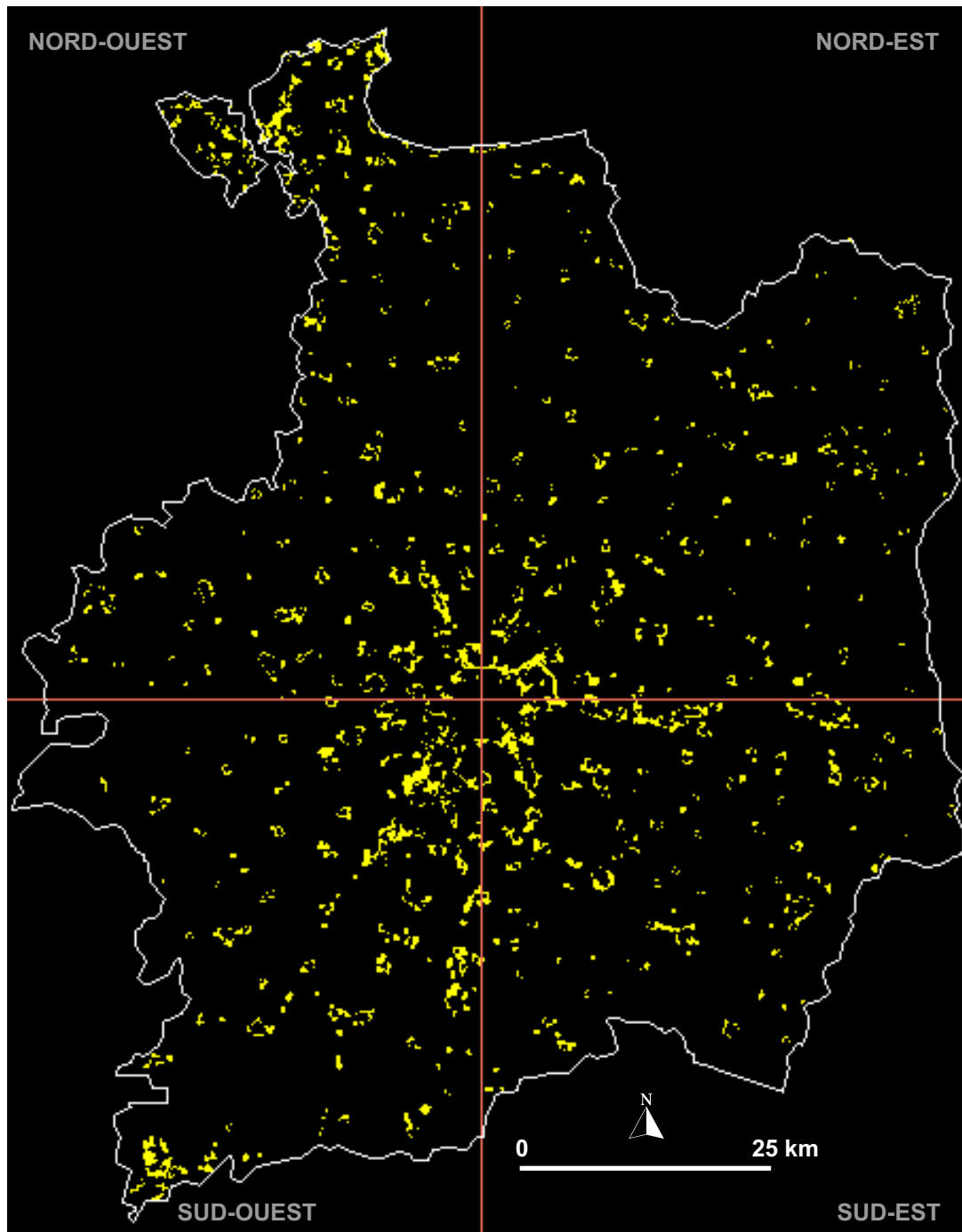


Figure 5.9 : Répartition par quadrant géographique des extensions de la tache urbaine entre 1984 et 2005

Une artificialisation très concentrée sur quelques groupes de communes

L'inégale répartition de la tache urbaine se retrouve à une échelle plus fine, comme le montre son analyse à l'échelle des communes et des principaux groupes de communes du département (aires urbaines, agglomérations...) (**Figures 5.10 et 5.11**). En 2005, l'Aire Urbaine de Rennes, comprend 140 communes soit 255 726 ha. La tache urbaine totalise 18 950 ha en 2005, c'est-à-dire 7,4 % de sa surface totale. Le réseau routier détecté représente 566 ha, soit 2,98 % des surfaces minérales constituant la tache urbaine. Le Pays de Rennes s'étend sur 67 communes, soit 11 5423 ha. La tache urbaine y occupe 14 438 ha, soit 12,5 % de sa surface totale, le réseau routier s'étendant sur 235 ha, soit 16,2 % de la tache urbaine. La tache urbaine de Rennes Métropole, qui comprend 37 communes soit 61 344 ha, s'étend sur 12 064 ha en 2005, soit 19,66 % de sa surface totale. Le réseau routier détecté y représente 121 ha, soit 10 % de sa surface totale.

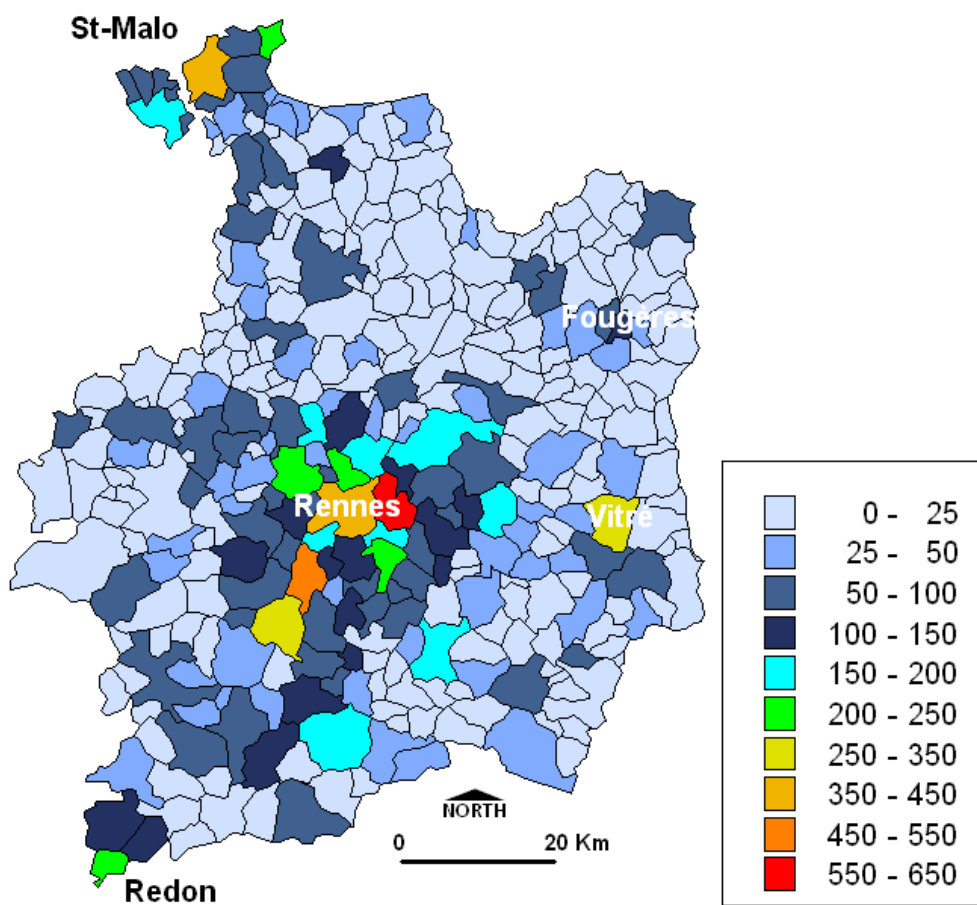


Figure 5.10 : *Nombre d'hectares artificialisés supplémentaires entre 1984 et 2005 à l'échelle communale*

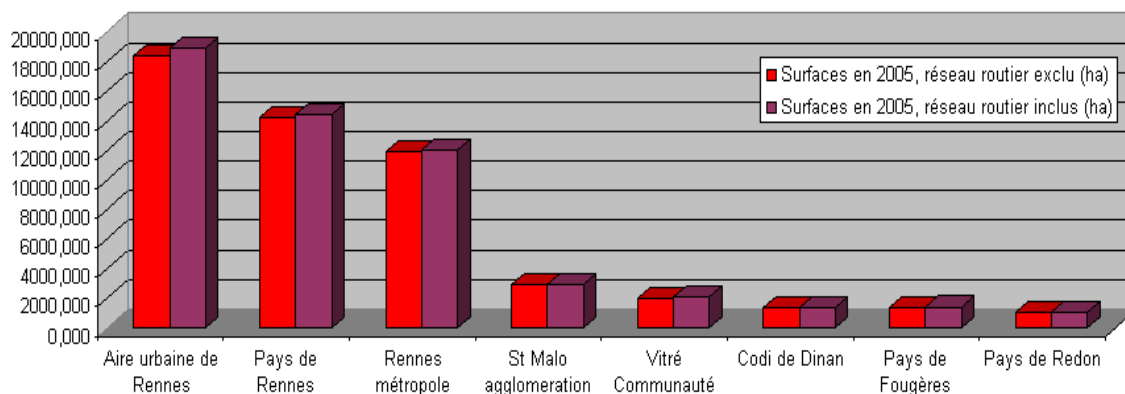


Figure 5.11 : Tache urbaine en 2005 sur des groupes de communes

En 2005, la tache urbaine s'étend sur 2 984 ha de l'agglomération de Saint-Malo (11 943 ha sans le réseau routier), soit 12,7 % de sa surface totale (Saint-Malo agglomération comprend 17 communes, soit 23 471 ha). La tache urbaine de Vitré Communauté représente 2 067 ha (1 983 ha sans le réseau routier), soit 2,9 % de sa surface totale qui est de 71 266 ha. La tache urbaine du Pays de Fougères totalise quant à elle 1 429 ha en 2005 (1 367 ha sans le réseau routier), c'est-à-dire 4,6 % de sa surface totale qui est de 30 610 ha. Enfin, le Pays de Redon, qui comprend 6 communes soit 16 702 ha, totalise 1 072 ha en 2005 (1 061 ha sans le réseau routier), c'est-à-dire 6,4 % de sa surface totale.

La tache urbaine est inégalement répartie sur le territoire couvert par la zone d'étude, comme le montre son analyse à l'échelle des aires urbaines, des communautés d'agglomérations, des communautés urbaines et agglomérations.

La **figure 5.11** montre l'évolution des surfaces occupées par la tache urbaine entre 1984 et 2005 sur différents groupes de communes de la zone d'étude par ordre décroissant. Parmi les groupes de communes analysés, dont la taille est très différente (de 6 à 140 communes), c'est l'Aire Urbaine de Rennes qui a connu la croissance la plus forte, avec une augmentation de 94,7 %, suivie par le Pays de Redon (95,75 %), Vitré Communauté (94,03 %), la Communauté de Communes de Dinan (87,97 %), Saint-Malo Agglomération (84,4 %), le pays de Rennes (73,13 %), Rennes Métropole (65,87 %), la tache urbaine du Pays de Fougères ne progressant que de 36,05 % sur la période 1984-2005. Ainsi, on peut observer que le taux de croissance de la tache urbaine n'est pas toujours corrélé avec la taille des groupes de communes.

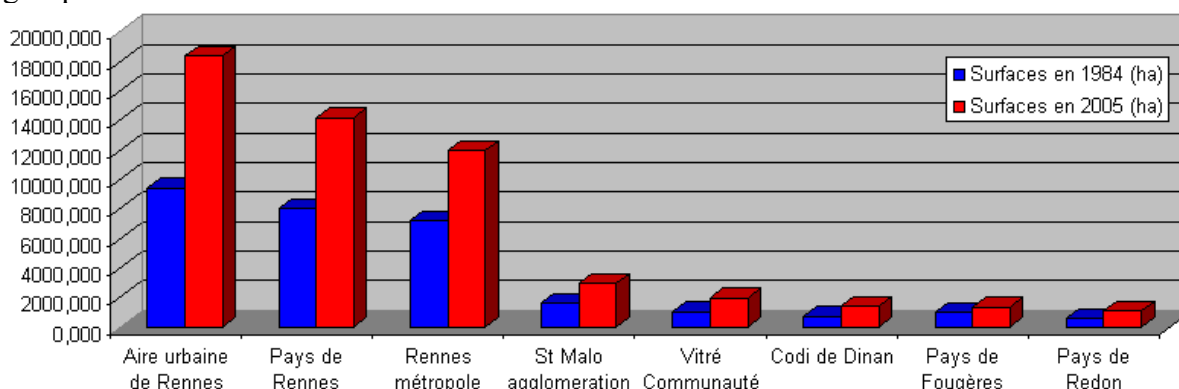


Figure 5.12 : Evolution en ha de la tache urbaine entre 1984 et 2005 sur des groupes de communes

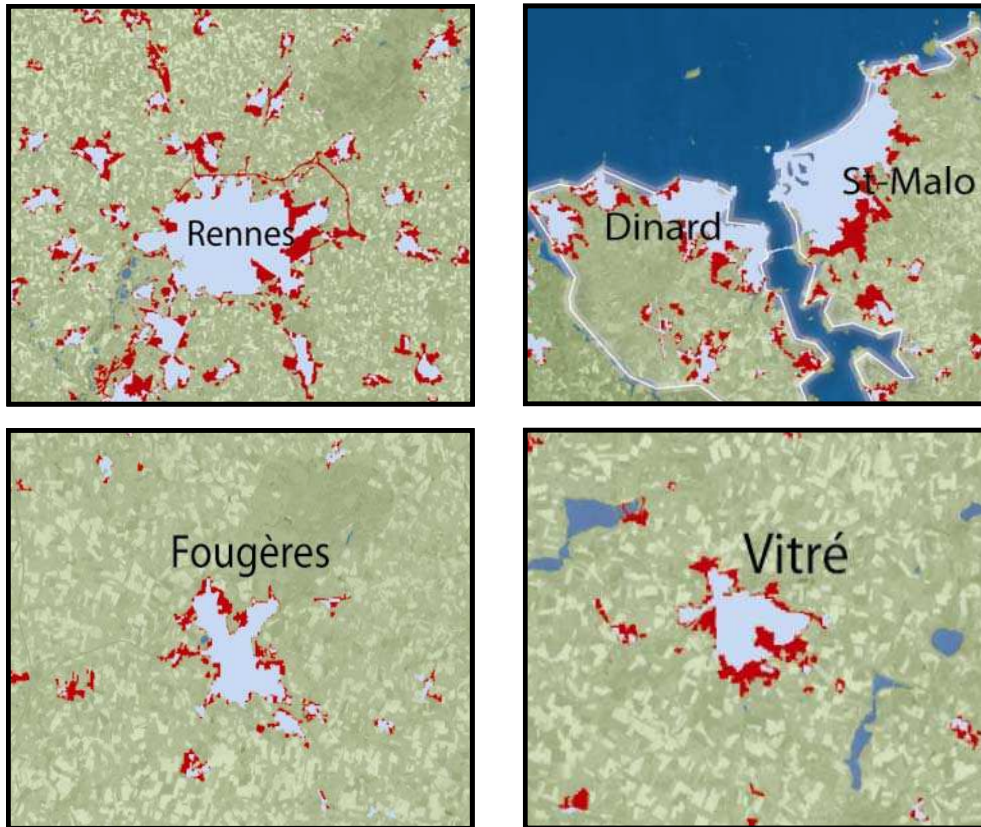


Figure 5.13 : Extraits de l'évolution de la tache urbaine entre 1984 et 2005 sur Rennes, Dinard, Saint-Malo, Fougères et Vitré

2.1.1.3.2. Une artificialisation produite essentiellement au détriment des surfaces agricoles

L'analyse de la dynamique de l'ensemble des classes d'occupation et d'utilisation des sols montre qu'en dehors de l'extension de la tache urbaine, l'évolution des trois autres grandes catégories d'occupation des sols, c'est-à-dire les surfaces en eau, les surfaces boisées et les cultures/prairies est peu importante (**Figure 5.14**).

D'après le **tableau 5.3**, 96,33 % des modes d'occupation des sols sont restés stables à l'échelle du département d'Ille-et-Vilaine. L'extension urbaine est responsable de 2,26 % des 3,67 % des changements d'affectation d'occupation du sol. La majeure partie des changements restants, 1,02 %, s'explique par le déboisement, au profit des cultures et prairies. On peut observer que même si cette régression des surfaces boisées est faible, elle s'inscrit à contre-courant des observations effectuées, tant au niveau national qu'au niveau régional (Corine Land Cover, IFEN).

L'analyse de l'évolution relative des différentes catégories d'occupation du sol depuis 1984 montre la très forte progression des surfaces bâties (+ 47,89 %), la forte extension des surfaces en eau (+21,13 %), la régression des surfaces boisées et des prairies (**Tableau 5.3**). L'analyse détaillée de l'extension urbaine montre clairement que sur les vingt dernières années, l'extension de la tache urbaine s'est effectuée majoritairement au détriment des cultures et des prairies et dans une moindre mesure des surfaces boisées (**Tableau 5.4** et **Figure 5.15**).

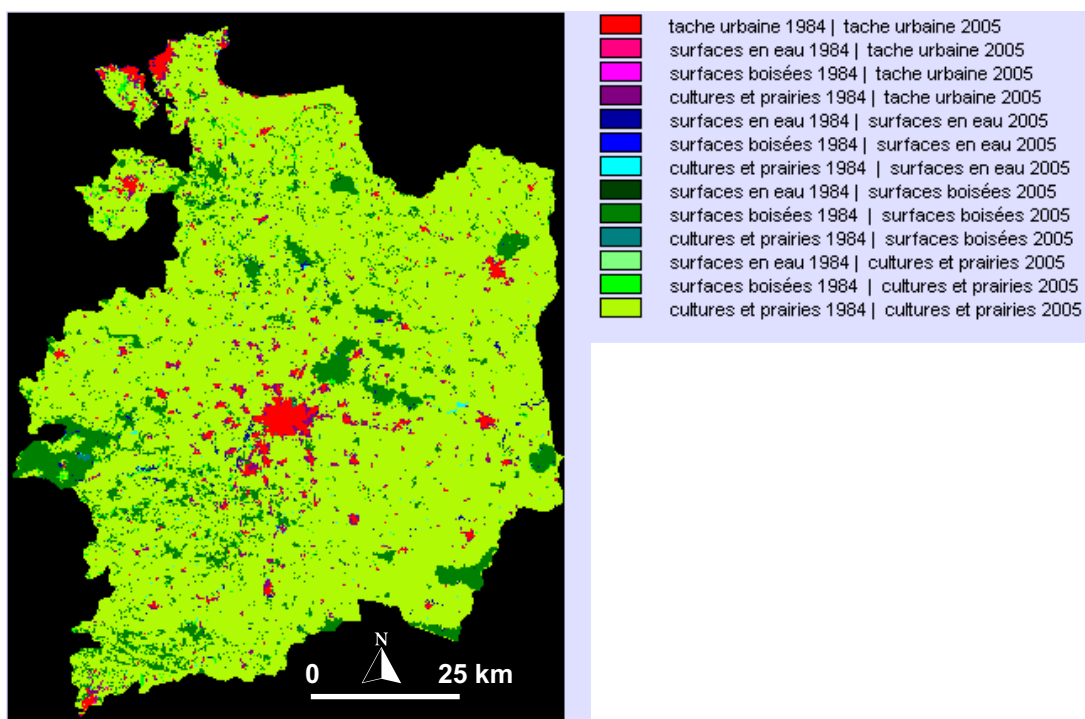


Figure 5.14 : Evolution de l'occupation du sol sur le département entre 1984 et 2005

Tableau 5.3 : Evolution des surfaces des grandes catégories d'occupation/d'utilisation des sols entre 1984 et 2005 sur le département d'Ille-et-Vilaine

Catégorie	1984	2005	Superficie ha	%
1	Tache urbaine en 1984	Tache urbaine en 2005	17168,83	2,45
2	Eau en 1984	Tache urbaine en 2005	11,79	0,01
3	Bois en 1984	Tache urbaine en 2005	131,08	0,01
4	Cultures et prairies en 1984	Tache urbaine en 2005	15716,82	2,24
5	Eau en 1984	Eau en 2005	3898,44	0,55
6	Bois en 1984	Eau en 2005	217,09	0,03
7	Cultures et prairies en 1984	Eau en 2005	1323,80	0,18
8	Eau en 1984	Bois en 2005	110,12	0,01
9	Bois en 1984	Bois en 2005	72111,85	10,29
10	Cultures et prairies en 1984	Bois en 2005	517,95	0,07
11	Eau en 1984	Cultures et prairies en 2005	357,27	0,05
12	Bois en 1984	Cultures et prairies en 2005	7174,65	1,02
13	Cultures et prairies en 1984	Cultures et prairies en 2005	581445,21	83,04

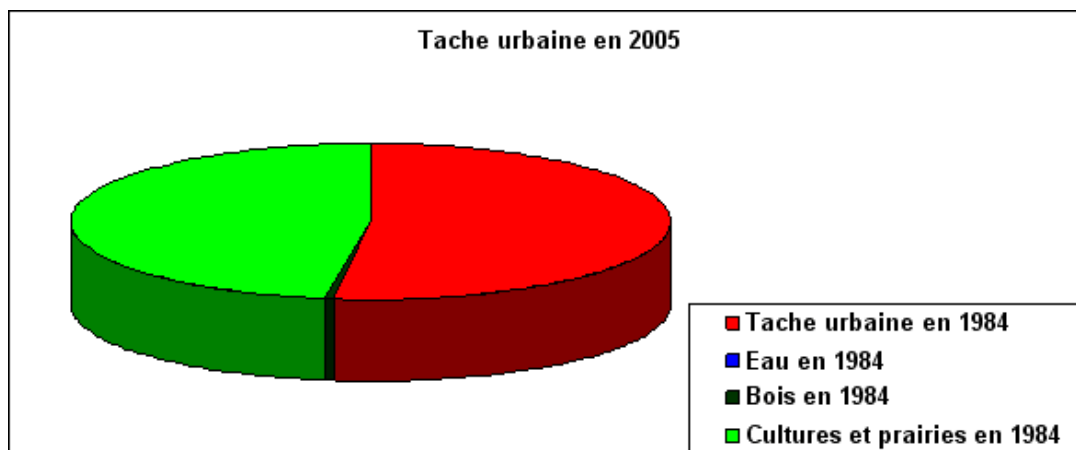


Figure 5.15 : *Composition de la tache urbaine en 2005*

Tableau 5.4 : *Evolution relative des surfaces des grandes catégories d'occupation/d'utilisation des sols entre 1984 et 2005 sur le département d'Ille-et-Vilaine (2005-1984/2005)*

	Tache urbaine	Surfaces en eau	Surfaces boisées	Cultures et prairies
En ha	+ 15 160,792	+ 1 117,357	- 5 000	- 11 277,6
En %	+ 47,89	+ 21,13	- 6,99	- 1,95

Synthèse

La méthode mise en œuvre dans cette étude est assez simple et aisément reproductible. Le traitement des images des satellites Landsat et IRS-P6 a permis, sur l'ensemble du département d'Ille-et-Vilaine de mettre en évidence l'évolution entre 1984 et 2005 (1) des principaux modes d'occupation des sols et (2) plus spécifiquement de la tache urbaine. La cartographie des vingt dernières années d'artificialisation du territoire confirme la forte croissance de la tache urbaine sur le département d'Ille-et-Vilaine, d'environ + 90 % entre 1984 et 2005. La tache urbaine a quasiment doublé gagnant ainsi l'équivalent de trois fois la superficie de la ville de Rennes, soit 15 000 ha. Les surfaces bâties agglomérées représentent 96 % de cette extension dont la partie restante est produite par le réseau routier détectable par les données de télédétection utilisées, c'est à dire les routes principales, ronds points et carrefours les plus importants. Toutefois, l'artificialisation mise en évidence par cette approche se limite à la tache urbaine, définie ici par des surfaces artificialisées agglomérées d'une taille d'un hectare au minimum. L'utilisation d'images à très haute résolution spatiale permettrait, à des échelles plus fines, d'effectuer d'une part un inventaire exhaustif des surfaces artificialisées, et d'autre part une caractérisation de ces surfaces en déterminant par exemple la densité du bâti ou en précisant l'usage dominant des surfaces artificialisées (résidentielles, activités artisanales, industrielles ou récréatives). L'utilisation de ces deux approches, complémentaires, nécessite toutefois une réflexion approfondie sur l'emboîtement de ces deux échelles d'observation.

Les résultats obtenus mettent en évidence que trois logiques d'urbanisation sont à l'oeuvre sur le territoire départemental : un développement diffus de la tache urbaine en milieu rural autour des bourgs, plus intense à l'Ouest et au Sud de l'agglomération rennaise ; un fort développement en chapelet le long des axes routiers dans l'aire urbaine rennaise, surtout à l'Est ; une diffusion de la tache urbaine en rétro-littoral dans l'arrière-Pays de Saint-Malo. Ils montrent aussi que la croissance de la tache urbaine a été particulièrement forte au Sud du département où la surface artificialisée a triplé alors qu'elle n'a que doublé, dans la partie Nord, et qu'elle se produit préférentiellement le long de certains axes routiers et le long des cours d'eaux principaux. Cette approche, aisément reproductible, peut être complétée par une analyse détaillée des caractéristiques de l'extension du bâti et des infrastructures associées, effectuée à une plus grande échelle à partir d'images de télédétection à très haute résolution spatiale.

Les résultats à l'échelle de groupes de communes mettent aussi en lumière des différences sensibles au niveau de la répartition spatiale de l'extension urbaine observée : elle varie, sur les groupes de communes analysés de 36 % environ (Pays de Fougères) plus de 94 % (Aire Urbaine de Rennes). Au niveau de l'Aire Urbaine de Rennes, on constate une progression marquée sur les communes périphériques, puisque le Pays de Rennes et Rennes Métropole ont connu une progression moins forte, respectivement de 73 % et 65 % environ.

Cette étude montre aussi que l'emprise des surfaces artificialisées s'effectue inégalement dans l'espace départemental : elle a triplé dans sa partie Sud, alors qu'elle n'a « que » doublé, dans sa partie Nord. Enfin, elle met en évidence les logiques d'urbanisation qui sont à l'oeuvre sur le territoire départemental : un développement diffus de la tache urbaine en milieu rural autour des bourgs, un fort développement le long des axes routiers dans l'aire urbaine rennaise, surtout à l'Est et une diffusion de la tache urbaine en arrière du littoral. D'après l'AUDIAR, si le rythme de consommation de l'espace observé ces vingt dernières

années se poursuivait, il faudrait s'attendre à consommer dans le département près de 30 000 ha de plus d'ici 2025.

L'étude de l'évolution des modes d'usage des sols entre 1984 et 2005 a permis de définir précisément les classes d'occupation des sols au détriment desquelles s'est produite l'extension de la tache urbaine. Ainsi, la majeure partie de l'expansion des surfaces bâties s'est effectuée, à l'échelle du département, au dépens des cultures et des prairies et dans une moindre mesure des surfaces boisées.

En plus de la très forte progression des surfaces bâties (+ 47,89 %), cette étude met en évidence, toujours à l'échelle du département, la forte extension des surfaces en eau (+21,13 %), ainsi que la régression des surfaces boisées et des prairies.

Au regard de l'extension observée sur la période 1984-2005, l'analyse de l'usage des espaces hors tache urbaine peut contribuer à la réflexion sur le devenir de ces territoires. En outre, les données produites serviront à modéliser l'évolution de la tache urbaine sur le territoire de l'Aire Urbaine de Rennes, afin de simuler des évolutions sous différentes hypothèses et d'en évaluer les impacts, notamment sur le plan environnemental.

2.1.2. A l'échelle de Rennes Métropole : le rythme et les formes de l'artificialisation du territoire

A l'échelle de Rennes Métropole, le suivi de l'occupation du sol, en particulier l'évolution de la tache urbaine, est effectué sur la même période 1984-2005 et avec la même démarche méthodologique que sur le département d'Ille-et-Vilaine, mais avec un pas de temps de 5 ans. A cette échelle, on cherche à décrire l'artificialisation de façon plus détaillée, en insistant sur son rythme, la caractérisation de ses formes, et les changements qu'elle induit en terme d'occupation des sols.

2.1.2.1. Les données utilisées

Une série d'images satellite de moyenne/haute résolution spatiale, dont les caractéristiques sont résumées dans le **Tableau 5.5**, constitue les principales données utilisées pour reconstruire les trajectoires d'évolution des changements d'occupation et d'usage des sols entre 1984 et 2005. Cinq images satellitaires à moyenne/haute résolution spatiales, espacées de cinq ans, ont été retenues. Ce choix est justifié par : le niveau de détail recherché (on cherche à mettre en évidence l'extension des surfaces urbanisées et non à les caractériser précisément et à déterminer les principales catégories d'occupation des sols au détriment desquelles elle s'est produite) ; la superficie à couvrir, soit les 61 344 ha des 37 communes de Rennes Métropole ; la durée de la trajectoire à reconstituer, soit une vingtaine d'années. Seuls les capteurs Landsat Thematic Mapper et SPOT répondent à ces critères. En fonction de la disponibilité des données dans les archives, et en considérant qu'une scène Landsat avait déjà été utilisée pour déterminer l'occupation du sol sur l'ensemble du département d'Ille-et-Vilaine, trois scènes Landsat ETM+ ont été privilégiées pour compléter les deux scènes déjà acquises.

Tableau 5.5 : Principales caractéristiques des images utilisées

	Image 1	Image 2	Image 3	Image 4	Image 5
Capteur	Landsat TM	Landsat ETM+	Landsat ETM+	Landsat ETM+	IRSS-LISS III P6
Taille du pixel	30m×30m	30m×30m	30m×30m	30m×30m	23.5m×23.5m
Bandes spectrales	3 vis., 1 NIR, 2 MIR	3 vis., 1 NIR, 2 MIR	3 vis., 1 NIR, 2 MIR	3 vis., 1 NIR, 2 MIR	2 vis., 1 NIR, 1 MIR
Surface couverte	185Km×185Km	185Km×185Km	185Km×185Km	185Km×185Km	140Km×140Km
Date d'acquisition	1984-08-18	1990-09-27	1995-05-04	2000-04-07	2005-05-27

Les données de référence utilisées comprennent : des séries de photographies aériennes, un orthophotoplan de 2001 (résolution spatiale : 0.5 m), un scan 25 de l'IGN, les cartes du MOS

de 1999 et 2004 fournies par l'AUDIAR et les limites communales. Elles ont servi à effectuer les classifications et à les valider, et à produire les indicateurs statistiques.

2.1.2.2. Méthodologie de prétraitement et de traitement des données

L'ensemble de la chaîne de prétraitements et de traitements effectué sur chacune des scènes est illustré par la **figure 5.16**.

Les trois scènes Landsat qui n'avaient pas été déjà prétraitées (*voir partie 2.1.1.1.*) ont été prétraitées selon le même procédé que les deux scènes de 1984 et 2005 : elles ont été recalées géométriquement à l'aide de l'orthophotoplan de 2001 et géoréférencées dans le système de projection Lambert II étendu. La méthode de recalage qui a été appliquée est basée sur le calcul d'une fonction polynomiale d'ordre 1, et la correction géométrique a été effectuée avec une erreur quadratique moyenne inférieure à 0,5 pixel. Des prétraitements radiométriques et atmosphériques ont aussi été réalisés. Les effets atmosphériques ont été minimisés en utilisant le modèle atmosphérique 5S.

La méthodologie utilisée pour traiter les scènes Landsat prétraitées est la même que celle qui a été appliquée pour traiter les deux scènes de 1984 et 2005 (*voir partie 2.1.1.2.*), mais avec une nomenclature un peu plus détaillée. Les images ont donc fait l'objet d'une classification basée sur une approche orientée-objet avec le logiciel eCognition. Les images ont été segmentées en objets homogènes à deux niveaux hiérarchiquement emboîtés (Niveaux 1 plus grossier et niveau 2 plus fin). Ensuite les images segmentées ont été classées différemment à chaque niveau de segmentation : les objets de l'image segmentée au niveau 1 ont été affectés de façon supervisée selon une classification « au plus proche voisin » (Nearest Neighbour) aux deux classes « Tache urbaine » et « Non tache urbaine ». Les résultats de cette classification ont été évalués et améliorés par des corrections effectuées par photo-interprétation assistée par ordinateur à partir des données de référence. Une fois validés, les résultats de ce premier niveau de classification ont été utilisés comme donnée d'entrée pour définir les règles de classification des objets de l'image segmentée au niveau 2 selon la nomenclature suivante : Surfaces bâties ; Surfaces boisées « en ville » ; Espaces verts non boisés « en ville » ; Surfaces en eau « en ville » ; cultures « hors ville » ; prairies « hors ville » ; Surfaces boisées « hors ville » ; Surfaces en eau « en ville »). Dans ce cas, la texture, la taille, la forme et les relations de voisinage, non discriminants, sont des critères qui n'ont pas été retenus pour la classification. Les objets du niveau 2 ont été reclassés avec une classification supervisée basée sur la logique floue et utilisant des fonctions d'appartenance (Membership Functions) déterminées à partir d'une connaissance expert. Les objets du niveau 2 ont donc été classés à partir de paramètres dérivés des valeurs spectrales. Les résultats de la classification des objets de niveau 2 ont été évalués et améliorés par des corrections effectuées par photo-interprétation assistée par ordinateur à partir des données de référence. Cette procédure de classification a été appliquée sur les cinq images. Les classifications ont été validées à l'aide des données de référence mentionnées plus haut. Enfin, une post-classification a été effectuée sur les cinq images classées à l'aide d'un SIG afin d'extraire les informations relatives aux changements intervenus d'une classe d'occupation du sol à une autre. L'évaluation des résultats des classifications finales a montré une très bonne précision, avec un indice de Kappa moyen de 97 %, variant, selon les classes, cet indice prenant en compte les sous-estimations et les surestimations (**Tableau 5.6**).

Ces bons résultats montrent l'intérêt et la performance de la méthode orientée-objet par rapport aux méthodes dites traditionnelles basées sur le pixel et fondées uniquement sur

l'information spectrale. Toutefois, ces résultats peuvent aussi s'expliquer par la taille de l'étendue de la zone d'étude, la résolution des données et le nombre de classes à distinguer. A une échelle plus large (départementale ou régionale), et/ou avec des données très haute résolution spatiale (Ikonos, Quickbird) fournissant un large éventail d'informations (forte variabilité) et une classification plus détaillée en augmentant les niveaux et les classes à discriminer risquent de faire diminuer ces résultats en affectant la qualité de la classification.

Tableau 5.6 : *Précision des classifications produites à l'échelle de Rennes Métropole*

User \ Reference Class	Tache urbaine	Hors tache urbaine	Sum
Confusion Matrix			
Tache urbaine	74482	565	75047
Hors tache urbaine	1888	95936	97824
Unclassified	0	0	0
Sum	76370	96501	
Accuracy			
Producer	0.9753	0.9941	
User	0.9925	0.9807	
Hellden	0.9838	0.9874	
Short	0.9681	0.9750	
KIA Per Class	0.9563	0.9865	
Totals			
Overall Accuracy	0.9858		
KIA	0.9712		

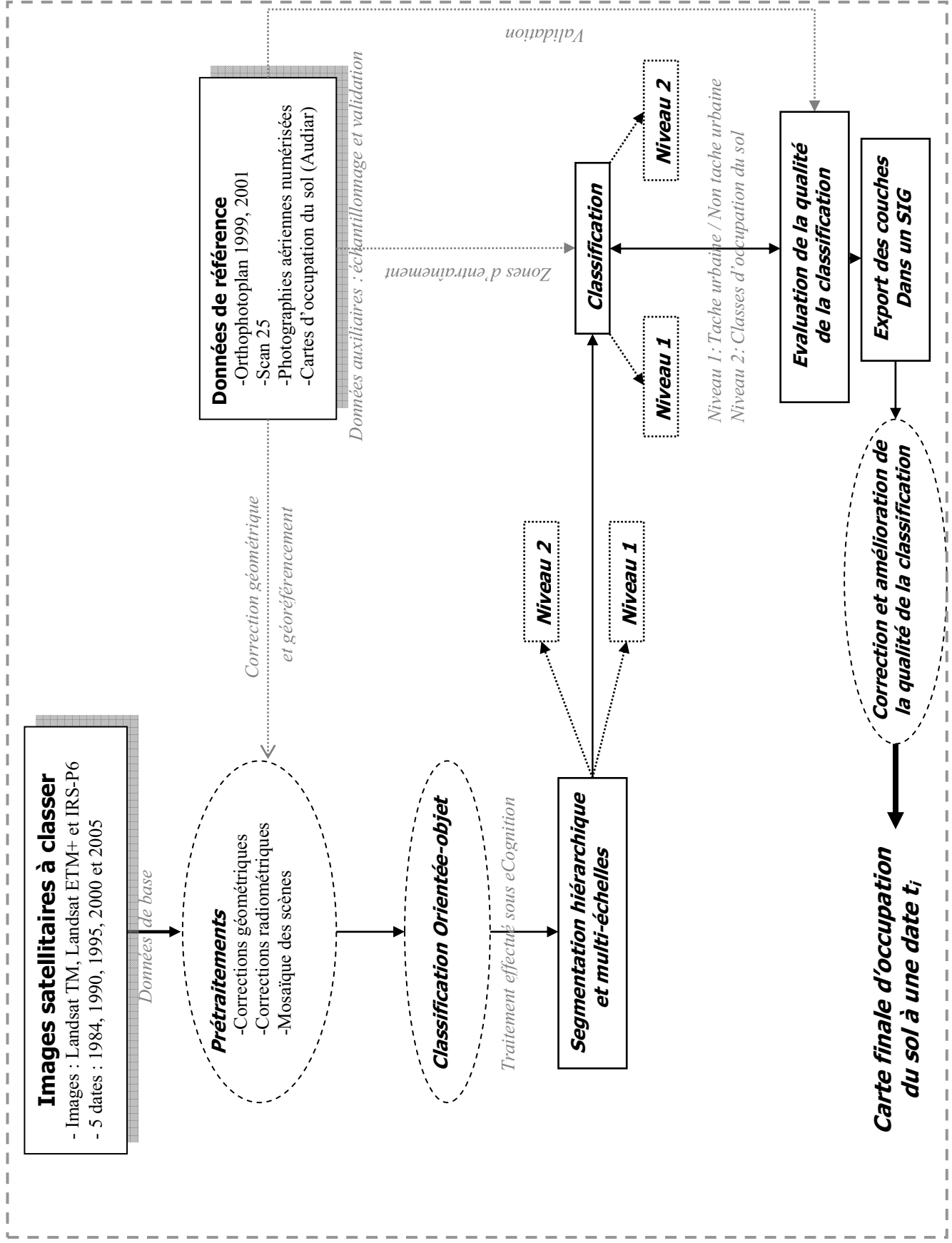


Figure 5.16 : Organigramme des préparations et traitements effectués sur les scènes satellitaires

2.1.2.3. Principaux changements d'occupation du sol à l'échelle de Rennes Métropole

Des cartographies et les statistiques associées ont été analysées en deux étapes successives pour décrire d'abord l'état de la tache urbaine en 2005 et son évolution depuis 1984, puis définir les catégories d'occupation du sol au détriment desquelles l'urbanisation s'est produite. L'objectif de cette analyse est de pouvoir répondre aux questions suivantes : à quel rythme, où et comment l'extension urbaine s'est-elle produite sur le territoire de Rennes Métropole depuis 1984 ? Quelles sont les principales conversions d'usage des sols peut-on observer ?

2.1.2.2. L'artificialisation du territoire : un processus continu mais inégalement réparti

2.1.2.2.1. Un processus continu avec une intensité variable dans le temps

L'étude de l'artificialisation du territoire métropolitain au cours des vingt dernières années confirme la forte croissance de la tache urbaine (**Annexe 5.1** et **Figure 5.17**) déjà mise en évidence dans *la partie 2.1.1.3.1.*, avec une progression de 65,87 % entre 1984 et 2005. Les surfaces artificialisées ont augmenté entre 1984 et 2005 de 4 000 ha : cela représente 77 % de la surface de la commune de Rennes qui est de 5 203 ha.

L'analyse de l'artificialisation effectuée avec les cinq scènes satellitaires montre que cette extension s'est effectuée de façon continue (**Tableau 5.7** et **Figure 5.18**). Ainsi, l'emprise des surfaces artificialisées ne cesse d'augmenter, enregistrant une moyenne annuelle de 190 ha/an, soit l'équivalent d'un ½ ha par jour de terres agricoles ou naturelles qui disparaissent au profit des surfaces bâties. Toutefois, cette consommation en continu de l'espace s'effectue avec des rythmes de croissance légèrement différents selon les périodes considérées (**Tableau 5.8** et **Figure 5.19**) : la plus forte extension urbaine est enregistrée durant la période 1990-1995, la plus faible consommation d'espace est observée au cours de la période 1995-2000, tandis que la période 2000-2005 enregistre une nouvelle accélération de l'extension des surfaces artificialisées.

Tableau 5.7 : Evolution de la tache urbaine de 1984 à 2005

Années	Tache urbaine (ha)	Indice 100 (1984)
1984	7 214	100
1990	8 324	115
1995	9 300	129
2000	10 222	142
2005	11 191	155

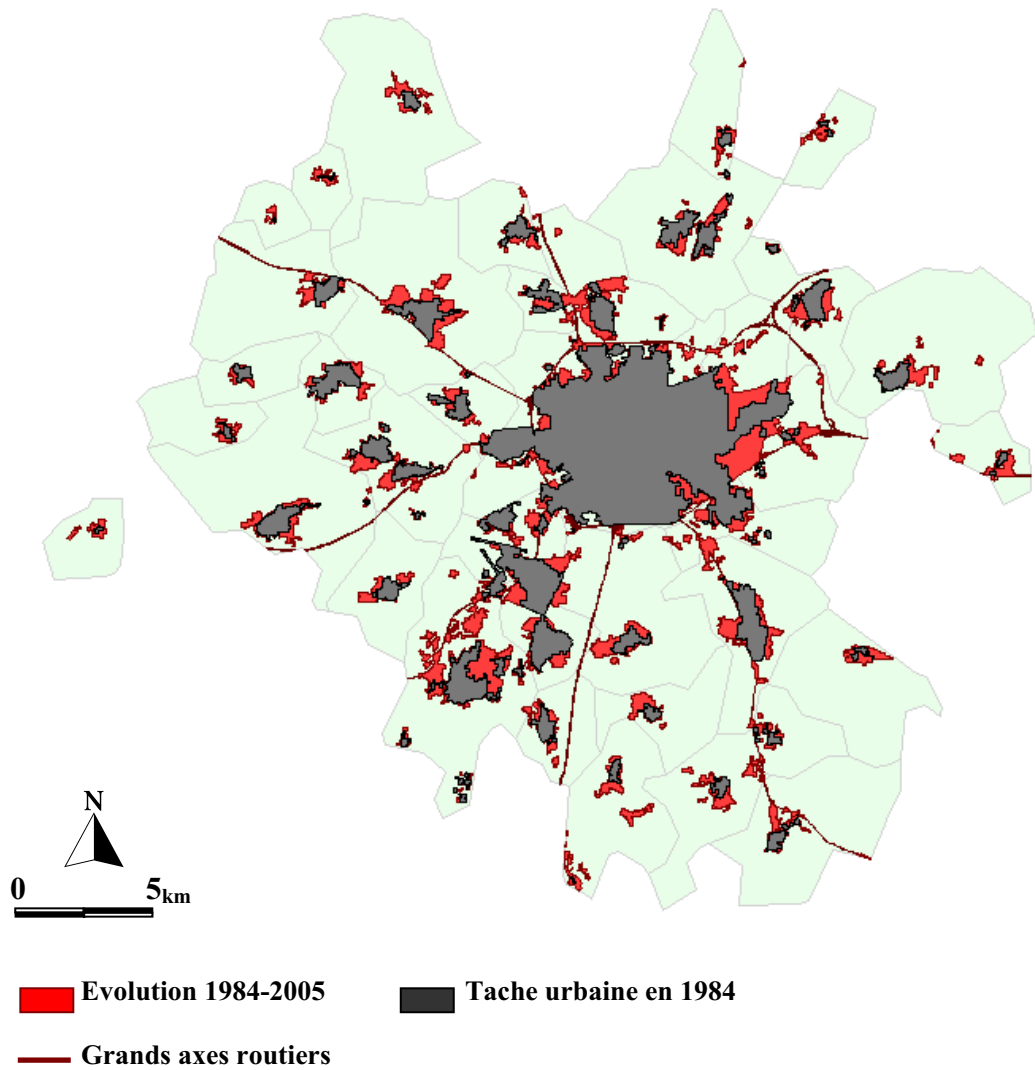


Figure 5.17 : Evolution des surfaces artificialisées sur Rennes Métropole entre 1984 et 2005

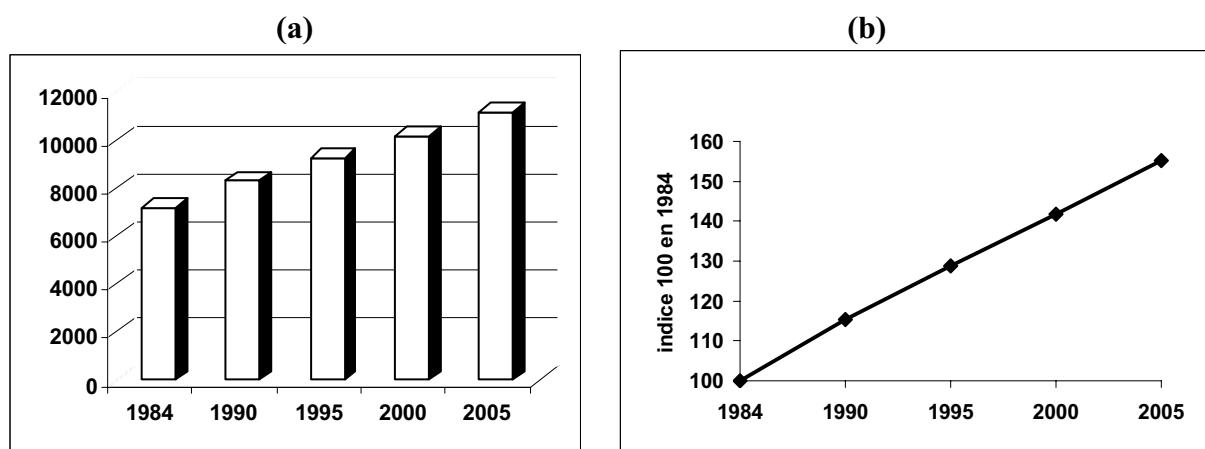


Figure 5.18 : Evolution des surfaces artificialisées sur Rennes Métropole entre 1984 et 2005 : (a) en ha (b) représentée par un indice 100 en 1984

Tableau 5.8 : Evolution de la tache sur Rennes métropole par périodes de cinq ans de 1984 à 2005

Périodes	Tache urbaine (ha)
1984-1990	1 110
1985-1990	921
1990-1995	976
1995-2000	922
2000-2005	969

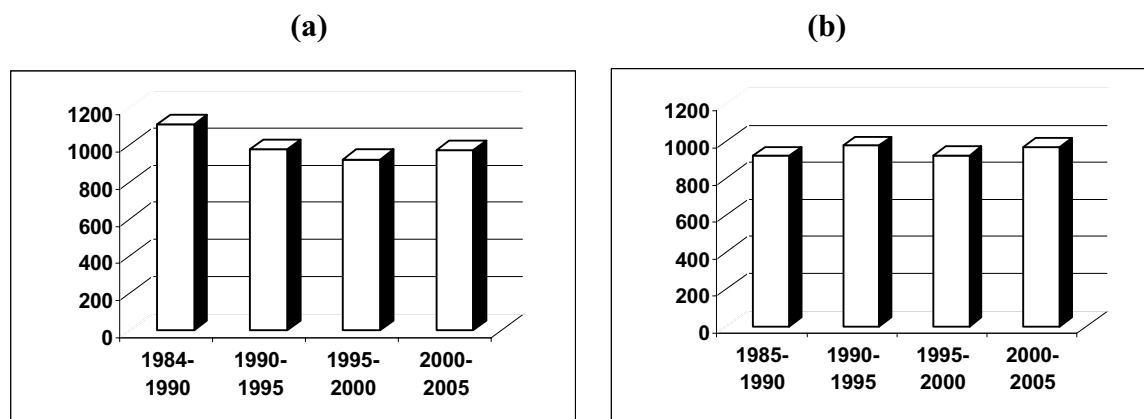


Figure 5.19: Evolution des surfaces artificialisées sur Rennes Métropole entre 1984 et 2005 tous les cinq ans : (a) de 1984 à 2005 ; (b) de 1985 à 2005 ; la tache urbaine en 1985 étant simplement interpolée sur la base de l'évolution observée sur la période 1984-1990

Au final, la tache urbaine qui représentait 12 % de la superficie totale de Rennes Métropole en 1984 atteint 18 % en 2005 (**Tableau 5.9**).

Tableau 5.9 : Part de la tache urbaine par rapport à la superficie totale de Rennes métropole tous les cinq ans de 1984 à 2005

Années	%
1984	12
1990	14
1995	15
2000	17
2005	18

Ces résultats sont confirmés par les premiers résultats du dernier recensement 2006. D'après l'AUDIAR : « la croissance de Rennes Métropole s'est poursuivie sur la période 1999-2006 à un rythme élevé, mais inférieur à celui des années 1990 » (**AUDIAR, 2009**). L'AUDIAR explique cette évolution par le fait que la période 1999-2000 correspond à des années considérées comme exceptionnelles pour le développement de l'immobilier de bureau (tertiaire), tandis que la période récente 2000-2005 enregistre une forte expansion de l'habitat.

2.1.2.2.2. Une inégale répartition spatiale

Une artificialisation plus forte sur les espaces périurbains

L'intensité d'artificialisation augmente au fur et à mesure qu'on s'éloigne du centre de Rennes Métropole, ce qui caractérise les phénomènes de périurbanisation et d'étalement urbain. La comparaison de l'évolution des surfaces artificialisées de la commune de Rennes et du noyau urbain rennais (**Figure 5.20**) montre que les secondes augmentent à un rythme plus marqué que les premières (**Tableau 5.10** et **Figure 5.21**). Les communes périurbaines hors commune de Rennes et hors noyau urbain rennais connaissent une forte artificialisation depuis 1984. Les surfaces artificialisées y augmentent tous les 5 ans environ de 25 % des surfaces artificialisées depuis 1984. Entre 1984 et 2005, les surfaces artificialisées ont doublé dans ces espaces périurbains, totalisant déjà une augmentation de 50 % en 1995. L'analyse comparée de l'évolution de l'artificialisation montre que l'artificialisation a été plus forte sur les communes hors noyau urbain que sur les communes comprise dans ce noyau à partir des années 2000, illustrant bien un phénomène marqué de périurbanisation (**Figure 5.22** et **Annexe 5.2**).

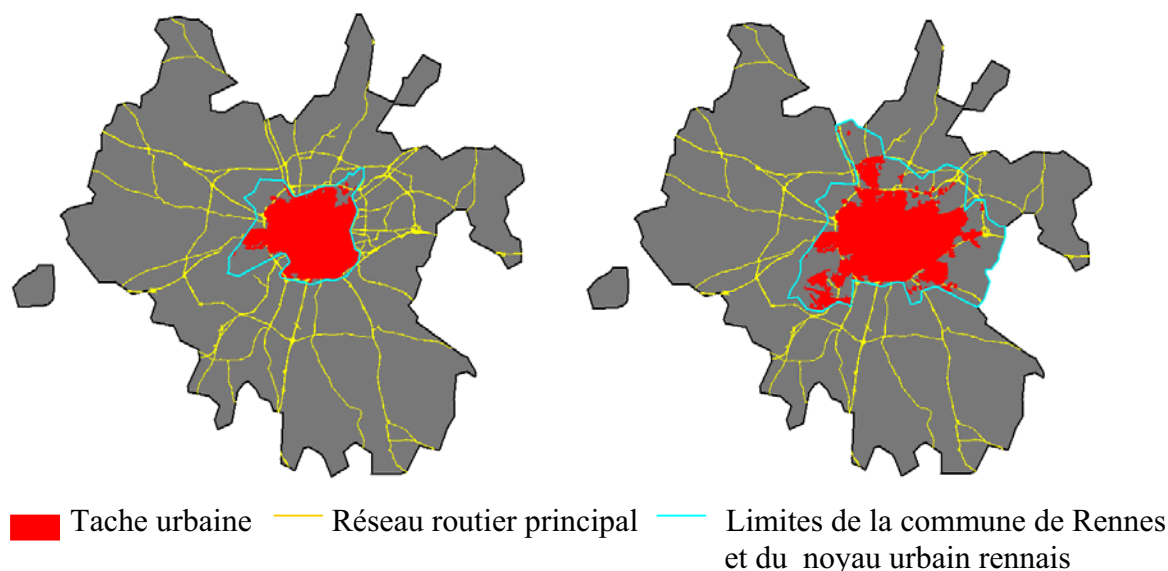


Figure 5.20 : Localisation de la commune de Rennes (à gauche) et du Noyau Urbain Rennais (à droite)

Tableau 5.10 : Evolution des surfaces artificialisées entre 1984 et 2005 sur la commune de Rennes, sur Rennes Métropole hors commune de Rennes, sur le noyau urbain rennais (NUR), sur Rennes Métropole hors noyau urbain rennais (NUR)

	1984	1990	1995	2000	2005
Tache urbaine totale (ha)	7 214	8 324	9 300	10 222	11 191
Commune de Rennes	3 360	3 466	3 516	3 567	3 626
Indice 100 (1984)	100	103	105	106	108
RM hors Rennes	3 854	4 858	5 784	6 655	7 565
Indice 100 (1984)	100	126	150	173	196
NUR	4 601	5 053	5 375	5 627	5 841
Indice 100 (1984)	100	110	117	122	127
RM hors NUR	2 613	3 271	3 925	4 595	5 350
Indice 100 (1984)	100	125	150	176	205

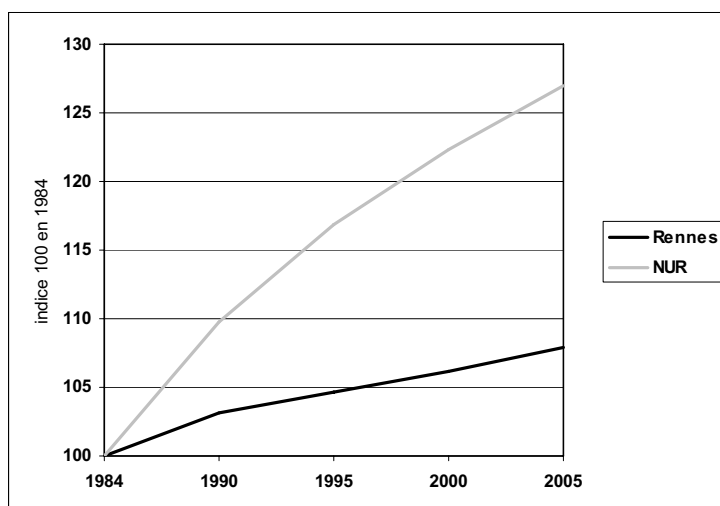


Figure 5.21 : Evolution des surfaces artificialisées de 1984 à 2005 sur la commune de Rennes et sur le Noyau Urbain Rennais (NUR)

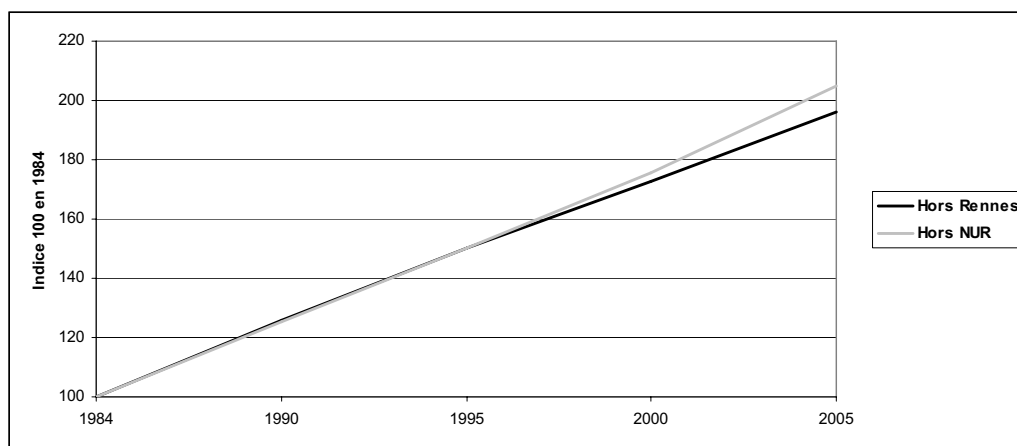


Figure 5.22 : Evolution des surfaces artificialisées hors commune de Rennes et hors Noyau Urbain Rennais entre 1984 et 2005

Le poids de la commune de Rennes et du Noyau Urbain Rennais dans l’artificialisation du territoire métropolitain sont toujours importants : tandis que la commune de Rennes représente 8 % de la superficie totale de Rennes Métropole, sa tache urbaine représente 32 % de la tache urbaine totale de Rennes Métropole en 2005 (**Tableau 5.11**) ; le Noyau Urbain Rennais quant à lui représente 20 % de la superficie totale de Rennes Métropole, alors que sa tache urbaine représente 52 % de la tache urbaine totale de Rennes Métropole en 2005 (**Tableau 5.12**).

Tableau 5.11 : Poids de la commune de Rennes dans l'artificialisation du territoire de Rennes Métropole en 2005

Superficie de la commune de Rennes	5 203 ha
Part de la commune par rapport à la superficie totale de Rennes Métropole	8 %
Tache urbaine de la commune de Rennes	3 626 ha
Part de la tache urbaine par rapport à la superficie totale de la commune de Rennes	70 %
Part de la tache urbaine par rapport à la tache urbaine totale	32 %
Part de la tache urbaine par rapport à la superficie totale de Rennes Métropole	6 %

Tableau 5.12: Poids du Noyau Urbain Rennais dans l'artificialisation du territoire de Rennes Métropole en 2005

Superficie du Noyau Urbain Rennais	12 533 ha
Part du Noyau Urbain Rennais par rapport à la superficie de Rennes métropole	20 %
Tache urbaine du Noyau Urbain Rennais	5 841 ha
Part de la tache urbaine par rapport à la superficie du Noyau Urbain Rennais	47 %
Part de la tache urbaine par rapport à la tache urbaine totale	52 %
Part de la tache urbaine par rapport à la superficie totale de Rennes métropole	10 %

Tableau 5.13 : Parts de la tache urbaine et des surfaces à dominante rurale en 2005

	Surface (ha)	%
Tache urbaine totale (RM)	11 191	18
Surfaces à dominante rurale (RM)	50 153	82
Tache urbaine hors commune de Rennes	7 565	13
Surfaces rurales hors commune de Rennes	44 950	87
Tache urbaine hors Noyau Urbain Rennais	5 350	11
Surfaces rurales hors Noyau Urbain Rennais	37 620	81

Toutefois, les poids de la commune de Rennes et du noyau urbain rennais dans l'artificialisation du territoire de Rennes Métropole ont diminué sensiblement depuis 1984 (Figure 5.23), passant de 47 % à 32 % pour la commune de Rennes et de 64 % à 52 % pour le noyau urbain rennais.

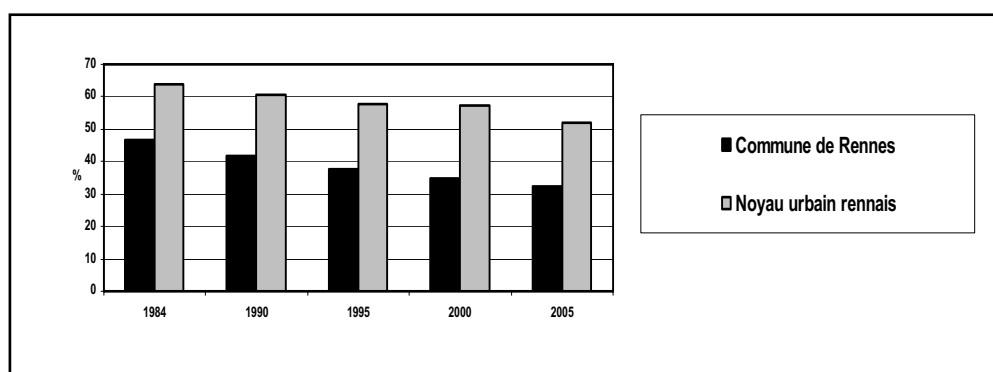


Figure 5.23 : Evolution de la part des surfaces artificialisées de la commune de Rennes et du Noyau Urbain Rennais par rapport à la tache urbaine totale de Rennes Métropole entre 1984 et 2005

Une artificialisation plus marquée au Sud

Si ce phénomène d'artificialisation du territoire est continu et concerne tout le territoire de la métropole, son intensité n'est pas la même selon les secteurs géographiques. Afin de rendre compte de cette réalité, le territoire de Rennes Métropole a été subdivisé en 4 zones correspondant aux 4 quadrants géographiques suivants (**Figure 5.24**) : le Nord-Est, Sud-Est, Sud-Ouest et le Nord-Ouest.

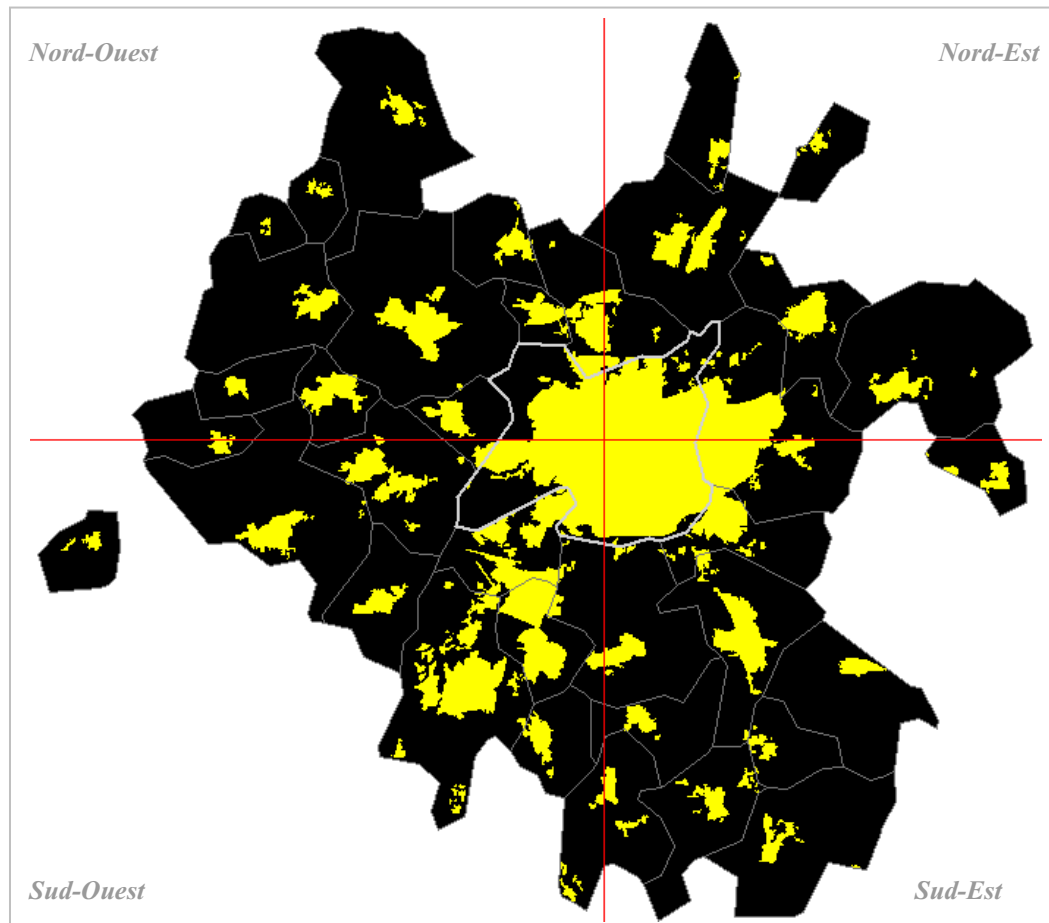


Figure 5.24 : Répartition de la tache urbaine sur Rennes Métropole en 2005 par quadrant géographique

D'emblée, on remarque une consommation d'espace plus intense dans la partie Sud du territoire de Rennes Métropole. L'analyse détaillée de l'évolution de la tache urbaine selon les 4 zones confirme que l'artificialisation de l'espace métropolitain se produit avec une intensité différente sur le territoire (**Tableau 5.14**). La partie Sud-Ouest vient en première place, suivie par le quadrant Sud-Est, puis viennent en troisième et en dernières places respectivement les quadrants Nord-Est et Nord-Ouest. La **figure 5.25** montre clairement que les deux courbes représentant la tache urbaine dans les quadrants Sud-Est et Sud-Ouest se distinguent nettement des deux autres courbes et restent proches l'une de l'autre, avec toutefois un début d'éloignement sur la période 2000-2005. Ainsi, le quart Sud-Ouest a concentré une part importante de la consommation de l'espace au cours de la période 2000-2005, notamment autour des communes de Bruz, Pont-Péan et Chartres-de-Bretagne. Trois axes semblent dessiner l'urbanisation dans ce quadrant, les axes routiers Rennes-Nantes, Rennes-Redon et

plus traditionnellement la Vilaine. Dans le quart Sud-Est, on distingue une forte concentration de nouvelles surfaces urbanisées en chapelet le long des deux axes routiers principaux (Rennes-Paris et Rennes-Angers). Enfin, la partie Nord se distingue par une faible consommation d'espace. L'urbanisation y est moins marquée.

Tableau 5.14 : Répartition de la tache urbaine sur Rennes Métropole de 1984 à 2005 suivant les quatre quadrants en ha

	Nord-Ouest	Nord-Est	Sud-Est	Sud-Ouest
TU 1984	1 347	1 696	1 963	2 208
TU 1990	1 567	1 931	2 345	2 480
TU 1995	1 752	2 200	2 588	2 761
TU 2000	1 963	2 336	2 857	3 066
TU 2005	2 167	2 457	3 087	3 481

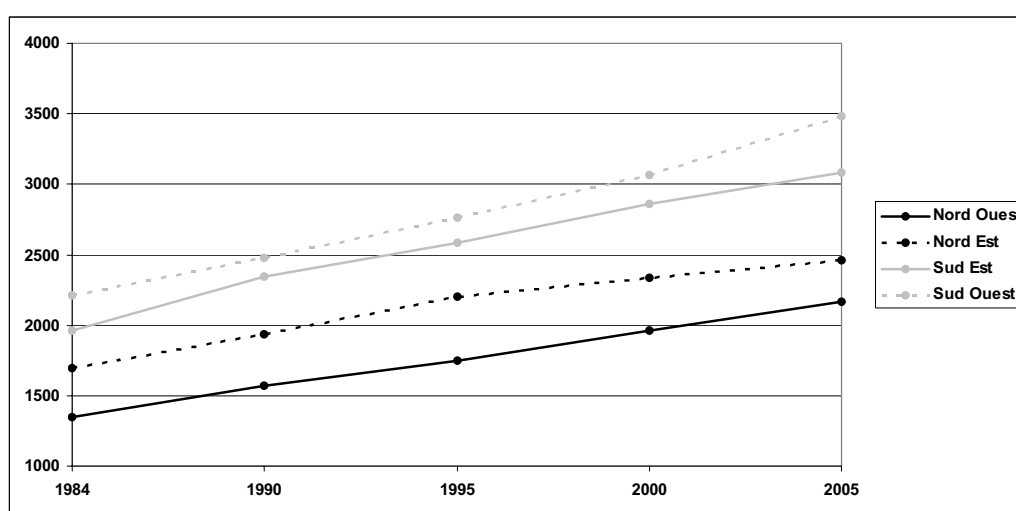


Figure 5.25 : Evolution de l'artificialisation sur Rennes Métropole de 1984 à 2005 selon les quatre quadrants géographiques

A l'échelle communale, les communes de Rennes, Chartres-de-Bretagne, St Jacques-de-la-Lande, Cesson-Sévigné, Chantepie, Montgermont, l'Hermitage et Bruz sont les plus urbanisées (**Figure 5.26**). La commune de Rennes arrive en tête en ayant artificialisé plus de 70 % de ses réserves foncières, suivie de Chartres-de-Bretagne avec 40 %. Si on exclut les surfaces en eau, tous les parcs et jardins, tel que le parc des Gayeulles, situés à l'extérieur de la tache urbaine, certaines communes arrivent à la limite de leurs réserves foncières encore constructibles. Au Sud, on assiste à l'émergence de deux axes de conurbation, du côté de Bruz et de Vern-sur-Seiche. Ces continuités urbaines le long des axes routiers majeurs, menacent la ceinture verte ou plus exactement les espaces verts intercommunaux séparant les surfaces artificialisées en mettant en péril l'alternance ville-campagne.

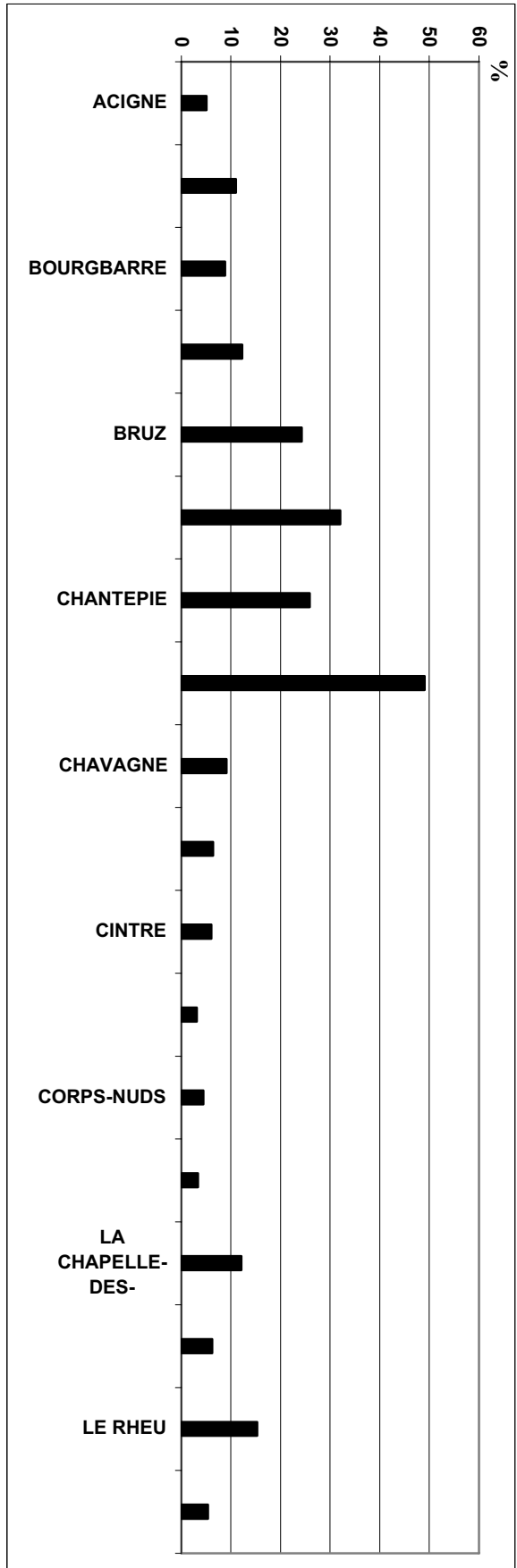
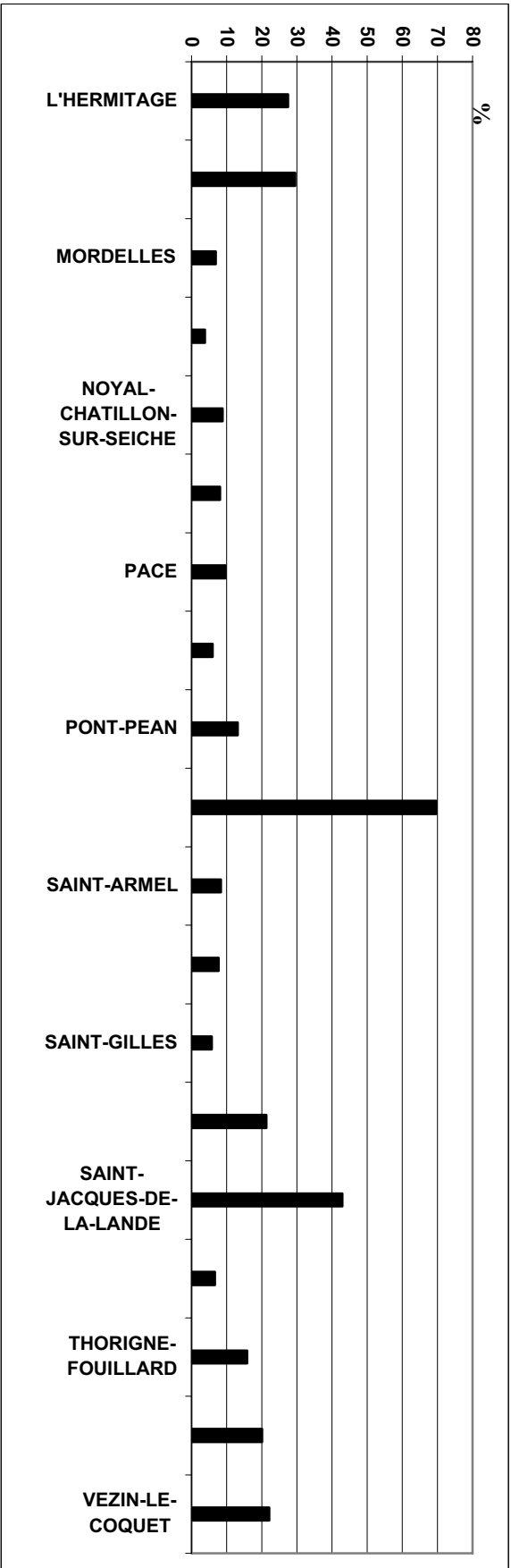


Figure 5.26 : Part des surfaces artificialisées en 2005 par rapport à la superficie totale communale

Une artificialisation concentrée le long des grands axes routiers

L'analyse de l'artificialisation du territoire à travers l'étude de la répartition spatiale de la tache urbaine montre le rôle primordial et structurant du réseau routier. L'effet des axes de communication sur l'artificialisation des territoires a été évalué ici en calculant la part des surfaces artificialisées dans des zones tampon de tailles différentes de part et d'autre des axes routiers principaux (**Figure 5.27**).

L'analyse des résultats révèle que l'artificialisation est très forte à proximité des grands axes routiers (**Tableau 5.15**). En 2005, la zone tampon englobant 500 m de chaque côté de la route concentre 80 % de la tache urbaine totale. Ceci est d'autant plus important que cette bande ne représente que 46 % de la superficie de la métropole. Pas moins de 90 % de la surface totale artificialisée est située à une distance de 1 km de part et d'autre du réseau routier.

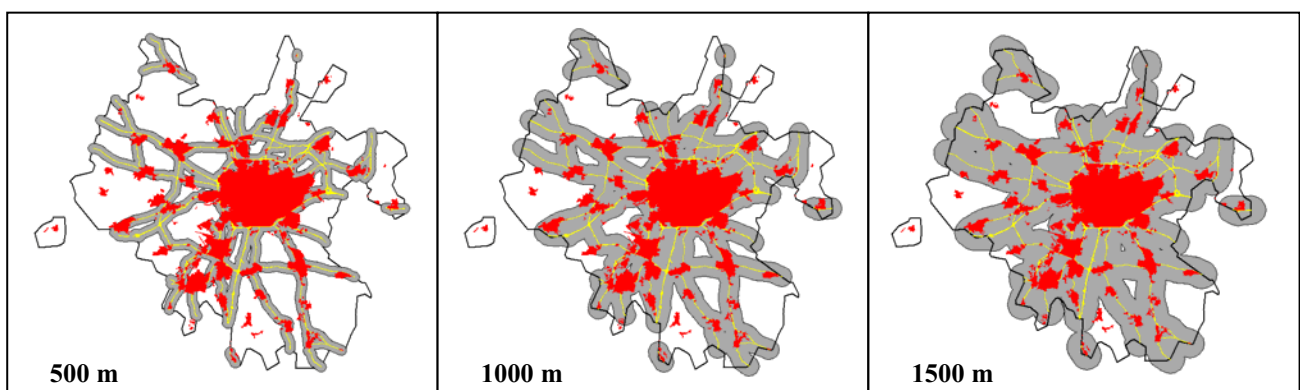


Figure 5.27 : Mise en évidence de la progression des surfaces bâties en fonction de la proximité au réseau routier principal

Tableau 5.15 : Part des surfaces artificialisées en fonction de la proximité du réseau routier principal sur Rennes Métropole en 2005

Distance à la route	Surface (ha)	%
500 m	8 976	80
1 000 m	10 108	90
1 500 m	10 356	93

L'analyse de la classe « Dominante activités » au sein des surfaces bâties à l'échelle de Rennes Métropole fait ressortir le rôle attractif des axes routiers en même temps qu'une inégale répartition en terme de quantité et de localisation spatiale (**Tableau 5.16**). Les zones d'activités sont localisées préférentiellement dans la partie Est et Sud-Ouest de la métropole (**Figure 5.28**). Une grande partie de ces zones d'activités reste concentrée en 1^{ère} couronne et plus exactement sur les cinq communes du Noyau Urbain (**Tableau 5.17**). Par rapport au tissu résidentiel, les zones d'activités sont encore davantage concentrées à proximité des grands axes routiers et des échangeurs. Elles sont localisées essentiellement à la périphérie immédiate de Rennes, et le long des axes routiers Est et Sud-Ouest. En 2005, les zones d'activités occupent une superficie de 2 506 ha. Cela représente 4 % de la superficie totale de Rennes Métropole (61 344 ha) et 22 %, soit un peu plus d'un 1/5^{ème} de la tache urbaine totale (11 191 ha). Ces statistiques montrent que 85 % des zones d'activités sont localisées à

500 m de part et d'autre du réseau routier principal. Les zones d'activités situées à 1 500 m des axes routiers principaux représentent 98 % de la superficie totale des zones d'activités.

Tableau 5.16 : *Rôle des grands axes routiers dans la localisation des zones d'activités*

Distance à la route	Surface (ha)	%
500 m	2 134	85
1 000 m	2 389	95
1 500 m	2 445	98



Figure 5.28 : *Localisation des zones d'activité en 2005*

Tableau 5.17 : *Part des zones d'activités à l'échelle de Rennes métropole et du Noyau Urbain Rennais*

Zones d'activités (RM)	2 506 ha
% par rapport à RM	4 %
Zones d'activités (NUR)	1 208 ha
% par rapport à la tache urbaine	22 %
% par rapport à la superficie totale des zones d'activités	48 %

RM: Rennes Métropole, NUR: Noyau Urbain Rennais constitué des communes de Rennes, St-Grégoire, Cesson-Sévigné, Chantepie et St-Jacques-de-La-Lande)

Cette artificialisation le long des axes routiers concerne tout le territoire métropolitain y compris les espaces périphériques, montrant ainsi l'influence des axes de communication sur l'urbanisation et en particulier l'étalement urbain.

2.1.2.2.3. Une artificialisation en fonction de la distance au centre

Afin de comprendre la variabilité spatiale du processus d'artificialisation, nous avons appliqué une analyse radiale sur une image binaire de Rennes Métropole en 2005 composée des classes « Tache urbaine » et « Hors tache urbaine ». Cette méthode permet de quantifier le rôle de la distance au centre dans le processus d'urbanisation ainsi que le degré de fragmentation et le niveau d'hétérogénéité de l'espace. Concrètement, cette méthode est basée sur une croissance progressive ou une succession de zones tampons (ou buffers) sous forme de couronnes de 1 km de largeur à partir d'un point centre matérialisé ici par la mairie de Rennes, jusqu'à ce que l'ensemble du territoire métropolitain soit couvert (**Figure 5.29**).

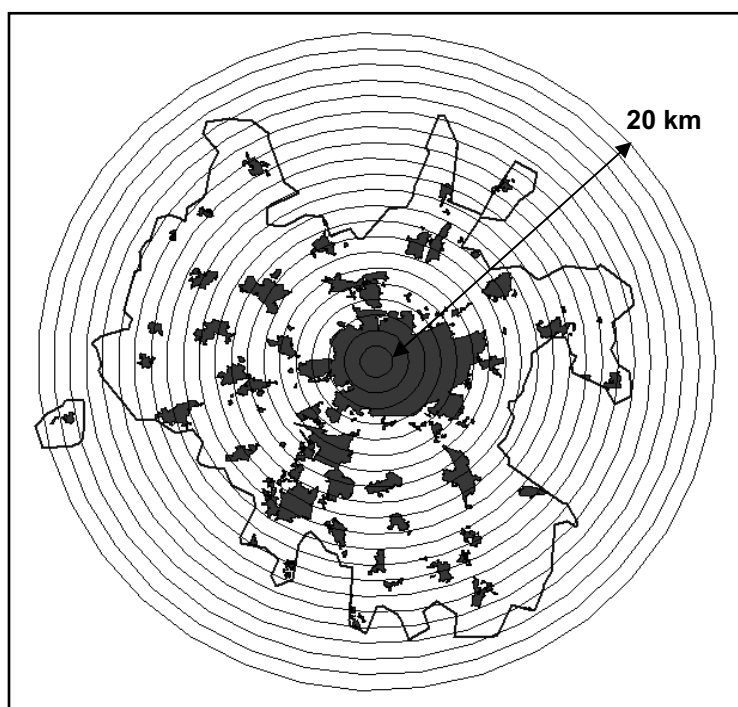


Figure 5.29 : *Analyse radiale de la tache urbaine de Rennes Métropole en 2005 par buffers successifs de 1 km de largeur centrés sur la mairie de la commune de Rennes*

L'analyse des résultats obtenus par période montre que le taux d'artificialisation diminue progressivement en allant du centre vers la périphérie. Ce taux suit quasiment le même modèle de croissance à partir du centre ville pour les quatre périodes considérées (**Figure 5.30**). On constate que les cinq courbes représentant le pourcentage des surfaces artificialisées par rapport à la surface de la tache urbaine totale en fonction de la distance centre-périphérie suivent exactement la même allure pour les cinq dates prises en compte (**Figure 5.31-a**). Sur le gradient centre-périphérie, on peut distinguer trois parties relativement différentes : de 1 à 4 km, l'artificialisation est forte. En 2005 par exemple, 50 % de la tache urbaine totale est comprise dans un rayon de 4 km du centre. De 4 à 15 km, la courbe connaît un infléchissement progressif et proportionnel au fur et à mesure qu'on s'éloigne du centre, avec un creux à 8 km. A partir de 15 km, les cinq courbes se rejoignent pour n'en former qu'une seule et se stabilisent à 100 %. Cela signifie que la quasi-totalité de la tache urbaine dans Rennes Métropole est comprise dans un rayon de 15 km sachant que 90 % est déjà atteint à une distance de 11 km du centre.

Par ailleurs, l'analyse du pourcentage des surfaces bâties par rapport à la superficie totale de la zone tampon, indicateur qui reflète la densité ou le degré d'artificialisation de l'espace matérialisé par en fonction de la distance au centre, montre que la densité des surfaces bâties diminue en fonction de l'éloignement du centre de l'agglomération. Calculé pour des zones tampons de 1 km de large, cet indicateur met en évidence que la tache urbaine forme un ensemble compact de 0 à 3 Km : de 0 à 2 km, la part de la zone urbanisée atteint 100 %, contre 90 % jusqu'à 3 km du centre (**Figure 5.31-b**). A partir d'un rayon de 3 km, le pourcentage occupé par la tache urbaine commence à diminuer progressivement pour atteindre 70 % à 4 km, 50 % entre 5 et 6 km, et un peu moins de 10 % au-delà de 19 km de rayon.

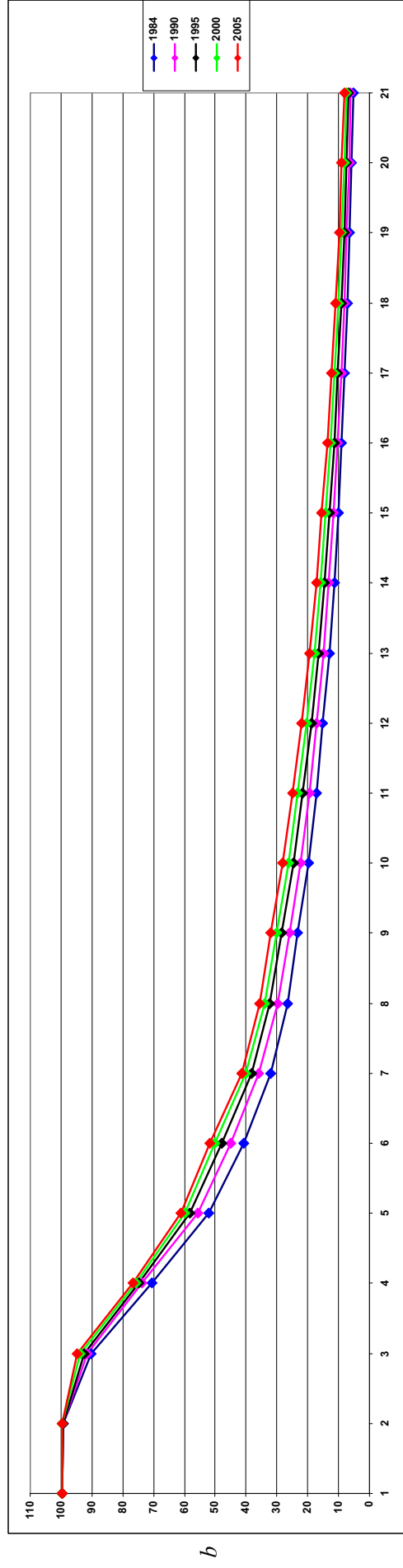
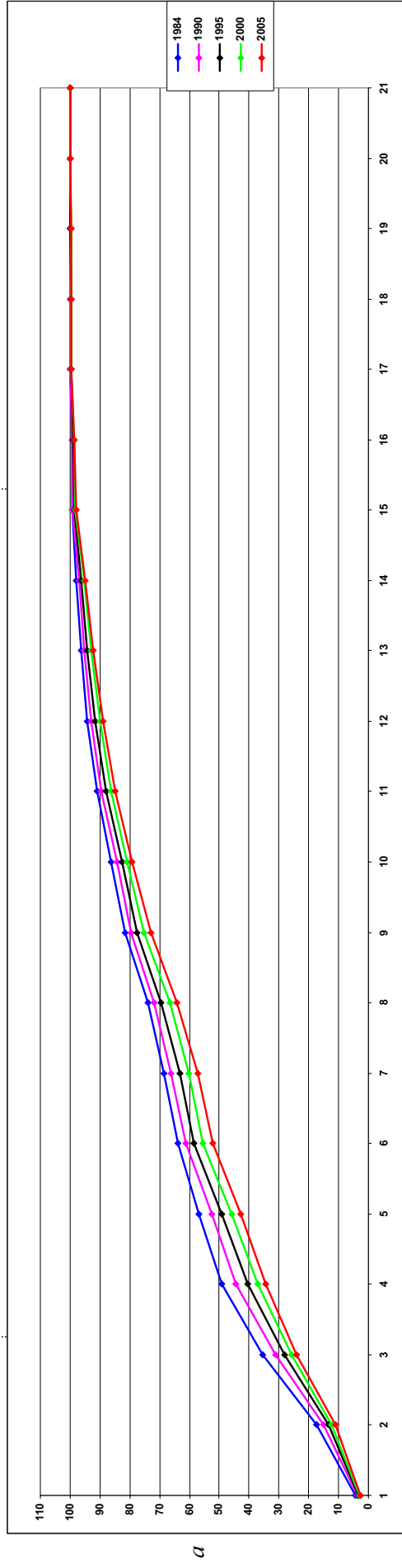


Figure 5.30 : Part des surfaces artificialisées par rapport à la tache urbaine totale (a) et la taille de la couronne (b) en fonction de la distance au centre (km)

Une analyse similaire mais cette fois-ci en ne retenant que les zones tampon de 3 km de largeur révèle que, dans un rayon de 3 km du centre matérialisé par la mairie de Rennes, les surfaces artificialisées constituées d'une seule tache forment un ensemble compact et occupent plus de 90 % de la zone tampon pour les 5 dates. Cette situation s'explique par le poids considérable qu'occupent la ville de Rennes et les 4 autres communes du Noyau Urbain Rennais. A partir de 3 km, la part artificialisée des zones tampon diminue au fur et à mesure que l'on s'éloigne du centre, devenant presque négligeable à partir de 15 km du centre selon une logique bien spécifique aux espaces périurbains. Pour l'année 2005, c'est la couronne située entre 3 et 6 km qui totalise le maximum de surfaces urbanisées par rapport à la totalité des surfaces bâties. Inversement, le pourcentage des surfaces naturelles ou agricoles augmente ainsi que les éventuelles disponibilités foncières potentiellement urbanisables. S'agissant de la zone tampon 0-3 km, on constate que la part des surfaces artificialisées contenues dans cette zone diminue avec le temps. Ceci s'explique par le fait que la tache urbaine déjà compacte du centre augmente moins vite que celle des espaces périurbains et périphériques, le taux d'artificialisation de la commune de Rennes atteignant 70 % en 2005. Ceci est dû aux disponibilités foncières, au comportement des nouveaux ménages qui fuient la ville, et à la politique suivie par la ville.

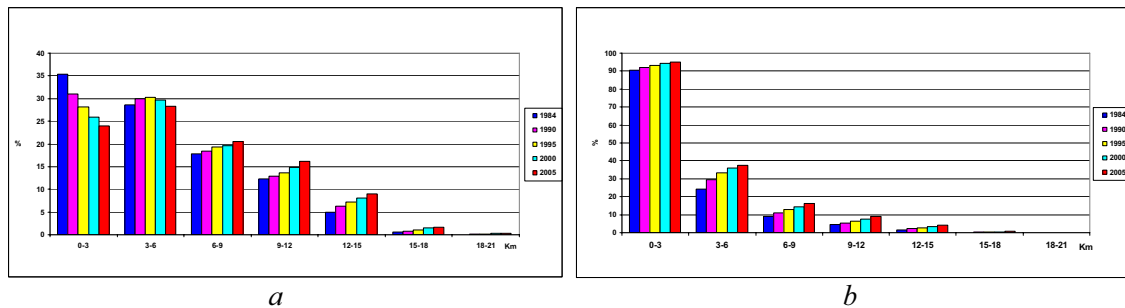


Figure 5.31 : Pourcentage des surfaces bâties par rapport à la tache urbaine totale (a) et la taille de la couronne (b) en fonction de la distance au centre (km)

2.1.2.3. Une artificialisation qui grignote les surfaces agricoles

2.1.2.3.1. Une agglomération globalement peu urbanisée

Rennes Métropole, malgré l'urbanisation croissante de son territoire, reste un espace majoritairement à dominante agricole ou naturelle (**Figure 5.32**). En 2005, 82 % du territoire est encore non urbanisé contre 18 % d'espaces urbanisés, ce qui représente environ 1/6^{ème} de la superficie globale de Rennes Métropole.

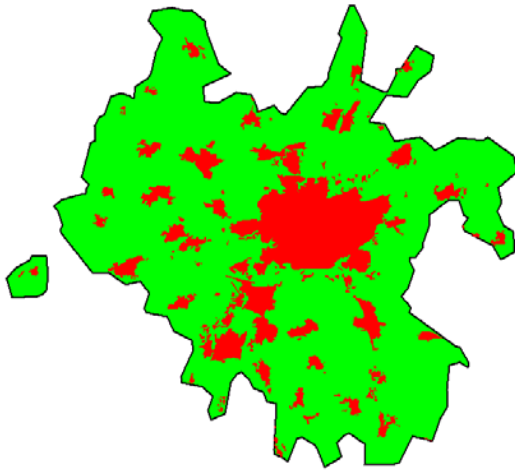


Figure 5.32 : Localisation des surfaces artificialisées (en rouge) et agricoles et naturelles (en vert) en 2005 sur Rennes Métropole

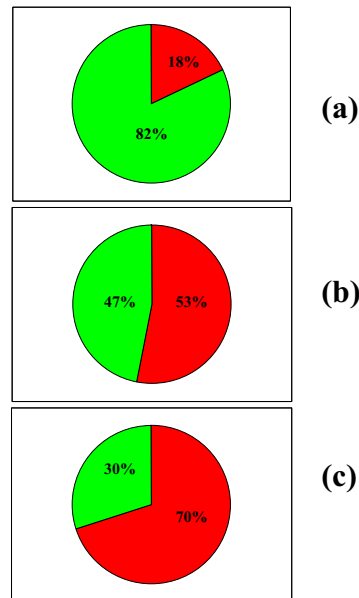


Figure 5.33 : Niveaux d'artificialisation du territoire en 2005 à l'échelle de Rennes Métropole (a), du Noyau Urbain Rennais (b) et de la commune de Rennes (c)- En rouge : surfaces artificialisée ; En vert : surfaces agricoles et naturelles.

Même si Rennes Métropole demeure un espace à dominante rurale, ce constat ne doit pas cacher des réalités différentes à l'échelle de la commune de Rennes et du Noyau Urbain Rennais qui s'affirment comme des espaces fortement urbanisés. En effet, à l'échelle de Rennes Métropole, seulement près d'un 1/6^{ème} du territoire est urbanisé en 2005 (11 191 ha sur 61 344 ha), contre environ 82 % d'espaces majoritairement ruraux, incluant des espaces naturels ou agricoles. A l'échelle de Rennes Métropole hors Rennes, c'est 87 % du territoire qui reste à dominante rurale, tandis qu'hors Noyau Urbain Rennais, cette valeur atteint 89 %. Ces chiffres affirment, une fois de plus, le poids de la commune de Rennes et du Noyau Urbain Rennais à travers la part considérable qu'occupent leurs surfaces artificialisées par rapport à la tache urbaine totale (respectivement 32 % et 52 %). Ces deux entités géographiques sont fortement artificialisées, en particulier la commune de Rennes dont les surfaces bâties représentent environ 70 % de la superficie communale totale, contre 47 % pour le Noyau Urbain Rennais. La forte urbanisation du territoire rennais correspond à une ancienne volonté des pouvoirs municipaux de contenir l'urbanisation à l'intérieur de la rocade par des opérations de réhabilitation urbaine et de densification de l'espace communal.

2.1.2.3.2. Une artificialisation au détriment des cultures et prairies

Les premiers résultats de l'analyse des trajectoires d'évolution de l'occupation du sol entre 1984 et 2005 montrent que l'urbanisation s'est produite en grande partie au détriment des cultures et des prairies (**Figures 5.34 et 5.35**). Par contraste, très peu de zones boisées ont été artificialisées durant la période d'étude, probablement parce que les surfaces boisées étaient déjà des zones relictuelles en 1984.

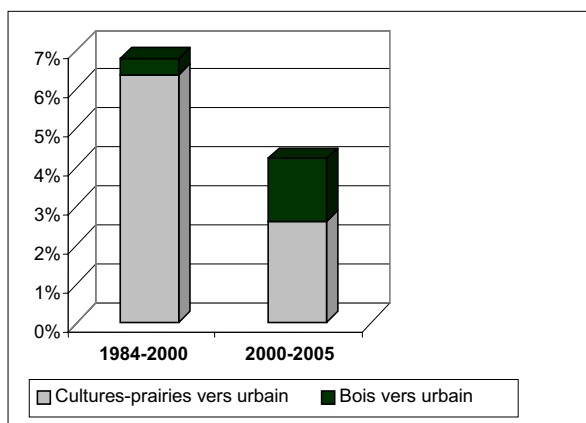


Figure 5.35 : Principales conversions d'usage des sols sur Rennes Métropole depuis 1984

Ainsi, La conversion de la classe « Cultures et prairies » vers la classe « Tache urbaine » représente approximativement 80 % des changements observés sur la période 1984-2000. Les cultures et prairies évoluent parallèlement au rythme d'urbanisation du territoire, leur évolution étant proportionnelle à celle de la tache urbaine (**Figure 5.36**).

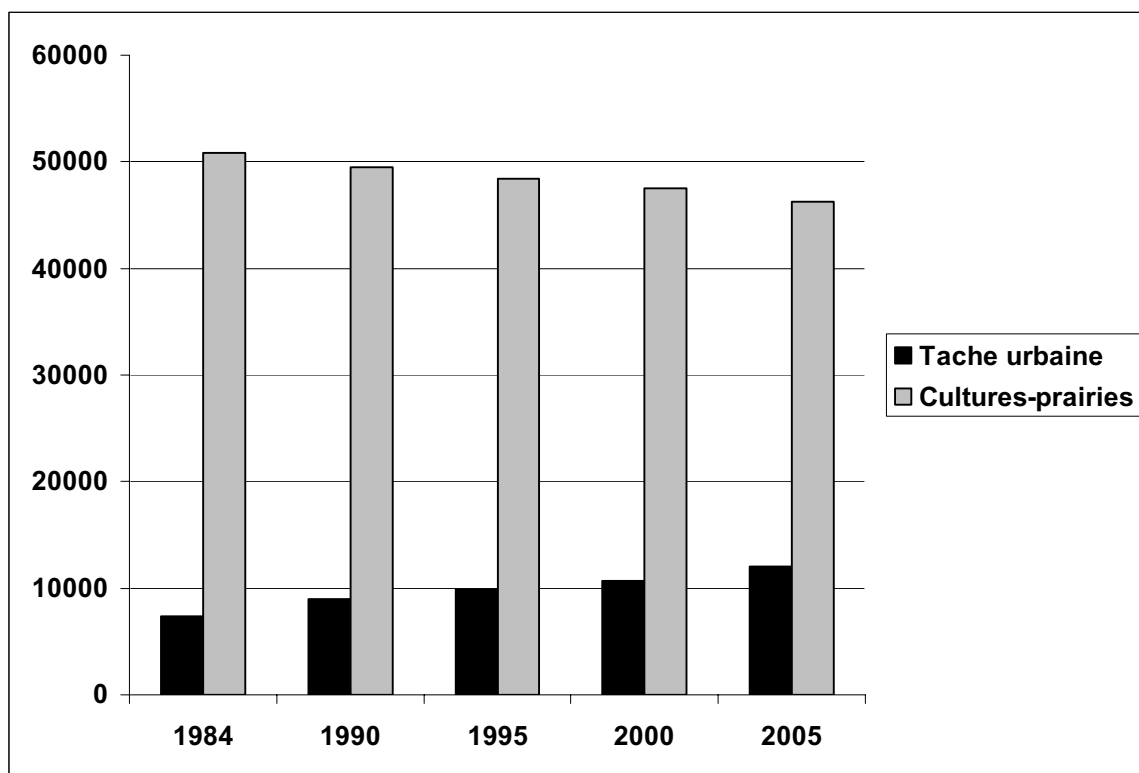


Figure 5.36 : Evolution en (ha) de la tache urbaine et des cultures-prairies entre 1984 et 2005 sur Rennes Métropole

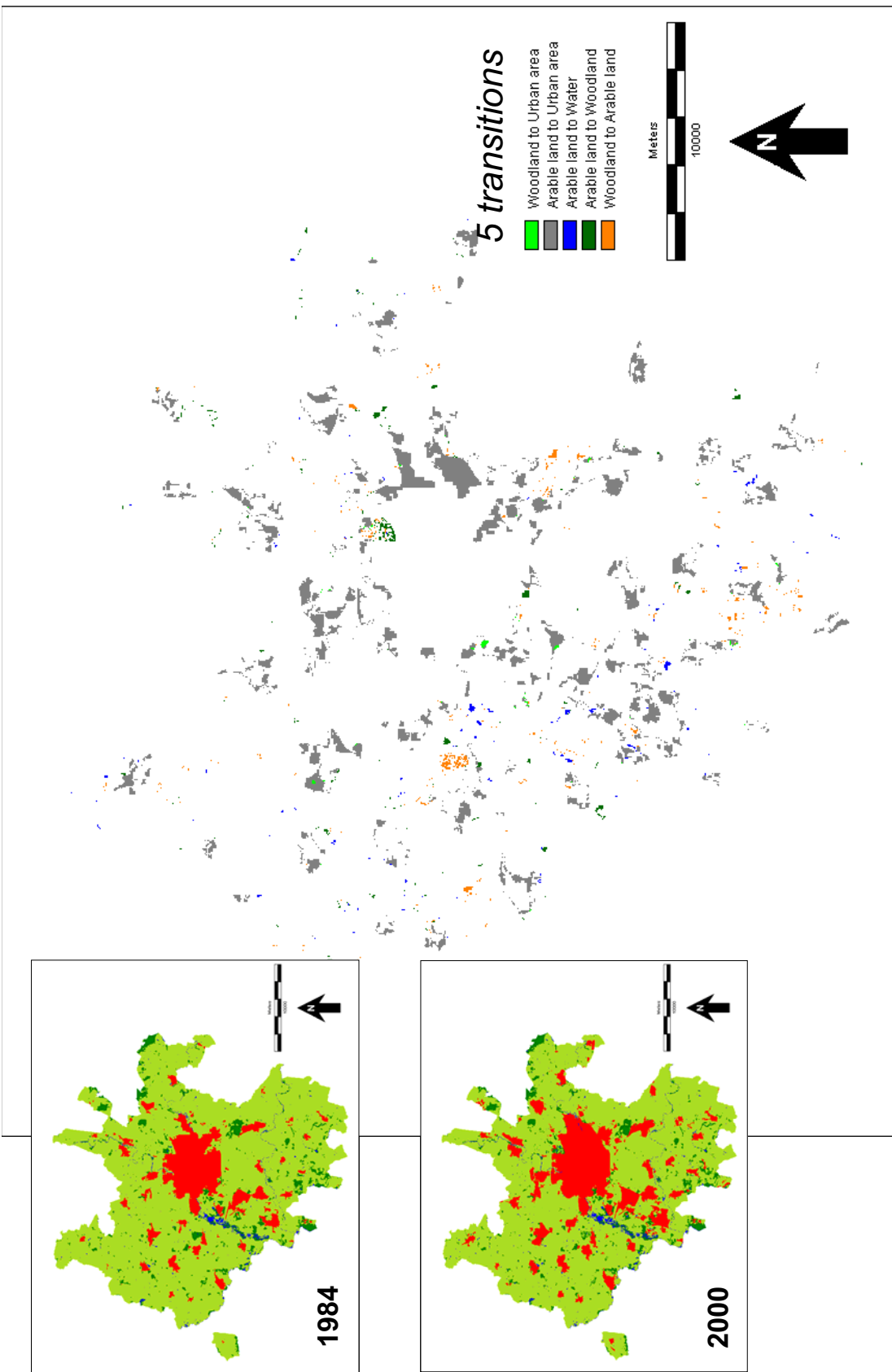


Figure 5.34 : L'urbanisation se produit en grande partie au détriment des cultures- prairies : la conversion Cultures et prairies → Tache urbaine représente approximativement 80 % des changements observés sur la période 1984-2000

Toutefois, une analyse plus détaillée des trajectoires de changements montre que les conversions d'occupation des sols sont différentes à l'intérieur et à l'extérieur de la tache urbaine. Ainsi, les forêts et les espaces verts sont en augmentation à l'intérieur de la tache urbaine, mais en régression à l'extérieur (**Tableau 5.18**). Ces résultats viennent confirmer la tendance selon laquelle, avec le temps, la ville inclue de plus en plus de nature, essentiellement composée d'arbustes et de pelouses. En effet, « ce gradient de verdure » observé depuis le centre-ville jusqu'à sa périphérie s'explique par le fait que les différents projets urbains, essentiellement en périphérie de la ville, intègrent de plus en plus d'espaces verts, en particulier d'espaces boisés.

Tableau 5.18 : Evolution en pourcentage des espaces verts dans et en dehors de la tache urbaine de Rennes Métropole de 1984 à 2005

	1984	1990	1995	2000	2005	2005-1984
Surfaces boisées TU * (%)	0.14	0.12	0.13	0.15	0.15	+ 9.63
Surfaces boisées hors TU** (%)	4.46	4.40	4.08	4.07	3.97	- 10.94
Pelouses et arbustes TU * (%)	0.35	0.33	0.35	0.46	0.49	+ 41.52
Prairies et cultures hors TU** (%)	82.89	80.63	78.97	77.51	75.46	- 9.97

* Inklus dans la tache urbaine ** Exclues de la tache urbaine

Synthèse

La démarche retenue pour mettre en évidence l'évolution de l'occupation des sols sur le département d'Ille-et-Vilaine a été appliquée sur le territoire de Rennes Métropole. Dans ce cas, cinq scènes Landsat ont été utilisées, une tous les cinq ans de 1984 à 2005, afin de caractériser plus finement l'extension urbaine et déterminer les grandes catégories d'occupation des sols au détriment desquelles elle s'est produite.

Sur un plan méthodologique, les résultats obtenus montrent l'intérêt de l'approche Orientée-objet, comparativement à l'approche par pixel utilisée jusqu'alors. Appliquée sur une série temporelle d'images à moyenne/haute résolution, elle permet de mettre en évidence l'évolution de la tache urbaine sur l'ensemble d'une métropole, avec une précision d'un hectare environ, et cela sur deux décennies.

Sur le plan thématique, les résultats mettent en évidence que la croissance de la tache urbaine a été très marquée au cours de ces vingt dernières années. Ainsi, l'évolution de la tache urbaine de 1984 à 2005 révèle un taux de progression d'environ 67 %, soit une moyenne de 190 ha par an, ou un peu plus d'un 1 ha tous les deux jours. Toutefois, la croissance urbaine s'est effectuée avec une intensité particulièrement variable selon les périodes considérées : très forte durant la période 1990-1995, suivie d'une accalmie jusqu'en 2000, puis d'une reprise à la hausse depuis. Ils montrent aussi que la croissance urbaine apparaît inégalement répartie sur le territoire, en étant essentiellement concentrée sur le Sud de Rennes Métropole, le long des principaux axes routiers, et à une distance du centre ville comprise entre 3 et 15 km.

Grâce à leur effet attractif, les axes de communication majeurs jouent un rôle clé dans la structuration de l'espace. En effet, la tache urbaine, que ce soit les zones d'activités ou les surfaces bâties à dominante résidentielle, sont situées à la proximité du réseau routier principal. En 2005, cela représente plus de 80 % seulement à une distance de 500 m de part et d'autre du réseau routier. Il s'agit ici d'une volonté politique de conserver ce modèle de croissance le long des radiales. Par ailleurs, les nouveaux ménages, en s'installant en dehors de la ville centre, cherchent à réduire en temps la distance domicile-travail. L'offre de nouveaux logements s'y adapte aussi en cherchant des espaces à bâtir bien desservis, à proximité des axes routiers majeurs.

La ville de Rennes et le Noyau Urbain Rennais occupent une place considérable au sein de la métropole. Leur poids est considérable, non seulement par le nombre d'emplois qu'ils offrent, les services qu'ils assurent et le nombre d'habitants qu'ils accueillent, mais aussi par la part de leurs surfaces artificialisées. Or, cette dernière continue de diminuer avec le temps au fur et à mesure que les autres communes périurbaines s'urbanisent.

En 2005, les surfaces artificialisées représentaient encore 18 % de l'ensemble de Rennes métropole. Certes, Rennes Métropole demeure un espace à dominante rurale, les espaces naturels ou à vocation agricole sont majoritaires : ils occupaient encore 82 % de la superficie totale en 2005. L'urbanisation s'est produite davantage au détriment des cultures et des prairies que des espaces boisés qui apparaissaient déjà relictuels en 1984. Néanmoins, si les forêts et les espaces verts sont en régression à l'extérieur de la tache urbaine, ils sont en augmentation à l'intérieur de cette tache, ce qui illustre la politique de maintien d'espaces verts en ville qui est menée depuis quelques années.

2.1.3. A l'échelle des sites ECORURB

La description de l'état actuel de la composition et de la configuration de la structure paysagère des sites est intéressante, car elle permet, a priori, d'expliquer des variations de biodiversité d'un site à l'autre, mais elle reste insuffisante. En effet, certains sites dont l'état actuel de l'occupation du sol est similaire peuvent avoir eu des trajectoires d'évolution différentes, ce qui peut entraîner des états différents (nature, structure, âge de la végétation) et en conséquence, avoir des impacts sur la biodiversité. Par conséquent, il est nécessaire de prendre en compte cette variabilité de l'occupation du sol à la fois dans le temps et dans l'espace. Concrètement, il s'agit de reconstituer les trajectoires d'évolution de l'occupation du sol des sites de 1952 à 1999. Cette évolution est analysée pour chaque classe et en particulier les « surfaces boisées », à la fois à l'ensemble des sites et à l'échelle de chaque site.

L'objectif de cette partie est double : 1- décrire l'état actuel de l'occupation du sol en 1999 sur les sites dans un premier temps, et 2- établir ensuite une typologie des sites en retraçant les trajectoires d'évolution des changements d'occupation et d'usage des sols observés sur la période 1952-1999.

Le choix de 1999, pour le premier volet de ce travail, est contraint par la disponibilité des prélèvements effectués sur les communautés animales et végétales sur les sites. La mise en relation des données biologiques avec les données de l'occupation du sol sera donc effectuée à cette date. Le deuxième volet, qui retrace l'évolution de l'occupation des sols sur les sites, doit aussi permettre d'expliquer l'état actuel des sites et leur position sur le gradient d'urbanisation.

Le travail de cette partie est en partie le fruit d'un travail collaboratif. Il a été effectué de la façon suivante : j'ai réalisé seul les cartographies de l'occupation des sols sur les sites en 1999 et analysé la répartition des sites sur le gradient d'urbanisation en collaboration avec Solène Croci dans le cadre de son travail de thèse (Croci, Butet, Georges, Aguejdad et Clergeau, 2008 ; Croci, 2007). La cartographie de l'évolution des sites de 1952 à 1999 a été effectuée par Antoine Lefebvre ; l'élaboration de la démarche utilisée pour mettre en évidence l'historique des sites, pour établir une typologie des sites en fonction de cet historique ainsi que l'analyse des résultats a été effectuée collectivement (Lefebvre, Hubert-Moy, Croci, Aguejdad et Butet, 2009).

2.1.3.1. Présentation des sites d'étude

La zone d'étude du programme ECORURB sur la ville de Rennes se présente sous la forme de douze sites boisés d'environ 1 hectare choisis le long d'un gradient d'urbanisation depuis le centre ville jusqu'au périurbain très rural (**Figure 5.37** et **Tableau 5.19**).

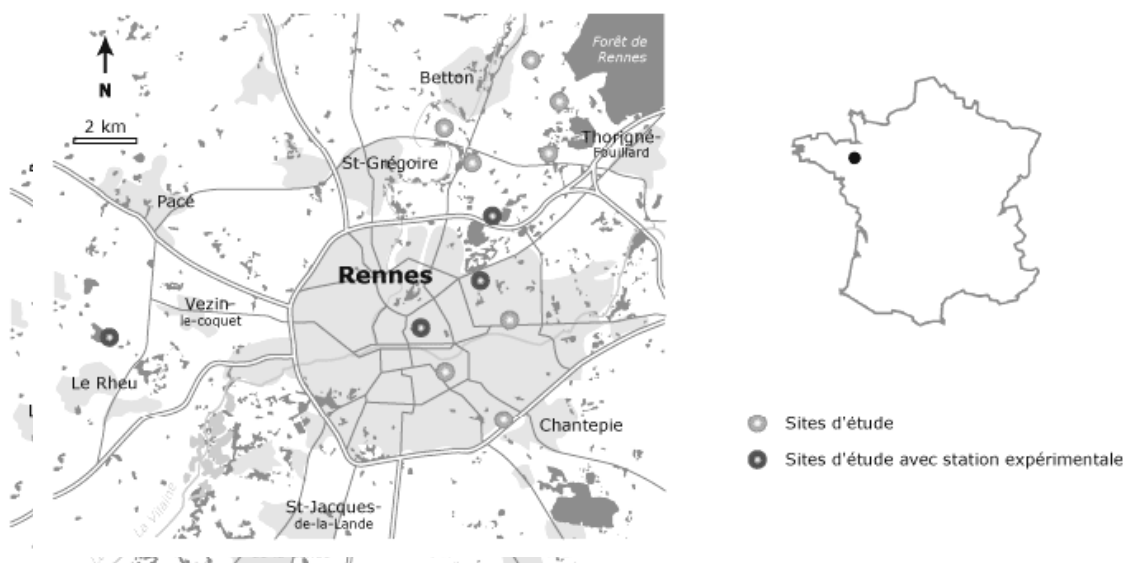


Figure 5.37 : Localisation des sites rennais du programme ECORURB (Source: Site ECORURB, © Damien FOURCY)

Tableau 5.19 : Caractéristiques des sites Rennais du programme ECORURB

ID_STATION	NATURE	COMMUNES	LIEUX_DIT	SURFACE	PERIMETRE	Type
Rennes BOIS/PARC						
RB1	urbain	Rennes	Thabor	5333,957	329,359	parc
RB2	urbain	Rennes	Georges Brassens	2291,010	288,733	bois
RB3	suburbain	Rennes	La Poterie Nord	11428,203	433,322	bois chenes
RB4	suburbain	Rennes	L'Événière	10611,910	592,915	parc
RB5	suburbain	Rennes	Château d'eau	7101,006	396,620	bois
RB6	périurbain2	Rennes	La Cormerais - CTE	11978,457	468,752	bois chenes
RB7	périurbain2	Cesson - Sévigné	<i>La Moinerie sud</i>	4524,774	264,846	chenaie- hetraie
RB8	périurbain2	Betton	Tihouit-Saut du Cerf	3713,712	347,854	bois chenes
RB9	périurbain1	Betton	La Petite Mérrais- Rabine	5601,521	414,442	bois jeune
RB10	périurbain1	Betton	Boulet - La Plesse	8550,770	787,229	bois
RB11	périurbain2	Betton	Roullefort-Ravine	5354,973	302,118	chenaie- hetraie
RB12	périurbain2	Le Rheu	La Motte Vicomte			chenaie- hetraie
	1= sera perturbé	2=non perturbé				

Dans le cadre de ce travail, un treizième site (RB0), situé au parc Oberthür a été ajouté aux sites ECORURB afin d'augmenter le nombre de sites localisés au centre ville.

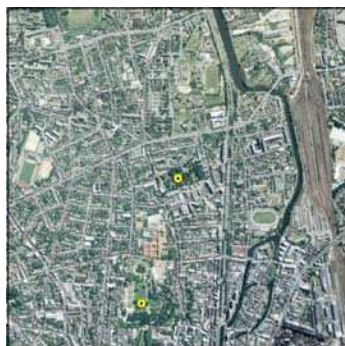
Ces sites ont été choisis de façon à intégrer un gradient d'urbanisation d'environ 10 km (Croci, 2007). Cette zone d'étude est à cheval sur la limite de la ville et présente une extrémité dans le centre de la ville et l'autre dans un paysage agricole. La qualité du périurbain immédiat et de son évolution attendue a été fondamentale dans le choix des sites. Le gradient d'urbanisation est composé de trois parties successives correspondant à trois types d'occupation du sol allant du centre ville à ses environs : sites urbains situés au centre ville,

sites suburbains et sites périurbains (Croci, 2007 ; Clergeau *et al.*, 2001). Ces sites sont centrés sur des petits bois dont la taille varie de 0.5 à 2.1 ha et dont l'âge atteint plus de 50 ans, à l'exception des sites RB3 et RB12 dont l'âge est respectivement de 30 et 40 ans. Le choix de ces sites a été déterminé de façon à répondre à l'ensemble des taxons qui seront analysés ultérieurement. Pour cela, on a retenu de petits espaces peu ou pas entretenus par l'homme et présentant l'ensemble des strates de végétation (arbres, arbustes, herbacées, mousses). Selon les lieux, il peut s'agir de friches, d'espaces en déprise, d'espaces délaissés, ou de jardins.

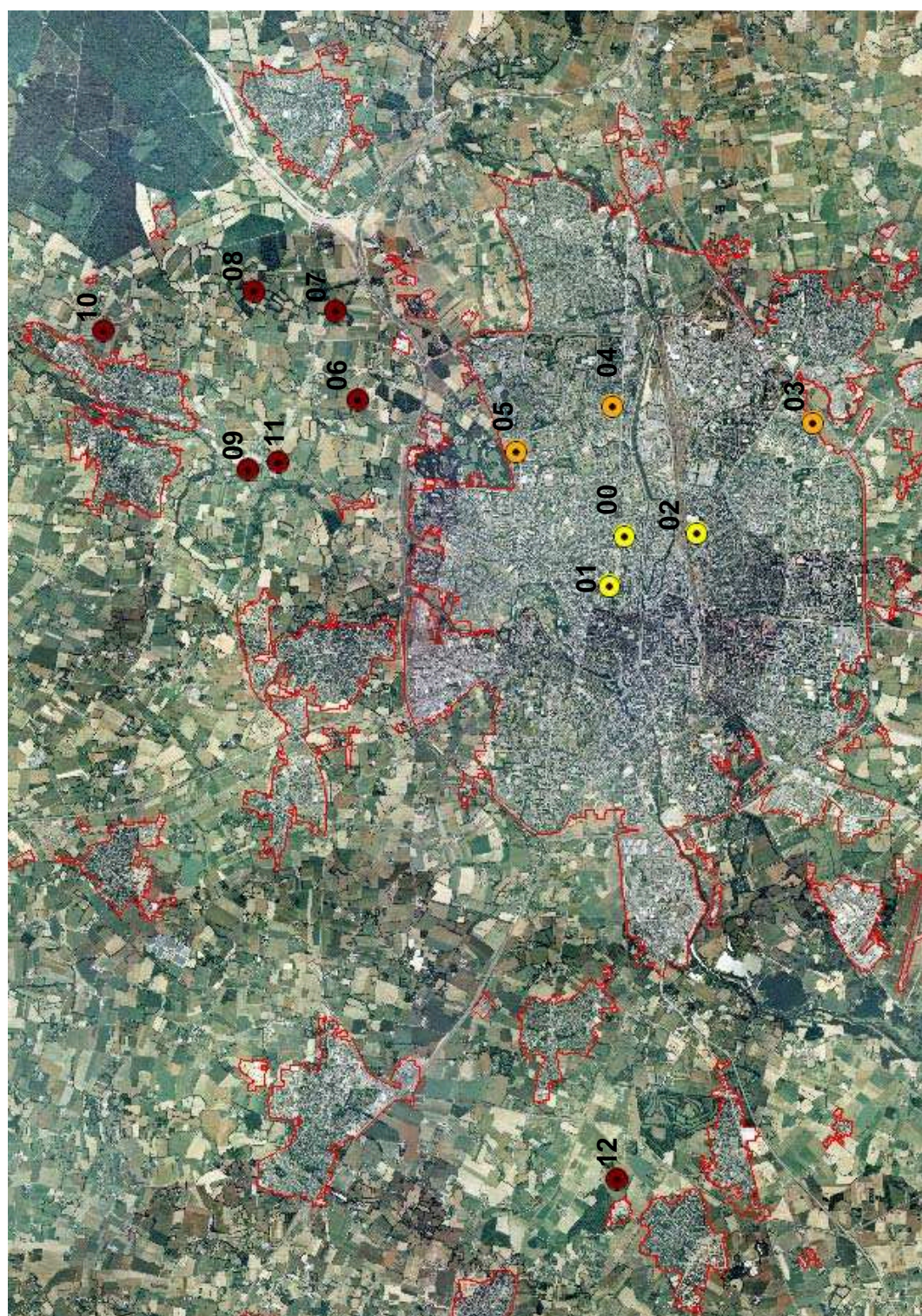
On distingue ainsi 3 sites urbains (RB0, RB1 et RB2), 3 sites suburbains (RB3, RB4 et RB5) et 7 sites périurbains (RB6 à RB12) (Figure 5.38). En conséquence, six sites sont situés dans des espaces urbanisés : les sites urbains (RB0, RB1 et RB2) et suburbains (RB3, RB4 et RB5), qui sont inclus dans la tache urbaine.

Les deux sites urbains RB0 et RB1 correspondent à deux vieux parcs (Oberthür et Le Thabor) et le site RB2 à un large corridor boisé. Ces trois sites, situés au centre ville, sont caractérisés par moins de 15 % de recouvrement végétal, et sont dominés par des constructions. L'environnement de ces sites, localisés en plein centre historique de la ville, est caractérisé par une forte présence de surfaces minéralisées (voirie et bâti).

Gradient d'urbanisation



2 km



Sites périurbains

Sites suburbains

Sites urbains



0 2 km

--- Tache urbaine en 2000 **Figure 5.38** : Localisation des sites d'étude par rapport à l'emprise des surfaces urbanisées le long d'un gradient rural-urbain (Orthophotoplan de 1999, Source: Ville de Rennes)

Les trois sites RB3 (bois privé), RB4 et RB5 (bois publics) sont localisés dans un secteur suburbain composé de quartiers résidentiels. On y trouve de l'habitat individuel, des immeubles collectifs, des jardins publics ou privés, des centres commerciaux et les parkings associés. Avec un recouvrement végétal de plus de 70 %, cette partie du gradient correspond à un secteur intermédiaire entre le centre de la ville et ses environs ruraux.

Les sites périurbains sont situés dans des secteurs hors tache urbaine (**Figure 5.38**). Les bois RB6 à RB12 se situent dans un secteur périurbain caractérisé par un paysage adjacent plus rural. Les activités agricoles y dominent, et ils ne sont généralement pas fréquentés par des visiteurs. Les deux sites RB10 et RB12 se trouvent à proximité de zones urbaines qui risquent, avec le temps, de les absorber sous l'influence de l'artificialisation croissante du territoire notamment dans le cas où le SCoT prévoit une éventuelle urbanisation en direction de ces sites. Cependant, ceci n'est pas le cas des autres sites périurbains (RB6, RB7, RB8, RB9 et RB11) qui se trouvent relativement loin de l'influence des zones urbanisées. Les deux sites RB2 et RB7 sont localisés dans des paysages ouverts caractérisés par de larges parcelles destinées aux cultures, tandis que le site RB8 est entouré par un large réseau de haies. Ce secteur, correspondant à des paysages agricoles et naturels, correspond à la partie rurale du gradient.

2.1.3.2. Données et méthode de traitement des données

2.1.3.2.1. Les données utilisées

Les données de base dont nous disposons pour mener cette étude, sont réparties en deux catégories : les données principales (photographies aériennes) et les données auxiliaires essentiellement des couches SIG.

Les photographies aériennes comprennent un orthophotoplan IGN de 1999 (**Tableau 5.20**) et des missions aériennes IGN sur la ville de Rennes de 1952 à 1999 (**Tableau 5.21**).

Tableau 5.20 : Caractéristiques de l'orthophotoplan de 1999 couvrant la ville de Rennes (© IGN)

Mode	Couleur
Echelle	1/25 000
Résolution spatiale	1 m
Niveau de traitement	Orthorectifié
Résolution du scannage	24 µm (600 dpi)
Projection cartographique	Lambert II étendu
Date de prise de vue	Août 1999
Etendue des tuiles	2km X 2km
Nombre de bit par pixel	11
Format	TIFF

Tableau 5.21 : Principales caractéristiques des photographies aériennes de 1952 à 1999 couvrant la ville de Rennes (© IGN)

Date	Echelle	Emulsion
1952	1/25 000	Noir et blanc
1969	1/25 000	Noir et blanc
1978	1/14 500 (vol spécial)	Noir et blanc
1989	1/30 000	Noir et blanc
1999	1/25 000	Couleur

Les données auxiliaires comprennent des couches SIG mises à disposition par la ville de Rennes et décrivant les surfaces en eau et les surfaces bâties (**Figure 5.39**). Elles ont servi à valider la classification de 1999.

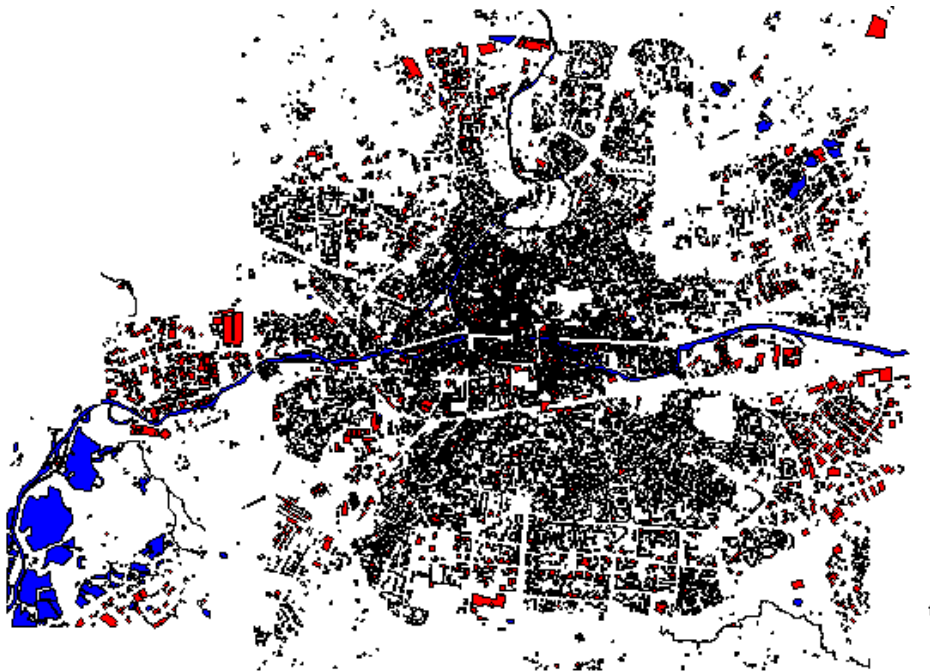


Figure 5.39 : Extrait des deux couches SIG « Bâti » et « Eau » (Source: Ville de Rennes)

2.1.3.2.2. La cartographie des sites en 1999

La cartographie des treize sites et de leur environnement en 1999 a été réalisée à partir d'une classification de l'orthophotoplan dans des fenêtres de 2_{km} X 2_{km}, chacun des boisements étant situé au centre de la fenêtre. La classification de l'orthophotoplan a été effectuée différemment selon les caractéristiques des sites : une classification automatique orientée-objet (Logiciel eCognition) a été appliquée sur les sites urbains et suburbains, tandis qu'une classification par photo-interprétation assistée par ordinateur a été effectuée sur les sites périurbains (**Figure 5.40**). Ce choix s'explique par le fait que, malgré la meilleure qualité spatiale de ces photographies aériennes, l'émulsion utilisée n'est sensible qu'aux longueurs d'onde situées dans la partie visible du spectre électromagnétique. Or, dans cette bande spectrale, certains objets géographiques présentent des signatures spectrales similaires, ce qui rend leur discrimination plus difficile notamment en milieu périurbain. Il en est ainsi de la confusion dans la discrimination, d'une part des sols nus et de la voirie, et d'autre part certaines cultures et des espaces verts surtout que la prise de vue est effectuée au mois d'août. Le recours à d'autres longueurs d'onde, telles que l'infrarouge, ou le cas échéant à une photo-interprétation s'avère indispensable. Ce problème ne se pose pas en milieu urbain où les cultures et les sols nus sont absents et la couche « bâti » utilisée en entrée permet de classer facilement les objets « voirie » dont la réponse spectrale est proche à celle de la classe « bâti » dans le domaine du visible.

La classification des objets s'est basée non seulement sur l'information spectrale -ou couleur-, mais aussi sur la forme, le contexte et la texture. La classification a été effectuée suivant une nomenclature en six classes, élaborée avec les écologues participant au programme

ECORURB (**Tableau 5.22**). Les six couches obtenues ont été par la suite intégrées dans un SIG (logiciel ESRI ArcGis 8.3), et des cartes d'occupation du sol des sites ont été générées, chaque site faisant une taille de 2_{Km} X 2_{Km} (**Annexe 5.3**).

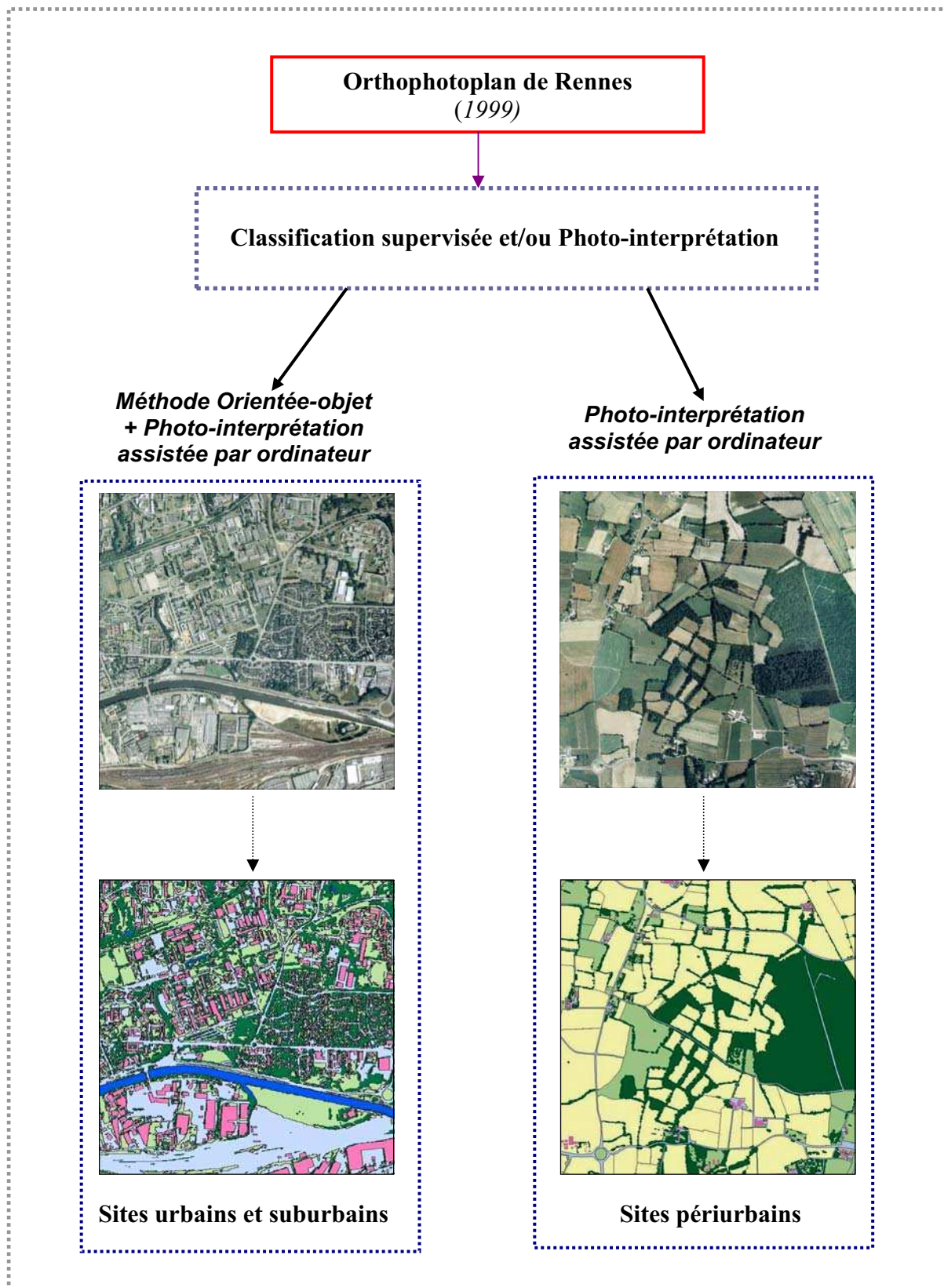


Figure 5.40 : Méthode de cartographie de l'occupation du sol des 13 sites à partir de l'orthophotoplan de Rennes de 1999

Tableau 5.22 : Nomenclature retenue pour la cartographie d'occupation du sol de l'environnement des sites

Codes	Classes
1	Voirie
2	Bâti
3	Eau
4	Cultures
5	Surfaces en herbe
6	Surfaces boisées

La précision de la classification a été évaluée avec les données de référence et une photo-interprétation visuelle de l'orthophotoplan. La précision est supérieure à 95 % pour toutes les classes, ce qui s'explique par la qualité de l'orthophotoplan, qui est très élevée ; la séparabilité élevée des classes pour un nombre de classes faible, et la part de la photo-interprétation dans le processus de classification.

Afin d'établir une typologie des sites en fonction de l'occupation des sols, une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été réalisée. Elle doit offrir une lecture plus synthétique de la répartition des 13 sites le long du gradient d'urbanisation.

2.1.3.2.3. La cartographie de l'évolution des sites de 1952 à 1999

La cartographie de l'évolution des sites de 1952 à 1999 a été effectuée sur des fenêtres de taille plus réduite, dans un environnement proche de 500_mX500_m (contre 2_{Km}X2_{Km} précédemment) et sur une partie des sites (8 contre 13 précédemment), pour des raisons de temps. Ainsi, huit sites représentatifs choisis parmi les trois secteurs (urbain, suburbain et périurbain) ont été retenus (RB1, RB2, RB3, RB4, RB5, RB6, RB8 et RB11).

La série de photographies aériennes utilisée est très hétérogène, allant de clichés noir et blanc de mauvaise qualité à l'orthophotoplan en couleur de 1999, les échelles variant d'une mission à l'autre. Tous les clichés ont été numérisés et corrigés géométriquement. La résolution des clichés corrigés est de 0,80 m. Toutefois, la précision est légèrement inférieure, d'environ 1 m, étant donnée l'échelle de prise de vue de certains clichés.

Etant donnée l'hétérogénéité des données, la cartographie des sites a été entièrement effectuée par photo-interprétation assistée par ordinateur, afin de garantir la comparabilité des sites aux cinq dates.

L'évaluation de la précision des classifications produites a été effectuée par photo-interprétation visuelle des missions aériennes. La précision varie entre 90 % et 97 % selon les dates et les classes considérées.

Ensuite, une analyse multivariée, plus précisément une analyse triadique partielle ou PTA (Partial Triadic Analysis) a été appliquée sur les classifications des huit sites aux cinq dates retenues (**Figure 5.41**). L'objectif de cette analyse statistique est d'étudier la variabilité spatio-temporelle de l'occupation du sol des sites et d'établir une typologie des sites en fonction de leurs trajectoires d'évolution.

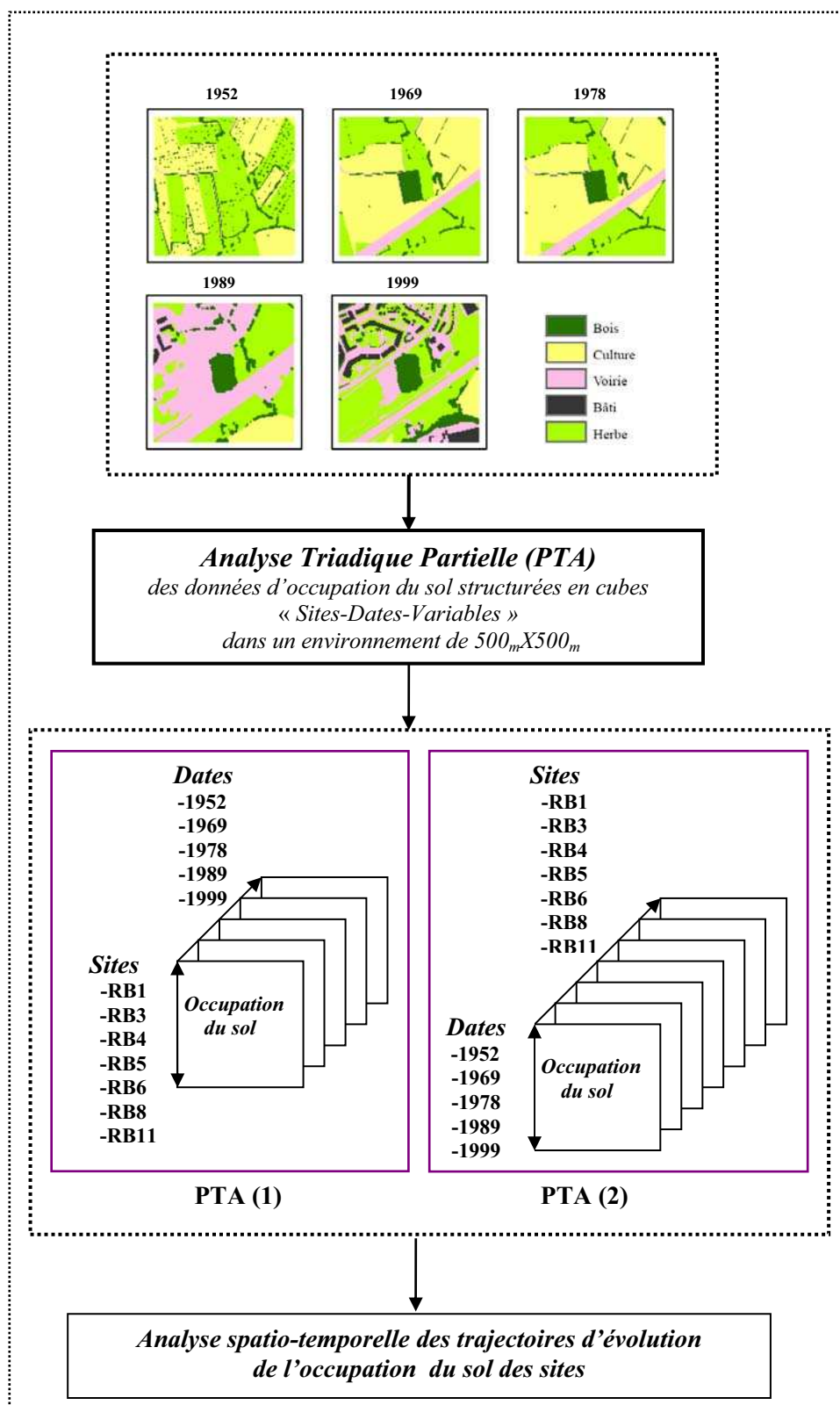


Figure 5.41 : Méthodologie appliquée pour analyser l'évolution spatio-temporelle de l'occupation du sol de 1952 à 1999

L'analyse triadique partielle, fondée sur une logique d'analyses en composantes principales, a été introduite en écologie par **Thioulouse** et **Chessel** en 1987. Plusieurs exemples d'application peuvent être trouvés en écologie (**Aliaume et al., 1993 ; Blanc et al., 1998 ; Blanc, 2000 ; Rossi, 2003 ; Ernoult et al., 2006**).

L'objectif général de cette méthode est de déterminer la proportion de variabilité de l'occupation du sol qui dépend de l'espace ou du temps (**Ernoult et al., 2006**). La PTA procède par des ACP simultanées appliquées sur plusieurs tableaux d'occupation du sol des sites et de façon répétée dans le temps. Le but est de construire une structure spatiale commune à toutes les dates à partir d'un tableau synthétique qui correspond à la moyenne des tableaux initiaux et d'en étudier la stabilité temporelle. Cette structure commune est appelée compromis.

Pratiquement, cette méthode permet d'étudier les données en trois dimensions (Sites-Dates-Variables) en deux étapes différentes et indépendantes :

1- Evaluation de la variabilité spatiale des variables d'occupation du sol et leur dynamique temporelle (PTA (1)) : les données sont organisées sous forme d'une série de tableaux pour chaque date (les lignes correspondent aux sites et les colonnes aux classes d'occupation du sol).

2- Etude de la dynamique des trajectoires d'occupation du sol pour chaque site (PTA (2)) : les données sont organisées sous forme d'une série de tableaux pour chaque site (les lignes correspondent aux dates et les colonnes aux classes d'occupation du sol).

A chaque étape, on détermine d'abord une structure commune à tous les tableaux, dite compromis. On étudie ensuite la variabilité ou la stabilité autour de cette structure moyenne (**Ernoult et al., 2006 ; Blanc, 2000**). La projection de chacun des huit sites aux cinq dates sur le plan 1-2 du compromis permet de décrire et d'analyser, indépendamment des autres sites, la trajectoire d'évolution de chaque site.

Ces deux procédures (PTA (1) et PTA (2)) permettent de regrouper les sites en fonction de :

1- Echelle de la métropole (comparaison inter-sites). Dans cette analyse, on observe simultanément la variation dans le temps de l'occupation du sol. La dispersion des sites les uns par rapport aux autres dans le compromis nous permet de regrouper des sites qui ont le même historique.

2- Echelle du site (comparaison intra-site). Dans la deuxième analyse, on constate indépendamment la variation dans le temps de l'occupation du sol. Cette analyse permet d'interpréter l'historique de chaque site.

2.1.3.3 État de l'occupation du sol des sites en 1999

Les résultats sont d'abord analysés à l'échelle des fenêtres de 2_{km} X 2_{km}. Après cette première lecture des boisements pris dans un paysage « large », l'environnement pris en compte a été réduit (Croci *et al.*, 2008) : l'occupation du sol des sites est alors étudiée à deux échelles, celle du paysage proche (rayon = 100 m) et celle du paysage éloigné (rayon = 600 m).

2.1.3.3.1. A l'échelle des fenêtres de 2_{km} X 2_{km}

Les premiers résultats, décrivant la composition du paysage sur des fenêtres de 2_{km}X2_{km}, mettent en évidence des différences de degré d'urbanisation des sites (Figure 5.42, Annexe 5.4 et Tableau 5.23).

On distingue des différences marquées entre les sites : avec plus de 50 % de surfaces minéralisées (voirie et bâti), les sites RB1, RB2, RB0 et RB4 sont les plus artificialisés, ils totalisent respectivement 72 %, 70 %, 66 % et 51 % de la surface totale de chaque site (400 ha). Ils sont suivis par les deux sites suburbains RB3 et RB5 dont la voirie et le bâti représentent respectivement 45 % et 40 % de la surface totale. A l'opposé, se trouvent les sites très peu urbanisés qui comprennent les sites RB9, RB11 et RB7 (de 7 à 9 %), les sites RB6 et RB13 (10 % et 11 %) et le site RB8 à dominante rurale qui reste le moins artificialisé (4 %). Le site RB10 (17 %) peut être considéré comme étant un site intermédiaire. Par ailleurs, les trois sites suburbains RB3, RB4 et RB5 sont les trois premiers sites quant à la présence des surfaces en herbe (29 %, 27 % et 26 %), tandis que les sites RB8 et RB5 sont les sites les plus boisés (27 % et 25 %).

Tableau 5.23 : Surfaces (ha) occupées par chaque classe d'occupation du sol en 1999 (Fenêtres de 2_{km}X2_{km})

Sites	Voirie	Bâti	Voirie et Bâti	Eau	S.H*	S.B**	Cultures
RB10 (3)	52.16	17.78	69.94	1.65	73.95	69.86	184.48
RB9 (6)	26.17	4.38	30.55	6.64	98.50	61.38	202.91
RB8 (7)	13.55	2.50	16.05	0.00	13.67	109.29	260.76
RB11 (8)	26.90	3.79	30.69	4.79	94.37	62.63	207.17
RB7 (11)	32.70	3.16	35.86	0.00	45.72	66.08	252.32
RB6 (12)	31.67	8.21	39.87	0.30	82.98	59.66	217.15
RB5 (14)	117.80	42.22	160.03	7.07	112.00	99.11	21.51
RB1 (20)	179.16	110.25	289.41	5.91	43.20	61.21	0.00
RB4 (22)	156.13	49.89	206.02	10.48	106.84	76.47	0.00
RB2 (23)	201.61	79.46	281.07	7.67	51.88	58.07	0.00
RB3 (25)	140.55	41.70	182.26	1.56	115.80	61.11	39.17
RB0 (Oberthur)	186.73	78.11	264.85	7.63	67.78	59.63	0.00
RB13 (13)	36.25	10.42	46.67	1.06	50.49	77.83	223.91

* Surfaces en herbe ** Surfaces boisées

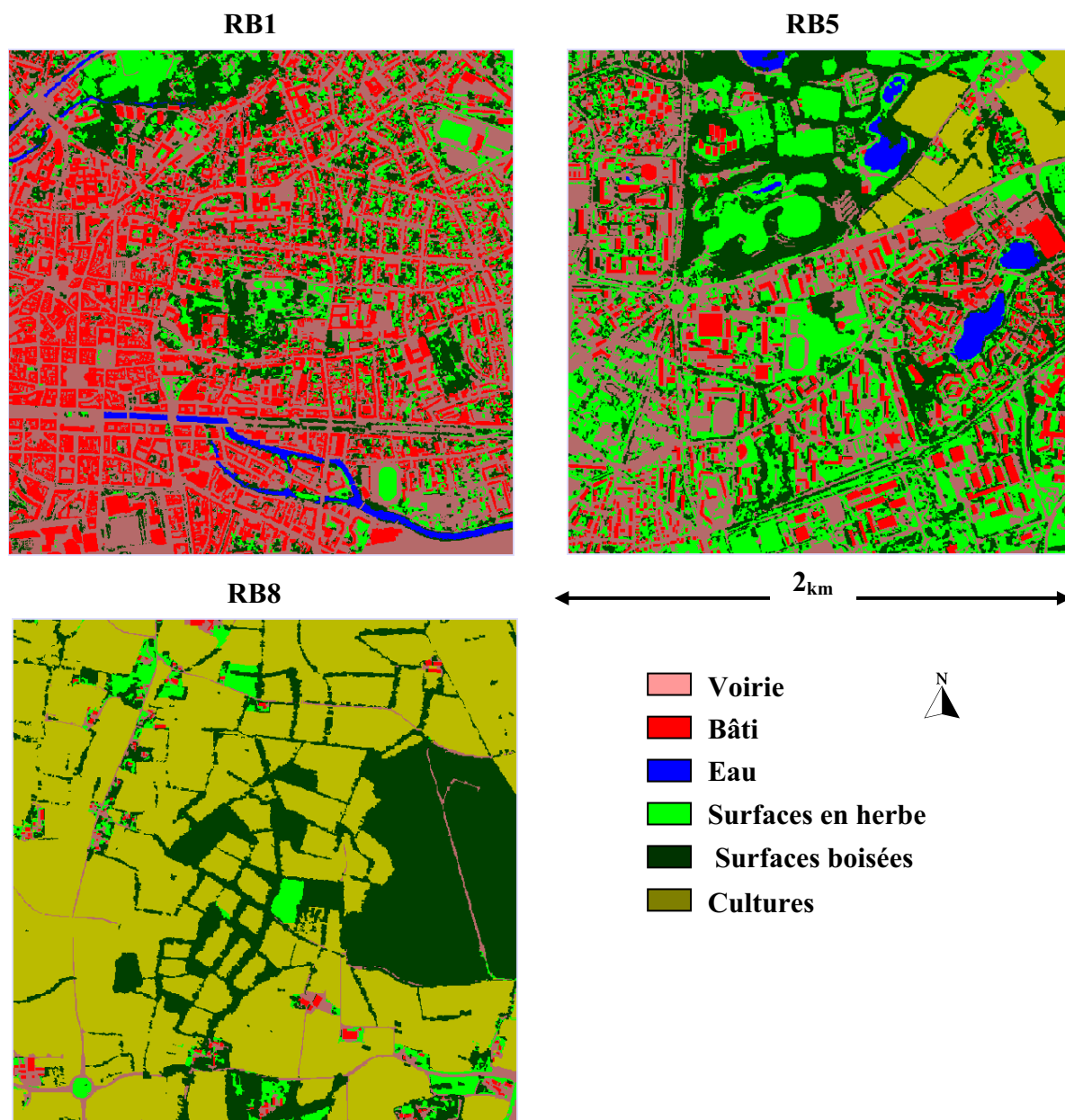


Figure 5.42 : Cartes d'occupation du sol établies à partir de l'orthophotoplan de 1999. Exemple d'un site urbain (RB1), d'un site suburbain (RB5) et d'un site périurbain (RB8)

L'ACP réalisée offre une lecture plus synthétique de la répartition des 13 sites le long du gradient d'urbanisation. L'analyse des valeurs propres de chaque composante de l'ACP montre que la première composante principale explique 60 % de l'inertie totale (**Tableau 5.24**). Ce premier axe incarne le gradient d'urbanisation en opposant les deux classes « Voirie » et « Bâti » à la classe « Cultures ». Cet axe est fortement corrélé aux trois variables de départ, il est corrélé à 96 % à la classe « Voirie », 90 % à la classe « Bâti », tandis qu'avec un taux de 98 %, il est fortement et négativement corrélé à la classe « Cultures ». Ceci confirme la forte contribution de ces trois classes à la formation de la première composante principale qui correspond de fait à l'axe du gradient d'urbanisation. La deuxième composante, qui explique 19 % de la variabilité de départ, est à 89 % corrélée à la classe « Surfaces en herbe ». Par cette forte corrélation aux surfaces en herbe et sa faible corrélation aux autres classes, la deuxième composante principale peut être interprétée comme un gradient de

« verdure ». La troisième composante, qui explique 15 % de l'inertie totale de départ (**Figure 5.44**), est fortement corrélée avec la variable « Surfaces boisées ». Avec une corrélation de 85 %, l'apport de cette dernière dans la formation de cet axe est important. Ce troisième axe peut être considéré comme étant un axe qui suit le gradient de « boisement » des sites. L'espace tridimensionnel formé par ces trois premières composantes explique 95 % de l'inertie totale représentée par les six variables de départ.

La projection des sites sur le premier plan factoriel met en évidence la répartition des sites selon un gradient d'urbanisation (**Figure 5.43**). Les 13 sites sont répartis sur le gradient d'urbanisation par ordre croissant comme suit : les sites périurbains (RB8, RB7, RB13, RB6, RB10, RB11 et RB9), les sites suburbains (RB3, RB5 et RB4) puis les sites urbains (RB1, RB0 et RB2). Les sites périurbains se répartissent en trois groupes, du plus rural vers le moins rural : le site RB8, les deux sites RB7 et RB13, et le troisième groupe constitué des sites RB6, RB9, RB10 et RB11.

Tableau 5.24 : *Tableau récapitulatif de l'analyse en composantes principales*

Composantes Principales	Valeurs propres		Corrélation variables-facteurs					
	% Variance expliquée	% Cumul	Voirie	Bâti	Eau	S.H*	S.B**	Cultures
1	59.767	59.767	0.962	0.908	0.814	0.312	- 0.350	- 0.976
2	19.187	78.954	- 0.798	- 0.361	0.182	0.894	- 0.385	0.043
3	15.139	94.093	- 0.038	- 0.131	0.296	0.251	0.849	- 0.136

* Surfaces en herbe ** Surfaces boisées

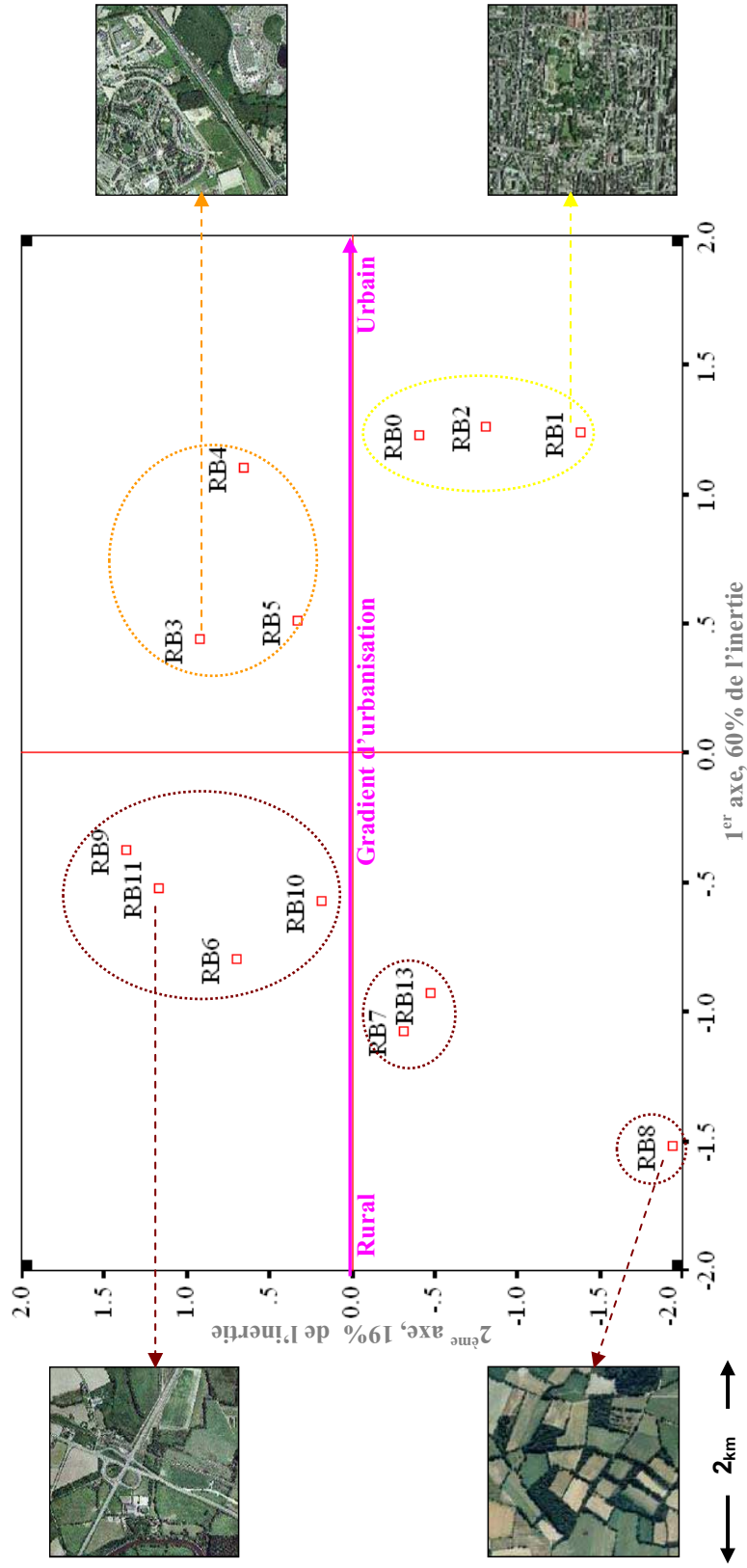


Figure 5.43 : Projection des 13 (2_{km}x2_{km}) sites sur le plan factoriel formé par les deux premières composantes principales

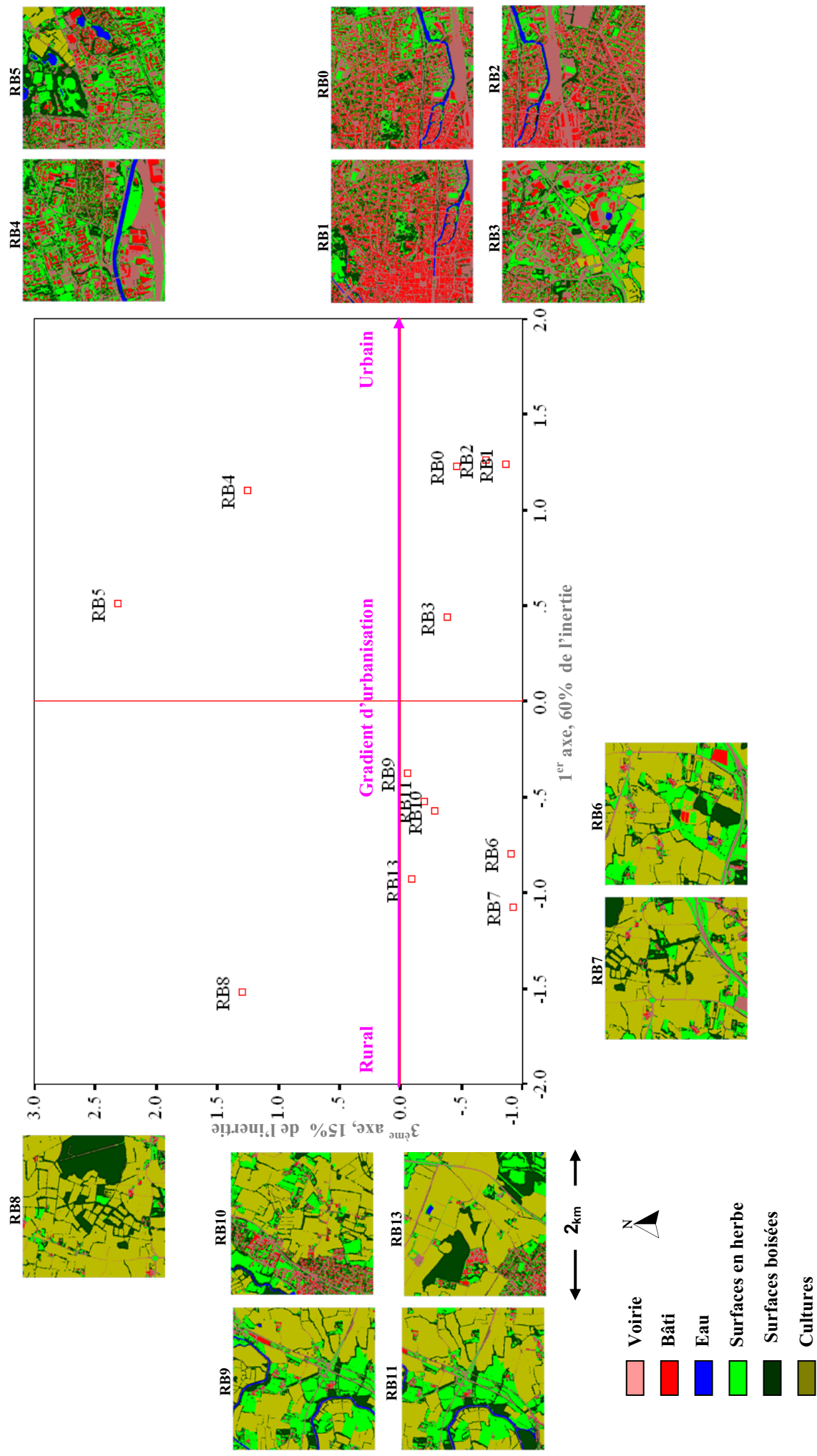


Figure 5.44 : Projection des 13 ($2_{km} \times 2_{km}$) sites sur le plan factoriel formé par la première et la troisième composante principale

2.1.3.3.2. Sur des fenêtres réduites à une distance de 100 m et 600 m des boisements

La confrontation de l'occupation du sol pour chaque site à deux échelles différentes (paysage proche à un rayon de 100 m des boisements et paysage éloigné à un rayon de 600 m des boisements) offre deux lectures différentes de l'environnement des sites et met en évidence des différences variant d'un site à l'autre et en fonction des classes d'occupation du sol (**Figure 5.45**).

- Surfaces boisées

La part de l'occupation du sol occupée par la classe « surfaces boisées » dans un paysage proche de 100 m est, pour la majorité des sites, supérieure aux valeurs obtenues dans un paysage éloigné de 600 m. Ceci s'explique par la nature et la configuration des sites Ecorurb dont le centre correspond à des boisements. Ces différences, qui peuvent s'élever jusqu'à 40 % pour certains sites (RB4 et RB1), sont faibles pour les sites RB8, RB9 et RB5 qui, malgré l'élargissement du voisinage, enregistrent quasiment les mêmes proportions de surfaces boisées, que ce soit à 100 m ou à 600 m de distance des bois placés au centre des fenêtres.

- Surfaces minérales

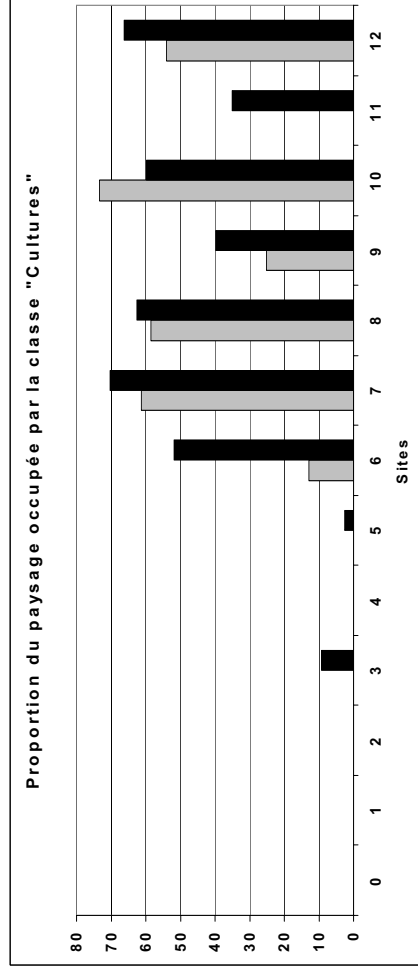
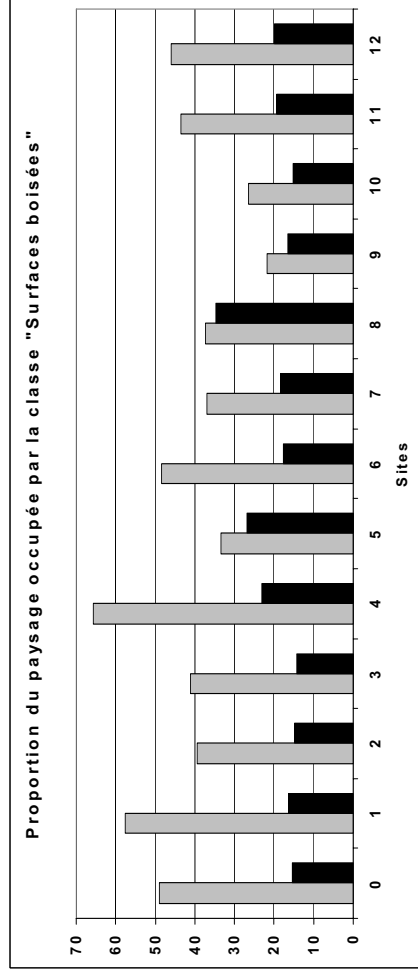
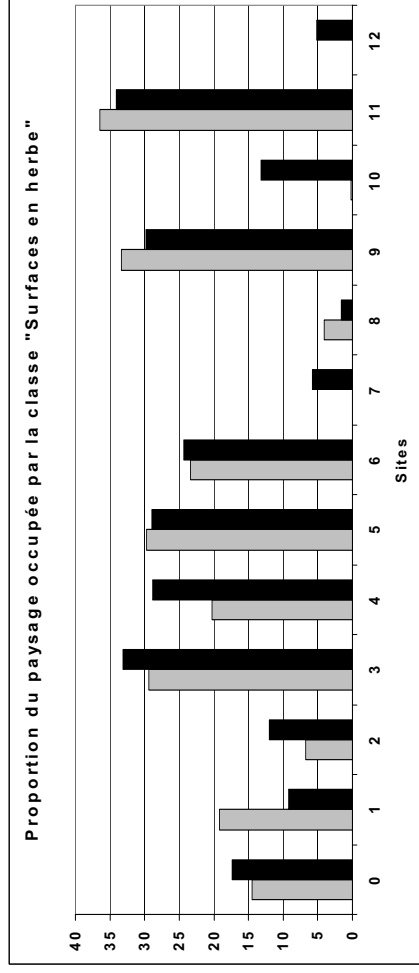
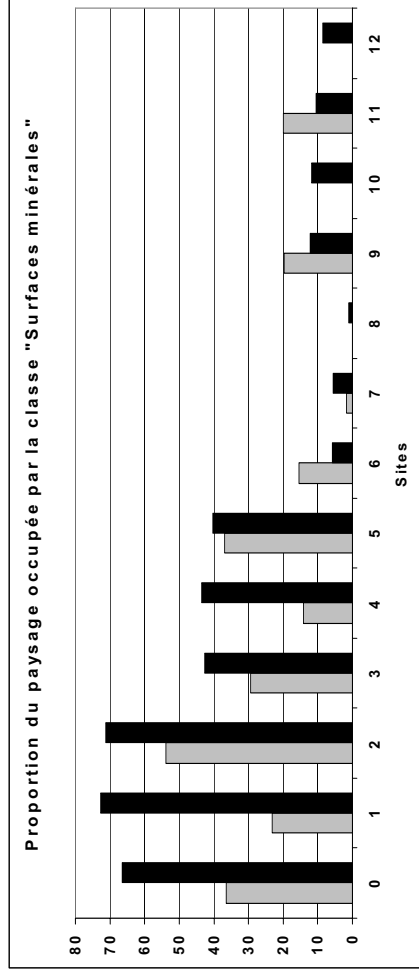
Pour les sites urbains et suburbains (RB0, RB1, RB2, RB3, RB4 et RB5), la part des surfaces minérales augmente avec l'élargissement du voisinage des sites. Toutefois, pour le site suburbain RB5, la différence reste faible. Cela met en évidence le degré d'artificialisation du voisinage de chaque site. Pour le site RB8, la proportion de la voirie et du bâti est la même à l'échelle des deux fenêtres de paysages. Les sites RB6, RB9 et RB11 présentent des proportions de surfaces minéralisées légèrement plus élevées dans un paysage proche que dans un paysage éloigné.

- Cultures

Dans un rayon de 100 m des boisements, les cultures sont absentes au niveau des sites urbains et suburbains (RB0, RB1, RB2, RB3, RB4 et RB5). Les sites périurbains RB10, RB7, RB8 et RB12 totalisent le maximum de cultures : elles représentent 55 % à 72 % de la surface totale de ces sites. Le site RB11 est le seul site périurbain où les surfaces destinées aux cultures sont absentes dans un voisinage de 100 m de rayon. A l'exception du site RB10, la proportion des cultures dans un paysage éloigné est supérieure à celle enregistrée dans un paysage proche. Les cultures sont absentes dans un paysage proche, tandis qu'elles sont présentes dans un voisinage de 600 m autour des deux sites suburbains RB3 et RB4.

- Surfaces en herbe

A l'exception des sites RB10 (+13 %), RB1 (+10 %), RB4 (+10 %) et RB7 (+5 %), la proportion des surfaces en herbe présentes dans un rayon de 100 m des boisements reste globalement voisine de celle enregistrée à 600 m. Pour le site RB1, cela s'explique par l'emplacement du site situé au parc du Thabor.



Paysage éloigné à 600 m
 Paysage proche à 100 m

Figure 5.45 : Changement d'occupation du sol le long du gradient d'urbanisation à deux échelles du paysage différentes en 1999

2.1.3.4. Évolution spatio-temporelle de l'occupation du sol de 1952 à 1999

Dans un premier temps, l'évolution de l'occupation du sol des sites de 1952 à 1999 est analysée en croisant sous SIG les cartographies réalisées à partir des photographies aériennes. Dans un deuxième temps, la typologie des sites est élaborée à partir de l'analyse des résultats de la PTA. Dans les deux cas, l'analyse est effectuée successivement pour l'ensemble des sites et à l'échelle de chaque site.

2.1.3.4.1. Analyse de l'évolution spatio-temporelle des sites

À l'échelle de l'ensemble des sites

Sur toute la période 1952-1999, on enregistre une diminution de 15 % des surfaces en herbe, mais avec des rythmes différenciés selon les périodes considérées (**Figure 5.46**) : une régression soutenue de 1952 à 1989, en particulier durant la période 1952-1969, suivie d'une stagnation à partir de 1989. Les surfaces bâties ont triplé, en passant de 2.6 % à 7.5 % de la surface totale, avec une progression très marquée à partir de 1989. Le bâti a connu sur toute la période 1952-1999 une évolution continue alors que la voirie présente une évolution spectaculaire entre 1952 et 1989. On observe une hausse des cultures entre 1952 et 1989 et une nette diminution sur la période 1978-1989 qui se prolonge sur la période 1989-1999.

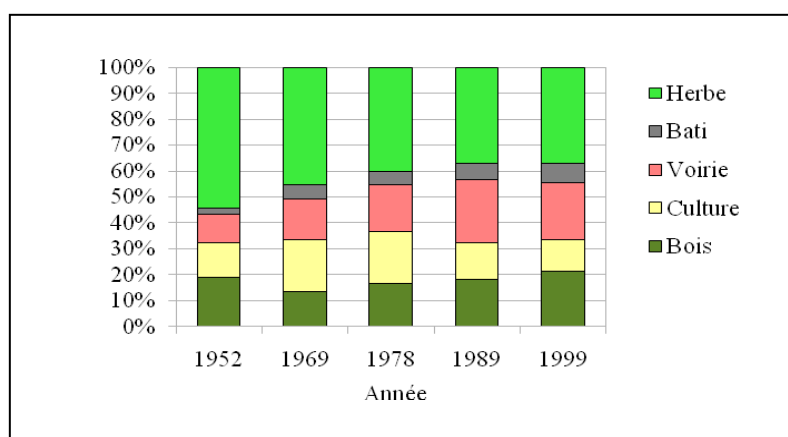


Figure 5.46 : Evolution moyenne des classes d'occupation du sol sur les 13 sites (Source : Lefebvre, 2008)

Par contraste, la part des surfaces boisées reste relativement stable, hormis une diminution en 1969. Elles ont diminué entre 1952 et 1969 passant respectivement de 5 à 3 ha, principalement en raison de la disparition des vergers. À l'exemple des surfaces en herbe, les surfaces boisées n'ont pas connu de changement significatif sur la période récente 1989-1999. En 1999, elles ont retrouvé leur niveau de 1952.

Toutefois, cette stabilité apparente des surfaces boisées cache une réalité plus complexe (**Figure 5.47**) : sur l'ensemble des sites, seules environ 45 % des surfaces boisées de 1952 ont été conservées jusqu'en 1999. En 1999, les proportions des surfaces boisées datant de 1978, 1989 et 1999 sont équivalentes et sont de l'ordre de 15 à 20 % de la surface boisée totale. L'âge des boisements est donc très variable. Toutefois, des différences existent entre les sites quant à l'ancienneté des boisements.

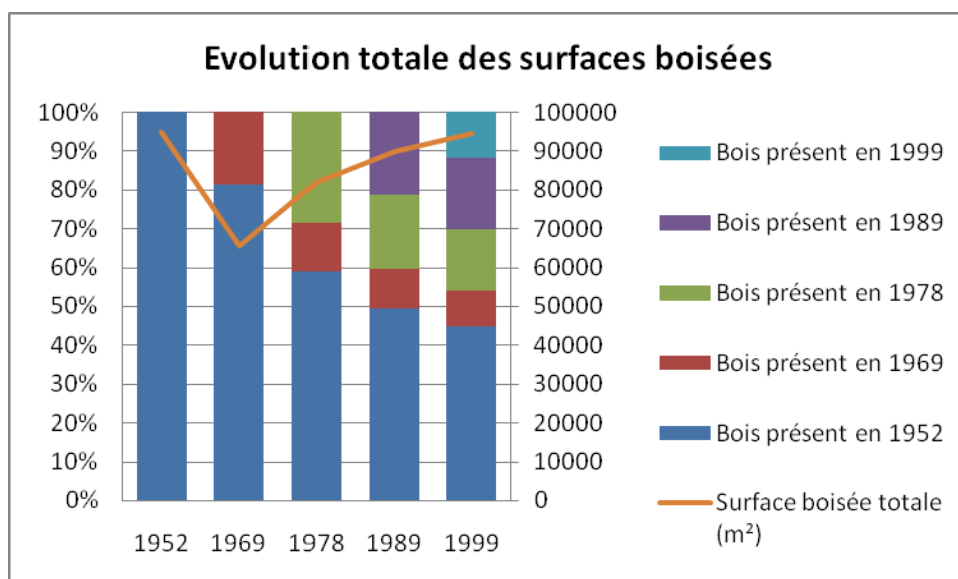


Figure 5.47 : Evolution moyenne de la classe « Bois » sur les 13 sites (Source : Lefebvre, 2008)

A l'échelle de chacun des sites

Globalement, tous les sites, à l'exception des sites RB1 et RB2 urbanisés avant 1952, étaient ruraux en 1952. L'occupation du sol était alors dominée par les classes « Surfaces en herbe », « Cultures » et « Surfaces boisées ».

Le site RB1, situé au parc du Thabor, est resté stable durant toute la période d'étude (**Figure 5.48**). Ceci est dû au fait que ce site est situé au centre-ville et que la majorité des bâtiments, essentiellement du pavillonnaire au Nord, ont été construits bien avant 1952. C'est aussi le cas du site RB2 qui, mis à part une diminution des surfaces boisées et une augmentation des surfaces bâties observées entre 1952 et 1969, est globalement resté stable à partir de 1969 (**Figure 5.49**).

Si la première marque d'urbanisation remonte à la période 1952-1969 sur le site RB3, ce site, traversé par la rocade en 1969, n'a connu un véritable phénomène d'urbanisation qu'à partir de 1989 (**Figure 5.50**). L'artificialisation accélérée de ce site au détriment des cultures et des prairies a totalement transformé sa structure paysagère qui est devenu hautement hétérogène et fragmentée.

Au niveau des sites RB4 et RB5, ruraux jusqu'en 1952, les premiers effets du mouvement d'urbanisation sont apparus au cours de la période 1952-1969 qui marque un grand changement dans la composition et la configuration de la structure paysagère (**Figures 5.51 et 5.52**). Les cultures ont disparu entre 1952 et 1969 au détriment de la voirie, du bâti et des espaces verts.

Le site RB6 offre l'exemple d'un site dont les surfaces boisées sont restées stables sur la période 1969-1999, plus de 85 % des bois présents en 1952 étant toujours présents en 1999 (**Figure 5.53**). La faible diminution observée sur la période 1952-1969 est due à la conversion de vergers en surfaces destinées aux cultures. L'urbanisation tardive, faite

majoritairement au détriment des cultures et dans une faible mesure des prairies, n'a commencé qu'entre 1989 et 1999.

Le site RB8 est resté un site rural à l'écart du mouvement d'urbanisation observé sur les autres sites (**Figure 5.54**). Toutefois, ce site n'est pas resté stable quand à sa composition : durant la période 1952-1978, des conversions cultures-surfaces en herbe ont eu lieu, suivies d'une augmentation des cultures au détriment des surfaces en herbe au cours de la période 1978-1989.

L'évolution de l'occupation du sol du site RB11 présente des caractéristiques particulières : le bois était déjà traversé par un réseau routier en 1952 (**Figure 5.55**). Entre 1989 et 1999, ce réseau routier s'est encore développé avec la mise en place de structures associées provoquant une fragmentation du bois et de son environnement avec un effet barrière. On remarque également une forte augmentation des cultures au détriment des vergers complètement disparus entre 1952 et 1969. Les cultures diminuent fortement entre 1978 et 1989 sans disparaître complètement, comme c'est le cas de certains autres sites.

S'agissant uniquement de l'évolution des surfaces boisées, le site RB6 est le site qui a le plus conservé ses surfaces boisées déjà présentes en 1952, avec un total de 85 % (**Figure 5.53**). Les sites RB1 et RB11 (**Figures 5.48 et 5.55**) ont conservé respectivement 50 % et 60 %. Ces deux sites, situés aux deux extrémités du gradient d'urbanisation, sont restés stables du fait qu'ils n'ont pas subi de transformations dues aux travaux d'aménagement qui se sont déroulés pendant cette période. L'augmentation constatée des surfaces boisées pour ces trois sites à partir de 1969 à 1999 résulte essentiellement des opérations d'aménagement et d'ornement urbain. De nombreuses surfaces boisées, présentes dans les sites urbanisés et fortement transformés, sont issues de nouvelles implantations et non pas de haies ou de bois anciens. Par exemple, les deux sites RB5 (**Figure 5.52**) et RB4 (**Figure 5.51**) n'ont conservé que 30 % des bois datant de 1952, tandis que le site RB3 (**Figure 5.50**) n'a conservé qu'à peine 17 % des bois présents en 1952.

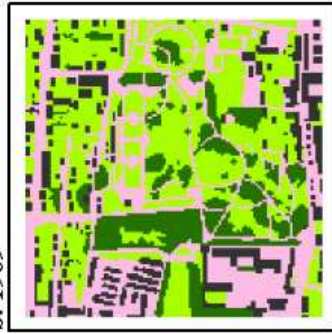
Evolution des classes d'occupation du sol (site20/RB1)



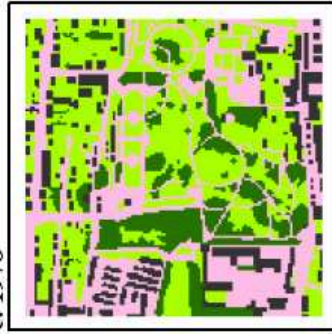
SITE 20/RB1
a. 1952



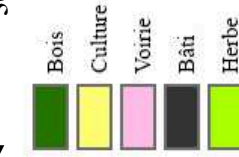
b. 1969



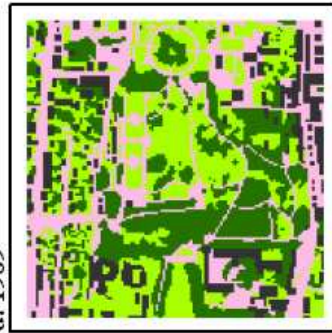
c. 1978



500 m



d. 1989



e. 1999



Evolution de la classe "Bois" (Site20/RB1)

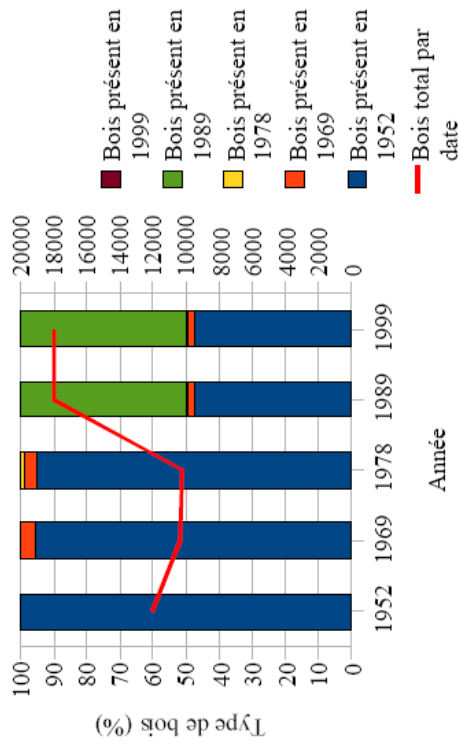


Figure 5.48 : Evolution de l'occupation des sols sur le site RB1 de 1952 à 1999 (Parc du Thabor)

Evolution des classes d'occupation du sol (site23/RB2)

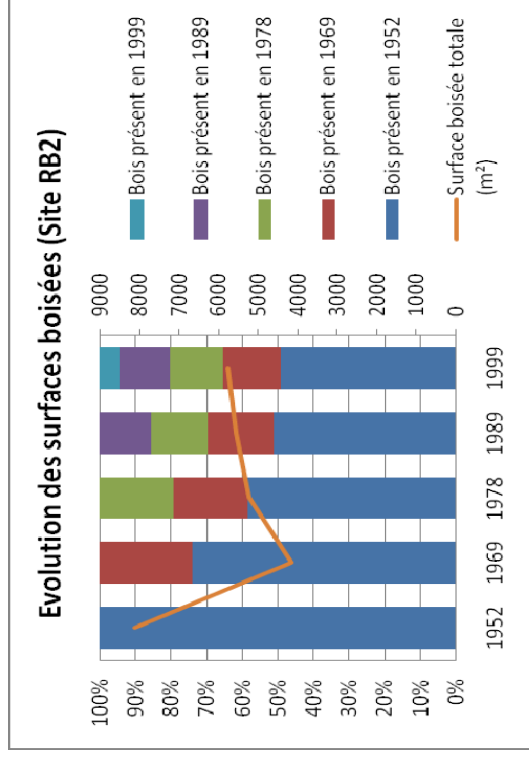
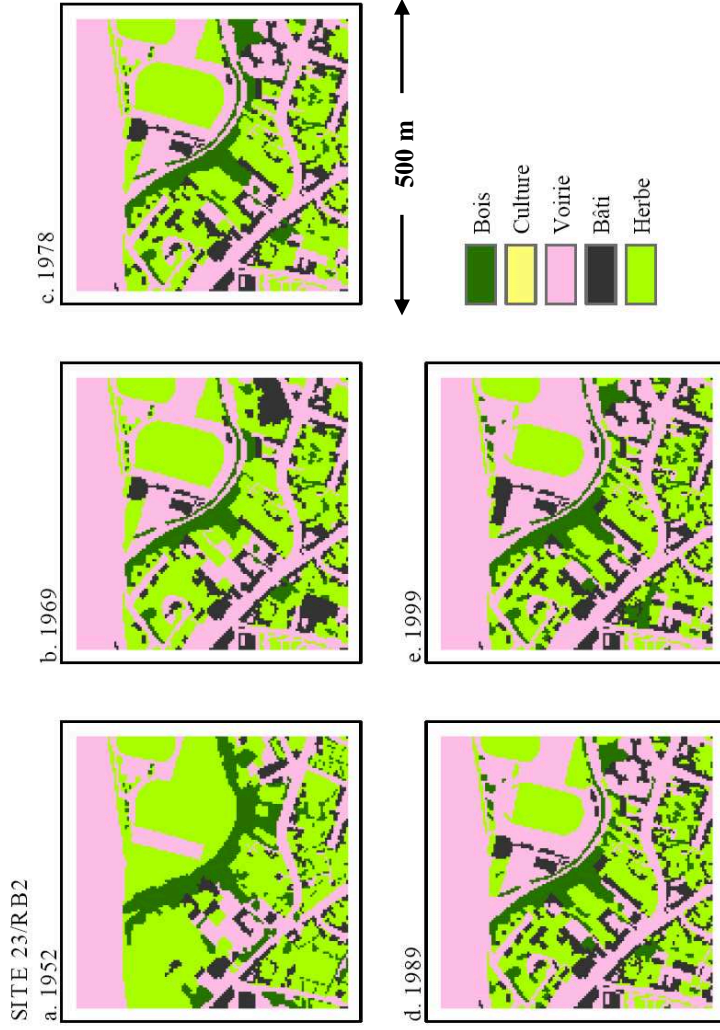
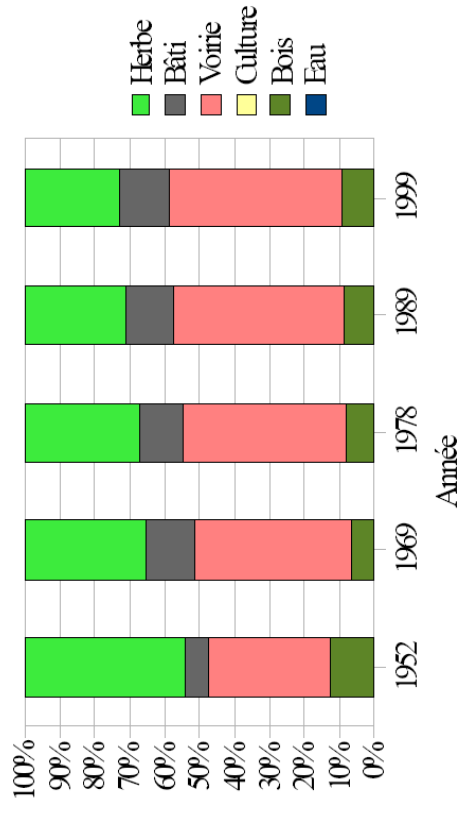
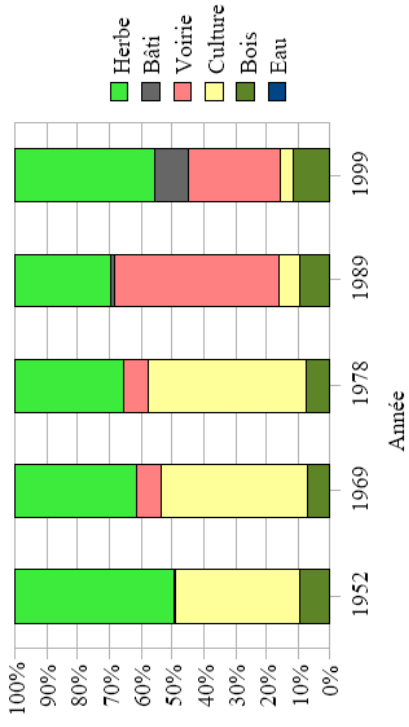
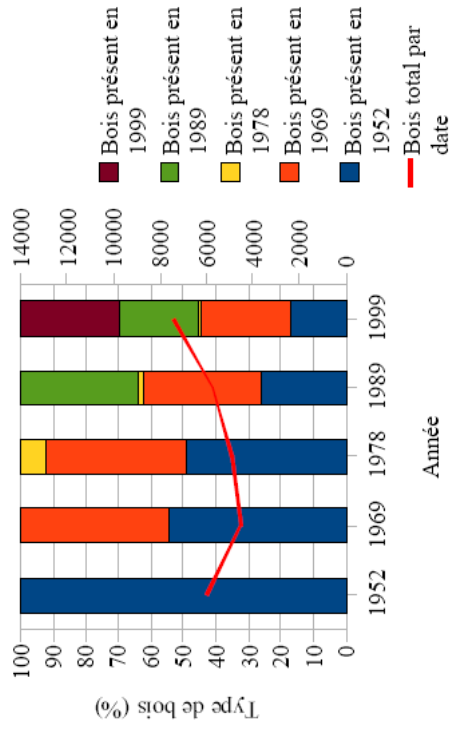


Figure 5.49 : Evolution de l'occupation des sols sur le site RB2 de 1952 à 1999 (Georges Brassens)

Evolution des classes d'occupation du sol (site25/RB3)



Evolution de la classe "Bois" (Site25/RB3)



SITE 25/RB3

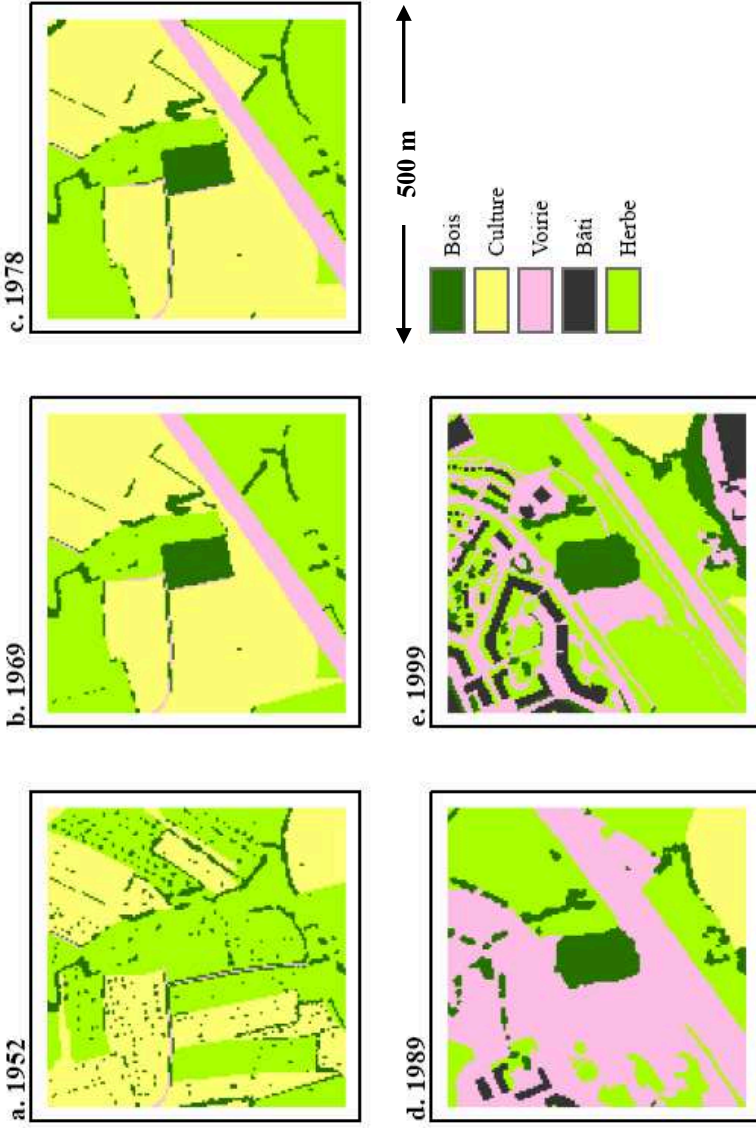


Figure 5.50 : Evolution de l'occupation des sols sur le site RB3 de 1952 à 1999 (La Poterie Nord)

Evolution des classes d'occupation du sol (site22/RB4)



Evolution de la classe "Bois" (Site22/RB4)

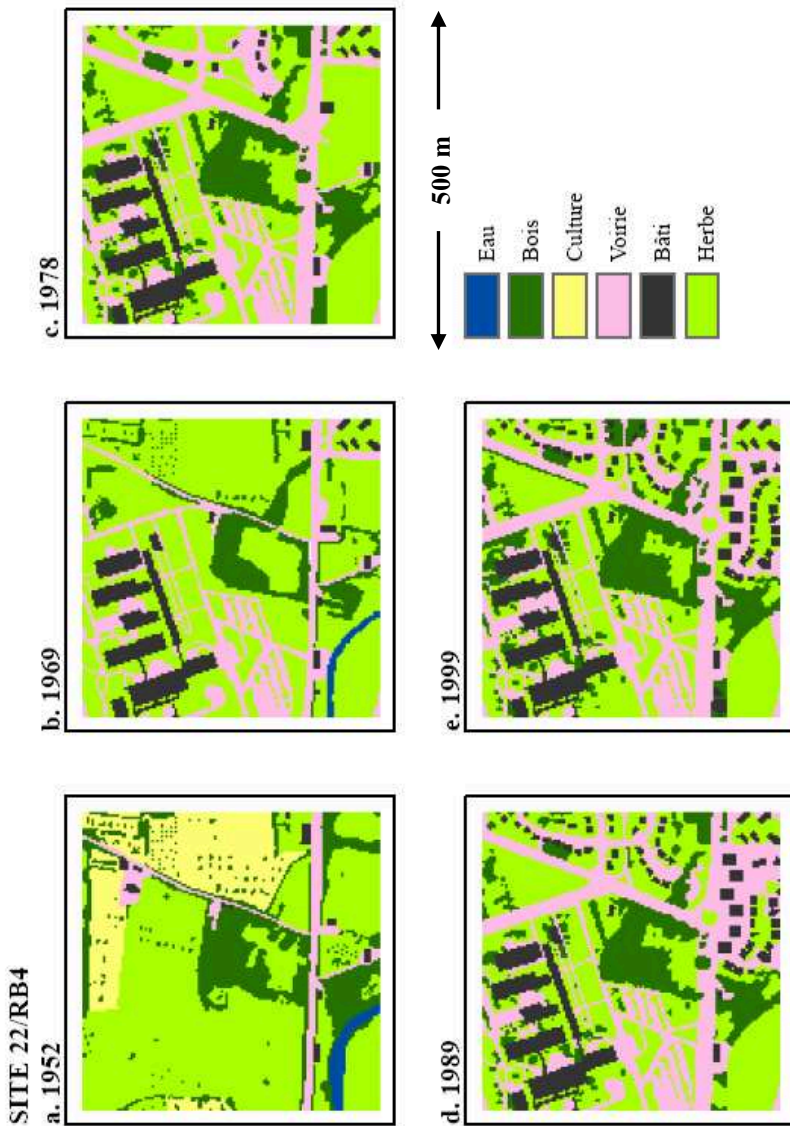
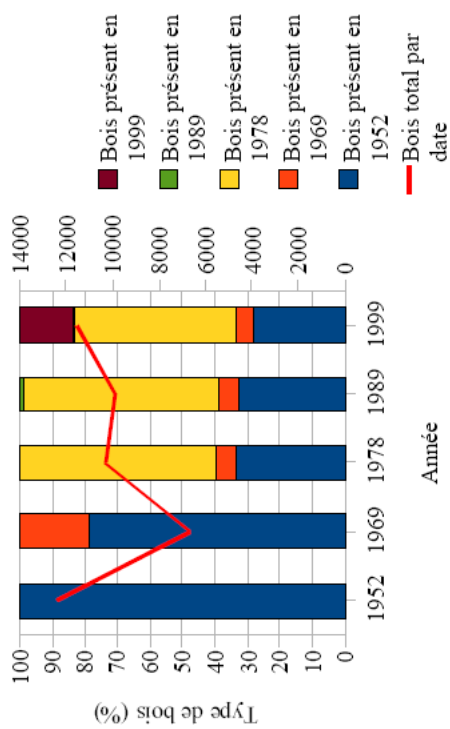
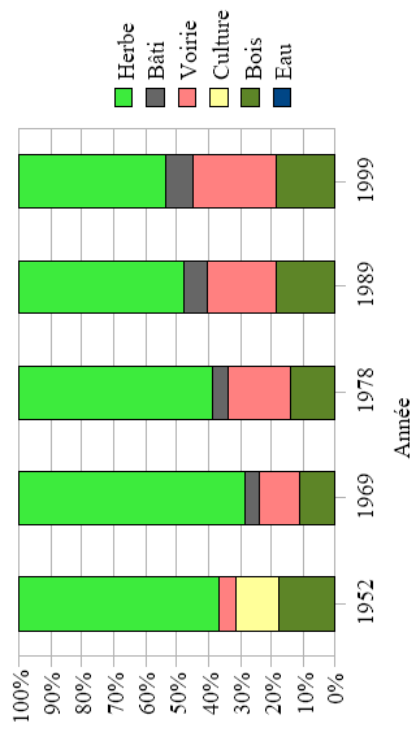


Figure 5.51 : Evolution de l'occupation des sols sur le site RB4 de 1952 à 1999 (L'Événimère)

Evolution des classes d'occupation du sol (site14/RB5)



Evolution de la classe "Bois" (Site14/RB5)

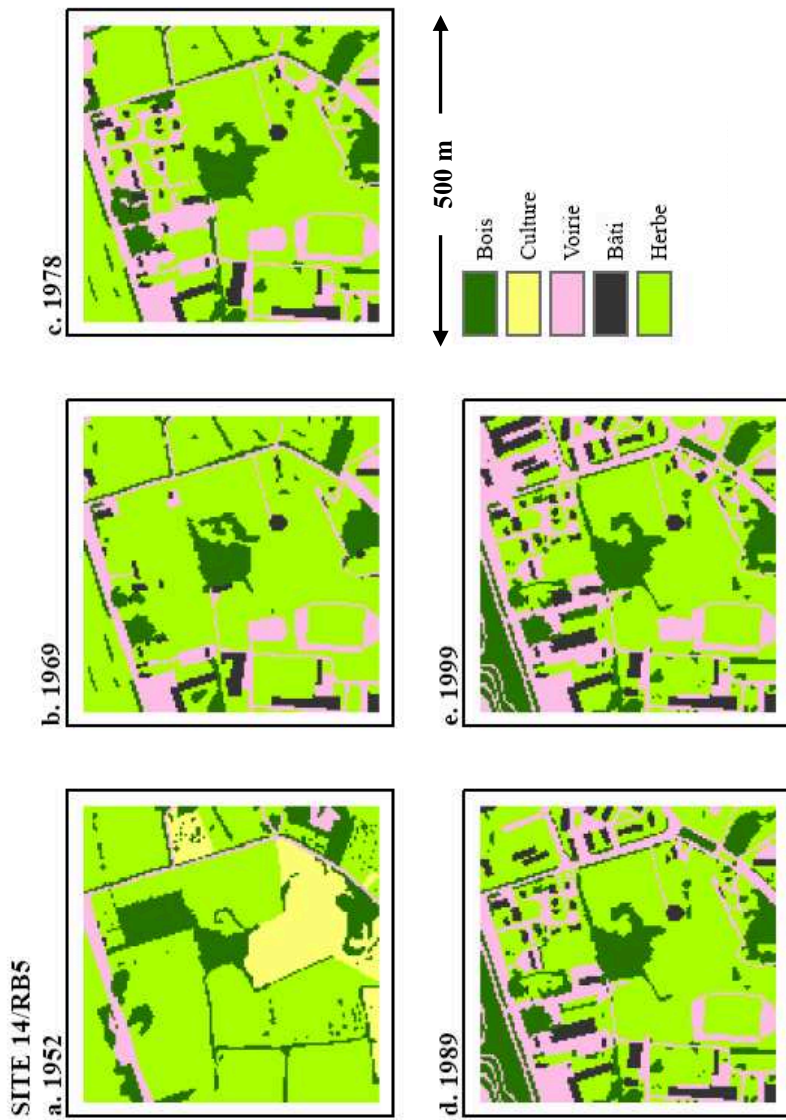
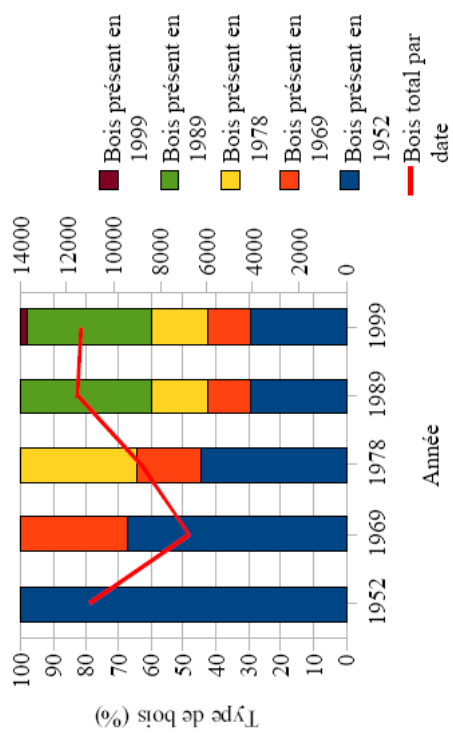
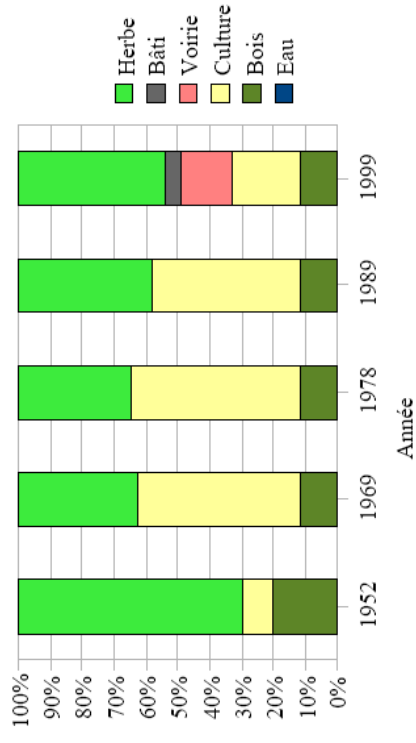


Figure 5.52 : Evolution de l'occupation des sols sur le site RB5 de 1952 à 1999 (Château d'eau)

Evolution des classes d'occupation du sol (site12/RB6)



Evolution de la classe "Bois" (Site12/RB6)

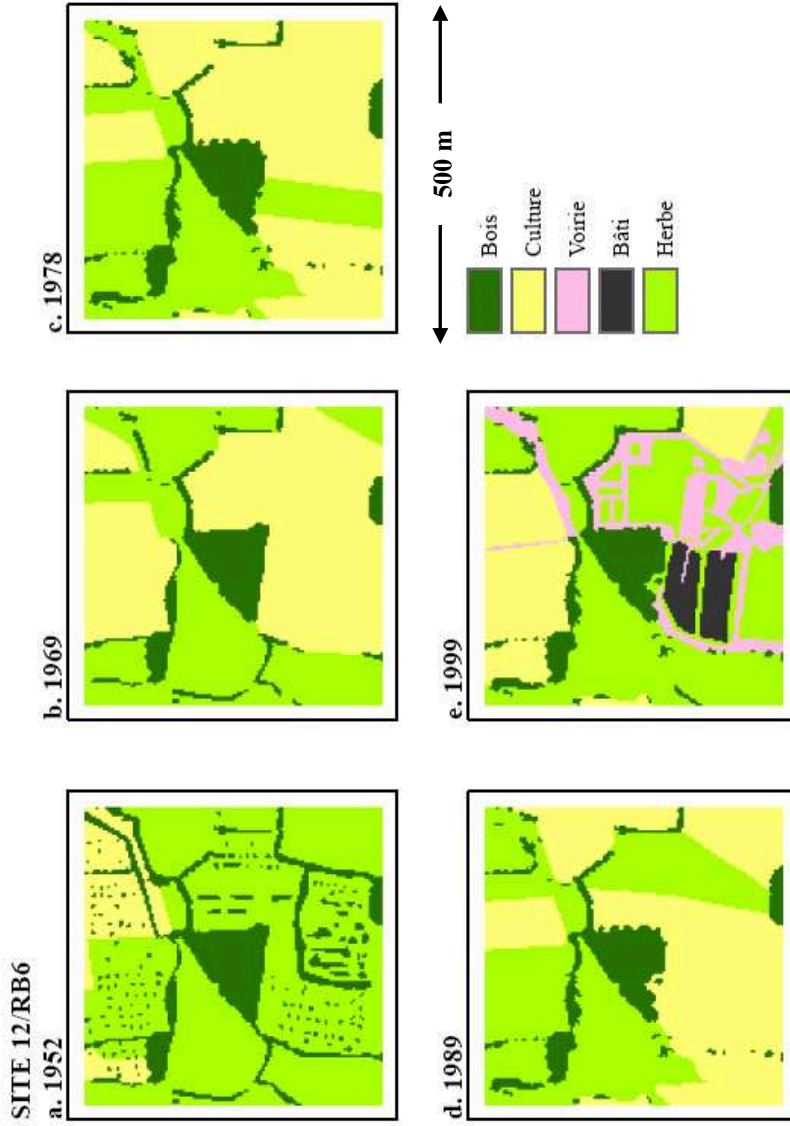
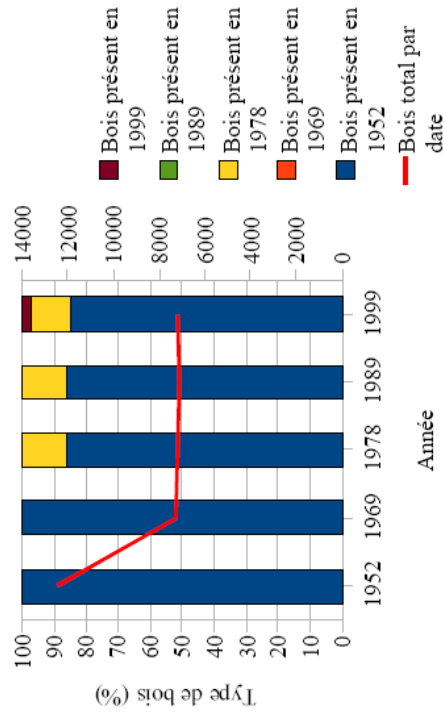
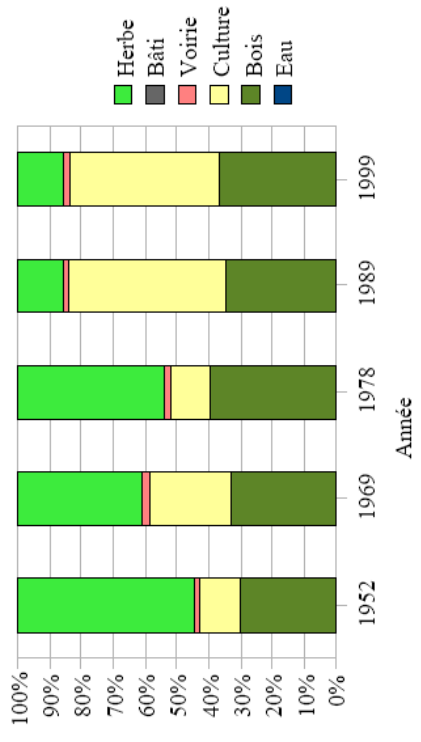


Figure 5.53 : Evolution de l'occupation des sols sur le site RB6 de 1952 à 1999 (La Cormerais CTE)

Evolution des classes d'occupation du sol (site7/RB8)



c. 1978



b. 1969



SITE 7/RB8
a. 1952



e. 1999



d. 1989



Evolution de la classe "Bois" (Site7/RB8)

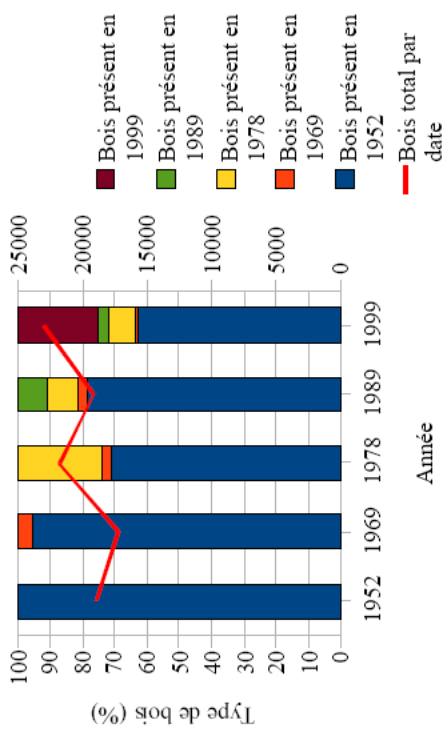


Figure 5.54 : Evolution de l'occupation des sols sur le site RB8 de 1952 à 1999 (Tihouit-Saut du cerf)

Evolution des classes d'occupation du sol (site8/RB11)



Evolution de la classe "Bois" (Site8/RB11)

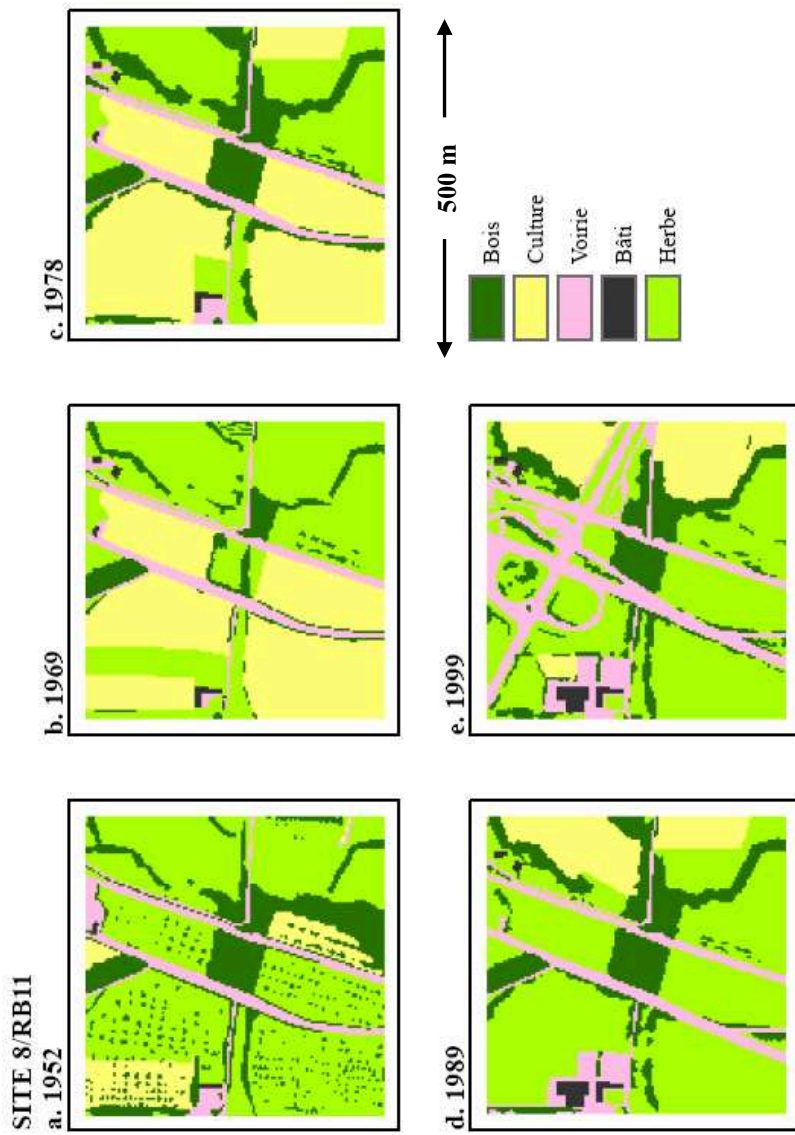
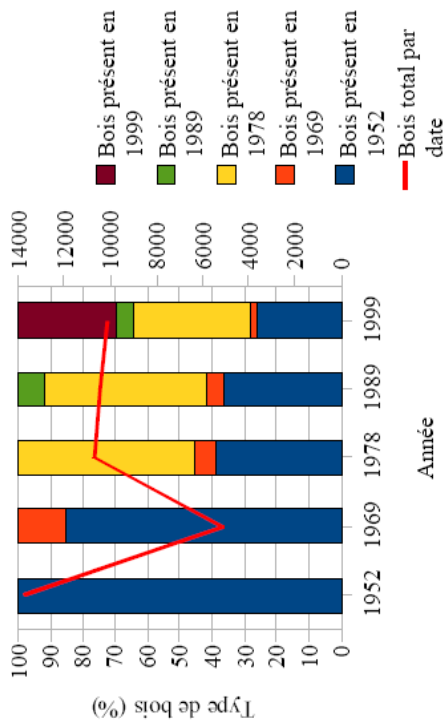


Figure 5.55 : Evolution de l'occupation des sols sur le site RB11 de 1952 à 1999 (Roullefort-Ravine)

2.1.3.4.2. Typologie des sites à partir de la PTA

À l'échelle de l'ensemble des sites

L'occupation du sol de chaque site a été projetée dans une référence commune aux différentes dates. Dans un même plan factoriel, cette première analyse triadique partielle (PTA (1)) permet de distinguer les sites entre eux et d'identifier leur stabilité temporelle.

D'emblée, l'analyse du cercle des corrélations du compromis met en évidence que l'axe-1 correspond au gradient d'urbanisation (**Figure 5.56**). Cet axe est identifié comme étant le vecteur de l'instabilité temporelle autour duquel les sites sont principalement étalés. L'axe-1 est positivement et fortement corrélé avec les deux variables «Bâti» et «Voirie» qui, à leur tour sont corrélées négativement avec la classe «Cultures». Cette dernière est négativement corrélée au premier axe. Il ressort que l'axe-1 représente le gradient d'urbanisation et que l'artificialisation des terres s'effectue majoritairement au détriment des cultures. Ce gradient est caractérisé, en allant du centre-ville à la campagne périphérique, par une diminution progressive de la densité des surfaces minéralisées, accompagnée parallèlement d'une augmentation des surfaces destinées aux cultures. Le second axe est négativement corrélé à la classe « Bois » qui s'oppose, sur le même axe, à la classe «Herbe».

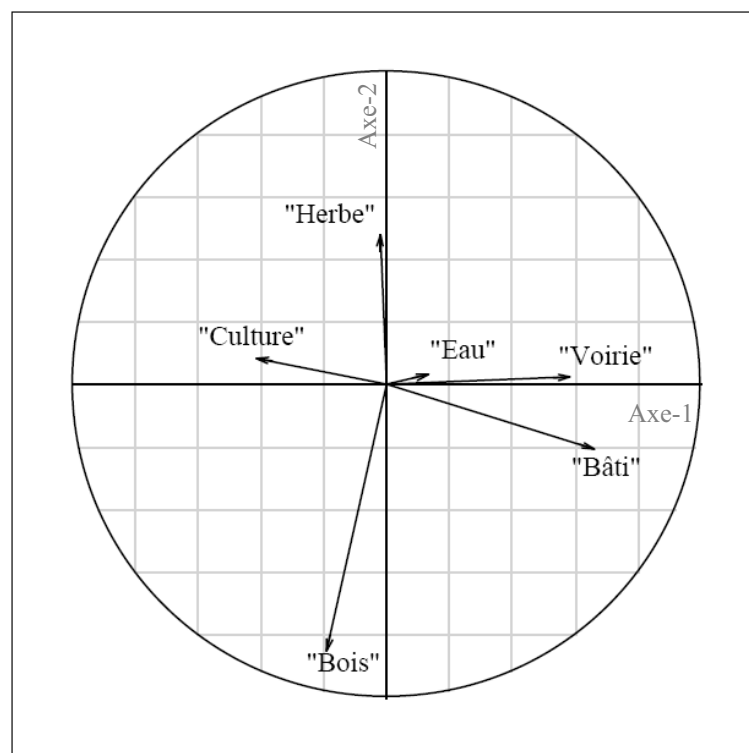


Figure 5.56 : Cercle des corrélations, plan factoriel 1-2 du compromis de la PTA (1) (Source : Lefebvre et al., 2009)

Une première analyse visuelle de la projection des sites sur le plan du compromis en fonction de leur occupation du sol permet de distinguer trois groupes de sites (**Figure 5.57**) : un groupe pour les deux sites RB1 et RB8, un groupe pour les sites RB3, RB5, RB6 et RB11, et un groupe pour le site RB4.

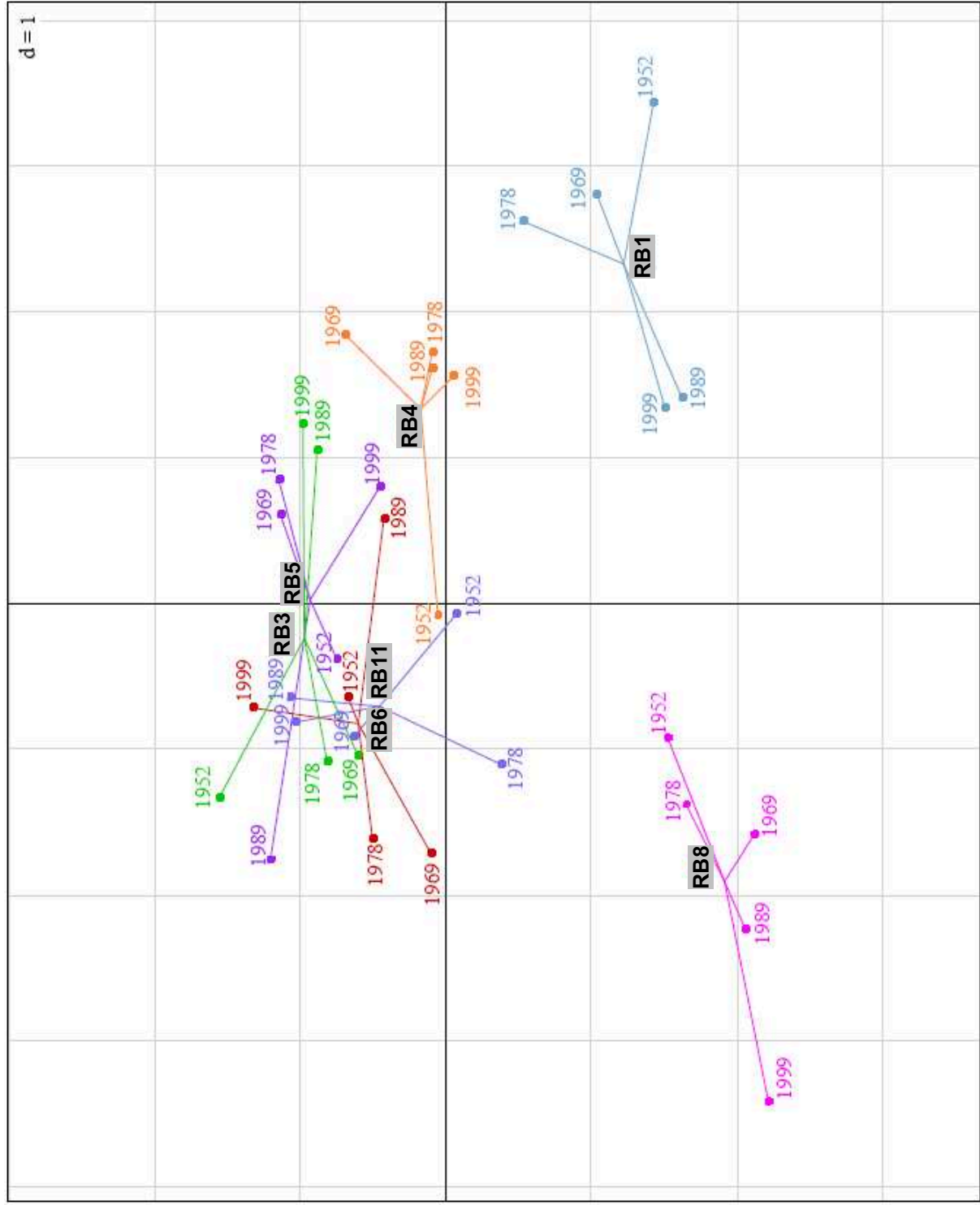


Figure 5.57 : Représentation graphique des sites dans le plan factoriel 1-2 du compromis PTA1 (Source : Lefebvre et al., 2009)

La **figure 5.57** illustre la position relativement stable des deux sites RB1 et RB8 au cours de la période d'étude (). Ces deux sites se distinguent nettement des autres sites par la nature et l'intensité des changements d'occupation et d'usage du sol ayant eu lieu dans leur environnement proche (rayon de 250 m). L'occupation du sol de ces deux sites a changé selon les périodes, mais reste globalement stable. Le site RB1, qui se situe dans la partie inférieure droite du plan factoriel, est caractérisé par une forte présence des structures minéralisées essentiellement du bâti et de la voirie, une présence des surfaces boisées relativement plus importante que les surfaces en herbe et évidemment une absence totale des cultures. Situé dans le centre-ville et déjà urbanisé largement avant 1952, ce site est resté urbain depuis. Le site RB8, situé dans la partie inférieure gauche du plan factoriel, est caractérisé par une forte présence des surfaces réservées aux cultures par rapport aux autres sites. Il est également le site le plus boisé. Ce site est situé en périphérie de la ville dans un environnement rural qui n'a pas changé sur la période 1952-1999, malgré le phénomène de l'étalement urbain s'étant produit sur la périphérie de la ville centre et les bourgs périphériques.

Les sites RB3, RB5, RB6 et RB11 présentent un comportement différent, témoignant d'une forte instabilité temporelle. Le site RB3 est représentatif de l'évolution des sites de ce groupe (**Figure 5.58**). Ce site, actuellement suburbain situé à la limite de la rocade, s'est urbanisé à partir de 1989. On distingue ainsi deux périodes contrastées, correspondant à deux types de changements : la première période 1952-1978 correspond à une urbanisation modérée, tandis que une très forte artificialisation des terres s'est produite au cours de la deuxième période 1989-1999. Ainsi, on voit comment ce site, le moins urbanisé de tous les sites en 1952, est devenu un site fortement urbanisé qui s'est radicalement transformé suite au processus d'urbanisation.

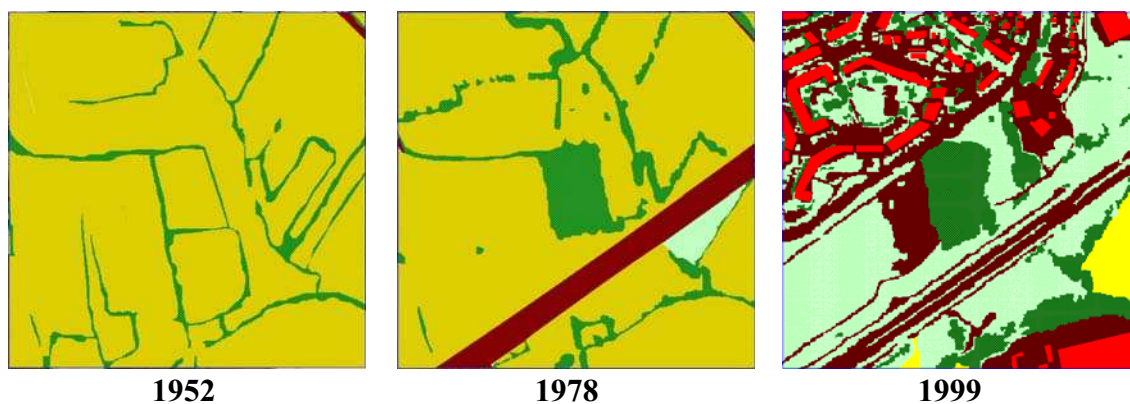


Figure 5.58 : Evolution du site RB3, le changement entre 1952 et 1999 est radical

Le site RB4 présente un comportement différent : il a connu un changement soutenu durant la période 1952-1969 et est resté stable de 1969 à 1999. Le changement significatif ayant eu lieu de 1952 à 1969 s'est fait le long de l'axe-1, qui représente l'axe du gradient d'urbanisation. Le changement observé entre 1978 et 1989 reste insignifiant.

L'analyse des positions des cinq dates pour tous les sites, excepté pour le site RB11, montre que les sites s'approchent de plus en plus de l'axe-1 avec le temps, marquant ainsi une urbanisation continue dans le temps, mais selon des rythmes différents selon les périodes.

À l'échelle de chacun des sites

L'occupation du sol à chaque date a été projetée dans une référence commune aux différents sites. La configuration de la deuxième analyse triadique partielle (PTA (2)) permet de rendre compte de la trajectoire d'évolution temporelle de chaque site. D'après une première lecture de la **figure 5.59**, l'axe-1, qui représente toujours le gradient d'urbanisation, oppose d'une part le bâti et la voirie aux surfaces en herbe, et d'autre part les cultures et les surfaces en eau. Au contraire de la première PTA, la classe «Herbe» est corrélée avec la classe « Cultures ». Le deuxième axe est fortement corrélé à la présence des surfaces boisées.

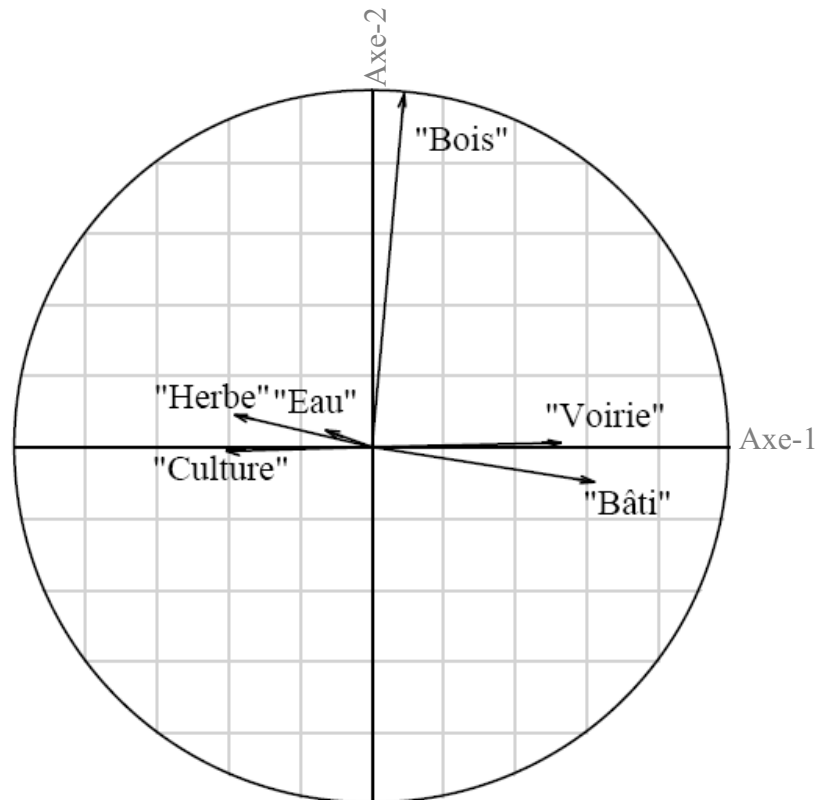


Figure 5.59 : Cercle des corrélations, plan factoriel 1-2 du compromis de la PTA (2) (Source : Lefebvre et al., 2009)

L'analyse de la projection des sites dans le plan factoriel 1-2 du compromis PTA(2) (**Figure 5.60**) permet de déceler visuellement des tendances, des ruptures, des similitudes et des différences dans l'évolution des trajectoires temporelles des sites. Elle fait apparaître trois groupes de sites aux évolutions différentes :

Les trois sites suburbains RB5, RB4 et RB3 présentent une évolution globalement analogue. Cette évolution est essentiellement marquée par une forte diminution des surfaces en bois entre 1952 et 1969 et une urbanisation croissante entre 1952 et 1999. Toutefois, l'évolution des surfaces boisées diffère selon ces sites : une implantation de surfaces en bois entre 1989 et 1999 pour les sites RB3 et RB4 et une légère diminution enregistrée au niveau du site RB4 pour la même période. L'intensité des changements, dus essentiellement au processus d'urbanisation, varie aussi selon les sites : sur la période 1952-1969, on remarque une forte évolution des sites RB4 et RB5. De 1969 à 1999, le site RB5 connaît une urbanisation relativement modérée, tandis que l'urbanisation du RB4 est toujours marquée entre 1969 et

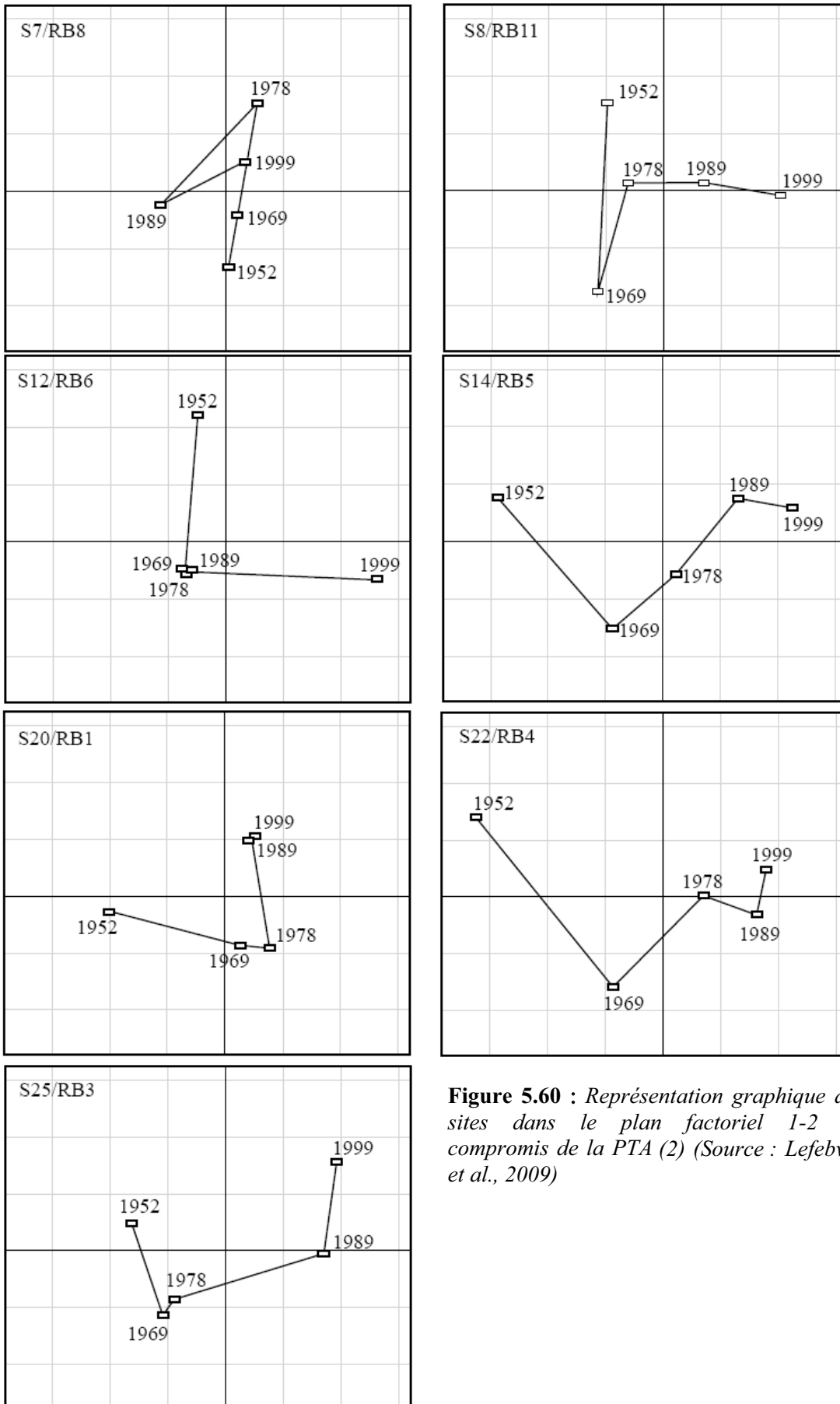


Figure 5.60 : Représentation graphique des sites dans le plan factoriel 1-2 du compromis de la PTA (2) (Source : Lefebvre et al., 2009)

1978, avant de diminuer et devenir équilibrée à partir de 1978. Le site RB3 présente un comportement particulier marqué par une faible urbanisation entre 1969 et 1978 et une très forte urbanisation entre 1978 et 1989. On note également la disparition des cultures entre 1969 et 1978 pour les sites RB4 et RB5, et entre 1978 et 1989 pour le site RB3.

Ces deux sites RB6 et RB11 présentent globalement une même évolution sur toute la période d'étude. Ils sont caractérisés par une forte diminution des surfaces en bois entre 1952 et 1969 sans urbanisation, et une urbanisation croissante de 1969 à 1999. Toutefois, des différences d'évolution sont observées entre les deux sites sur cette dernière période : le site RB6 est resté stable entre 1969 et 1989 avant de connaître un fort mouvement d'urbanisation entre 1989 et 1999, ce qui constitue le changement le plus important de ce site sur toute la période d'étude. Le site RB11 a subi entre 1969 et 1978 une évolution importante marquée par une forte augmentation des surfaces boisées et une faible urbanisation. A partir de 1978, ce site a connu une vague d'urbanisation croissante, continue dans le temps et modérée entre 1978 et 1999.

Le site RB8 est resté un site rural non urbanisé sur toute la période d'étude. Son évolution ne suit pas le gradient d'urbanisation et reflète une stabilité temporelle par rapport au phénomène d'urbanisation. Cependant, cette stabilité ne doit pas cacher d'autres changements tels que le remplacement des surfaces en herbe par les cultures entre 1978 et 1989. L'évolution de ce site est due aux différentes conversions entre les cultures, les surfaces en herbe et les surfaces boisées.

Synthèse

Dans un premier temps, l'occupation des sols a été décrite en 1999 sur tous les sites à partir de cartographies réalisées à partir d'un orthophotoplan par une méthode mixte associant classification automatique Orientée-objet et photo-interprétation assistée par ordinateur. Les sites ont ensuite été placés sur un axe d'urbanisation en appliquant une ACP, ce qui a permis d'établir une première typologie des sites.

La projection des sites sur le premier plan factoriel met en évidence la répartition des sites selon un gradient d'urbanisation. Les 13 sites sont ainsi répartis sur le gradient d'urbanisation en trois groupes : sites périurbains, suburbains et urbains. Une subdivision des sites périurbains est effectuée en trois groupes, du plus rural vers le moins rural. Ces résultats seront utilisés ultérieurement pour mettre en relation l'occupation des sols et les relevés de biodiversité.

Dans un deuxième temps, l'occupation des sols a d'abord été décrite sur cinq dates entre 1952 et 1999 sur huit des treize sites à partir du croisement de cartographies réalisées avec des photographies aériennes par photo-interprétation assistée par ordinateur. Ensuite, une Analyse Triadique Partielle (PTA) a été appliquée sur les classifications des huit sites aux cinq dates afin d'établir une typologie des sites en fonction de leurs trajectoires d'évolution.

Globalement, une première lecture des changements d'occupation du sol a mis en évidence le phénomène d'urbanisation des sites, par la progression des surfaces urbanisées (bâti et voirie) au détriment des surfaces en herbe et des cultures. Elle met en évidence que les surfaces en herbe demeurent les plus touchées par le phénomène d'urbanisation, avec une perte de 10,5 ha durant la période considérée. La part des surfaces boisées apparaît relativement stable, mais de fait plus de la moitié des surfaces boisées présentes en 1999 ont été boisées sur la période 1952-1999, tandis que 55 % des surfaces boisées de 1952 disparaissaient. Cela entraîne une disparité forte au niveau de l'ancienneté des boisements des sites. Or cela peut avoir un impact sur la biodiversité.

Les résultats de la PTA permettent de dégager une typologie des sites en fonction de leur évolution spatio-temporelle. Il apparaît que trois groupes de sites ont des trajectoires bien différenciées, et que tous les sites, à l'exception d'un seul d'entre eux, ont connu une urbanisation continue dans le temps selon des rythmes différents en fonction des périodes considérées. Ces résultats pourront être confrontés ultérieurement avec les relevés de données biologiques effectués sur les sites.

2.2. Les modifications de l'occupation des sols et des paysages à travers différents indicateurs de l'écologie du paysage

Bien que la cartographie paysagère d'un espace en différentes classes d'occupation du sol soit à la base de sa description, elle demeure insuffisante. En effet, c'est bien l'étude de l'organisation de la structure spatiale du paysage, des interactions entre différents éléments de cette structure, et de la façon dont cette organisation et ces interactions changent à travers le temps qui permettent de caractériser les structures paysagères d'un milieu. Récemment introduits pour la lecture des paysages urbanisés, les indicateurs paysagers se sont largement répandus et offrent des atouts pertinents pour faciliter la lecture du paysage urbain et périurbain en terme d'hétérogénéité, de fragmentation, de connectivité... Ils sont calculés ici à deux échelles différentes : l'échelle de Rennes Métropole et l'échelle des sites.

2.2.1. A l'échelle de Rennes Métropole

La méthodologie utilisée pour le choix et l'analyse des indicateurs paysagers calculés sur la tache urbaine et sur l'ensemble du paysage de Rennes Métropole sont successivement exposées.

2.2.1.1. Méthodologie

Les chercheurs en écologie effectuent couramment des analyses quantitatives de la structure d'un paysage en utilisant différentes métriques sous forme de mesures numériques (**Fauth et al., 2000**). Les niveaux d'analyse privilégiés sont la tache (ou patch en anglais) qui correspond à une unité fonctionnelle sur le plan écologique, le type ou classe d'utilisation/d'usage des sols à laquelle appartient la tache, et le paysage.

La caractérisation de la structure d'un paysage s'articule autour de deux notions :

- La composition, qui décrit la présence et l'abondance de taches ou de classes dans le paysage. Parmi les métriques couramment utilisées pour caractériser la composition d'un paysage, on peut citer la proportion du paysage occupée par chaque classe de taches, la richesse (nombre de classes de taches), la régularité ou l'abondance (abondance relative des différentes classes de taches) ou encore la diversité (mesure combinant la richesse et la régularité). La proportion de chaque type d'occupation du sol à elle seule ne donne pas d'information sur sa répartition spatiale, plusieurs distributions pouvant correspondre aux mêmes proportions.

- La configuration, qui détermine la distribution et l'arrangement des taches ou unités fonctionnelles dans l'espace. Parmi les métriques couramment utilisées pour caractériser la composition d'un paysage, on peut citer la distribution et la taille des taches, la distance entre les taches, l'isolation ou la proximité, la dimension fractale, la forme, le contraste, la contagion/interspersion et l'aggrégation ou encore la connectivité entre taches.

Plusieurs indices complémentaires de composition et de configuration ont été retenus dans le cadre de cette étude (**Tableau 6.1**), certains sont plus ou moins corrélés à d'autres. Afin d'évaluer ultérieurement l'étendue du voisinage ayant un impact sur la biodiversité, le calcul des indices paysagers a été réalisé pour des environnements de taille croissante. Les indices sont calculés en utilisant des fenêtres mobiles permettant d'affecter à chaque cellule la valeur

calculée sur l'ensemble de la surface de la fenêtre dont elle est le centre. Sept tailles de fenêtres de forme circulaire et de rayon 50 m, 100 m, 150 m, 200 m, 250 m, 300 m et 500 m ont été retenues.

Le logiciel qui a été utilisé pour calculer les indices paysagers à partir des cartes d'occupation du sol précédemment établies est FRAGSTATS (McGarigal *et al.*, 2002).

Après avoir qualifié, quantifié et caractérisé l'évolution de la tache urbaine à l'échelle de Rennes Métropole, on a cherché à savoir comment cette artificialisation du territoire modifie la composition et la configuration de la structure spatiale du paysage à travers les métriques paysagères. Ainsi, dans un premier temps, les indicateurs sélectionnés ont été appliqués sur des images binaires de Rennes Métropole (« Tache urbaine » et « Hors tache urbaine ») dérivées des classifications effectuées sur les images Landsat sur la période 1984-2005 pour caractériser l'évolution de la structure des surfaces artificialisées. Cette première étape permet d'établir des profils temporels de la tache urbaine de 1984 à 2005 à partir des indicateurs. Ensuite, ces indicateurs ont été appliqués à l'ensemble du paysage de Rennes Métropole, c'est-à-dire sur les six classes d'occupation des sols, et ceci pour les sept tailles de fenêtre retenues, à partir d'une carte de Rennes Métropole dérivée d'une classification effectuée sur une image ASTER datant de 2000 (Aguejdad *et al.*, 2009). Les six classes d'occupation des sols sont les suivantes : « Réseau routier principal », « Réseau ferré principal », « Surfaces artificialisées », « Eau », « Surfaces boisées » et « Cultures et prairies ». A l'intérieur de la tache urbaine, on distingue les surfaces complètement artificialisées, les surfaces en eau, les espaces verts non boisés et les espaces boisés (Figure 6.1).

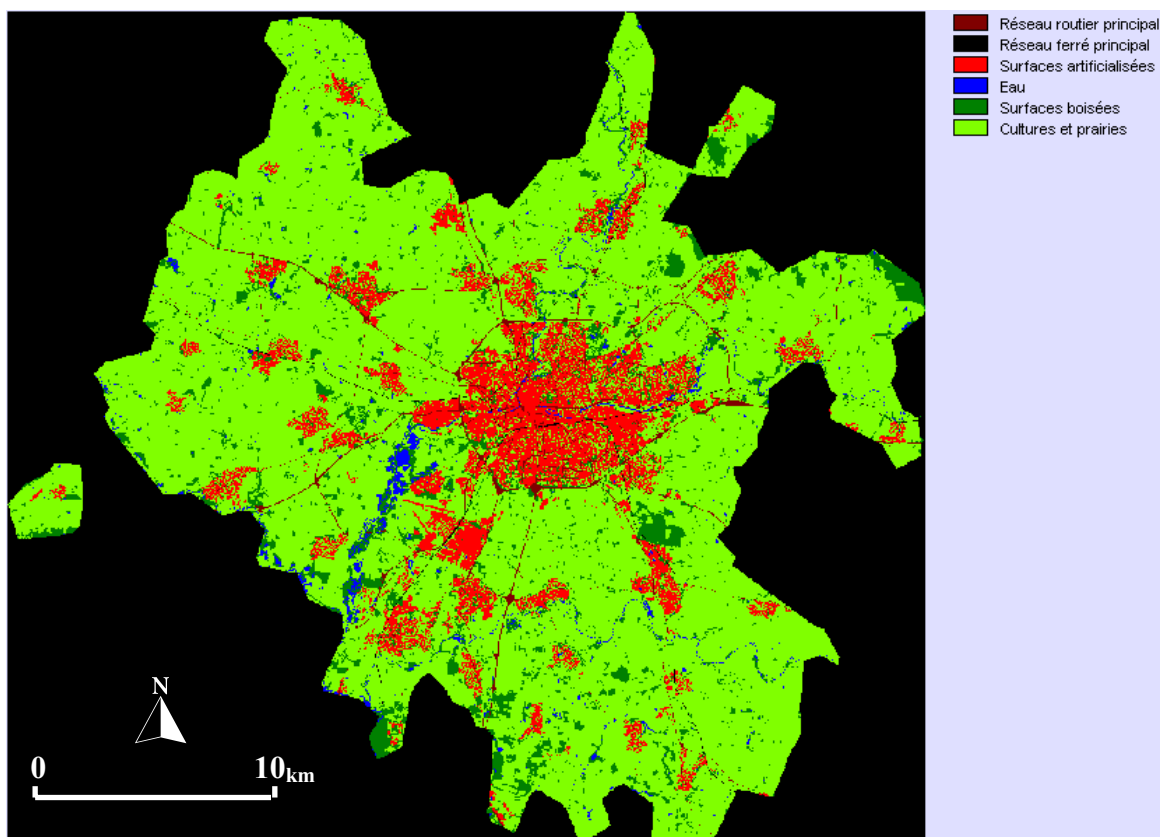


Figure 6.1 : Carte de l'état de l'occupation du sol sur Rennes Métropole en 2000 ayant servi pour le calcul des indicateurs paysagers (Source : image ASTER du 07/04/2000)

Tableau 6.1 : Indicateurs paysagers choisis

Indicateurs	Commentaire
<p>- Proportion P_i du paysage occupée par une classe i:</p> $P_i = \frac{\sum_{j=1}^{n_i} a_{ji}}{A}$ <p>n_i = nombre de taches de la classe i</p> <p>a_{ji} = aire (m²) de la $j^{\text{ème}}$ tache de classe i</p> <p>A = surface totale de la fenêtre</p> <p>Unité : Sans</p> <p>Intervalle : $0 \leq P_i \leq 1$</p>	<p>Indique l'importance de la présence d'une classe i dans le voisinage. Plus P_i est proche de 1 plus la classe i est présente dans la fenêtre.</p>
<p>- Indice de diversité de Shannon (SHDI)</p> $SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)$ <p>P_i = proportion du paysage occupée par une tache de type i</p> <p>Unité : Sans</p> <p>Intervalle : $SHDI \geq 0$</p>	<p>Cet indice de diversité qui, mesure la diversité des types d'occupations du sol dans le paysage, dépend à la fois du nombre de classes et de leur abondance relative.</p> <p>Il croît au fur et à mesure que le nombre de classes (richesse) augmente et que leur arrangement spatial devient plus équitable. Il permet de rendre compte de l'hétérogénéité du paysage qui comprend à la fois sa diversité et la complexité de l'organisation spatiale de l'ensemble des classes d'occupation du sol. Toutefois, cet indice ne donne pas d'information sur la ou les classes dominantes.</p>
<p>-Nombre de taches (Number of patch)</p> $NP = N$ <p>Unité : Sans</p> <p>Intervalle : $NP \geq 1$</p>	<p>Une carte d'occupation du sol est un ensemble de taches appartenant aux différentes classes d'occupation du sol. Le nombre de taches égale à 1 quand le paysage est composé d'une seule tache.</p> <p>Cet indice permet de savoir si de nouvelles taches individuelles sont créées ou apparues suite à un morcellement ou un éclatement d'une tache existante. Il aide aussi à une première évaluation de la fragmentation du paysage ou de la classe objet de l'étude (surfaces artificialisées, espaces verts, surfaces boisées...).</p> <p>Plus le nombre de taches est élevé, plus la fragmentation du paysage est forte.</p>
<p>- Densité des taches, calculée sur l'ensemble des classes (Patch Density) :</p>	<p>Constitue un indice de fragmentation global du paysage sur la fenêtre. Plus le nombre de taches pour 100 hectares est élevé, plus la fenêtre est divisée en unités de paysage séparées les unes des autres. Le fait</p>

$D = \sum_{i=1}^M d_i$ <p>Unité : nombre pour 100 hectares</p> <p>Intervalle : $D \geq 0$</p>	<p>de multiplier par 10 000 et 100 correspond à la conversion de la surface en centaines d'hectares.</p>
<p>- Taille moyenne des taches (Mean patch area)</p> $MPS = \frac{A}{N} \left(\frac{1}{10,000} \right)$ <p>A : aire totale du paysage</p> <p>N : nombre total de taches présentes dans le paysage</p> <p>Unité : ha</p> <p>Intervalle : $MPS > 0$</p>	<p>Le nombre de taches (NP) et leur taille moyenne (MPA) fournissent une première lecture sur le niveau de fragmentation du paysage.</p> <p>Plus la taille moyenne des taches est réduite et plus le paysage est fragmenté.</p>
<p>- Indice de la plus grande tache (Largest Patch Index)</p> $LPI = \frac{\max_{j=1}^n(a_{ij})}{A} (100)$ <p>a_{ij} = surface (m²) d'une tache ij</p> <p>A = surface totale du paysage (m²)</p> <p>Unité : %</p> <p>Intervalle : $0 < LPI \leq 100$</p>	<p>Il renseigne sur la part de la tache dominante dans le paysage en mesurant la proportion occupée par la tache de surface maximale.</p>
<p>- Distance euclidienne moyenne du plus proche voisin (Mean ENND)</p> $ENN = h_{ij}$ <p>h_{ij} = distance séparant une tache ij à la tache voisine la plus proche du même type d'occupation du sol</p> <p>Unité : m</p> <p>Intervalle : $ENN > 0$</p>	<p>Cette distance inter-taches permet de mesurer la distance minimale entre les taches voisines appartenant à la même catégorie d'occupation du sol. Elle renseigne sur le niveau de connectivité des taches par classe d'occupation des sols. A l'échelle du paysage, elle est égale à la valeur moyenne de toutes les classes.</p> <p>Des valeurs élevées de cet indice indiquent une faible connectivité.</p>
<p>- Densité de lisière (Edge density)</p> $ED = \frac{E}{A} (10,000)$	<p>la densité de lisière des taches permet de décrire la fragmentation du paysage.</p>

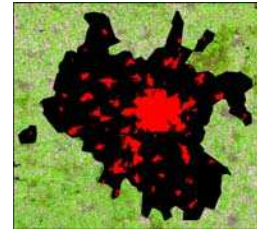
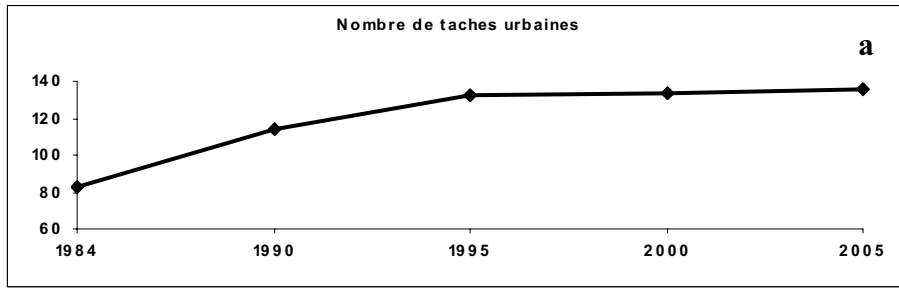
<p>E = longueur (m) totale de l'ensemble des lisières présentes dans le paysage</p> <p>A = surface (m²) totale du paysage</p> <p>Unité : m/ha</p> <p>Intervalle : ED ≥ 0</p>	<p>Plus la densité est élevée, plus la fragmentation du paysage est forte.</p>
<p>- Indice de forme (Mean shape index)</p> $LSI = \frac{e_i}{\min e_i}$ <p>e_i = périmètre ou longueur totale de bordure d'une classe i</p> <p>min e_i = minimum du périmètre ou de la longueur totale de bordure d'une classe i</p> <p>Unité : sans</p> <p>Intervalle : LSI ≥ 1</p>	<p>Basé sur le rapport total des lisières à leur périmètre théorique total dans le cas d'une forme compacte de même surface, l'indice moyen de forme permet de mesurer la régularité des taches et renseigne sur leur compacité.</p> <p>Les fortes valeurs de cet indice indiquent que les taches sont plus désagrégées et la longueur de la lisière de la classe correspondant augmente.</p>
<p>- Dimension fractale (Perimeter-Area Fractal Dimension)</p> $PAFRAC = \frac{\left[n_i \sum_{j=1}^n (\ln p_{ij} \cdot \ln a_{ij}) \right]^2 - \left[\left(\sum_{j=1}^n \ln p_{ij} \right) \left(\sum_{j=1}^n \ln a_{ij} \right) \right]}{\left(n_i \sum_{j=1}^n \ln p_{ij}^2 \right) - \left(\sum_{j=1}^n \ln p_{ij} \right)^2}$ <p>a_{ij} = surface (m²)</p> <p>p_{ij} = périmètre (m) d'une tache ij</p> <p>n_i = nombre de taches de la classe i présentes dans le paysage</p> <p>Unité : sans</p> <p>Intervalle : 1 ≤ PAFRAC ≤ 2</p>	<p>La dimension fractale, basée sur le rapport entre le périmètre et la surface d'une tache, reflète la complexité de sa forme. L'irrégularité de la lisière des taches est ainsi quantifiée grâce à cet indice. Plus les formes spatiales deviennent complexes, plus la longueur de lisière d'une tache augmente, et donc plus la valeur de cet indice augmente.</p> <p>Les fortes valeurs de cet indice indiquent une grande complexité de la lisière des taches. De faibles valeurs sont obtenues quand une tache présente une forme rectangulaire compacte avec un périmètre relativement petit par rapport à sa surface.</p>
<p>- Indice de connectivité (Patch Cohesion Index)</p>	<p>La connectivité est évaluée en utilisant l'indice de cohésion des taches qui mesure le niveau de connexion entre les taches du même type calculée pour toutes les classes d'occupation du sol.</p>

$C = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^M \sum_{j=1}^{n_i} f_{ij}}{\sum_{i=1}^M \sum_{j=1}^{n_i} f_{ij} \sqrt{a_{ij}}} \right] \left(1 - \frac{1}{\sqrt{A}} \right)^{-1} * 100$ <p>f_{ij} = longueur de la frontière (périmètre) de la $j^{\text{ième}}$ tache de classe i, exprimée en nombre de pixels</p> <p>a_{ij} = surface de la $j^{\text{ième}}$ tache de classe i exprimée en nombre de pixels</p> <p>Unité : Sans</p> <p>Intervalle :</p> <ul style="list-style-type: none"> - A l'échelle des classes : $0 \leq \text{COHESION} < 100$ - Son comportement à l'échelle du paysage n'a pas encore fait l'objet d'évaluation 	<p>Cet indice mesure la connectivité globale du paysage. Plus l'indice est proche de zéro, plus le paysage est constitué de taches déconnectées les unes des autres.</p>
<p>-Indice de proximité (Proximity Index)</p> $\text{PROX} = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$ <p>a_{ijs} = surface (m^2) d'une tache ijs dans un voisinage spécifié (m) de la tache ij</p> <p>h_{ijs} = distance (m) entre une tache ijs et une tache ij</p> <p>Unité : sans</p> <p>Intervalle : $\text{PROX} \geq 0$</p>	<p>A l'échelle du paysage, l'indice de proximité correspond à la moyenne de toutes les taches. Il est égal à 0 si l'élément du paysage étudié est isolé, c'est-à-dire s'il n'a pas de voisin de même catégorie.</p> <p>La proximité des éléments d'un paysage permet d'évaluer son degré de fragmentation. L'isolement des habitats naturels peut avoir des impacts négatifs sur le déplacement et la dispersion de certaines espèces.</p>
<p>- Indice d'agrégation (Aggregation Index)</p> $\text{AI} = \left[\sum_{i=1}^n \left(\frac{g_{ii}}{\max \rightarrow g_{ii}} \right) P_i \right] (100)$ <p>g_{ii} = nombre de contacts communs entre les pixels de type i</p> <p>$\max \rightarrow g_{ii}$ = maximum de contacts communs entre les pixels de type i</p> <p>P_i = proportion du paysage occupée par une tache de type i</p>	<p>A l'échelle des classes, l'indice d'agrégation égale à 0 quand une classe i est désagrégée au maximum (absence de contacts entre les cellules d'une même classe); plus cette classe devient agrégée, plus l'indice d'agrégation augmente. Il atteint sa valeur maximale (100) quand il s'agit d'une seule tache compacte.</p> <p>A l'échelle de l'ensemble du paysage, cet indice correspond à la moyenne de toutes les classes pondérée par leurs poids (surface occupée par chaque classe).</p>

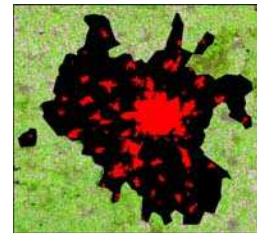
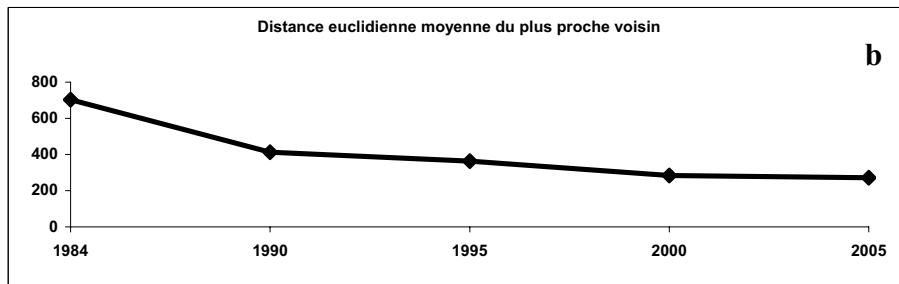
Unité : % Intervalle : $0 \leq AI \leq 100$	
<p>- Indice de contagion (Contagion Index)</p> $\text{CONTAG} = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[(P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right] \cdot \left[\ln(P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right]}{2 \ln(m)} \right] \quad (100)$ <p> P_i = proportion du paysage occupé par une tache de type i (classe i) g_{ik} = nombre de contacts entre les pixels de types i et k m = nombre de classes présentes dans le paysage Unité : Sans Intervalle : $0 \leq \text{CONTAG} < 100$ </p>	<p>L'indice de contagion mesure la probabilité que de deux pixels voisins appartiennent à la même classe (O'Neill <i>et al.</i>, 1988).</p> <p>La contagion est inversement liée à la densité de lisière. Un paysage dont les éléments sont dispersés présente un indice de contagion faible. Si un paysage est dominé par des taches fortement fragmentées ou un grand nombre de petites taches, la valeur de la contagion sera faible, tandis qu'un paysage constitué de taches relativement larges et compactes, aura un niveau de contagion élevé. Autrement dit, plus un paysage est fragmenté, plus l'indice de contagion est faible.</p>

2.2.1.2. Analyse de l'évolution de la tache urbaine de 1984 à 1999

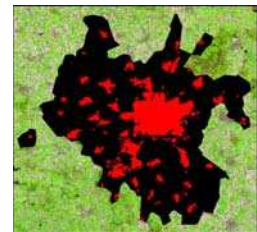
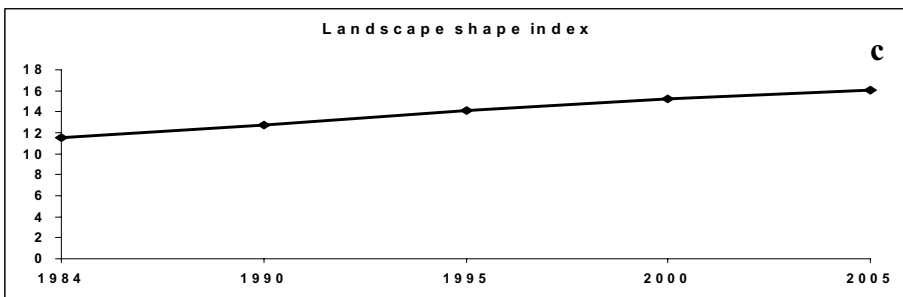
Le phénomène d'artificialisation continue du territoire s'accompagne d'une augmentation du nombre de taches artificialisées entre 1984 et 1995, celle-ci étant particulièrement marquée sur la période 1984-1990 (**Figure 6.2-a**). Le nombre de taches tend à se stabiliser durant la période 1995-2005. Cela signifie que l'urbanisation s'est effectuée de 1984 à 1995 par l'apparition de nouvelles surfaces artificialisées isolées et disséminées dans l'espace rural, ce qui traduit une augmentation de la fragmentation du paysage. Depuis 1995, l'artificialisation tend à se faire par extension des surfaces déjà urbanisées et non pas par la création de nouvelles surfaces bâties isolées, ce qui limite la fragmentation du paysage par les surfaces artificialisées.



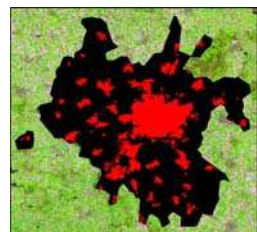
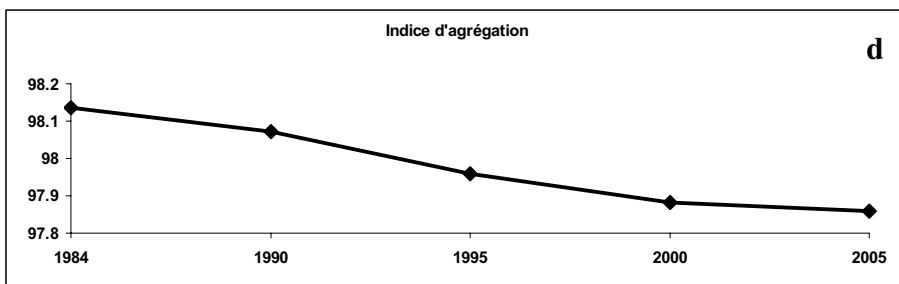
1984



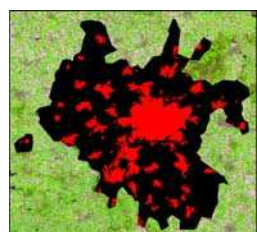
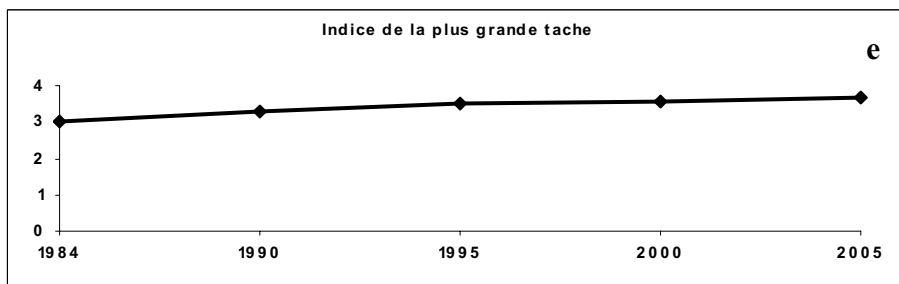
1990



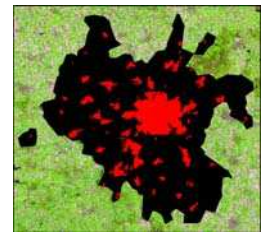
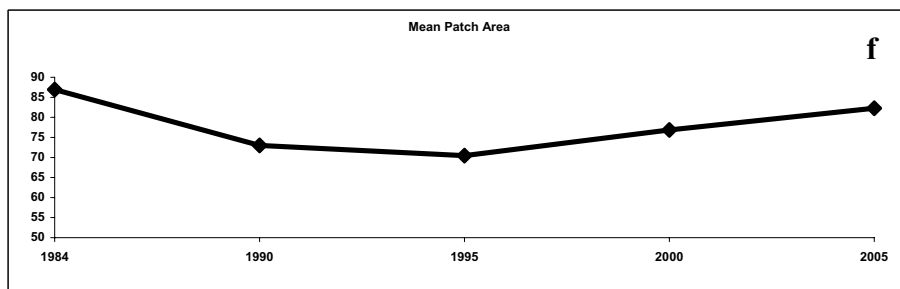
1995



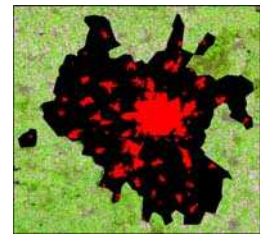
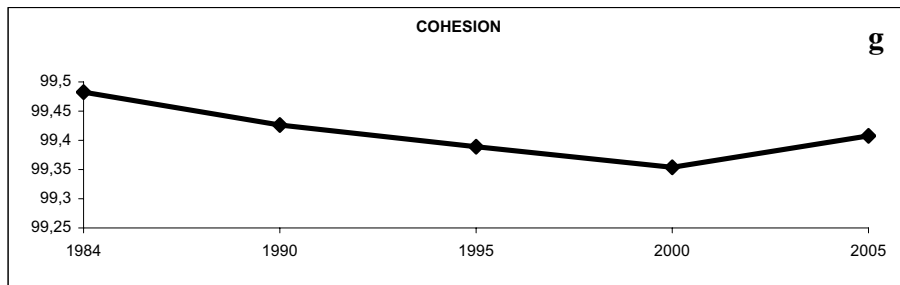
2000



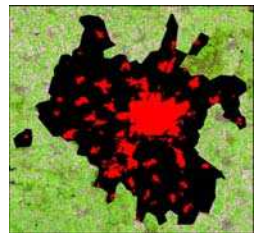
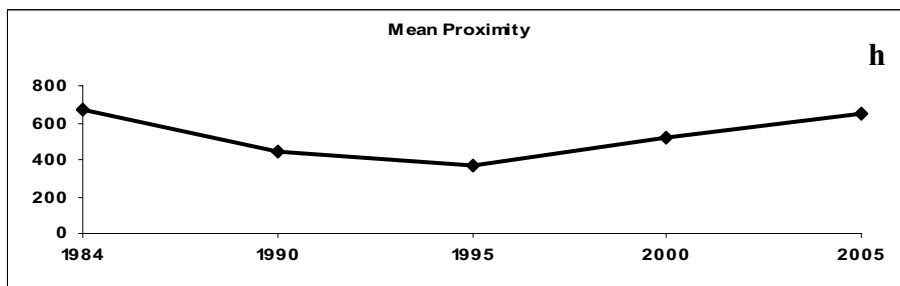
2005



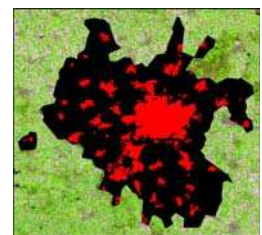
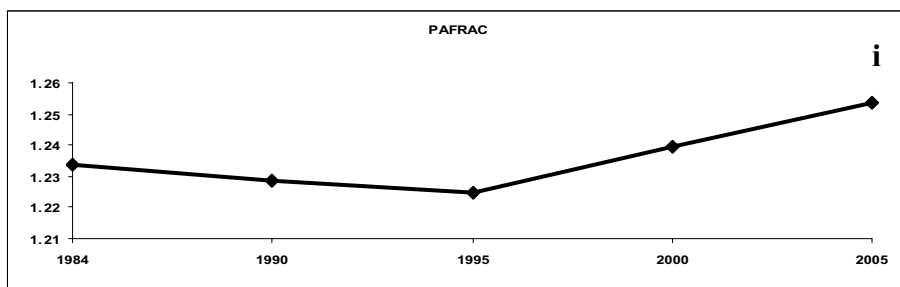
1984



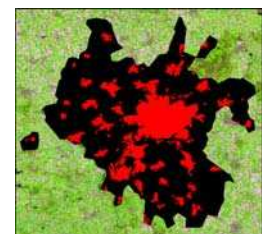
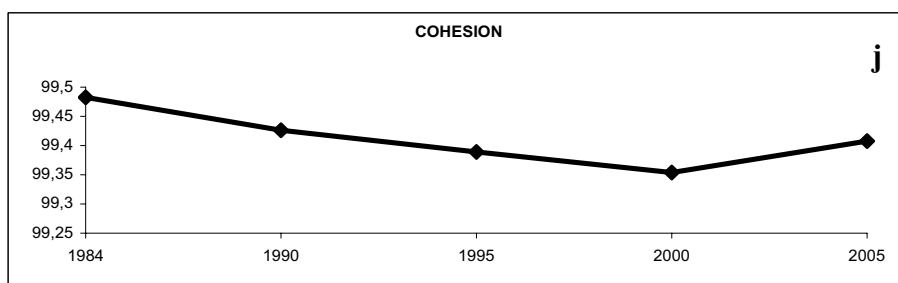
1990



1995



2000



2005

Figure 6.2 : Profils temporels d'indicateurs paysagers caractérisant les surfaces artificialisées de Rennes Métropole de 1984 à 2005

Une analyse plus détaillée du nombre de taches composant la classe « Surfaces artificialisées » de 1984 à 2005 montre que le maximum de taches de surfaces bâties se trouve situé de 3 à 15 km du centre ville, avec deux pics dans les couronnes 6-9 km et 12-15 km (**Figure 6.3**). La zone 0-3 km constitue un ensemble quasi-compact. Au-delà de 15 km, le nombre de taches de surfaces artificialisées diminue fortement, marquant le caractère rural du paysage. Le nombre de taches varie entre 3 et 15 km, ce qui montre qu'il ne suit pas forcément la distance centre-périphérie : ceci est dû aux espaces verts qui jouent le rôle de coupures vertes entre les surfaces artificialisées.

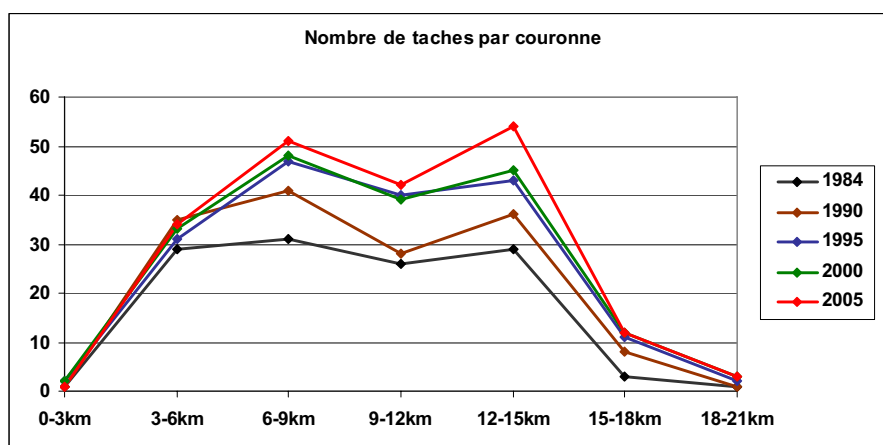


Figure 6.3 : Evolution du nombre de taches de surfaces urbanisées sur Rennes Métropole de 1984 à 2005 en fonction de la distance au centre selon des buffers de 3 Km

L'analyse de l'évolution du nombre de taches en fonction de la distance au centre montre qu'elle est similaire pour les cinq dates considérées (**Figure 6.4**). Ceci est bien une conséquence du maintien du même modèle de croissance urbaine.

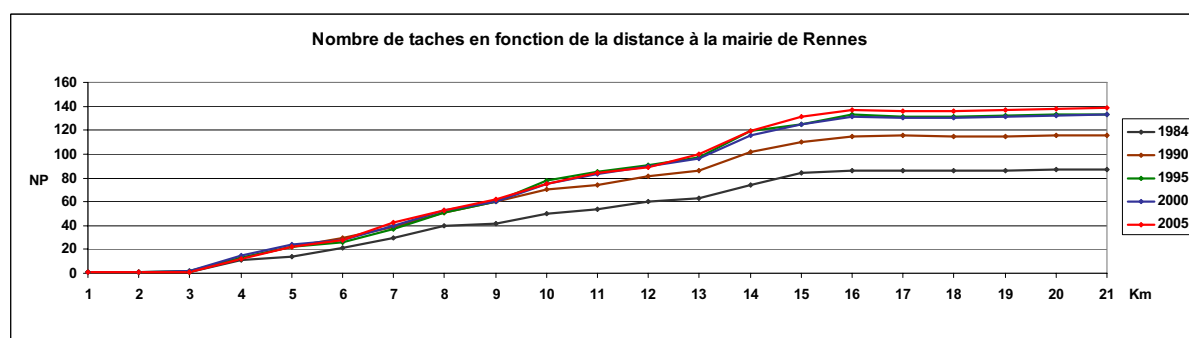


Figure 6.4 : Effet de la distance au centre sur l'évolution du nombre de taches urbanisées

L'analyse de l'évolution de l'indice de distance euclidienne moyenne du plus proche voisin (**Figure 6.2-b**) montre qu'il décroît très fortement sur la période 1984-1990, continue à diminuer mais plus faiblement jusqu'en 1990, et se stabilise sur la dernière période d'étude, de 2000 à 2005. Comme le reflète l'évolution de cet indice, l'artificialisation croissante de l'espace est accompagnée d'une diminution progressive de la distance moyenne séparant les surfaces bâties entre elles. En effet, à travers la création de nouvelles surfaces bâties ou par l'extension des surfaces déjà existantes, cette distance tend à diminuer. Ceci favorise le rapprochement et la continuité des surfaces artificialisées au détriment des espaces

« naturels » qui peuvent former des coupures vertes sous forme de ceintures entre les différents centres urbanisés. A leur tour, la fragilisation et la disparition de ces espaces favorisent la continuité urbaine, l'émergence de nouveaux axes de conurbation urbaine et provoquent des difficultés de déplacements des espèces au sein de l'espace.

L'indice de forme du paysage, similaire à l'indice d'agrégation, fournit une mesure simple du niveau d'agrégation des surfaces artificialisées présentes dans le paysage (**Figures 6.2-c et 6.2-d**). Sa valeur égale à 1 quand il s'agit d'une tache compacte sous forme d'un carré. Cette valeur augmente au fur et à mesure que la surface en question devient plus fragmentée, c'est-à-dire constituée de taches nombreuses et isolées les unes des autres. La valeur de cet indice (**Figure 6.2-c**) augmente progressivement et parallèlement à l'évolution de la tache urbaine de 1984 à 2005.

L'évolution de l'indice décrivant la plus large tache et qui correspond dans ce cas au Noyau Urbain Rennais (N.U.R), montre une faible croissance sur toute la période d'étude (**Figure 6.2-e**). L'évolution de cet indice confirme les résultats obtenus dans le chapitre précédent et qui témoignent que, sur l'ensemble de la période d'étude 1984-2005, on enregistre une augmentation de seulement 27 % de la tache urbaine à l'échelle du N.U.R.

La courbe d'évolution de l'indice de surface moyenne des taches bâties illustre deux phases distinctes : une diminution marquée entre 1984 et 1995 suivie d'une augmentation assez faible sur les deux dernières périodes (**Figure 6.2-f**). L'augmentation de la taille moyenne des taches est associée à une progression de la surface urbanisée totale, mais aussi à une diminution du nombre de taches. La croissance, même faible, du nombre de taches à partir de 1995 s'explique de la façon suivante : sachant que les espaces urbanisés sont en extension continue et avec des rythmes d'évolution presque identiques sur toute la période d'étude, la surface moyenne des taches augmente logiquement entre 1995 et 2005. Cela confirme, une fois de plus, qu'entre 1995 et 2005, l'artificialisation du territoire s'est faite par étalement ou extension continue de la tache urbaine existante.

L'indice mesurant la densité de lisière des taches augmente progressivement et parallèlement à la tache urbaine (**Figure 6.2-g**). L'évolution de cet indice montre que l'urbanisation progressive de l'espace s'accompagne d'un phénomène continu de fragmentation des surfaces artificialisées.

L'indice de proximité, qui mesure l'isolation d'une tache bâtie par rapport aux autres taches de même type, diminue de 1984 à 1995 et augmente progressivement à partir de 1995 pour atteindre sa valeur de départ en 1984 (**Figure 6.2-h**). L'évolution de cet indice est semblable à la courbe d'évolution de la taille moyenne des taches. Il exprime aussi que l'étalement urbain s'est produit à travers un rapprochement des surfaces bâties par extension des surfaces bâties existantes à partir de 1995.

Basée sur le rapport entre le périmètre et la surface, la dimension fractale d'une tache reflète la complexité de sa forme. (**Figure 6.2-i**). La particularité de l'évolution temporelle de la dimension fractale réside dans le fait qu'entre 1995 et 2000, cet indice dépasse sa valeur de départ, observée ici en 1984. La dimension fractale des taches bâties suit la même tendance d'évolution que l'indice de proximité, une faible diminution sur la période 1984-1995 suivie d'une croissance avec un rythme plus élevé à partir de 1995, ce qui montre que l'extension des surfaces bâties à partir de noyaux urbains existants s'accompagne d'une complexification des formes qui s'exprime par une fragmentation croissante des contours.

L'indice de cohésion des taches mesure la connectivité physique des taches d'une classe d'occupation du sol donnée. Cet indice augmente au fur et à mesure que les taches se rassemblent ou agrégées et donc plus connectées. Les valeurs faibles de la cohésion indiquent qu'une catégorie d'occupation du sol est subdivisée en plusieurs taches moins connectées entre elles. La connectivité spatiale est liée au fait que deux taches de même type soient adjacentes et jointes dans l'espace. La cohésion des taches artificialisées a diminué de 1984 à 2000, tandis qu'elle a augmenté sur la dernière période, de 2000 à 2005 (**Figure 6.2-j**).

2.2.1.3. Analyse de l'ensemble du paysage en 2000

Tous les indices décrits dans le **tableau 6.1** ont été calculés avec des fenêtres mobiles de sept tailles différentes à partir de la carte d'occupation du sol de 2000 établie à partir d'une image ASTER datant de 2000. L'analyse des métriques les plus significatives est effectuée successivement pour les indices de composition et les indices de configuration paysagère.

2.2.1.3.1. A travers des indices de composition paysagère

Le premier volet de l'analyse de la composition du paysage de Rennes Métropole en 2000 concerne la répartition des proportions occupées par chaque classe d'occupation du sol. La proportion du bâti, des surfaces boisées et des surfaces en herbe a été calculée successivement avec des fenêtres mobiles de différentes tailles (50 m, 100 m, 150 m, 200 m, 250 m, 300 m et 500 m).

L'analyse de la part des surfaces bâties extraites avec des fenêtres de tailles différentes (**Annexe 6.1** et **Figure 6.5**) met en évidence des différences entre les espaces urbanisés et les espaces ruraux d'une part, et entre différents secteurs de la ville d'autre part. Une première lecture permet de rendre compte de la répartition irrégulière et non concentrique de la densité du bâti. Ainsi, d'une façon générale, cette répartition ne suit pas un gradient centre-périphérie, puisque l'on peut observer quelques secteurs fortement artificialisés en milieu rural, le plus souvent des secteurs à dominante résidentielle, mais aussi quelques secteurs à dominante activités. On peut facilement identifier les secteurs les plus artificialisés en ville. Par exemple, **la figure 6.5**, qui présente la part des surfaces bâties calculée par fenêtre mobile de 500 m de rayon, montre que le centre historique, construit sous forme de damier fortement dense et dépourvu d'espaces verts, ressort nettement comme le secteur résidentiel le plus dense. Les zones d'activités présentent également une proportion de surfaces bâties (taux de minéralisation) très importante : On peut distinguer la zone industrielle Sud-Est, le parc d'activité de Rennes-Ouest situé route de Lorient, et la zone d'activité de la Touche Tizon (usine PSA) au Sud-Ouest. Ces zones d'activité, gourmandes en espace, s'étalent sur de vastes terrains par une mise en place de structures minérales qui se traduit par une forte densité de surfaces artificialisées. A l'inverse, le Nord-Est, moins densément bâti, se différencie des autres secteurs de la ville de Rennes.

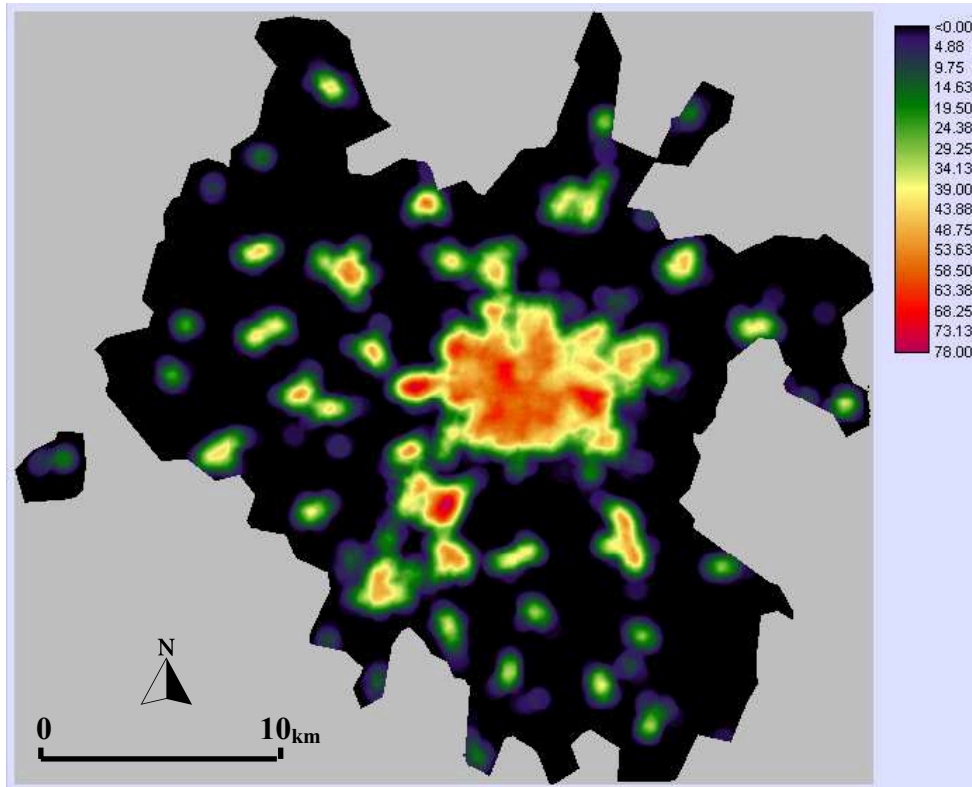


Figure 6.5 : *Part des surfaces bâties calculée par fenêtre mobile de 500 m de rayon*

L'analyse de la répartition de la proportion d'espaces verts (surfaces boisées et surfaces en herbe) dans le paysage (**Annexes 6.2 et 6.3, Figures 6.6 et 6.7**) montre que les surfaces boisées se répartissent sur tout le territoire de Rennes Métropole, mais inégalement, avec une concentration au Sud-Ouest et au Nord-Est hors espaces urbanisés (**Figure 6.6**). Elles se présentent sous forme d'îlots qui peuvent servir d'habitat potentiel ou de source de ressources à certaines espèces vivant en ville. Si globalement les espaces verts suivent le gradient d'urbanisation en faisant apparaître un gradient de verdure centre-périphérie (plus on s'éloigne du centre ville plus la proportion des espaces verts augmente), des inégalités entre secteurs de la ville, zones résidentielles et zones d'activités, quartiers pavillonnaires et habitat collectif dense viennent brouiller cette tendance. La **figure 6.7** illustre le fait que les espaces verts non boisés sont globalement peu présents en ville, et que la partie Nord-Ouest de Rennes Métropole demeure un secteur où dominent largement les cultures et les prairies, la partie Sud-Ouest étant plus urbanisée que les autres.

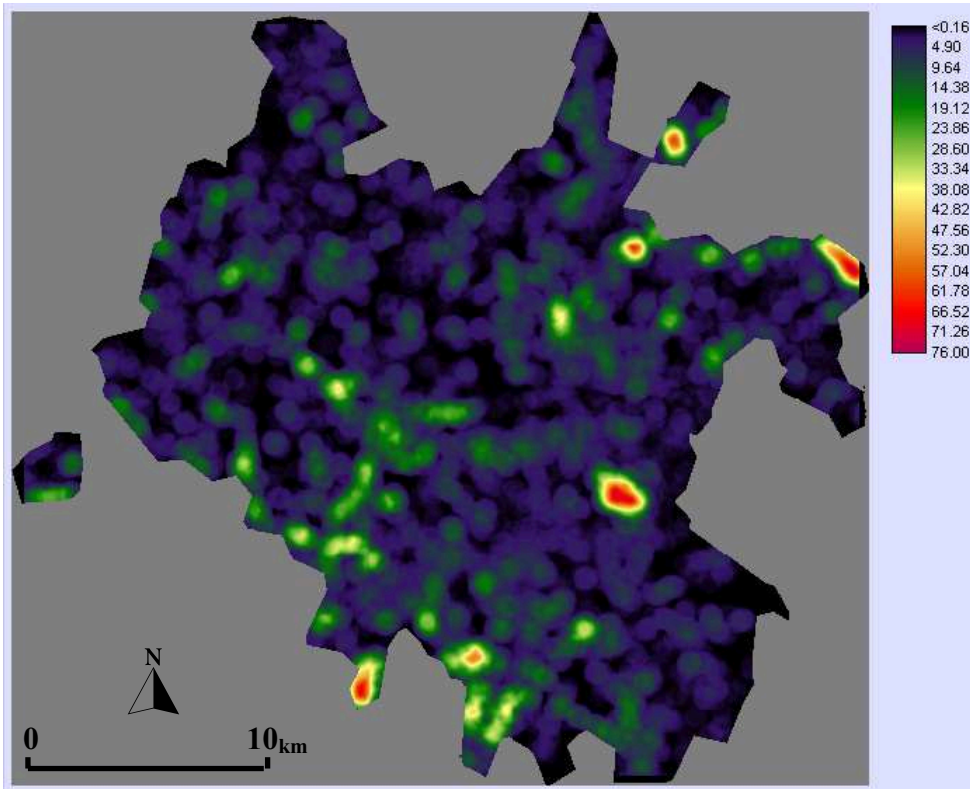


Figure 6.6 : Part des surfaces boisées calculée par fenêtre mobile de 500 m de rayon

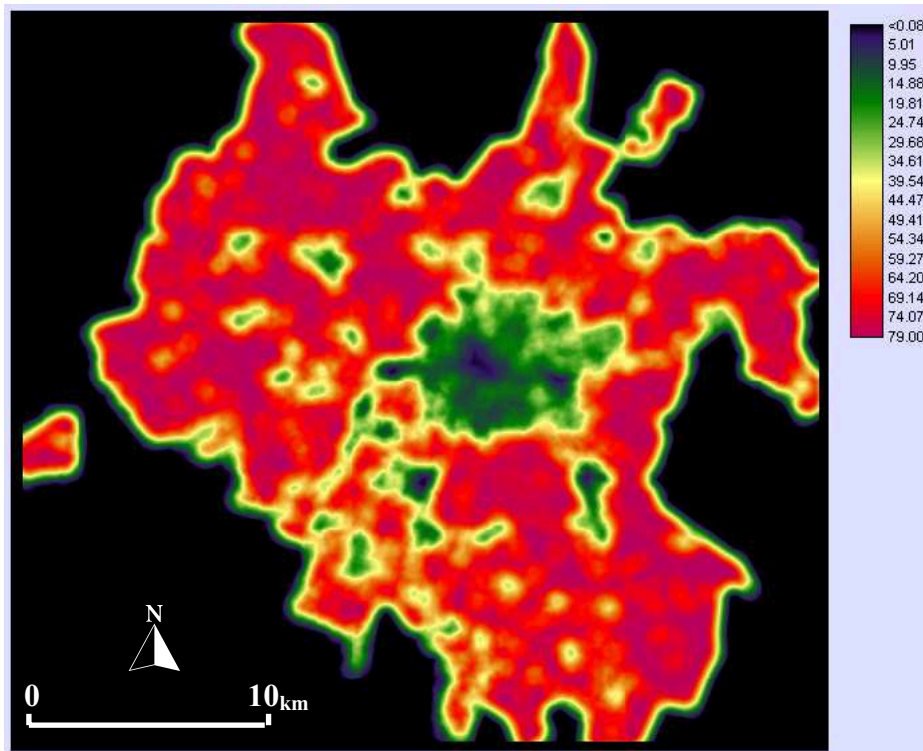


Figure 6.7 : Part des espaces non bâtis hors eau et surfaces boisées par fenêtre mobile de 500 m de rayon

Le deuxième volet de l'analyse de la composition du paysage de Rennes Métropole en 2000 analysé ici concerne la répartition de la diversité des types d'occupation du sol au voisinage de chaque point de l'espace, déterminée à partir de l'indice de diversité de Shannon (**Annexe 6.4** et **Figure 6.8**). Plus la valeur de l'indice est élevée, plus l'hétérogénéité des modes d'occupation des sols est forte. D'emblée on observe que les valeurs de cet indice sont inégalement réparties sur le territoire de Rennes Métropole, avec un contraste fort entre la ville de Rennes et sa périphérie d'une part, et l'interface entre les deux d'autre part. Ainsi, la diversité chute en milieu purement rural comme dans l'hyper centre ville. Les fortes valeurs de la diversité sont essentiellement localisées à l'interface urbain-rural, au niveau des espaces mixtes et fortement hétérogènes. A l'exemple de la périphérie de la commune de Rennes, les communes de Betton, Pacé, Montgermont, Saint-Gilles, L'Hermitage, Les Landes-d'Apigné, La Chapelle-des-Fougeretz, et Gévezé forment un même ensemble avec une forte diversité, selon un axe préférentiel Sud Sud-Ouest/Nord Nord-Est. En périphérie, seules les zones d'activités du Sud-Est et de la route de Lorient, qui sont caractérisées par une forte densité de surfaces artificialisées, présentent de faibles valeurs de diversité. Enfin, on observe aussi de fortes valeurs de diversité au-delà des limites de la commune de Rennes le long des axes de conurbation urbaine (Rennes-Vern-sur-Seiche et Rennes-Bruz).

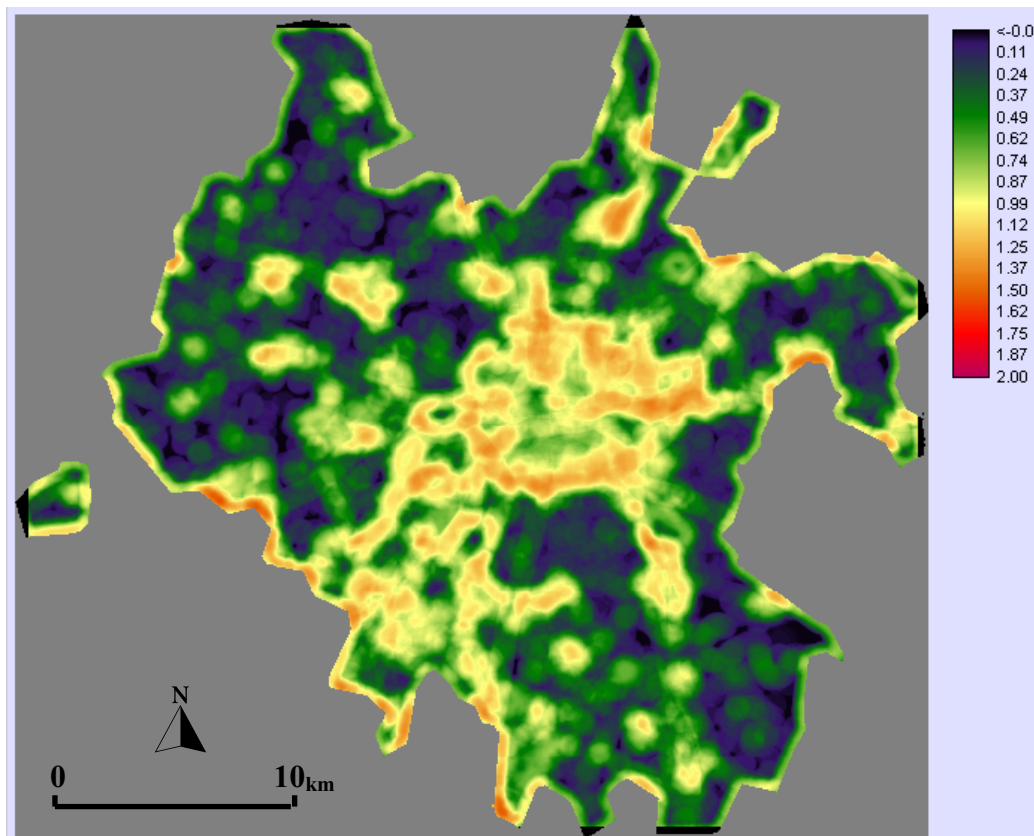


Figure 6.8 : *Indice de diversité de Shannon calculé par fenêtre mobile de 500 m de rayon*

2.2.1.3.2. A travers des indices de configuration paysagère

La fragmentation du paysage découle du processus dynamique de réduction de la superficie d'un type d'occupation du sol et de sa séparation en plusieurs fragments. Les deux indices de configuration retenus pour illustrer les résultats sont l'indice de densité des taches (**Annexe**

6.5 et Figure 6.9), et l'indice de contagion (Annexe 6.6 et Figure 6.12). Calculés pour toutes classes confondues et par classe, ces indices caractérisent la fragmentation globale du paysage.

Selon la nomenclature de la classification des sols et l'échelle d'analyse retenues, l'analyse de l'indice de densité de taches montre que la fragmentation du paysage sur Rennes apparaît beaucoup plus élevée en ville qu'en milieu rural, le milieu périurbain étant caractérisé par un niveau de fragmentation intermédiaire. L'augmentation de la taille de la fenêtre dans le calcul de l'indice (augmentation de l'espace environnant pris en compte, de 50 à 500 m) entraîne une augmentation de l'indice de fragmentation en milieu urbain et péri-urbain, les secteurs situés en milieu rural et affectés par un faible niveau de fragmentation diminuant au fur et à mesure que la taille de la fenêtre de voisinage augmente (Annexes 6.5 et 6.6). Globalement, la fragmentation est plus élevée dans les espaces urbanisés qui sont marqués par une forte hétérogénéité spatiale et une densité de taches importante : avec leurs maisons individuelles et jardins privés, les quartiers pavillonnaires offrent un exemple d'espaces hétérogènes caractérisés par un nombre élevé de taches. Comparativement, le cœur de la ville de Rennes présente une densité de taches moins élevée.

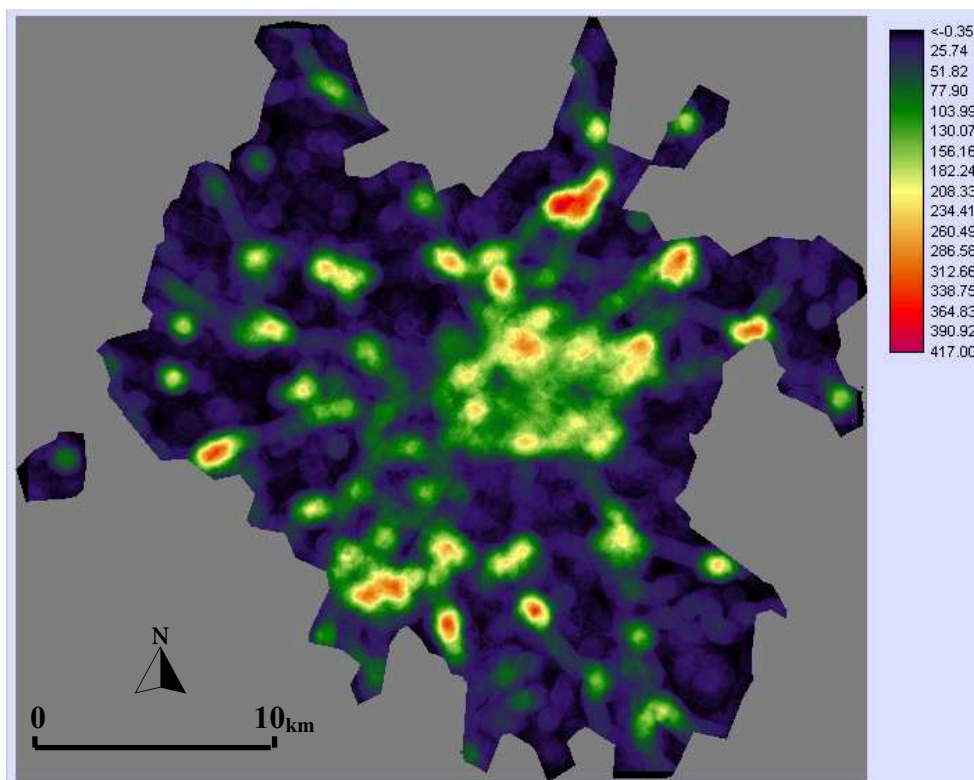


Figure 6.9 : Densité des taches calculée par fenêtre mobile de 500 m de rayon

A la lecture de la répartition de la densité des surfaces bâties à l'échelle de Rennes Métropole, on constate un contraste d'une part, entre un centre moins dense en raison de l'agglomération des surfaces artificialisées à ces échelles et une périphérie marquée par une densité plus forte de taches « bâti » préférentiellement disposées selon un axe Nord-Nord-Est /Sud Sud-Ouest (Figure 6.10).

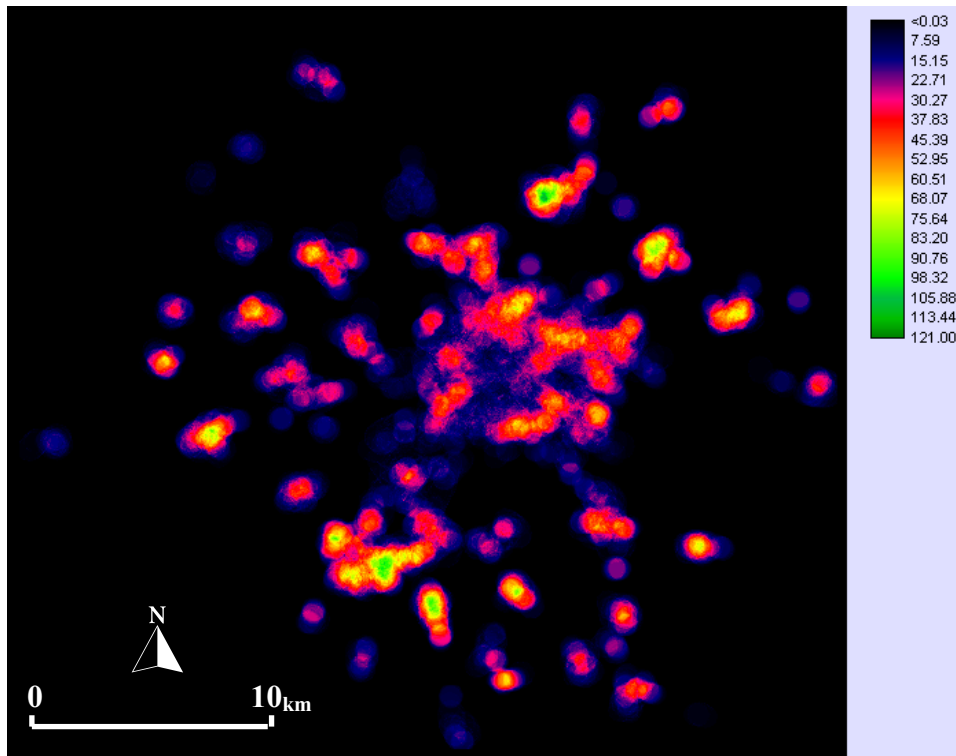


Figure 6.10 : *Densité des taches de la classe « surfaces bâties » dans un rayon de 500 m*

L'analyse de la répartition de la densité des surfaces d'espaces verts hors surfaces boisées à l'échelle de Rennes Métropole montre qu'en général, la majorité des communes présentent plus taches d'espaces verts que la commune de Rennes (**Figure 6.11-a**). Dans un rayon de 500 m, on constate qu'en dehors de la commune de Rennes, la densité des taches appartenant à la classe « surfaces en herbe » diminue en s'éloignant du centre vers la périphérie (**Figure 6.11-b**). Les surfaces en herbe sont plus fragmentées et par conséquent plus nombreuses en ville qu'en milieu rural en suivant un gradient d'urbanisation. Ceci n'est pas valable à l'échelle de la ville de Rennes qui présentent des différences entre quartiers et non des différences centre-périphérie.

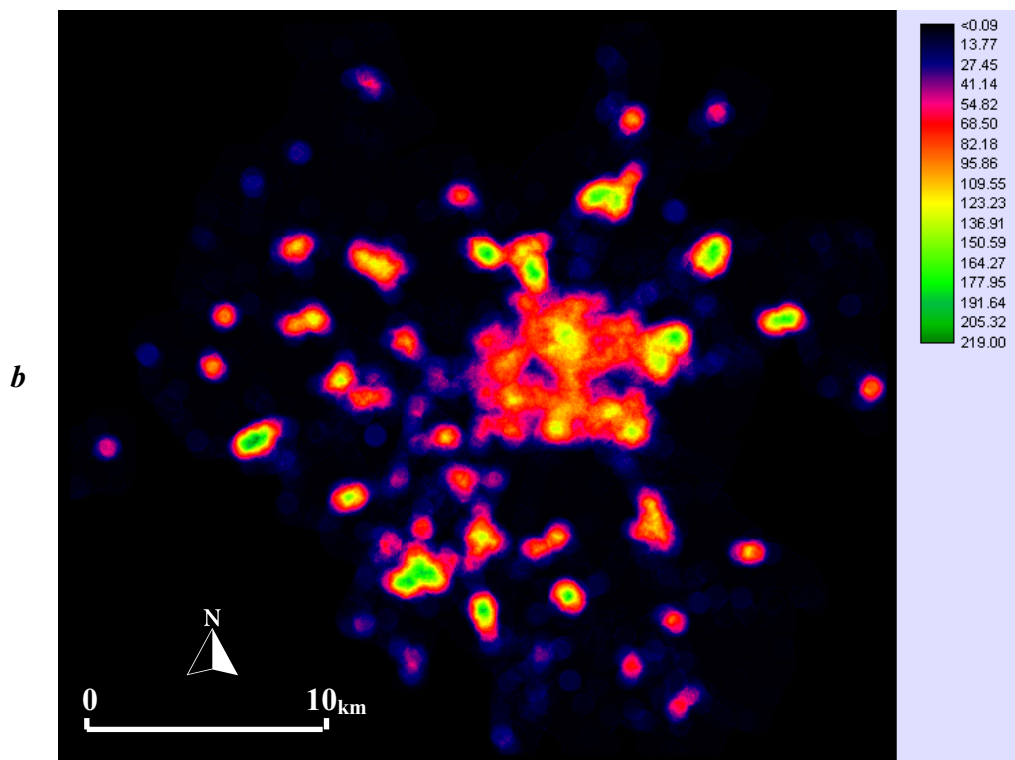
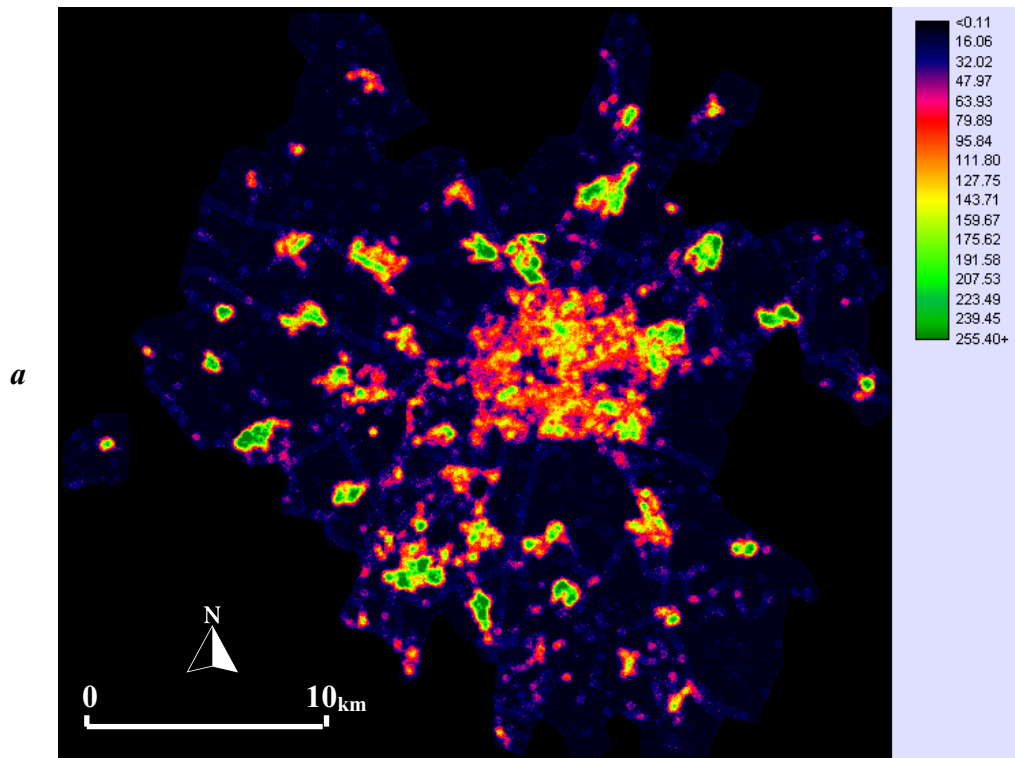


Figure 6.11 : *Densité des taches de la classe espaces-verts-cultures-prairies dans un rayon de 200 m (a) et 500 m (b)*

L'indice de contagion présente de faibles valeurs dans un environnement hétérogène, fragmenté et comportant de nombreuses lisières, ce qui est le cas des espaces urbanisés. Ces

derniers sont caractérisés par de fortes densités de taches et de lisières par rapport aux espaces naturels. La contagion reflète ainsi le degré d'urbanisation de l'espace et l'impact de l'action de l'homme sur les espaces naturels et agricoles.

L'indice de contagion calculé sur Rennes Métropole est beaucoup plus élevé en milieu rural qu'en ville, le milieu périurbain étant caractérisé par un niveau intermédiaire (**Figure 6.12** et **Annexe 6.6**). En s'éloignant vers des espaces périphériques, sa valeur commence à augmenter suivant un gradient ville-campagne, c'est-à-dire en allant des espaces anthropisés, hétérogènes et fragmentés vers des espaces à caractère naturel, relativement plus homogènes et moins fragmentés. Ces derniers se caractérisent par un nombre moins important de taches, des objets de grande taille tels que des parcelles agricoles et des espaces forestiers et une diversité d'occupation du sol moins importante.

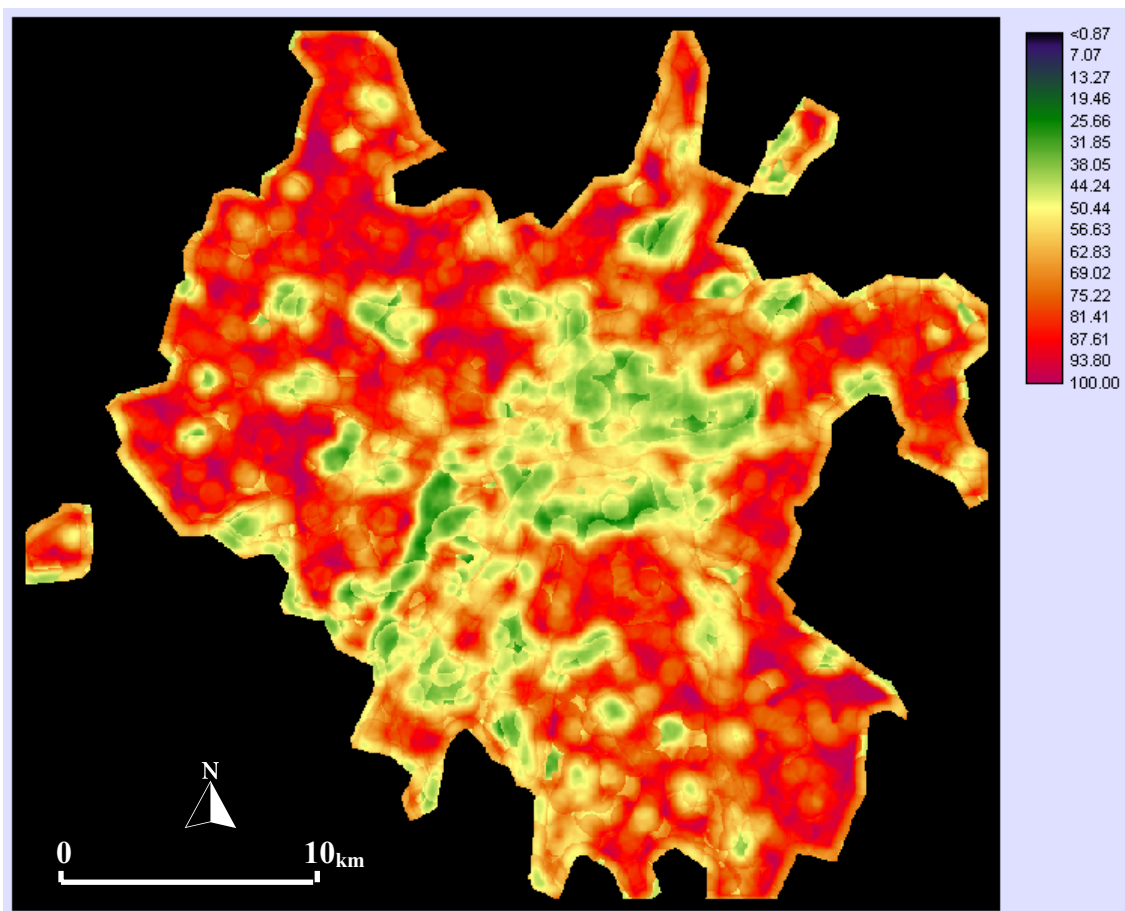


Figure 6.12 : Contagion calculée fenêtre mobile de 500 m de rayon

La notion de connectivité est au centre de l'écologie du paysage. Les espaces verts et les boisements servent d'habitat et de ressources pour les espèces animales en milieu urbain. La continuité entre ces espaces (corridors et connexions écologiques) assure et facilite le déplacement des espèces au sein de la matrice urbaine. L'analyse de la connectivité entre les composants d'espaces verts et les bois est intéressante pour l'étude de l'effet de l'isolement des habitats naturels sur l'organisation et le fonctionnement de certaines communautés animales.

La lecture de la carte de cohésion qui est évaluée à l'échelle des taches composant les espaces verts en ville, révèle l'absence de pénétrante verte sur Rennes Métropole. Elle montre aussi l'existence de secteurs à faible connectivité des espaces verts répartis un peu partout en ville mais surtout concentrés au centre (**Figure 6.13**). Ces espaces constituent des barrières susceptibles de rendre plus difficile voire même impossible le déplacement de certaines espèces d'une tache à l'autre, notamment celles à faible capacité locomotrice. On note également la présence de certains endroits où la connectivité entre les taches « vertes » est complètement absente comme c'est le cas au cœur du centre-ville et dans les zones industrielles. Il s'agit de zones où les espaces verts sont absents ou sous forme de taches isolées les unes des autres par des structures minéralisées. La végétation présente dans les espaces urbanisés est réduite à des taches plus petites et plus compactes sous forme de parc ou jardins. La connectivité augmente à l'interface urbain/rural et reflète l'intérêt écologique que représentent ces espaces fragilisés et sous tension permanente.

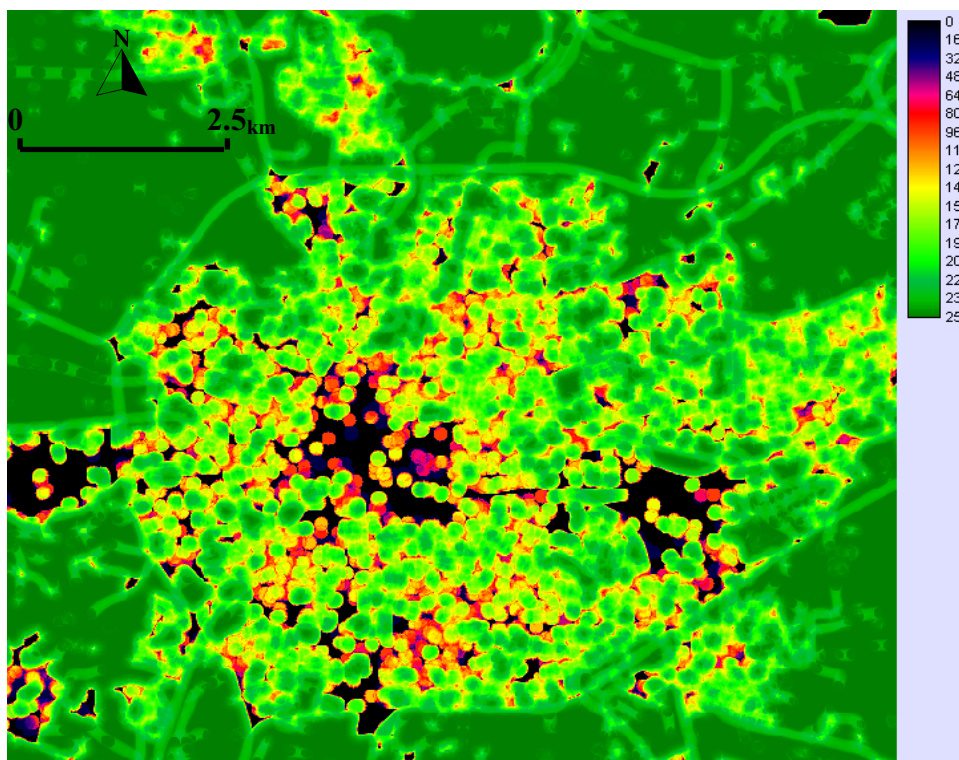


Figure 6.13 : *Indice de cohésion des espaces-verts-cultures-prairies par fenêtre mobile de 100 m*

Synthèse

Après les avoir quantifiées et analysé leur évolution, les surfaces artificialisées de Rennes Métropole ont été décrites à travers une série d'indicateurs paysagers. Ces indicateurs ont permis de suivre l'évolution temporelle de la structure urbaine dans sa complexité spatiale en caractérisant les différentes phases d'urbanisation de 1984 à 2005.

La densité de lisières, la forme du paysage, le nombre de taches et la distance moyenne séparant deux taches urbaines voisines illustrent la fragmentation progressive des surfaces artificialisées au cours de la période d'étude et témoignent de la complexité des espaces urbanisés. Les résultats obtenus après analyse et confrontation de ces différentes métriques montre une faible évolution à partir de 1995, les valeurs de ces indices restant globalement stables entre 2000 et 2005. Les changements observés au cours de ces dernières années ont donc a priori eu moins d'impacts sur la composition et la configuration de la structure paysagère dans son ensemble que les changements qui se sont produits entre 1984 et 1995.

A cette échelle d'analyse et en fonction des données utilisées, les indices de composition et de configuration paysagères calculés avec des fenêtres mobiles de différentes tailles sur Rennes Métropole en 2000 illustrent la forte fragmentation des surfaces urbanisées et des espaces verts, la faible connectivité des espaces verts entre la ville et sa périphérie, ainsi que l'absence de connectivité entre espaces verts au centre ville.

2.2.2. A l'échelle des sites ECORURB

L'objectif de cette section est de quantifier l'impact de l'urbanisation sur la végétation des sites et leur environnement paysager le long du gradient d'urbanisation rural-urbain à travers l'analyse d'indicateurs paysagers. Concrètement, il s'agit de décrire l'organisation de l'occupation des sols et ses modifications à l'échelle des sites et de leur environnement à travers différents indicateurs de l'écologie du paysage. L'état actuel de la composition et de la configuration paysagère des sites et de leur environnement est d'abord décrit, avant d'analyser leur évolution sur la période 1952-1999.

Le travail de cette section est le fruit d'un travail collaboratif. Il a été effectué de la façon suivante : les indices paysagers ont été calculés et analysés statistiquement pour l'année 1999 par Solène Croci dans le cadre de sa thèse ; Je reprends en les résumant ses analyses ci-après (**Croci, Butet, Georges, Aguejdad et Clergeau, 2008 ; Croci, 2007**), en développant l'analyse comparative des métriques paysagères à 100 m et 600 m des boisements. Les indices paysagers des sites de 1952 à 1999 ont été calculés par Antoine Lefebvre ; L'élaboration de la démarche utilisée pour mettre en évidence l'évolution de l'environnement et pour établir une typologie des sites en fonction de cette évolution ainsi que l'analyse des résultats que je reprends ci-dessous a été effectuée collectivement (**Lefebvre, Hubert-Moy, Croci, Aguejdad et Butet, 2009**).

2.2.2.1. Méthodologie

Après avoir cartographié et analysé l'occupation du sol dans un environnement de $2_{\text{km}} \times 2_{\text{km}}$ autour des boisements des treize sites en 1999 et avoir établi une typologie de huit de ces sites en fonction de leurs trajectoires d'évolution entre 1952 et 1999 (*Voir Chapitre 5*), des indicateurs paysagers ont été calculés sous Fragstats v3.0 (**McGarigal et al., 2002**). Le travail réalisé se décline en deux parties successives: le calcul des indicateurs décrivant l'état actuel des boisements et de leur environnement, puis le calcul des indicateurs décrivant l'évolution des sites de 1952 à 1999.

2.2.2.1.1. Caractérisation de l'état actuel des sites

L'état actuel (1999) des sites est caractérisé à travers des indicateurs décrivant la composition et la configuration du paysage, afin de quantifier son hétérogénéité, sa fragmentation, sa connectivité et sa complexité. Il est analysé à deux échelles : celle de l'habitat qui correspond aux boisements et l'échelle du paysage ou environnement des boisements (**Figure 6.14**).

Le choix des indicateurs métriques et de la taille de l'environnement des boisements retenus a été effectué de la façon suivante : un ensemble d'indicateurs métriques a d'abord été calculé dans des fenêtres fixes de 100, 300, 600 et 900 m de rayon centrées sur les boisements. Ensuite, une Analyse en Composantes Principales a été appliquée aux indicateurs calculés, l'ACP permettant de synthétiser les variations entre les différents boisements à chaque échelle. Le gradient obtenu dans un voisinage de 100 m de rayon n'est pas corrélé à ceux obtenus à 600 et 900 m (**Tableau 6.2**). Le gradient obtenu dans un environnement de 300 m est positivement corrélé avec les trois autres gradients. Pour cette raison, et parce qu'un rayon de 900 m fait apparaître des zones de chevauchements entre les différents sites, finalement le choix s'est porté sur des fenêtres de 100 m de rayon pour l'environnement proche des boisements, et des fenêtres de 600 m de rayon pour l'environnement éloigné. L'analyse des corrélations entre les différentes variables a permis de choisir les 10 indicateurs métriques les

plus discriminatoires (**Tableau 6.3**), pour décrire l'environnement des sites à trois niveaux différents : l'échelle des boisements, celle du paysage dans un environnement de 100 m par rapport aux boisements, et celle du paysage dans un environnement de 600 m par rapport aux boisements. Ces indicateurs sont décrits dans le tableau (**Tableau 6.1**). Une ACP a ensuite été appliquée sur les 10 indicateurs retenus sur les huit sites à ces trois échelles afin d'établir une typologie des sites en fonction de leur composition et configuration et de celles du paysage qui les entoure.

Tableau 6.2 : *Corrélations entre les coordonnées des sites sur la première composante de l'ACP (PC1) réalisée avec les variables environnementales mesurées à différentes échelles paysagères. La corrélation est mesurée avec le coefficient de Spearman. Les tests de significations sont notés avec des astérisques : * $0.05 > p \geq 0.01$; ** $0.01 > p \geq 0.001$; *** $0.001 > p$; ns : non significatif (Crocchi et al., 2008)*

	100 m	300 m	600 m
300 m	0,698*		
600 m	ns	0,929**	
900 m	ns	0,841**	0,962***

2.2.2.1.1. Caractérisation de l'évolution des sites de 1952 à 1999

L'historique de l'évolution du paysage des sites est déterminé à partir des mêmes indicateurs décrivant la composition et la configuration du paysage calculés sur des fenêtres carrées de 500_mX500_m autour des boisements avec le logiciel Fragstats

Après avoir appliqué dans le **chapitre 5** une analyse multivariée triadique partielle (PTA) exclusivement sur les indices relevant de la présence et de la place occupée par chaque classe d'occupation du sol (proportion de chaque classe d'occupation des sols dans l'environnement des sites), une seconde PTA a été appliquée avec la même méthodologie (**Voir chapitre 5, partie 2.2.1...**) sur l'ensemble des indices calculés sur les sites, c'est-à-dire sur tous les indices de composition et sur les indices de configuration du paysage, afin d'établir une typologie des sites prenant aussi en compte les facteurs d'évolution de l'organisation du paysage des sites et de leur environnement et non plus seulement de facteurs qui relèvent du « contenu » ou de la composition du paysage.

Figure 6.14 : Méthodologie appliquée pour déterminer les indicateurs paysagers en 1999

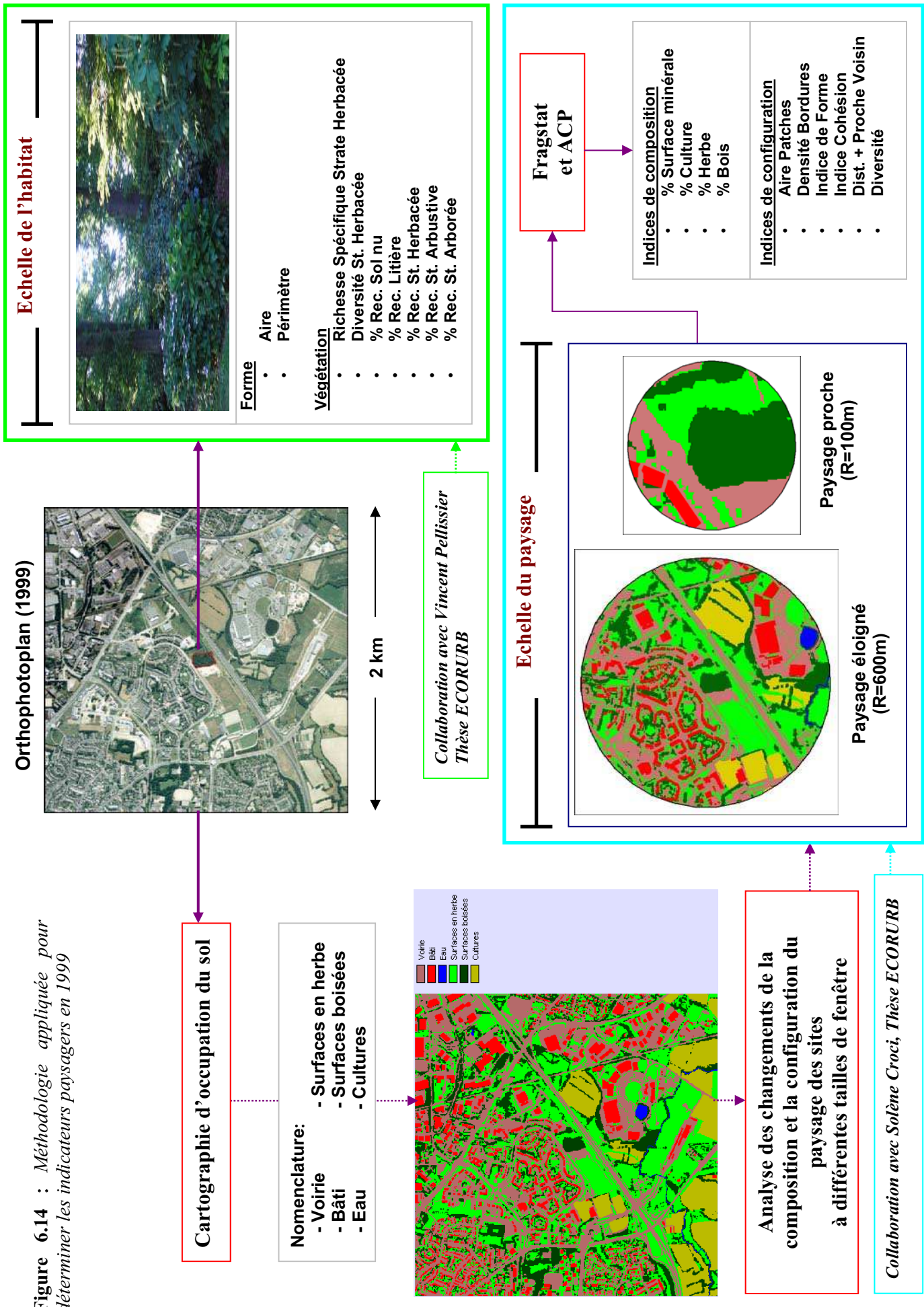


Tableau 6.3: Résultats des indicateurs calculés à l'échelle des boisements, à 100 m et à 600 m de chaque boisement (Croci et al., 2008)

Boisements		RB0	RB1	RB2	RB3	RB4	RB5	RB6	RB7	RB8	RB9	RB10	RB11	RB12
Echelle de l'habitat (boisements)														
Périmètre	573.45	477.23	561.28	442.83	386.44	446.59	491.67	370.19	374.14	451.92	465.75	323.26	438.03	
Aire (m ²)	21002.94	14986.98	6815.04	11774.26	10216.3	110792.9	13092.38	6269.98	4950.07	7140.44	5478.45	6170.53	9805.11	
Richesse Spécifique Strate Herbacée	14	34	41	27	25	19	24	26	29	30	9	6	12	
Diversité Strate Herbacée	2.25	2.55	2.67	2.53	2.29	2.60	2.74	2.79	2.52	2.67	1.30	0.82	1.40	
% Recouvrement Sol nu	0	21	21	15	39	20	4	7	38.50	19	67.50	67.50	69	
% Recouvrement Litière	80	53.33	80	100	96.67	71.67	95	100	100	90	93.33	100	99	
% Recouvrement Strate Herbacée	9	21.67	70	81.67	80	73.33	100	65	15.67	40	73.33	63.33	63.33	
% Recouvrement Strate Arbustive	75	81.67	63.33	40	11.67	16	4.33	20	21.67	0.67	5	16	25	
% Recouvrement Strate Arborée	61.67	65	88.33	70	81	65	46.67	85.33	86.67	76.67	96	73.33	71.67	
Echelle paysage proche (100m)														
Densité de Lisière (m)	1377.89	1199.41	904.55	619.23	892.33	684.14	713.54	431	339.67	867.45	233.64	715.6	200.86	
Aire des Taches (m ²)	462	383	571	1571	827	981	1208	2856	3490	952	3927	1428	6283	
Indice de Forme	1.79	1.54	1.56	1.96	1.85	1.7	1.94	1.82	1.56	1.77	1.42	1.89	1.47	
Distance moyenne + Proche Voisin	6.92	5.44	9.88	10.03	7.48	10.95	9.72	19.82	20.61	6.63	17.98	7.34	14.98	
Indice Cohésion	98.55	98.53	98.58	98.99	98.81	98.77	98.45	99.42	99.4	98.44	99.41	98.24	99.54	
Diversité de Shannon	1.23	1.11	1.16	1.1	0.88	1.23	1.34	0.74	0.81	1.48	0.59	1.05	0.69	
% Cultures	0	0	0	0	0	0	12.81	61.26	58.59	25.14	73.28	0	54.01	
% Surfaces Boisées	49.05	57.62	39.49	41.16	65.71	33.37	48.36	37.04	37.38	21.73	26.46	43.56	45.99	
% Surfaces en Herbe	14.5	19.24	6.72	29.35	20.22	29.66	23.36	0	4.04	33.36	0.25	36.46	0	
% Surfaces minérales	36.45	23.14	53.79	29.49	14.07	36.97	15.46	1.7	0	19.77	0	19.98	0	
Echelle paysage éloigné (600m)														
Densité de Lisière (m)	1639.84	1510.54	1379.76	1090.64	1335.15	1073.04	463.48	313.44	311.19	639.59	693	581.5	394.44	
Aire des Taches (m ²)	347	406	444	856	541	817	2647	5653	8630	1953	1216	2841	3221	
Indice de Forme	1.56	1.56	1.61	1.73	1.65	1.69	1.75	1.83	1.78	1.84	1.65	2.03	1.86	
Distance moyenne + Proche Voisin	5.66	5.55	5.34	6.27	6.19	8.24	10.11	18.74	11.67	11.72	8.19	9.87	8.8	
Indice Cohésion	99.62	99.62	99.62	99.46	99.3	99.49	99.47	99.66	99.81	99.19	99.19	99.27	99.44	
Diversité de Shannon	1.32	1.31	1.25	1.49	1.45	1.47	1.21	0.89	0.79	1.4	1.18	1.36	1.01	
% Cultures	0	0	0	9.33	0	2.66	51.82	70.36	62.57	39.77	59.82	35.13	66.29	
% Surfaces Boisées	15.47	16.38	14.83	14.26	23.12	26.83	17.68	18.3	34.64	16.44	15.28	19.24	19.96	
% Surfaces en Herbe	17.37	9.2	12.06	33.11	28.86	28.94	24.39	5.79	1.65	29.8	13.19	34.08	5.15	
% Surfaces minérales	66.52	72.67	71.17	42.59	43.5	40.34	5.87	5.55	1.14	12.13	11.71	10.51	8.6	

2.2.2.2. Etat actuel et typologie des boisements et de leur environnement à travers les indicateurs paysagers (1999)

2.2.2.2.1. A l'échelle des boisements

A l'échelle des boisements, les deux premières composantes de l'ACP (PC1 et PC2) expliquent respectivement 42.85 % et 19.44 % de l'inertie totale (**Figure 6.15**). Les premiers axes factoriels réunissent ainsi environ 60 % de l'inertie totale, la variance exprimée est assez 'modérée' mais aux vues de la projection des variables et des individus dans l'espace factoriel, elle est significative du gradient d'urbanisation. L'axe PC1 permet de discriminer les bois périurbains, caractérisés par un faible couvert végétal ou une présence considérable des sols nus, la présence de larges bois avec une couverture herbacée diversifiée situés au centre ville. L'agrégation de plusieurs sites périurbains (RB6, RB7, RB8, RB9 et RB12), suburbains (RB3, RB4 et RB5) et urbains (RB2) indique que ces sites ne sont pas hautement différenciés d'après ces variables. La discrimination des sites à partir de la première composante (PC1) est cohérente avec leurs localisations le long du gradient d'urbanisation.

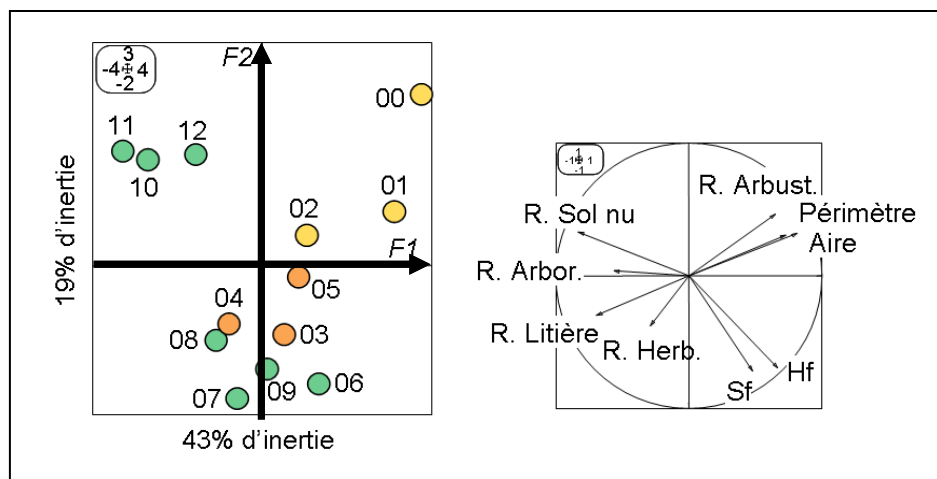


Figure 6.15 : Répartition de la végétation dans les boisements selon les deux premières composantes de l'ACP (Crocchi, 2007)

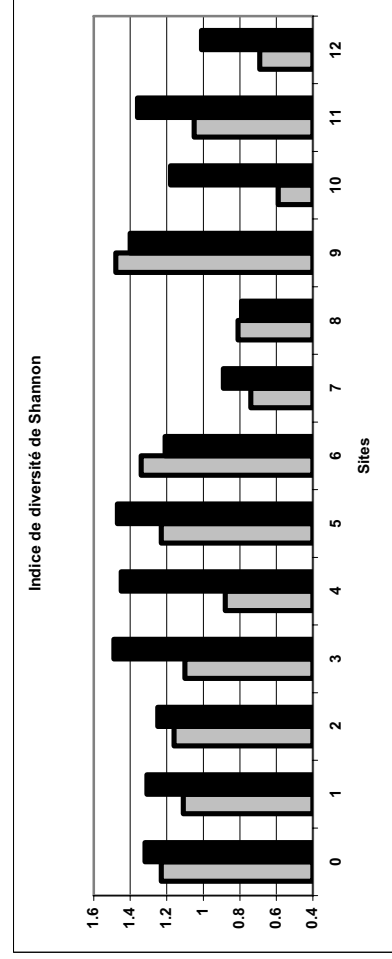
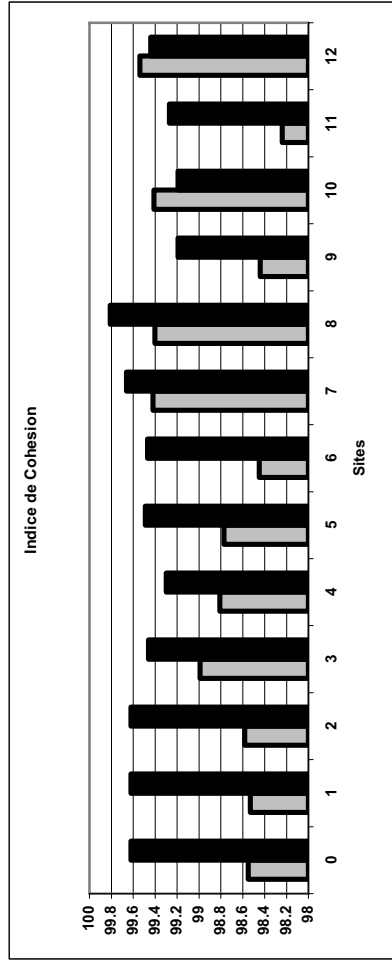
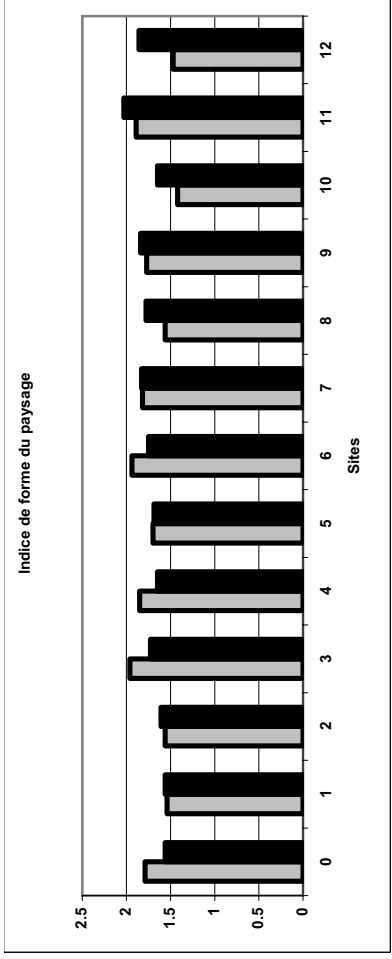
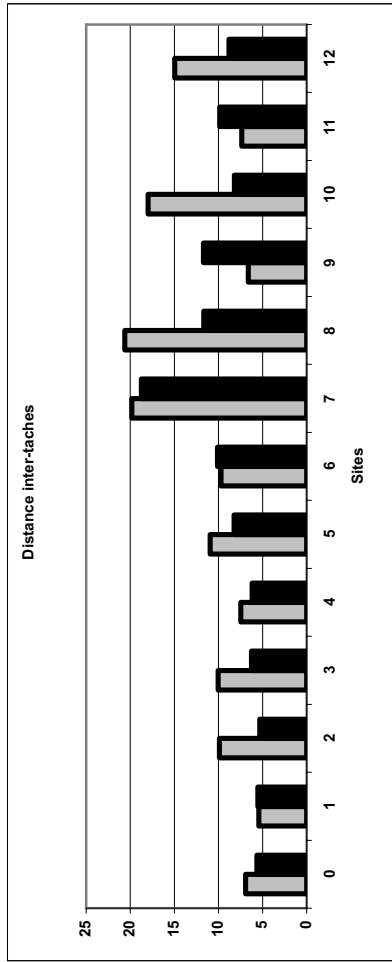
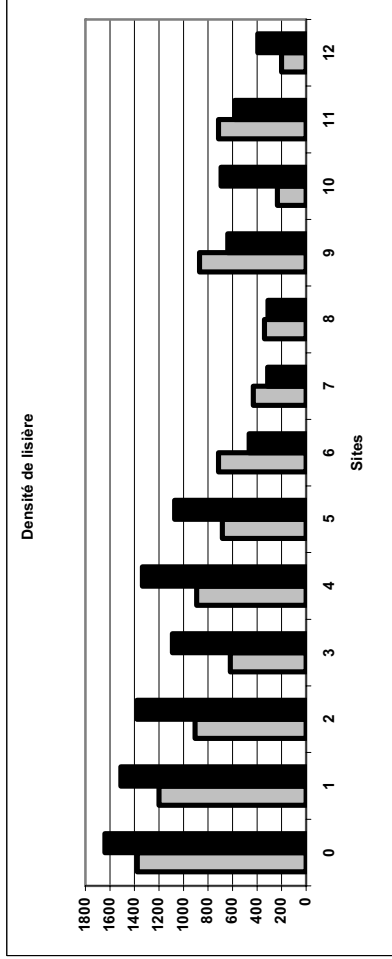
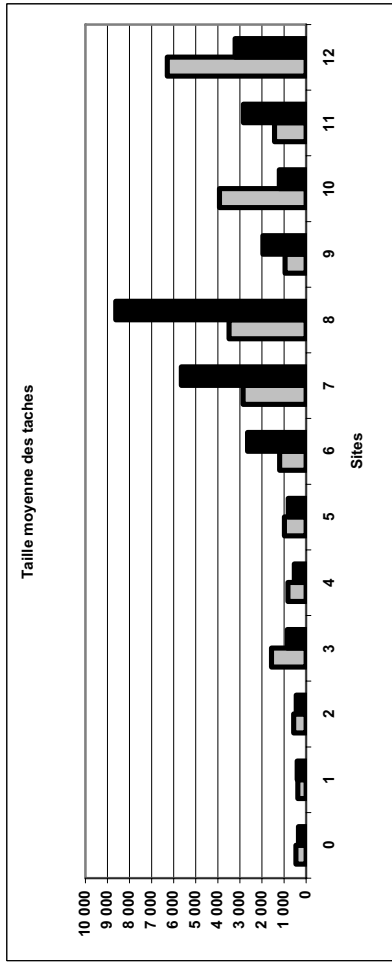
Ce gradient allant du secteur périurbain au centre est caractérisé par une hausse de la diversité des couverts herbacés et la taille des bois d'un côté, et une diminution des sols nus et sols couverts de litière. Sur l'axe PC2, les deux sites RB0 et RB12, qui ont de larges bois avec un couvert arbustif important se différencient des sites caractérisés par un couvert herbacé plus riche et diversifié (exemple des bois périurbains RB6, RB7 et RB9). Cependant, la discrimination des sites sur l'axe PC2 n'est pas compatible avec leurs localisations sur le gradient : les sites urbains (RB0, RB1 et RB2) ont un important couvert arbustif comme certains sites périurbains (RB10, RB11 et RB12). De plus, certaines différences de richesse et de diversité du couvert arbustif et herbacé entre les sites ne sont pas liées à l'urbanisation.

2.2.2.2.2. A l'échelle du paysage

- Analyse des métriques paysagères des sites

Une première lecture des métriques paysagères calculées aux deux échelles du paysage (à 100 et 600 m) montre des différences importantes en fonction de la nature du site et du type

d'indicateur (**Figures 6.16**). Néanmoins, on peut observer des tendances communes à certains sites selon les indicateurs.



Paysage proche à 100 m
 Paysage éloigné à 600 m

Figure 6.16 : Indicateurs paysagers calculés sur les sites Ecorurb à deux échelles du paysage 247

L'analyse de la taille moyenne des taches du paysage environnant les sites à une distance de 100 m révèle que les sites urbains et suburbains (RB0, RB1, RB2, RB3, RB4 et RB5) sont caractérisés par des taches de petite taille, alors que les sites périurbains sont formés de taches de taille beaucoup plus grande (**Figure 6.16**), ce qui apparaît logique, puisque les sites urbains et suburbains sont plus fragmentés que les sites périurbains. De même, les sites urbains et suburbains sont caractérisés par de fortes valeurs de densité de lisière (la plus forte densité de lisière étant enregistrée au niveau des sites urbains RB0, RB1 et RB2) ce qui montre leur niveau de fragmentation élevé, l'irrégularité et la complexité de leur forme, contrairement aux sites périurbains.

L'élargissement du voisinage des sites ne produit pas de différences significatives en ce qui concerne l'indice de taille moyenne des taches pour les sites urbains et suburbains, contrairement aux sites périurbains. Ce n'est pas le cas pour l'indice de densité de lisière pour lequel les valeurs à 600 m des boisements sont supérieures à celles observées à 100 m des boisements.

Par ailleurs, la distance inter-taches à 100 m est légèrement supérieure à celle qui est observée à 600 m pour tous les sites, à l'exception des sites périurbains RB9, RB11 qui présentent des valeurs légèrement supérieures à 600 m. Ces observations sont confortées par l'indice de cohésion qui présente des valeurs nettement plus élevées dans le cas du paysage éloigné, excepté pour le site RB10. Le comportement de ces deux indices aux deux échelles de paysage montre que la connectivité des éléments paysagers est plus faible dans le cas d'un paysage proche que d'un paysage éloigné.

La réponse de l'indice de forme du paysage ne varie quasiment pas en fonction de la taille de fenêtre, et ce quelque soit le site.

A l'exception de certains sites (RB9, RB8 et RB6), qui ont quasiment la même valeur aux deux échelles, globalement, plus le paysage pris en compte est large, plus la diversité d'occupation du sol est élevée. Le site suburbain RB4 a la particularité de contenir toutes les classes d'occupation du sol grâce au parc des Gayeulles et de contenir des sols agricoles.

- Typologie des sites dans un environnement de 100 m de rayon

Les deux axes PC1 et PC2 représentent respectivement 68.63 % et 12.17 % de la variance totale (**Figure 6.17**). Les 2 premiers axes factoriels expriment environ 80 % de l'inertie ce qui est plus significatif que dans le cas précédent. Sur l'axe PC1, quatre sites périurbains (RB10, RB8, RB7 et RB12), situés dans un paysage caractérisé par de larges parcelles connectées et appartenant à la classe cultures, se distinguent nettement des autres sites situés dans un environnement plus fragmenté et dans un paysage diversifié constitué principalement de surfaces en herbe et de surfaces bâties. La discrimination des sites sur l'axe PC1 n'est pas compatible avec leurs localisations sur le gradient rural-urbain, mais tient plutôt des différences dans la composition et la configuration des paysages autour des bois. Sur l'axe PC2, les bois sont discriminés par rapport à l'abondance du couvert forestier et la diversité de l'occupation du sol au sein de l'environnement des sites.

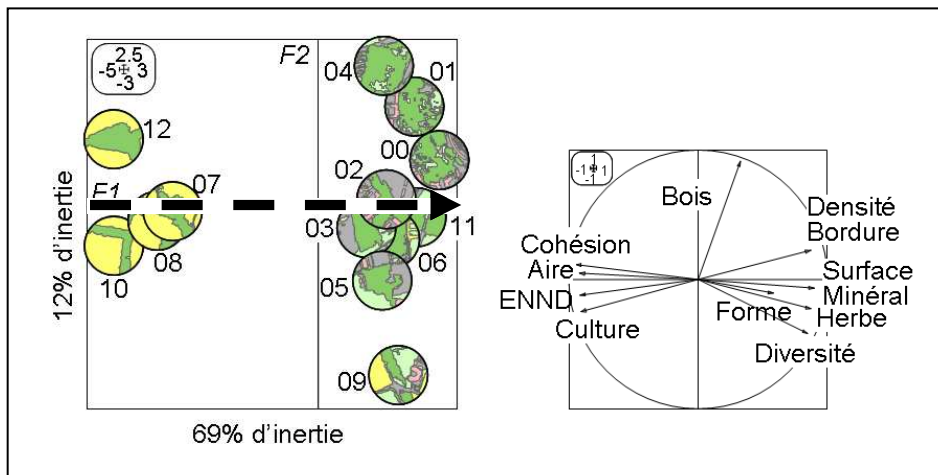


Figure 6.17 : Paysage à 100 m du centre des boisements selon les deux premières composantes de l'ACP (Croci, 2007)

- Typologie des sites dans un environnement de 600 m de rayon

Le deux composantes PC1 et PC2 permettent d'expliquer respectivement 58,16 % et 23,78 % de l'inertie totale (**Figure 6.18**). La première composante principale PC1 permet de discriminer les sites périurbains dominés par de grandes parcelles de culture, des sites urbains et suburbains dominés par une présence des surfaces bâties et caractérisés par une forte diversité des classes d'occupation du sol, de faibles valeurs de l'indice mesurant la distance inter-taches, et d'une forte fragmentation à travers une faible valeur de la taille moyenne des taches et une forte densité de lisière (**Tableau 6.3**). La répartition des bois le long de l'axe PC1 est compatible avec leur localisation sur le gradient rural-urbain. A cette échelle du paysage, en allant du secteur périurbain vers le centre, le gradient d'urbanisation est caractérisé par un remplacement des cultures par les surfaces bâties, une augmentation de la fragmentation et une diminution de la distance inter-taches.

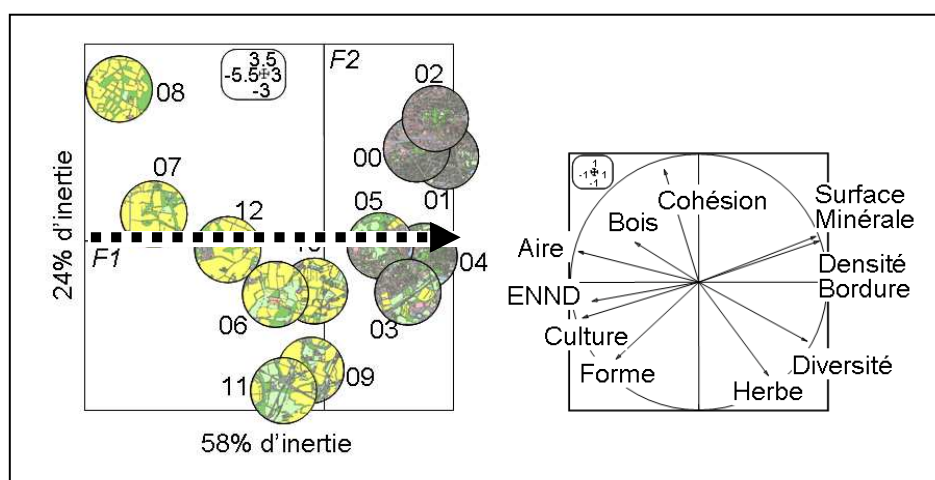


Figure 6.18 : Paysage à 600 m du centre des boisements (Croci, 2007)

La composante PC2 permet de discriminer les bois dont le paysage est bien connecté des bois dont le paysage environnant est dominé par les surfaces en herbe, des taches moins connectées, mais d'une forme plus régulière.

2.2.2.3. Évolution des indicateurs de 1952 à 1999 et trajectoires d'évolution des sites

2.2.2.3.1. À l'échelle de l'ensemble des sites

L'étude de l'évolution du paysage des sites dans une fenêtre carrée de 500_m x 500_m est menée à travers l'analyse des deux premiers axes de la PTA (**Figure 6.19**). Sur l'axe 1 qui concentre 53,43% de la variance totale, les variables « Bâti » et « Réseau routier » sont corrélées positivement avec les indices de fragmentation tel que le nombre de taches. Plus un site est urbanisé, plus il est fragmenté. L'axe 1 oppose ces variables à la variable « Cultures ». L'axe 1 peut donc être interprété comme le gradient d'urbanisation qui discrimine les paysages ruraux avec de larges parcelles agricoles d'un côté des paysages urbains plus fragmentés de l'autre. L'axe 2 qui concentre 20,32 % de la variance totale, oppose les variables « Surfaces en herbe » et « Taille des taches » à la variable « Surfaces boisées ». Cet axe peut être interprété comme un gradient de boisement qui discrimine les sites qui sont composées majoritairement de « Surfaces boisées » de ceux qui comprennent surtout des « Surfaces en herbe ».

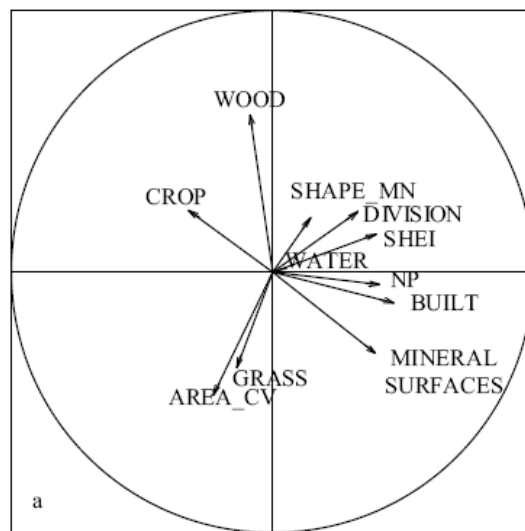


Figure 6.19 : Les variables paysagères dans le plan des axes 1 et 2 du compromis de la PTA (1) (Lefebvre et al., 2009)

La projection des huit sites sur les axes 1 and 2 (**Figure 6.20**) met en évidence les sites qui ont des trajectoires paysagères différentes. Chaque site est représenté par une ellipse, qui est une représentation synthétique de leur évolution aux cinq dates retenues. La forme des ellipses traduit les changements intervenus entre 1952 et 1999. Ainsi, les ellipses des sites RB1, RB 3, RB4 et RB8 sont allongées le long de l'axe 1, ce qui montre l'importance de l'urbanisation sur ces sites. Les ellipses des sites RB2, RB5, RB6 et RB11 sont étirées le long de l'axe 2, ce qui met en évidence l'extension des surfaces boisées sur ces sites. Les ellipses des sites RB3, RB4, RB5, RB6 et RB8 sont moins étendues que les autres, ce qui montre un changement plus modéré. La distance entre les sites à chacune des dates souligne les différences entre les sites d'une date à l'autre. Ainsi, on peut distinguer trois groupes de sites ayant des trajectoires paysagères similaires : le site RB8, qui est surtout corrélé aux variables

« Cultures » et « Surfaces boisées » est le site le plus éloigné du centre ville. Il est resté rural et n'a pas été affecté par l'étalement urbain. A l'opposé, les sites RB1 et RB2, très fragmentés et corrélés principalement aux variables « Bâti » et « Réseau routier », situés près de l'hyper centre ville, sont restés urbains. Les sites RB3, RB4, RB5, RB6 et RB11, qui sont centrés sur le milieu des deux axes et sont caractérisés par un poids quasi-identique de toutes les variables paysagères, et qui se situent entre ville et campagne, se sont urbanisés entre 1952 et 1999. Le site RB11, qui était rural en 1952, se définit aujourd'hui comme un site suburbain.

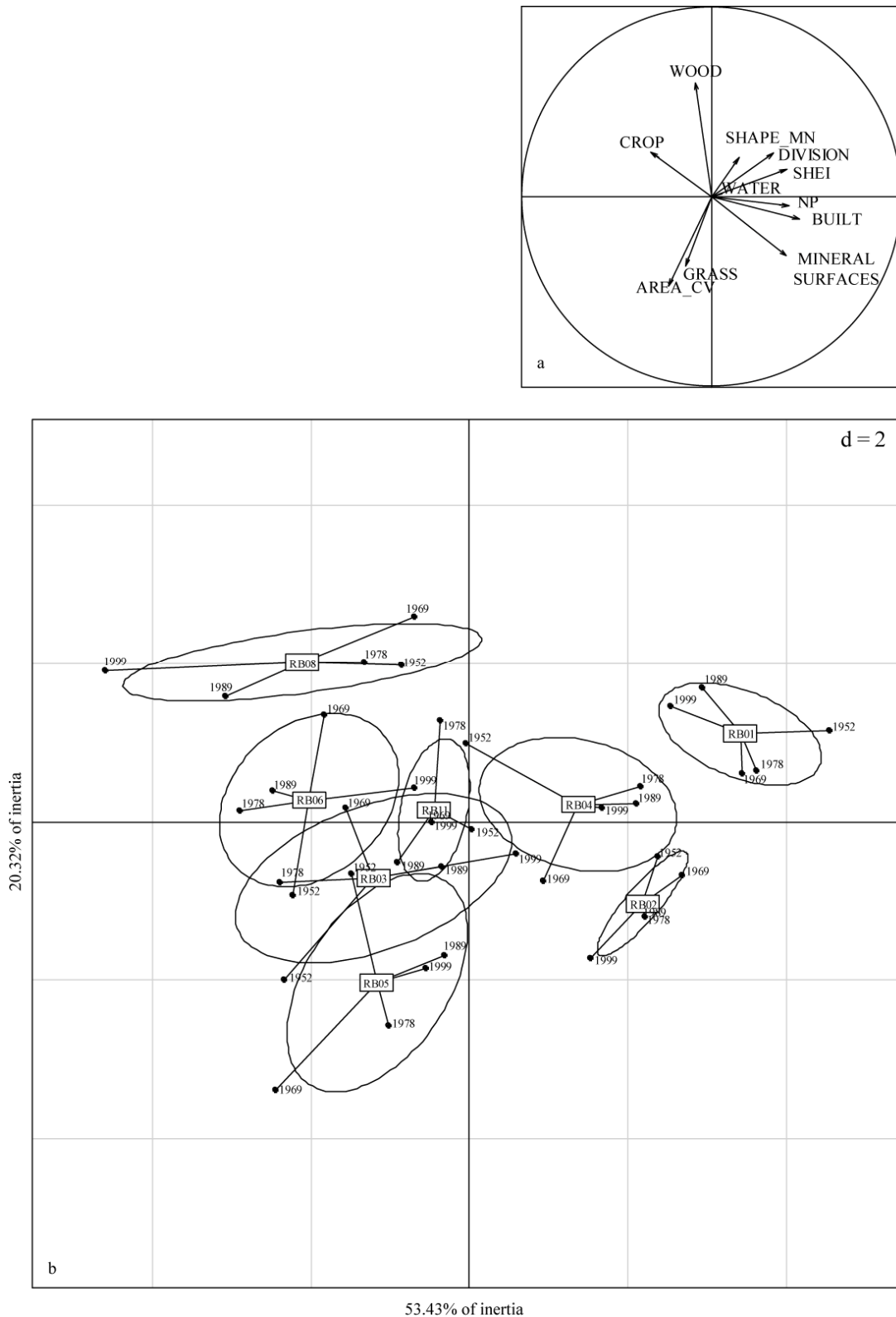


Figure 6.20 : Projection des sites dans le plan des axes 1 et 2 du compromis de la PTA (1) (Lefebvre et al., 2009)

2.2.2.3.2. À l'échelle de chacun des sites

L'analyse de la représentation par site des changements intervenus aux cinq dates entre 1952 et 1999 obtenue à l'issue de la deuxième étape de la PTA (**Figure 6.21**) montre que l'axe 1 qui concentre 74,6 % de la variance totale (**Figure 6.21-a**) oppose les variables « Bâti », Réseau routier » et les indices de fragmentation aux autres variables telles que les cultures. Cet axe représente le gradient d'urbanisation. L'axe 2, qui concentre 21.2 % de la variance totale et qui est très corrélé avec la variable « Surfaces boisées », représente le gradient de boisement. La projection des sites sur les deux premiers axes (**Figure 6.21-c**) illustre l'évolution de chacun des sites au cours de la période d'étude jalonnée par les cinq dates le long de ces gradients d'urbanisation et de boisement.

La distance entre deux dates pour un même site représente l'intensité du changement intervenu sur chaque site : plus la distance est élevée, plus le changement est important. La plupart des changements observés concernent les sites suburbains RB3, RB4, RB5, RB6 et RB11, bien marqués par l'urbanisation entre 1952 et 1999. Une diminution des boisements est observée sur la plupart des sites entre 1952 et 1969. Elle est principalement due à la disparition des vergers présents en 1952 (**Figure 6.21-d**). Les sites urbains RB1 et RB2 n'ont pas connu de changements significatifs, mais ils ont toutefois des trajectoires différentes : le site RB2 est caractérisé par une diminution des boisements entre 1952 et 1969, tandis que le site RB1 a vu ses surfaces boisées augmenter entre 1978 et 1989. Le site rural RB8 ne connaît pas de changements importants sur la période 1952-1999 : ces changements apparaissent majorés sur la **figure 6.21-d**, car ce site s'oppose à tous les autres qui suivent le même modèle d'urbanisation. Ainsi, cette seconde procédure de la PTA complète la première en mettant davantage en évidence les différences d'états paysagers des sites.

A partir de l'observation de l'évolution des sites sur les plans 1 et 2 du compromis de la PTA, on peut définir deux périodes d'urbanisation :

- La période 1969-1978 qui correspond à la création des grands ensembles ou éléments de bâtis (université Rennes 1, RB 4) ou périphérique (RB4) (**Figure 6.21d**) ;
- La période 1978-1999 qui correspond à la création de lotissements (**Figure 6.21-d**).

On peut également observer que les sites peuvent avoir un paysage actuel (en 1999) similaire, alors qu'ils ont connu des trajectoires différentes. Par exemple, les sites RB3 et RB4, tous deux classés comme sites suburbains en 1999, ont connu des évolutions différentes illustrées par la **figure 6.21-d** par leur parcours différents sur le long des gradients d'urbanisation et de boisement : leur urbanisation s'est effectuée à des périodes différentes, donc selon des modes différents ; le taux de surfaces boisées des deux sites RB3 et RB4 sont comparables en 1952 et 1999, tandis que les boisements de 1999 ont été presque complètement implantés depuis 1952 pour le premier, alors que la plupart d'entre eux étaient déjà présents en 1952 pour le second. Autre exemple, les sites RB6 et RB11 qui sont aujourd'hui classés comme des sites périurbains, étaient des sites ruraux en 1952. Toutefois, le premier a connu une urbanisation importante mais très tardive, de 1989 à 1999, tandis que le second a été urbanisé plus tôt et très progressivement, un début d'artificialisation étant observé dès 1952. Or, ces différences d'évolution paysagères peuvent être à l'origine des différences observées aujourd'hui en terme de biodiversité.

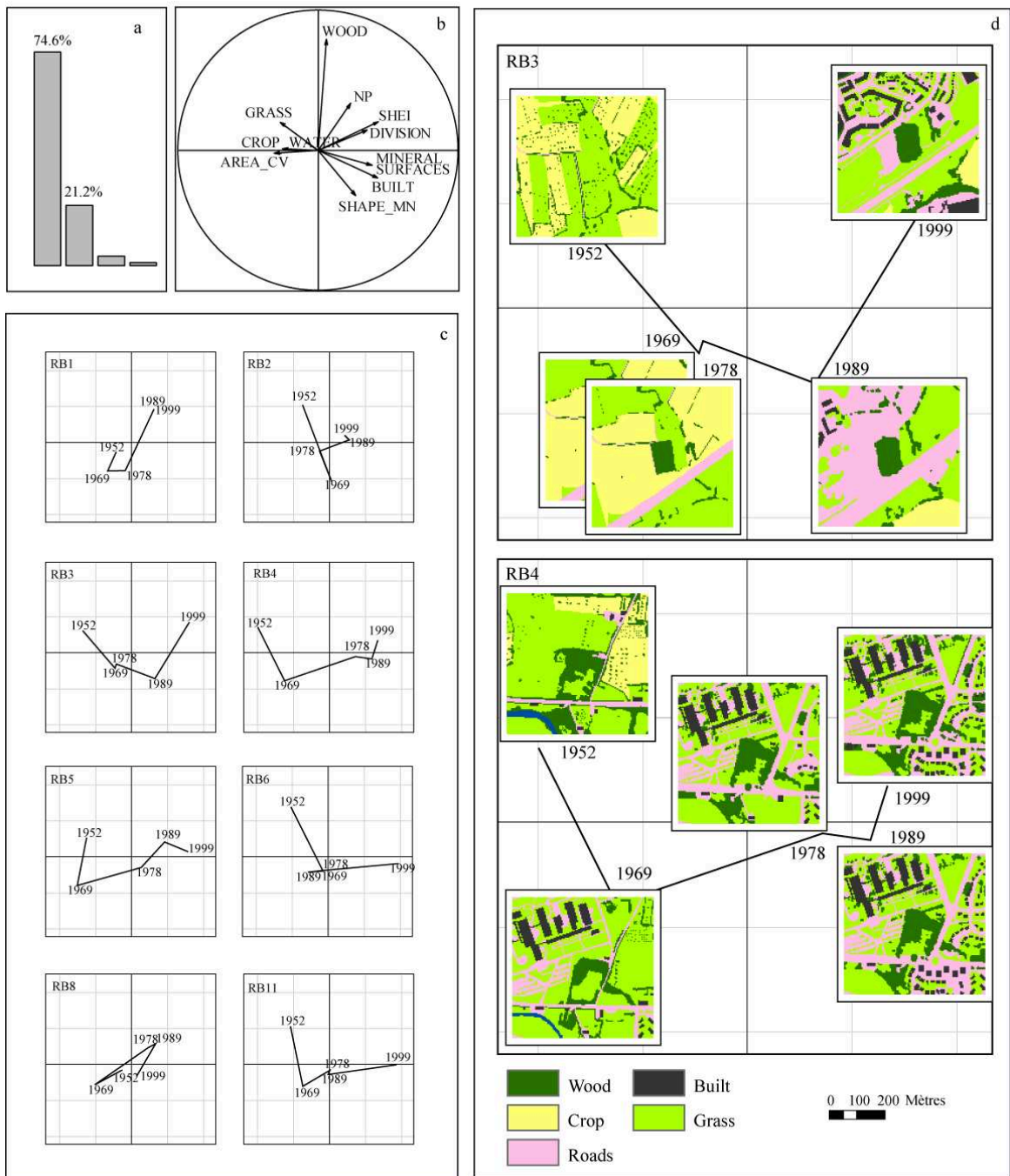


Figure 6.21 : Variabilité des dynamiques paysagères à l'échelle des sites de la PTA (2) : (a) Diagramme des vecteurs propres b) Plan 1-2 du compromis (c) Représentation graphique des sites dans le plan factoriel 1-2 du compromis (d) Projection des sites suburbains RB3 et RB4 dans le plan factoriel 1-2 du compromis avec des extraits cartographiques (Lefebvre et al., 2009)

Synthèse

A l'échelle de Rennes Métropole, l'analyse des changements d'occupation du sol observés à partir d'une série d'images satellitaires au cours de la période 1984 à 2005 illustre une nette progression du tissu urbain. Cette artificialisation du territoire induit des transformations qui modifient la composition et la configuration de la structure paysagère. Appréhender l'ensemble des modifications de l'organisation spatiale des éléments du paysage et en particulier la caractérisation des surfaces artificialisées ne peut se faire avec un simple croisement de cartes d'occupation du sol qui ne capte que des changements de composition du paysage. L'utilisation des métriques paysagères permet de rendre compte en même temps de ces changements de composition, mais aussi de modifications de l'organisation du paysage à travers les notions d'hétérogénéité, de connectivité et de fragmentation de l'espace.

Les résultats obtenus après analyse et confrontation des différentes métriques calculées à partir des classifications effectuées sur les cinq scènes satellitaires de 1984 à 2005, mettant en évidence l'emprise de la tache urbaine, montrent de fortes transformations sur la période 1984-2005, puis une évolution moins marquée à partir de 1995, les valeurs de ces indices restant globalement stables entre 2000 et 2005. Les indices de composition et de configuration paysagère calculés avec des fenêtres mobiles de différentes tailles sur Rennes Métropole en 2000 montrent la forte fragmentation des surfaces urbanisées et des espaces verts, la faible connectivité des espaces verts entre la ville et la périphérie, ainsi que l'absence de connectivité entre espaces verts au centre-ville.

L'analyse effectuée à l'échelle des sites le long d'un gradient ville-campagne en 1999, qui reflète dans ce cas l'état du paysage considéré comme « actuel », montre que plus on s'éloigne de la campagne vers la ville, plus les taches agricoles sont remplacées par des taches de type bâti ou voirie. Ceci se traduit par une augmentation du nombre de taches, une diminution de leur taille moyenne et une complexification de leur forme par une augmentation de la densité de lisières. Une ACP a permis d'établir une première typologie des sites le long d'un gradient d'urbanisation d'une part, et d'un gradient de boisement d'autre part. Par ailleurs, l'analyse de l'évolution de ces métriques paysagères sur les sites de 1952 à 1999 montre des trajectoires différenciées. Une PTA a permis d'affiner la typologie obtenue avec l'ACP en mettant en évidence les sites ayant des trajectoires d'évolution similaires et ou contraire en différenciant des sites qui ont un paysage « actuel » similaire, mais des évolutions différentes, tant au niveau du taux d'urbanisation que du taux de boisement/déboisement.

La fragmentation des taches réduit la connectivité du paysage et affecte les processus écologiques de plusieurs manières. Les changements de surface, de forme et de complexité des taches modifient la composition et la configuration du paysage, ce qui a priori induit des changements au niveau de la richesse des espèces, leur distribution et la persistance des populations. Par ailleurs, on peut aussi émettre l'hypothèse que l'historique de l'évolution du paysage, qui entraîne des différences d'état des surfaces (des surfaces boisées d'âges différents ont une composition et une organisation internes différentes) a aussi des conséquences sur la richesse des espèces, leur distribution et la persistance des populations.

2.3. L'impact des changements observés à l'échelle des sites sur la biodiversité

L'objectif de ce chapitre est d'analyser les relations paysages-biodiversité. Les indicateurs relevant de l'écologie du paysage sont mis en relation avec des données biologiques, afin d'étudier la réponse des espèces animales et végétales à la structuration actuelle et passée des habitats et de leur environnement.

Ce chapitre reprend en les résumant des travaux effectués dans le cadre du programme ECORURB : les thèses de Solène Croci (Croci, 2007) et de Vincent Pellissier (Pellissier, 2006) et trois articles, dont deux publiés respectivement dans les revues Landscape Ecology (Croci, Butet, Georges, Aguejdad et Clergeau, 2008) et Applied Vegetation Science (Pellissier, Rozé, Aguejdad, Quénot et Clergeau, 2008) et un soumis dans Landscape Ecology (Lefebvre, Hubert-Moy, Croci, Aguejdad et Butet, 2009). Dans ce chapitre, les méthodologies mises en œuvre pour mettre en relation les paysages et les données biologiques sont brièvement exposées et les principaux résultats sont rapportés. Pour plus de détails, le lecteur pourra se reporter aux thèses et articles cités ci-dessus.

2.3.1. La réponse des espèces à la structuration actuelle des habitats et de leur environnement

Les relations entre les paysages actuels (en 1999) et les données biologiques sont étudiées successivement à travers les communautés animales puis les communautés végétales.

2.3.1.1. Réponse des espèces animales

L'objectif du travail réalisé est d'étudier l'impact de la modification de la matrice paysagère, due au phénomène d'urbanisation, sur les communautés animales d'un même type d'habitat (boisements). On cherche à savoir si ces communautés répondent au gradient d'urbanisation et comment.

2.3.1.1.1. Méthodologie

La mise en relation des données de l'occupation du sol et du paysage avec des données biologiques a été effectuée pour trois taxons aux capacités de dispersion différentes : les oiseaux, les carabes et les micromammifères. En plus de l'abondance, ces espèces sont décrites par trois variables (**Annexe 7.1**) : la richesse spécifique (S), l'indice de diversité de Shannon (H') et la moyenne de l'indice de dominance de Simpson (D).

Les modifications de la végétation, du paysage proche (100 m) et du paysage éloigné (600 m) le long du gradient d'urbanisation ont été traduites en une variable simple avec une ACP (**Voir chapitre 6 2.2.2**). Une analyse de la partition de la variance (**Annexe 7.2**) a ensuite été appliquée pour chaque taxon afin d'évaluer dans quelle mesure chacune de ces trois variables (habitat, paysage à 100 m et paysage à 600 m) explique les variations de structure des communautés et d'identifier les échelles de sensibilité pour chacun des taxons. Dans ce cas, les variables relatives aux taxons sont les variables à expliquer et les variables environnementales sont les variables explicatives. A l'échelle des boisements, les deux premières composantes (PC1 et PC2) ont été prises en compte dans l'analyse de la partition de la variance et les corrélations de Spearman car le pourcentage de l'information expliquée par

la première composante principale (PC1) à elle seule n'atteint pas 50 % de l'inertie totale. A l'échelle du paysage (à 100 m et à 600 m), seule la composante (PC1) a été prise en compte dans l'analyse de partition de la variance et les corrélations de Spearman du fait que la variance expliquée par cette composante dépasse 50 % de l'inertie totale.

Ces analyses permettent de déterminer l'échelle de sensibilité de chaque taxon, c'est-à-dire l'échelle à laquelle les variations environnementales dues à l'urbanisation affectent le plus la structure des communautés (les indices S, H' et D). Afin de mieux caractériser les impacts de l'urbanisation sur la biodiversité, la réponse de chaque taxon a alors été caractérisée à travers des corrélations entre les variables décrivant la structure de ces communautés le long du gradient d'une part, et la variable décrivant les modifications de son échelle de sensibilité d'autre part.

2.3.1.1.2. Réponse de la communauté d'oiseaux

L'analyse de la partition de la variance indique que 38,79 % de la variation de la structure observée des communautés d'oiseaux entre les différents boisements est significativement ($P=0,016$) liée aux différences entre les boisements à l'échelle de l'habitat, c'est-à-dire à la végétation présente dans les bois (**Figure 7.1**). L'apport des deux échelles « paysage proche à 100 m » et « paysage éloigné à 600 m » prises individuellement dans l'explication de la variance de la structure de la communauté d'oiseaux reste non significatif, puisque la variance expliquée par ces deux échelles est respectivement de 3 % et 1 %. La combinaison des trois échelles explique 18 % de la variance. Enfin, un quart de la variance (25 %) reste non expliquée par les variables paysagères aux trois échelles retenues.

Ces résultats montrent que les différences observées au niveau de la structure de communauté d'oiseaux entre les sites sont principalement dues aux différences dans la végétation présente dans les boisements. Les résultats des corrélations entre les indices de structure des communautés animales (S, H', D) et les coordonnées des sites dérivées de l'ACP appliquée aux variables environnementales (paysagères) aux trois échelles (**Tableau 7.1**) montrent que seule la diversité est significativement et positivement corrélée avec les coordonnées des sites sur l'axe 1 de l'ACP à l'échelle des boisements. En effet, la richesse spécifique (S) augmente en ville. La richesse spécifique de la communauté d'oiseaux augmente aussi avec la taille des boisements et l'augmentation de la diversité du recouvrement arbustif et herbacé.

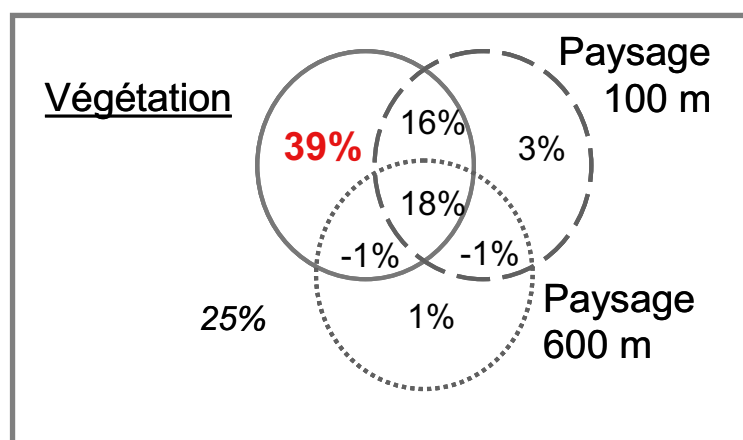


Figure 7.1 : Analyse de la partition de la variance pour la communauté d'oiseaux (Croci et al., 2008)

Tableau 7.1 : Résultats des corrélations de Spearman entre les indices de structure des communautés animales (S, H', D) et les coordonnées des sites dérivées de l'ACP appliquée aux variables environnementales (paysagères) aux trois échelles : échelle des boisements, à 100 m et à 600 m des boisements (Croci et al., 2008)

		Oiseaux			Carabes			Micromammifères		
		S	H'	D	S	H'	D	S	H'	D
Echelle de l'habitat	PC1	0.835**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	PC2	ns	ns	ns	ns	-0.804**	ns	-0.662*	ns	ns
Paysage à 100 m	PC1	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Paysage à 600 m	PC1	ns	ns	ns	-0.870**	-0.720*	ns	ns	ns	ns

Les niveaux de signification des tests : * $0.01 \leq P < 0.05$, ** $0.001 \leq P < 0.01$; ns (non significatif).

2.3.1.1.3. Réponse de la communauté des petits mammifères

L'analyse de la partition de la variance révèle que 74 % de la variabilité de la communauté des micromammifères observée est significativement ($P=0,02$) liée aux différences entre les boisements à l'échelle de l'habitat, c'est-à-dire à la végétation présente dans les boisements (**Figure 7.2**). L'apport de la prise en compte du paysage proche à 100 m à l'explication de la variance de la structure de la communauté de petits mammifères est non significatif, tandis que celui du paysage éloigné à 600 m s'élève à 19 %. Enfin, un quart de la variance (24 %) reste non expliquée par les variables paysagères aux trois échelles retenues.

Les résultats montrent qu'à l'échelle des boisements, la richesse spécifique est corrélée négativement aux coordonnées des sites sur l'axe 2 de l'ACP (**Tableau 7.1**), en particulier avec le couvert herbacé. La richesse spécifique des micromammifères, dont la variation des effectifs en ville est importante, diminue quand la strate herbacée diminue. Ainsi, la structure de la communauté des micromammifères est liée à la végétation présente dans les boisements et réagit à l'échelle de l'habitat indépendamment du gradient d'urbanisation.

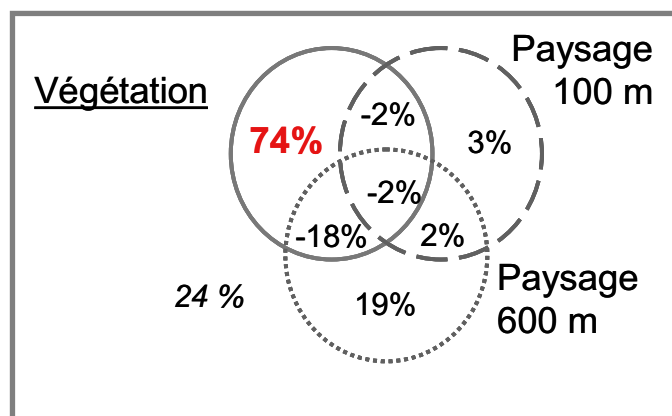


Figure 7.2 : Analyse de la partition de la variance pour la communauté des micromammifères (Croci et al., 2008)

2.3.1.1.4. Réponse de la communauté de carabes

Les différences entre les boisements dans un environnement paysager éloigné de 600 m expliquent 22 % de la variabilité de la structure de communauté des carabes ($P=0.029$), (**Figure 7.3**). La prise en compte simultanée des deux échelles (100 et 600 m) explique 14 % de la variabilité, tandis que 23 % de cette dernière est expliquée par la combinaison des trois

échelles. La part de la variation expliquée par les deux autres échelles (échelle des boisements et échelle du paysage à 100 m) reste non significative, tandis que 19 % de la variabilité reste non expliquée par les trois échelles retenues (**Figure 7.3**).

A l'échelle du paysage éloigné à 600 m, la richesse spécifique et la diversité de la communauté de carabes sont significativement et négativement liées à la première composante de l'ACP (**Tableau 7.1**). Ces résultats montrent que la communauté des carabes est affectée par les changements d'occupation du sol, essentiellement d'origine anthropique, à une échelle éloignée. En effet, le processus d'urbanisation à travers l'artificialisation du territoire, le remplacement des parcelles de cultures par des surfaces bâties, l'augmentation de la fragmentation selon un gradient d'urbanisation impacte négativement la richesse spécifique et la diversité de la communauté des carabes.

A l'échelle des boisements, la diversité est négativement corrélée aux variables paysagères sur l'axe 2 de l'ACP (**Tableau 7.1**). La diversité des carabes se réduit avec la diminution du recouvrement arbustif du couvert herbacé.

Plus de 50 % des espèces recensées sont situées dans les bois urbains, alors que les modifications du paysage dues à l'urbanisation réduisent la richesse spécifique et la diversité de la communauté de carabes. En résumé, la richesse spécifique et la diversité de la communauté des carabes à l'échelle du paysage diminuent en ville. A l'échelle des boisements, la diversité diminue quand la proportion occupée par le sol nu augmente. Ces résultats montrent le rôle de l'habitat et l'intérêt que présente l'environnement des boisements pour la communauté des carabes.

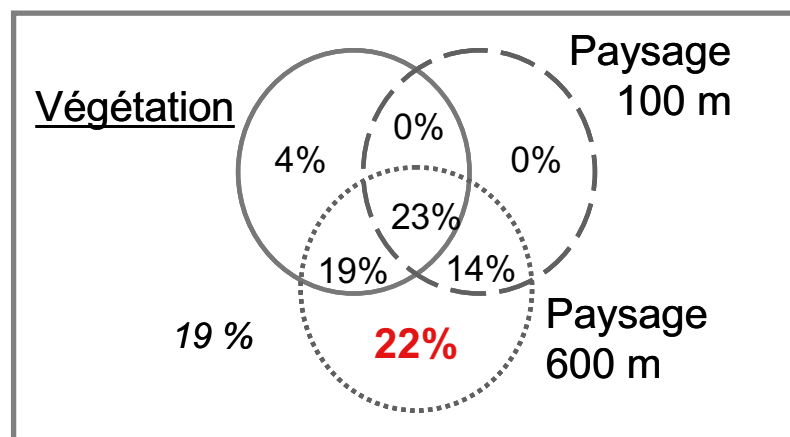


Figure 7.3 : Analyse de la partition de la variance pour la communauté de carabes (Crocchi et al., 2008)

Grâce à leur capacité de dispersion, les communautés d'oiseaux semblent insensibles à la matrice urbaine. Pour ces communautés, la qualité de la végétation présente dans les boisements a plus d'importance. La minéralisation et la fragmentation du paysage autour des boisements impacte négativement les communautés de carabes en rendant leur dispersion dans la matrice urbaine difficile. Les micromammifères semblent être sensibles aux différences de végétation dans les boisements, indépendamment du gradient d'urbanisation.

2.3.1.2. Réponse des espèces végétales

L'objectif du travail réalisé est d'étudier l'impact de la modification de la matrice paysagère, due au phénomène d'urbanisation, sur les communautés végétales. On cherche à savoir si ces communautés répondent au gradient d'urbanisation et comment.

2.3.1.2.1. Méthodologie

Dans le cadre d'un travail interdisciplinaire de mise en relation des données de l'occupation du sol avec des données sur la composition spécifique de la végétation et de la banque de graines, neuf sites parmi les douze sites ECORURB ont été retenus. Dans chaque site, 10 quadrats de 1 m² ont été répartis aléatoirement et 90 plateaux ont été utilisés pour faire germer les graines. Un relevé de végétation a été effectué dans chacun des sites.

Afin d'analyser la composition spécifique de la végétation et de la banque de graines, deux ACP ont été réalisées sur des matrices de données (la proportion relative pour la végétation, et la densité de graines pour la banque de graines). Ces données ont d'abord été transformées en matrice de probabilité de présence ($p_i = r_i / (1 \sum_j r_j)$) où P_i est la probabilité des espèces i trouvées dans l'unité d'échantillonnage, R_i étant la proportion relative des espèces i pour la végétation ou la densité des espèces i dans le sol pour les données de la banque de graines. Une ANOVA a été appliquée sur les données de densité de graines.

2.3.1.2.2. Composition taxonomique de la végétation

Un total de 121 espèces sont identifiées dans les 90 quadrats et réparties comme suit: 46 espèces (38 %) en secteur urbain, 49 (40 %) en secteur suburbain, et 70 (58 %) en quadrats périurbains. 10 de ces espèces (8 %) se trouvent dans les trois secteurs.

Le plan factoriel formé par les deux premières composantes principales de l'ACP effectuée sur les données de végétation (**Figure 7.4**) permet de distinguer les trois zones étudiées (urbaine, suburbaine et périurbaine). Le premier axe, qui explique 14,9 % de l'inertie, oppose les quadrats périurbains aux autres sites. Le deuxième axe, qui explique 13 % de l'inertie totale, différencie les quadrats urbains et suburbains. L'axe-1 reflète le gradient d'urbanisation : les sites urbains, caractérisés par une forte présence des surfaces minéralisées et une absence des cultures, se positionnent à gauche du graphique. Les quadrats périurbains sont caractérisés par une forte probabilité de présence des deux espèces *Holcus mollis* et *Holcus lanatus* (**Annexe 7.3**). La principale espèce suburbaine est la *Geum urbanum*, tandis que *Agrostis stolonifera* et *Poa annua* ont une forte probabilité de présence (p_i) en zone urbaine. Certaines espèces sont communes aux deux ou trois niveaux d'urbanisation telles que *Rubus fruticosus* pour les deux secteurs suburbain et périurbain et *Hedera helix* pour les trois secteurs.

L'ACP illustre clairement une modification des patterns en fonction du degré d'urbanisation. Les sites périurbains, moins exposés aux impacts de l'urbanisation, se distinguent nettement des sites suburbains et urbains. Comme l'environnement suburbain semble être fréquemment plus perturbé à cause d'une forte fréquence des nouvelles constructions, ces sites périurbains se démarquent des sites urbains. Ces résultats, conformes aux travaux déjà publiés (**Truscott et al., 2005**), montrent que ce changement dans les patterns floristiques semble être lié à la réponse fonctionnelle de la communauté de plantes, la flore urbaine étant apparemment plus nitrophile que la flore périurbaine.

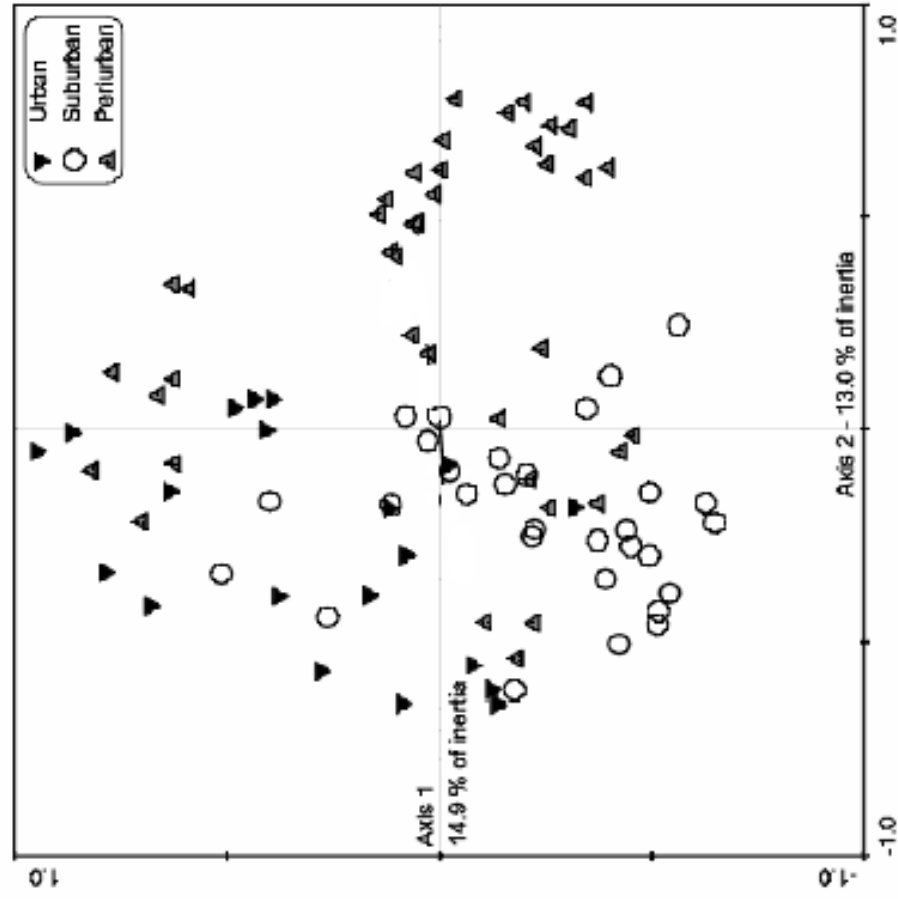
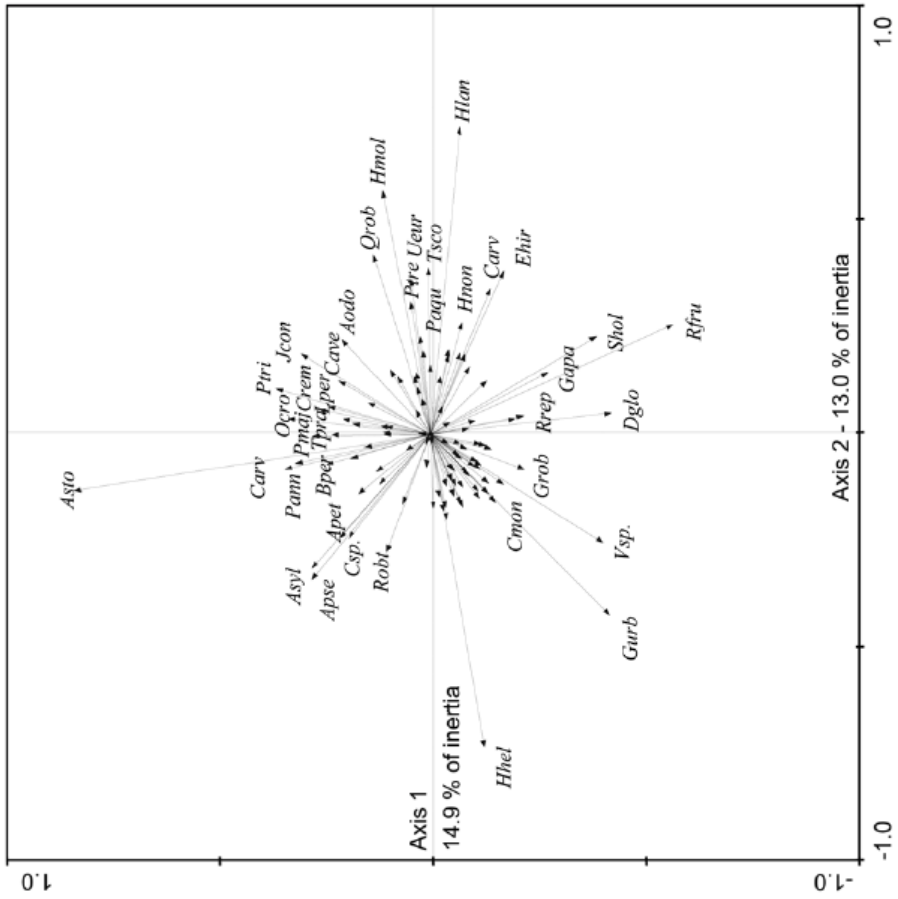


Figure 7.4 : A gauche : projection des quadrats sur les deux premières composantes principales de l'ACP à partir des relevés de végétation ; A droite : projection des espèces végétales sur les deux premiers axes de l'ACP (la liste des espèces et leurs codes sont indiqués dans l'annexe 7.3) (Source : Pellissier et al., 2008)

2.3.1.2.3. Composition taxonomique de la banque de graines

Un total de 4599 semences appartenant à 66 espèces (incluant 8 espèces non identifiées) a germé dans les 90 plateaux. 35 espèces (53 %) se trouvent en zone urbaine, 45 (68 %) en zone suburbaine et 46 (70 %) sont présentes en sites périurbains. L'ANOVA appliquée à la densité des graines révèle une différence significative ($F_{2,87} = 9.43, p < 0.01$). La densité des semences est fortement significative au niveau des quadrats périurbains ($39\,852 \pm 6194$ seeds/m²) que dans les quadrats suburbains et urbains (suburbain : $14\,939 \pm 2005$ graines/m² ; urbain : $14\,999 \pm 2205$ graines /m²). Le plan formé par les deux premiers axes de l'ACP appliquée sur les données de graines (**Figure 7.5**) permet de distinguer clairement deux groupes, les positions des quadrats urbains et suburbains étant proches les unes des autres. L'axe 1, qui explique 22,3 % de l'inertie totale, oppose les quadrats périurbains aux quadrats des deux autres secteurs. L'axe 2, qui explique 11,1 % de l'inertie, semble séparer les quadrats urbains et suburbains. Le potentiel semencier périurbain (**Annexe 7.4**) est caractérisé par trois espèces à forte probabilité *pi* (*Juncus bufonius*, *Digitalis purpurea* et *Holcus lanatus*). Dans le secteur suburbain, deux espèces sont marquées par une grande variabilité (*Rumex acetosa* et *Ranunculus ficaria*). Au niveau des quadrats urbains, seulement une seule espèce a une très forte probabilité de présence (*Poa annua*).

Les résultats de l'ACP montrent une modification dans la composition spécifique de la banque de graines. Comme pour la couverture végétale, les banques de graines périurbaines diffèrent de celles des sites urbains et suburbains. Les banques de graines suburbaines et urbaines sont beaucoup plus similaires, leurs positions sur les deux premiers axes de l'ACP étant proches les unes des autres. **Pellissier (2006)** remarque que les faibles densités des graines peuvent être liées au niveau de perturbation, et qu'une faible intensité d'évènements perturbateurs peut augmenter les densités des graines dans le sol. Les quadrats urbains et suburbains sont les sites les plus fréquentés, certains se trouvant à proximité de la route ou des parcs publics sont les plus exposés à une perturbation physique que les quadrats périurbains. Comme pour la végétation, la composition fonctionnelle de la banque de graines est liée au niveau de fertilité du sol. Les espèces situées en sites périurbains sont marquées par de faibles indices de fertilité, tandis que les espèces fortement nitrophiles sont localisées en sites urbains. En sites urbains, comme dans plusieurs études sur les banques de graines, **Pellissier (2006)** observe que la corrélation entre la banque de graines et la végétation reste très faible.

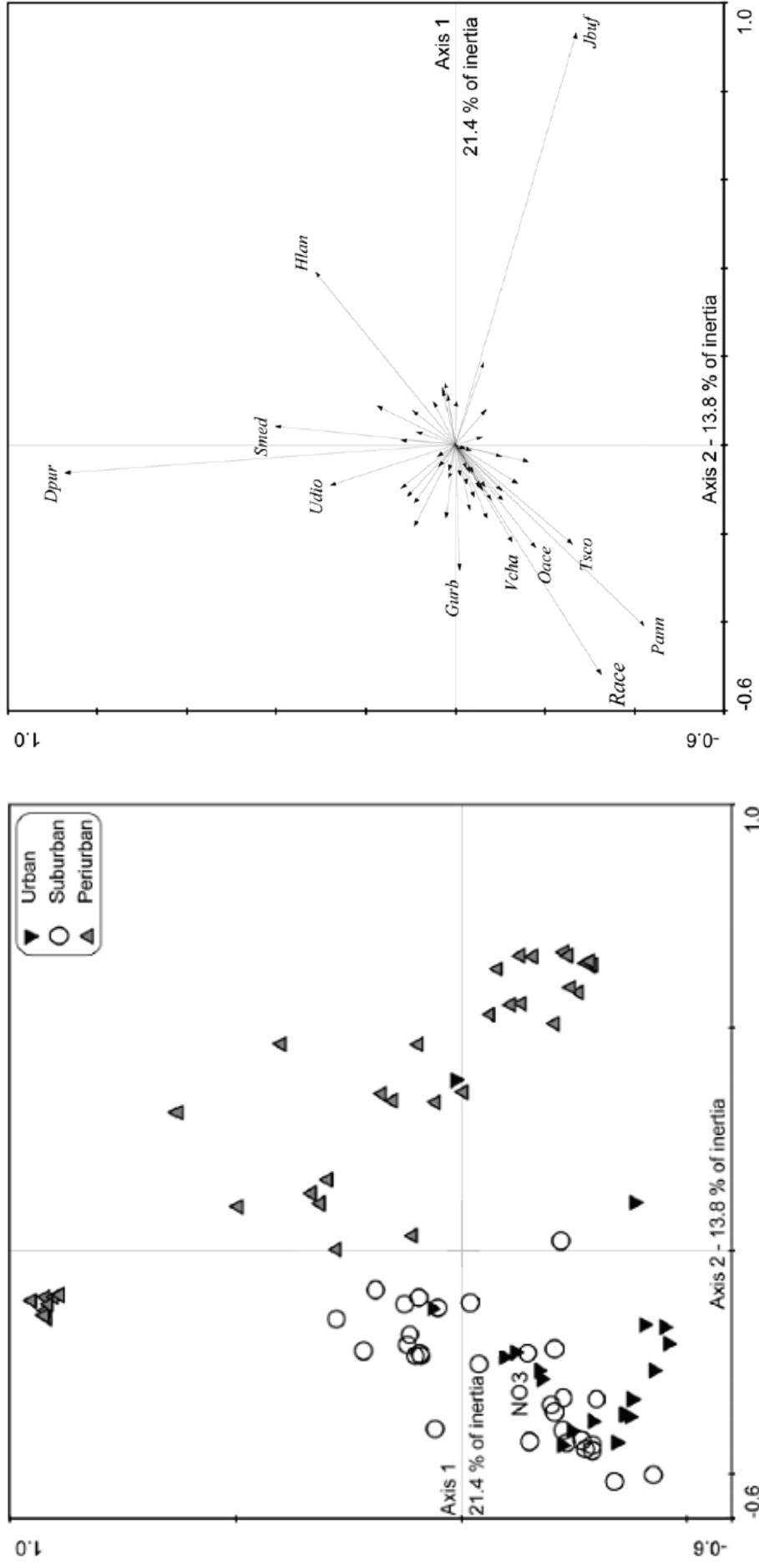


Figure 7.5 : A gauche : projection des échantillons sur les deux premières composantes principales de l'ACP à partir données de la banque de graines ; A droite : projection des espèces issues de la banque de graines sur les deux premiers axes de l'ACP3 (la liste des espèces et leurs codes sont indiqués dans l'annexe 7.4) (Source : Pellissier et al., 2008)

2.3.2. La réponse des espèces aux modifications des habitats et de leur environnement

L'objectif est ici d'étudier l'impact de l'historique de la matrice paysagère sur les communautés animales d'un même type d'habitat (boisements). On cherche à savoir si une partie de la variance non expliquée par la mise en relation des variables décrivant le paysage actuel avec les variables décrivant ces communautés peut l'être par la mise en relation de ces dernières avec les variables dérivées de la PTA décrivant l'historique du paysage.

2.3.2.1. Méthodologie

La mise en relation des variables décrivant l'historique du paysage avec des données biologiques a été effectuée pour les trois taxons (les oiseaux, les carabes et les micromammifères), à partir d'une analyse de co-inertie (**Dolédec et Chessel, 1994**).

L'analyse de co-inertie est une méthode d'ordination de deux tableaux basée sur la matrice de covariance. Dans cette étude, l'analyse de co-inertie a été appliquée sur les deux matrices suivantes : la matrice des variables paysagères et la matrice des espèces. Le tableau des variables paysagères correspond aux deux premiers axes de l'ACP appliquée aux variables paysagères pour une date donnée (**Voir partie 2.2 2.1.1**), tandis que le tableau des données biologiques est obtenu à partir de l'analyse des correspondances appliquée sur les variables des espèces. Cette méthode permet de produire une projection simultanée, à la même échelle, des deux analyses précédentes (L'ACP et l'analyse des correspondances) sur le même plan factoriel de co-inertie. L'analyse de co-inertie a été effectuée pour établir une hiérarchie entre les facteurs indépendants, les variables paysagères, à partir de la composition des données biologiques sur les espèces.

L'analyse de co-inertie a été effectuée sur la matrice des variables paysagères et la matrice des espèces pour les cinq dates retenues dans l'étude. Dans ce cas, la relation entre les variables biologiques et les variables paysagères est mesurée par le coefficient de Variance Relative (RV), qui varie entre 0 % et 100 % (il égale 100 % quand la corrélation entre les deux tableaux est totale). Un test de permutation Monte-Carlo a été effectué sur les coefficients RV pour évaluer la significativité statistique de la relation entre variables biologiques et variables paysagères, le nombre de permutations étant 100 000.

L'analyse de co-inertie a été complétée par une classification hiérarchique ascendante (**Roux, 1991**) utilisant la méthode de Ward (**Ward, 1963**) pour identifier les groupes d'espèces présents dans les paysages urbains et périurbains.

Dans le cas de cette étude, l'analyse de co-inertie suivie d'une classification a été appliquée trois fois, puisque trois taxons ont été retenus.

2.3.2.2. Réponse des espèces animales

Globalement, les premiers résultats obtenus montrent des disparités entre les communautés : la communauté d'oiseaux est corrélée avec la composition et la configuration du paysage de 1999 et 1989 (**Tableau 7.2**) : le paysage de 1999 exprime au mieux la variance de la communauté d'oiseaux (84,24 %) et donne la meilleure significativité ($p=0.0025$). A partir de 1978 et jusqu'en 1952, la variance expliquée est comprise entre 60 et 75 % avec une faible significativité. Au contraire, la communauté de carabes est corrélée avec la composition et la configuration du paysage de 1989 et 1978. La communauté de micro-mammifères quant à

elle, a un coefficient RV qui ne dépasse pas 50 % quelque soit les dates étudiées, de plus la p-value nous informe que les résultats ne sont pas significatifs. La communauté de micro-mammifères n'est donc corrélée ni avec la composition et la configuration du paysage de 1999, ni avec celle des années précédentes (**Tableau 7.2**).

Il semble donc que la répartition actuelle de la communauté d'oiseaux soit liée à l'organisation actuelle du paysage et ne dépende pas de son évolution historique. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les communautés d'oiseaux se renouvellent vite (absence d'effet mémoire) et ont une capacité importante de dispersion (**Communications orales avec Solène Croci et Philippe Clergeau**).

Ce n'est pas le cas pour la communauté de carabes, dont la répartition actuelle s'explique davantage par les caractéristiques du paysage passé que par sa composition et sa configuration actuelles. Il semblerait donc que la répartition actuelle de la communautés de carabes soit liée à un effet mémoire des espèces qui la composent : la présence de surfaces boisées assez larges dans les années 60 mais relictuelles aujourd'hui semble expliquer le maintien de populations qui n'ont pas de une grande capacité de dispersion (**Communications orales avec Solène Croci et Philippe Clergeau**). En ce qui concerne la communauté de micro-mammifères, on ne peut pas tirer de conclusions car les résultats ne sont pas significatifs.

Tableau 7.2 : *Le coefficient RV et la significativité statistique des co-inerties pour les trois communautés et pour les cinq dates.*

Ac AFC	Communauté Oiseaux		Communauté carabes		Communauté micro-mammifères	
	RV Coefficient (%)	p	RV Coefficient (%)	p	RV Coefficient (%)	p
1999	84.24	0.0025	72.77	0.0533	32.54	0.4733
1989	80.08	0.0023	84.48	0.0046	48.82	0.2653
1978	68.43	0.0619	83.59	0.0076	42.37	0.3334
1969	73.62	0.0993	80.89	0.0413	48.46	0.3400
1952	63.34	0.1764	74.87	0.0467	39.15	0.4460

Une analyse plus détaillée des résultats a été réalisée pour la communauté d'oiseaux (**Lefebvre et al., 2009**), alors qu'elle n'a pas encore été effectuée pour les deux autres taxons.

Synthèse

On peut émettre l'hypothèse que la richesse locale en espèces dans des paysages très fragmentés comme les espaces urbanisés est a priori affectée par les caractéristiques de l'habitat considéré et par celles de la matrice paysagère environnante.

Afin de tester cette hypothèse, les indicateurs relevant de l'écologie du paysage ont été mis en relation avec des données biologiques, afin d'étudier la réponse des espèces animales et végétales à la structuration actuelle et passée des habitats et de leur environnement.

Les résultats obtenus sur les relations variables biologiques et variables du paysage actuel montrent qu'au niveau des végétaux, l'urbanisation affecte à la fois le nombre d'espèces qui diminue sensiblement en allant du périurbain vers l'urbain et la composition des banques de graines, avec une plus faible densité de graines et des espèces marquées par de plus faibles indices de fertilité en sites périurbains qu'en sites urbains (Pellissier, 2006 ; Pellissier et al., 2008).

Au niveau des animaux, les résultats montrent que l'urbanisation affecte différemment les taxons en fonction de leur capacité de dispersion (Croci, 2006 ; Croci et al., 2008):

- Les carabes, peu mobiles, semblent être sensibles à l'augmentation de la fragmentation du paysage et de la proportion des surfaces artificialisées, ce qui limite leurs déplacements dans le paysage urbain. Ils sont également sensibles à la diminution des surfaces arbustives et herbacées à l'échelle des boisements. La composition des communautés de carabes apparaît donc bien liée au gradient d'urbanisation.

- Les oiseaux, qui sont des espèces mobiles, semblent être plus sensibles aux variations de la structure de la végétation à l'intérieur des habitats considérés (boisements) qu'aux variations du paysage environnant les habitats. Plus précisément, à l'échelle des boisements le nombre d'espèces spécifiques (nombre d'espèces nicheuses) et le nombre d'individus augmentent le long du gradient ville-campagne en allant vers la ville. A l'échelle du paysage environnant les habitats, le nombre d'espèces diminue tandis que le nombre d'individus augmente en suivant le gradient du rural vers l'urbain. La composition des communautés d'oiseaux apparaît donc bien liée au gradient d'urbanisation.

- Bien que cette étude ne permette pas de relier statistiquement de façon robuste la communauté des micro-mammifères à l'urbanisation, elle semble indiquer que ce taxon est sensible aux perturbations urbaines locales. On observe une diminution très rapide des espèces avec la diminution de la strate herbacée à l'échelle des boisements. Cette communauté ne semble pas liée au gradient d'urbanisation. Toutefois, la qualité de l'habitat ne suffit pas pour le maintien et l'augmentation du nombre et la diversité spécifique de ces animaux terrestres, la structure de l'environnement paysager jouant a priori aussi un rôle clé au niveau de leurs déplacements.

Les résultats obtenus sur les relations variables biologiques et variables décrivant l'historique du paysage de 1952 à 1999 montrent que la répartition actuelle de la communauté d'oiseaux apparaît peu liée à l'historique de l'évolution du paysage, ce qui témoigne de la forte capacité d'adaptation de cette communauté (Lefebvre et al., 2009). A l'inverse, la répartition de la communauté de carabes n'apparaît pas liée à l'état actuel du paysage, mais aux états antérieurs de ce paysage 20 ou 30 ans auparavant, ce qui témoigne d'un effet mémoire de cette communauté.

CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE

Cette deuxième partie avait pour objectifs de retracer les trajectoires d'évolution des changements d'occupation du sol à des échelles différentes et de voir si ces changements ont un impact sur la biodiversité.

Les trajectoires ont été reconstituées à trois échelles : celles du département d'Ille-et-Vilaine, de Rennes Métropole et des sites ECORURB choisis le long d'un gradient d'urbanisation ville-campagne.

A l'échelle du département d'Ille-et-Vilaine, la classification de deux images satellitaires Landsat et IRS-P6 avec une méthode Orientée-objet a permis de mettre en évidence l'évolution des principaux modes d'occupation des sols et plus spécifiquement de la tache urbaine entre 1984 et 2005, avec une précision d'un hectare environ. La carte de l'artificialisation du territoire confirme la forte croissance de la tache urbaine sur le département, qui a quasiment doublé pendant les vingt dernières années, surtout au dépend des cultures et des prairies et dans une moindre mesure des surfaces boisées. Elle montre aussi que la progression des surfaces artificialisées s'est effectuée inégalement dans l'espace départemental : elle a triplé dans sa partie sud, alors qu'elle n'a « que » doublé, dans sa partie Nord. Elle met en évidence les logiques d'urbanisation qui sont à l'oeuvre sur le territoire départemental : un développement diffus de la tache urbaine en milieu rural autour des bourgs, un fort développement le long des axes routiers dans l'aire urbaine rennaise, surtout à l'Est, et une diffusion de la tache urbaine en arrière du littoral. Au niveau de l'aire urbaine de Rennes, qui a connu la plus forte croissance du département (+94 %), elle montre une progression plus marquée sur les communes périphériques, puisque le Pays de Rennes et Rennes Métropole ont connu une progression moins forte, respectivement de 73 % et 65 % environ.

A l'échelle de Rennes de Rennes Métropole, la classification d'une série temporelle de quatre images satellitaires Landsat et une image IRS-P6 (une image tous les cinq ans de 1984 à 2005) avec une méthode Orientée-objet a permis de caractériser plus finement l'extension urbaine. Elle révèle que la croissance urbaine s'est effectuée avec une intensité variable selon les périodes considérées : très forte durant la période 1990-1995, suivie d'une accalmie jusqu'en 2000, puis d'une reprise à la hausse depuis. Elle montre aussi que la croissance urbaine apparaît inégalement répartie sur le territoire. Elle est concentrée sur le Sud de Rennes Métropole, le long des principaux axes routiers, et à une distance du centre ville comprise entre 3 et 15 km. En 2005, les surfaces artificialisées représentaient 18 % de l'ensemble de Rennes métropole, contre 12 % vingt ans plus tôt. Rennes métropole est encore un espace à dominante rurale, mais soumis à une forte pression de l'urbanisation. Néanmoins, si les forêts et les espaces verts sont en régression à l'extérieur de la tache urbaine, ils sont en augmentation à l'intérieur de cette tache, ce qui illustre la politique de maintien d'espaces verts en ville qui est menée depuis quelques années.

A l'échelle des sites ECORURB, la cartographie de l'occupation des sols en 1999 réalisée à partir d'un orthophotoplan avec une méthode mixte associant classification automatique orientée-objet et PIAO, suivie d'une ACP, ont permis de placer les sites sur un axe d'urbanisation ce qui a permis d'établir une première typologie des sites. Cette typologie a été ensuite affinée sur une partie des sites en fonction de leurs trajectoires d'évolution, décrite en cinq dates entre 1952 et 1999 à partir du croisement de cartographies réalisées avec des photographies aériennes par PIAO. Pour cela, une Analyse Triadique Partielle (PTA) a été

appliquée sur les classifications d'occupation des sols des sites aux cinq dates. Il apparaît que trois groupes de sites ont des trajectoires bien différenciées, mais que tous les sites, à l'exception d'un seul d'entre eux, ont connu une urbanisation continue dans le temps, avec toutefois des rythmes différents selon les périodes. L'urbanisation des sites s'est effectuée surtout au détriment des surfaces en herbe et beaucoup moins des surfaces boisées. Toutefois, plus de la moitié des surfaces boisées présentes en 1999 ont été boisées sur la période 1952-1999, tandis que 55 % des surfaces boisées de 1952 disparaissaient, ce qui entraîne une disparité forte au niveau de l'ancienneté des boisements des sites. Or cela peut avoir un impact sur la biodiversité.

L'analyse des changements d'occupation du sol observés par télédétection illustre une nette progression du tissu urbain aux trois échelles étudiées. Cette artificialisation du territoire induit des transformations qui modifient la composition et la configuration de la structure paysagère. Des indicateurs ont été calculés afin de quantifier ces transformations d'organisation paysagères.

A l'échelle de Rennes Métropole, plusieurs indicateurs ont permis de suivre l'évolution temporelle de la structure urbaine en caractérisant les différentes phases d'urbanisation de 1984 à 2000. Ainsi, ils illustrent la fragmentation progressive des surfaces artificialisées au cours de la période d'étude et montrent une faible évolution à partir de 1995, avec des valeurs globalement stables entre 2000 et 2005. Les indices de composition et de configuration paysagères calculés avec des fenêtres mobiles de différentes tailles sur Rennes Métropole en 2000 montrent la forte fragmentation des surfaces urbanisées et des espaces verts, la faible connectivité des espaces verts entre la ville et la périphérie, ainsi que l'absence de connectivité entre espaces verts au centre ville.

A l'échelle des sites ECORURB, les indicateurs paysagers ont permis de mettre en évidence l'augmentation du nombre de taches, la diminution de leur taille moyenne et la complexification de leur forme le long du gradient d'urbanisation. Une ACP a permis d'établir une première typologie des sites qui tient compte de leur composition et de leur configuration paysagère le long de ce gradient d'urbanisation d'une part, et d'un gradient de boisements d'autre part. Par ailleurs, l'analyse de l'évolution de ces métriques paysagères sur les sites de 1952 à 1999 montre des trajectoires différenciées. Une PTA a permis d'affiner la typologie obtenue avec l'ACP en mettant en évidence les sites ayant des trajectoires d'évolution similaires et, au contraire, en différenciant les sites qui ont un paysage « actuel » similaire, mais des évolutions différentes, tant au niveau du taux d'urbanisation que du taux de boisement/déboisement.

La fragmentation des taches réduit la connectivité du paysage et affecte les processus écologiques de plusieurs manières. Les changements de surface, de forme, de complexité des taches modifient la composition et la configuration du paysage, ce qui *a priori* induit des changements au niveau de la richesse des espèces, leur distribution et la persistance des populations. Par ailleurs, on peut émettre l'hypothèse que la richesse locale en espèces dans des paysages très fragmentés comme les espaces urbanisés est *a priori* affectée par les caractéristiques de l'habitat considéré et par celles de la matrice paysagère environnante. Des travaux ont mis en évidence le rôle de la qualité de l'habitat et/ou du paysage en milieu urbain sur la structure des communautés, mais sans que l'on puisse définir l'importance relative de ces deux échelles environnementales (Croci, 2006). Enfin, on peut aussi émettre l'hypothèse que l'historique de l'évolution du paysage, qui entraîne des différences d'état des surfaces (des surfaces boisées d'âges différents ont une composition et une organisation internes

différentes) a aussi des conséquences sur la richesse des espèces, leur distribution et la persistance des populations. Afin de tester ces hypothèses, les indicateurs relevant de l'écologie du paysage ont été mis en relation avec des données biologiques, afin d'étudier la réponse des espèces animales et végétales à la structuration actuelle et passée des habitats et de leur environnement. La mise en relation des variables environnementales avec des variables biologiques a été effectuée dans le cadre du programme ECORURB afin de tenter de répondre à ces questions.

Les résultats obtenus montrent qu'au niveau des végétaux, l'urbanisation affecte à la fois le nombre d'espèces, qui diminue sensiblement en allant du périurbain vers l'urbain et la composition des banques de graines (Pellissier, 2006 ; Pellissier *et al.*, 2008). Au niveau des animaux, les résultats montrent que l'urbanisation affecte différemment les taxons en fonction de leur capacité de dispersion (Croci, 2006 ; Croci *et al.*, 2008). Par exemple, les oiseaux sont plus sensibles à la qualité de l'habitat qu'à celle du paysage, ce qui n'est pas le cas des carabes. La relation entre la répartition actuelle des communautés et l'historique du paysage dépend aussi du taxon considéré : la communauté d'oiseaux est très liée au paysage actuel, ce qui témoigne de la forte capacité d'adaptation de cette communauté, tandis que la communauté de carabes n'apparaît pas liée à l'état actuel du paysage, mais aux états antérieurs de ce paysage 20 ou 30 ans auparavant, ce qui témoigne d'un effet mémoire de cette communauté.

En fonction de ces résultats, on peut considérer que l'échelle d'observation et de suivi des variables paysagères doit varier selon le taxon et les objectifs considérés : ainsi, pour maintenir voire augmenter le nombre d'oiseaux et leur diversité, il convient prioritairement d'identifier et de caractériser finement les variations de la structure de la végétation à l'intérieur des boisements, même si l'on sait qu'il est aussi utile d'observer les changements intervenant à l'échelle paysagère, l'urbanisation faisant diminuer le nombre d'espèces. Pour la gestion des micro-mammifères, si l'on souhaite augmenter le nombre d'espèces et leur diversité, la priorité doit sans doute être mise autant à l'échelle du paysage qu'à l'échelle de l'habitat lui-même pour favoriser leur déplacement à l'intérieur de la ville.

Ces analyses sur l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité confirment qu'il est nécessaire d'observer les paysages urbains à plusieurs échelles :

Sur le plan spatial, il apparaît nécessaire d'effectuer des suivis aux échelles de l'habitat et du paysage. Dans cette étude, les paysages ont été caractérisés par télédétection. En revanche, les habitats ont été caractérisés à partir d'observations directes sur le terrain. Afin de généraliser l'observation des habitats, il serait intéressant d'utiliser des données de télédétection à très hautes résolutions spatiales et spectrales.

Sur le plan temporel, on peut observer que si le rythme de consommation de l'espace durant ces vingt dernières années se poursuivait, il faudrait s'attendre à consommer dans le département d'Ille-et-Vilaine près de 30 000 hectares de plus d'ici 2025, dont une partie importante sur l'Aire Urbaine de Rennes. Etant donné l'impact que produit l'urbanisation sur la biodiversité, il apparaît important de réfléchir au devenir des territoires qui sont ou qui seront sous influence urbaine en prenant en compte la composante biodiversité. Pour cela, nous proposons de simuler des évolutions de la tache urbaine sur le territoire de Rennes Métropole sous différentes hypothèses et d'en évaluer les impacts, notamment sur le plan de la biodiversité.

**PARTIE III : De la modélisation à la simulation prospective
de l'étalement urbain**

INTRODUCTION DE LA TROISIEME PARTIE

La troisième partie de ce manuscrit est dédiée à la simulation des changements d'occupation des sols et des structures paysagères à l'échelle de Rennes Métropole selon plusieurs scénarios et à l'évaluation des impacts de ces derniers sur la biodiversité.

Des images différenciées du futur du territoire de Rennes Métropole sont construites à l'aide d'un modèle de simulation. Ces images, intégrées dans autant de scénarios, résultent de l'observation de tendances passées, de jeux d'hypothèses sur des évolutions futures plausibles et de discussions avec des experts urbanistes et des chercheurs. L'intérêt de cette démarche, qui consiste à envisager les changements futurs à partir de trajectoires observées, est de contribuer à orienter les décideurs locaux dans leurs choix et orientations d'aménagement du territoire. Réaliser des projections des évolutions futures possibles à partir de scénarios vise à apporter des connaissances aux aménageurs afin de répondre à des enjeux d'aménagement. Ainsi, la construction des images sur Rennes Métropole devrait permettre d'éclairer les effets de l'urbanisation sur les modes d'occupation des sols et les structures paysagères afin d'aider à faire des choix en matière de politiques d'aménagement et de gestion sur des espaces encore non contraints par les différentes planifications existantes. L'enjeu est ici de faire prendre en compte la biodiversité.

Pour ce faire, nous nous sommes basés sur une méthodologie existante : la géoprospective (**Houet *et al.*, 2008 ; Houet et Hubert-Moy, 2008**).

Ainsi, nous allons dans un premier temps, dans le cadre d'une démarche participative avec l'AUDIAR, définir les facteurs explicatifs des changements passés et actuels. Dans un deuxième temps, les enjeux d'aménagement de Rennes Métropole sont identifiés, et des scénarios d'évolutions possibles sont élaborés selon plusieurs hypothèses.

Dans un second temps, nous présenterons une analyse comparative de modèles dans le but d'en retenir un pour traduire spatialement ces évolutions futures. Notre choix s'est porté sur le modèle LCM (Land Change Modeler for Ecological Sustainability). Après avoir successivement exposé le fonctionnement du modèle LCM et les méthodes d'évaluation de ce modèle, l'application effectuée sur Rennes Métropole est ensuite présentée, et les projections réalisées à l'horizon 2020 sont analysées.

Enfin, nous analyserons les changements futurs projetés à l'horizon 2020 suivant les différents scénarios et leur impact possible sur la biodiversité à l'échelle de Rennes Métropole et des sites ECORURB.

3.1. La modélisation des changements : facteurs de changements passés, actuels et futurs

L'objectif de ce chapitre est de décrire les étapes préalables à l'application du modèle de simulation d'évolution des changements d'occupation des sols pour réaliser les scénarios prospectifs. Dans un premier temps, les facteurs explicatifs des changements passés et futurs sont déterminés, avant d'identifier les enjeux d'aménagement de Rennes Métropole, et d'élaborer les scénarios prospectifs selon plusieurs scénarios d'évolution.

Ces étapes de travail ont été réalisées dans le cadre d'une approche participative avec des experts de l'AUDIAR.

3.1.1. Identification des facteurs explicatifs

L'identification des facteurs explicatifs de l'étalement urbain a été effectuée lors d'une réunion ayant eu lieu le 16 mai 2007. Une dizaine d'experts de l'AUDIAR ont été mobilisés pour couvrir les domaines de compétences suivants : Aménagement-Urbanisme-Déplacements ; Environnement ; Habitat-Foncier ; Economie-Finances ; Emploi ; Démographie ; Prospective.

Une synthèse de la démarche et des résultats obtenus pour déterminer les trajectoires d'évolution d'occupation des sols sur la période 1984-2005 ainsi que l'impact de ces changements sur le paysage, développés dans la partie 2 de cette thèse, a d'abord été présentée aux experts de l'AUDIAR. Ils ont ensuite été mobilisés pour identifier les facteurs explicatifs de ces changements.

Les facteurs influençant la localisation de l'urbanisation ainsi que ceux la contraignant identifiés comme pouvant potentiellement avoir une influence sont, telles citées par les experts de l'AUDIAR, listés dans le **tableau 8.1**.

Les experts ont observé que les principaux moteurs de l'étalement proviennent de l'évolution des activités (attraction de main d'œuvre), de la démographie (solde naturel essentiellement, le solde migratoire étant faiblement positif à Rennes). D'une façon générale, la population croissante et les nouvelles activités se répartissent dans l'espace de Rennes Métropole en fonction de trois facteurs principaux : l'armature urbaine existante (distance à la ville centre, respect du principe de continuité d'urbanisation pour éviter le mitage), l'armature de voies de communication (réseaux routier et ferré) et les volontés politiques locales et/ou communautaires qui se traduisent dans les documents d'urbanisme.

A une échelle plus fine, les changements observés résultent essentiellement des politiques communales qui, à travers les Plans d'Occupation des Sols (POS) et les Plans Locaux d'Urbanisme (PLU), ont défini la localisation des surfaces dédiées à l'urbanisation. Ceux-ci intègrent des procédures émanant de décisions communautaires (Zones d'Action Concertée -ZAC-, Plan de Déplacement Urbain -PDU-, etc.) ou de la législation (Plan Local d'Habitat -PLH-). Ainsi, bien que les Schémas Directeurs d'Aménagement et d'Urbanisme pouvaient contribuer à orienter les communes vers un développement territorial cohérent à une échelle plus large. Les communes ont constitué pendant des années le véritable échelon décisionnel, puisqu'elles étaient libres de choisir leur propre politique d'urbanisation. Dorénavant, les PLU doivent être en conformité avec le Schéma de Cohérence Territorial, qui s'impose à eux. Les

PLU peuvent être modifiés afin de permettre la réalisation de projets d'intérêt général (autoroute, plateforme multimodale, etc.).

Parmi les principaux facteurs explicatifs de l'étalement urbain, on retrouve généralement le facteur « coût moyen du foncier ». Ce facteur n'a pas été pris en compte, car les experts de l'AUDIAR ont considéré que dans le cas de Rennes Métropole, il influe essentiellement sur la ségrégation socio-spatiale au sein de l'espace urbain et non sur l'étalement urbain.

Enfin, un certain nombre de facteurs contraignent partiellement ou totalement l'urbanisation. Dans le cas de Rennes Métropole, les facteurs recensés sont : les Zones Naturelles d'Intérêts Ecologiques Faunistiques et Floristiques (ZNIEFF), les zones NATURA 2000, les Milieux Naturels d'Intérêts Ecologiques (MNIE), les zones d'effondrement (mines), les zones d'exposition au bruit, les zones inondables et en eau, les zones boisées, les « corridors » et « champs urbains » tels que définis dans le SCoT du Pays de Rennes.

Tableau 8.1 : Liste des facteurs influençant et contraignant l'urbanisation ; * : facteurs considérés comme prédominants par les experts de l'AUDIAR.

Facteurs de localisation de l'urbanisation	Distance au noyau urbain (Conurbation rennaise)*
	Distance à la ville centre (Mairie de Rennes)*
	Distance aux centres-bourgs (Mairies)
	Distance aux zones urbaines existantes
	Distance au réseau routier principal*
	Distance au réseau ferré (gares)*
	Pentes
	Altitude
	Plans Locaux d'Urbanisme (PLU) / Plans d'Occupation des Sols (POS)*
	Evolution de l'emploi par commune
	Evolution démographique par commune
	Taille des communes
	Distance aux surfaces boisées
	Distance aux cours d'eau
Contraintes	Zones Naturelles d'Intérêts Ecologiques Faunistiques et Floristiques (ZNIEFF)
	Milieux Naturels d'Intérêts Ecologiques (MNIE)
	Zones NATURA 2000
	Zones d'exposition au bruit
	Zones inondables
	Surfaces en eau
	Zones d'effondrement (mines)
	Surfaces boisées privées non protégées
	Zones de 50 m à proximité des surfaces boisées protégées
	Zones de 50 m à proximité des routes principales (2x2 voies)
	« Corridors »
	« Champs urbains »

Les surfaces boisées privées non protégées apparaissent comme une contrainte qui est à prendre en compte différemment des autres surfaces boisées, car à la différence de ces dernières, elles peuvent être assez facilement urbanisées. Ainsi, les changements des espaces boisés vers l'urbain, possibles pour les espaces boisés privés non protégés, présentent des facteurs explicatifs de changement identiques à celles des surfaces agricoles qui s'urbanisent. En conséquence, la taille des surfaces boisées a été prise en compte pour différencier les surfaces boisées privées non protégées des autres surfaces boisées. L'observation des

changements passés a montré que ce sont des îlots de petite ou moyenne taille qui sont susceptibles de disparaître.

Enfin, la détermination des facteurs explicatifs des autres types de changements (« espace agricole vers surfaces en eau », « espace agricole vers espace boisé » et « espace boisé vers espace agricole ») est apparue peu évidente. Pour ces deux derniers types de changements, les actions sont locales, provenant d'initiatives individuelles ou politiques, et leur localisation ne présente pas de véritable logique spatiale, hormis dans un voisinage d'espaces boisés. Le relief peut également jouer un rôle non négligeable pour ces trois types de changements : fonds de vallées pour le premier type de changement, les zones de pentes pour le second et les zones planes pour le dernier.

La validation des facteurs identifiés comme responsables de l'étalement urbain et l'évaluation de leur poids, par les experts de l'AUDIAR, fait partie des étapes du processus de modélisation qui sont traitées dans le chapitre 9.

3.1.2. Enjeux d'aménagement et scénarios

Les enjeux liés aux projections des changements d'occupation des sols dans le futur ont également été définis lors de la réunion participative du 16 mai 2007 avec l'AUDIAR. Ainsi, les enjeux en matière d'aménagement sont principalement liés au SCoT qui s'est substitué en 2007 au Schéma Directeur de 1994.

Selon le SCoT, deux options sont possibles en matière de préservation d'espaces « verts » multifonctionnels (corridors écologiques, trame verte, cadre de vie, etc.). Le SCoT reste donc sujet à approbation de la part des communes du Pays de Rennes.

Dans ce contexte, la réalisation de projections dans le futur revêt deux principaux intérêts : la mise en évidence de la plus-value du SCoT, d'une part ; la localisation des zones susceptibles d'être urbanisées suivant les deux options du SCoT en vue de la mise en place de mesures de protection éventuelles, d'autre part.

Dès lors, l'horizon temporel visé par les scénarios correspond à la date limite d'application du SCoT tel qu'il est défini actuellement, soit 2020. Par ailleurs, un certain nombre d'éléments relevant d'une planification tendancielle ont été listés afin d'être intégrés dans les projections :

- La mise en 2x2 voies des axes routiers Rennes-Antrain (2009), Rennes-Angers et Rennes-Redon ;
- La rénovation de la RD106 (Vitré, Liffré, Saint-Aubin d'Aubigné, Hédé)
- La réalisation du grand contournement Sud-Est entre la RN157 (Paris) et la RN137 (Nantes) en 2018 ;
- La réalisation de la Ligne à Grande Vitesse entre Paris et Rennes en 2012 ;

Au final, compte tenu des données cartographiques disponibles (elles sont listées dans le chapitre 9), quatre scénarios ont été élaborés sur le territoire de Rennes Métropole :

- Le scénario A (scénario de référence) reprend l'ensemble des facteurs expliquant l'extension de la tache urbaine ainsi que les facteurs qui la contraignent, à l'exception du SCoT.

- Le scénario A' est identique au scénario A, mais ne prend pas en compte les PLU. Ce scénario, peu réaliste, a pour vocation de mettre en évidence les zones qui seraient préférentiellement concernées si les PLU n'existaient pas ou si on ne les respectaient pas.
- Le scénario B se fonde sur le scénario A mais intègre les contraintes du SCoT « *a minima* ». Cette option consiste à ne prendre en compte, comme espaces non constructibles, que les espaces naturels majeurs ou « corridors » (trames verte et bleue). Il s'agit des milieux naturels d'intérêt écologique à préserver (Natura 2000, ZNIEFF, MNIE), des principaux espaces forestiers à protéger et des axes naturels majeurs dont la protection doit être renforcée.
- Le scénario C, reprenant les options d'aménagement du SCoT « *a maxima* », consiste à intégrer des contraintes supplémentaires à l'option SCoT « *a minima* » : non constructibilité des « champs urbains » (espaces agronaturels et espaces de respiration entre les villes et les bourgs). Cela permettra de préserver une grande armature d'espaces verts mais aussi de garantir la fonctionnalité écologique du territoire par des continuités écologiques et la préservation des ceintures vertes et des alternances ville-campagne.

La **figure 8.1** présente les zones qui ne seront pas constructibles pour chacun des scénarios.

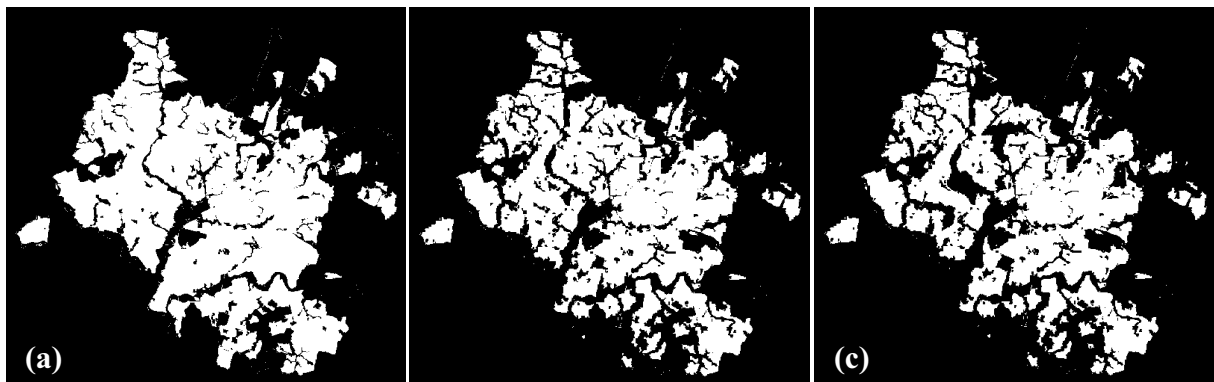


Figure 8.1 : Contraintes (en noir) pour l'urbanisation future dans les scénarios (a) A et A', et pour les scénarios (b) B et (c) C.

Nous avons tenté de réaliser une représentation systémique de l'extension de la tache urbaine de Rennes Métropole en fonction des facteurs et enjeux identifiés par les experts de l'AUDIAR (**Figure 8.2**). L'analyse systémique, qui permet de comprendre la dynamique des activités humaines dans un espace géographique, apparaît comme un outil privilégié (**Le Berre, 1984 ; Houet et al., 2008**). Ainsi, elle permet de modéliser conceptuellement le fonctionnement d'un territoire en définissant les niveaux d'organisation auxquels se produisent les changements et, par corollaire, les acteurs avec lesquels la gestion de la ville et de ses espaces verts doit être pensée. Le fonctionnement du territoire est défini ici par les actions produites ou induites par l'ensemble des facteurs et des processus qui expliquent l'étalement urbain.

Pour réaliser cette représentation, les facteurs de changement identifiés précédemment ont été classés suivant sept grands domaines : le milieu géographique, les progrès techniques, la dimension humaine, le foncier, l'environnement, le domaine politique et réglementaire, et enfin la dimension économique.

La représentation systémique de l'urbanisation sous la forme de l'étalement urbain sur Rennes Métropole (**Figure 8.2**) met en évidence :

- Les échelles auxquelles les changements se produisent et les niveaux auxquels les décisions qui induisent de façon directe ou indirecte ces changements sont prises ;
- Les différents acteurs qui participent à l'étalement urbain. Les facteurs explicatifs des changements relèvent de dimensions et d'échelles variées : une dimension géographique qui témoigne de l'influence de la configuration géographique d'un lieu ; une dimension technique qui décrit les moyens mobilisables pour la gestion d'un territoire urbanisé ; une dimension économique qui régule les activités à différentes échelles ; une dimension politico-réglementaire qui donne un cadre de conformité à ces activités ; une dimension foncière qui fournit un cadre territorial à la gestion de l'espace ; une dimension humaine qui rend compte des dynamiques démographiques ; une dimension environnementale illustrant les enjeux de la gestion durable des espaces verts en ville.

Le fonctionnement d'un système territorial tel qu'il est décrit par la **figure 8.2** implique une structuration de l'espace en plusieurs sphères organisationnelles – représentées sous la forme d'ellipses – ayant leur propre fonctionnement (**Houet et al., 2008**). Ainsi, la **figure 8.2** met en évidence l'emboîtement de trois sphères. Les facteurs qui influent sur l'évolution des paysages sont décrits ci-après pour chacune d'elles.

La « sphère micro-locale » : C'est le niveau où se produisent les changements, les transformations de l'espace en « zone urbaine ». L'unité élémentaire est ici la parcelle ou le groupe de parcelles. Leur urbanisation (vitesse, extension spatiale) dépend des documents d'urbanisme (PLU, ZAC, etc.) qui les concernent.

La « sphère locale » : C'est le niveau des entités de gestion territoriale. Elle comprend l'ensemble des acteurs qui réglemente et planifie l'aménagement du territoire. Si les communes possédaient un rôle prépondérant jusqu'alors à travers la définition des POS et des PLU, d'autres collectivités territoriales (structures intercommunales, département, région) ont une influence croissante sur l'urbanisation à travers la mise en place du SCoT, la prise en compte des préoccupations environnementales et paysagères ainsi que par l'application des réglementations provenant d'un niveau supérieur. Ainsi, en résultent des stratégies ayant pour objectif un développement territorial qui vise à contrôler l'étalement urbain et à maintenir ou restaurer des « milieux naturels » ou « agro-naturels » mais où la commune reste le principal maître d'ouvrage.

La « sphère globale de régulation » : C'est à ce niveau que s'exerce le poids prédominant de la démographie, de l'économie et des mesures politiques et réglementaires. Les stratégies définies à l'échelle communautaire (supra-communale) résultent d'une part, de la définition par les décideurs locaux d'un développement territorial qui vise à contrôler l'étalement urbain et à maintenir ou restaurer des 'milieux naturels' ou agro-naturels mais surtout, d'autre part, de l'application de décisions politiques et réglementaires (PLH, Grenelle, directive paysage, etc.) provenant de l'État ou de l'Europe et qui orientent ce développement.

Au final, le système qui régit, oriente et contribue à l'urbanisation est extrêmement complexe. Il revêt un grand nombre de dimensions, regroupe des processus se produisant à des échelles différenciées et qui présentent beaucoup d'interactions. Il n'existe aucun modèle qui puisse prendre en compte l'ensemble de ces paramètres. Toutefois, la démarche participative et l'analyse systémique réalisées ont permis de faire le lien entre les facteurs explicatifs de l'étalement urbain et les facteurs permettant de définir où ces changements sont susceptibles

de se produire. Un certain nombre de modèles présentent quant à eux la capacité d'intégrer ce type de facteurs afin de simuler de façon dynamique l'extension spatiale de l'urbanisation.

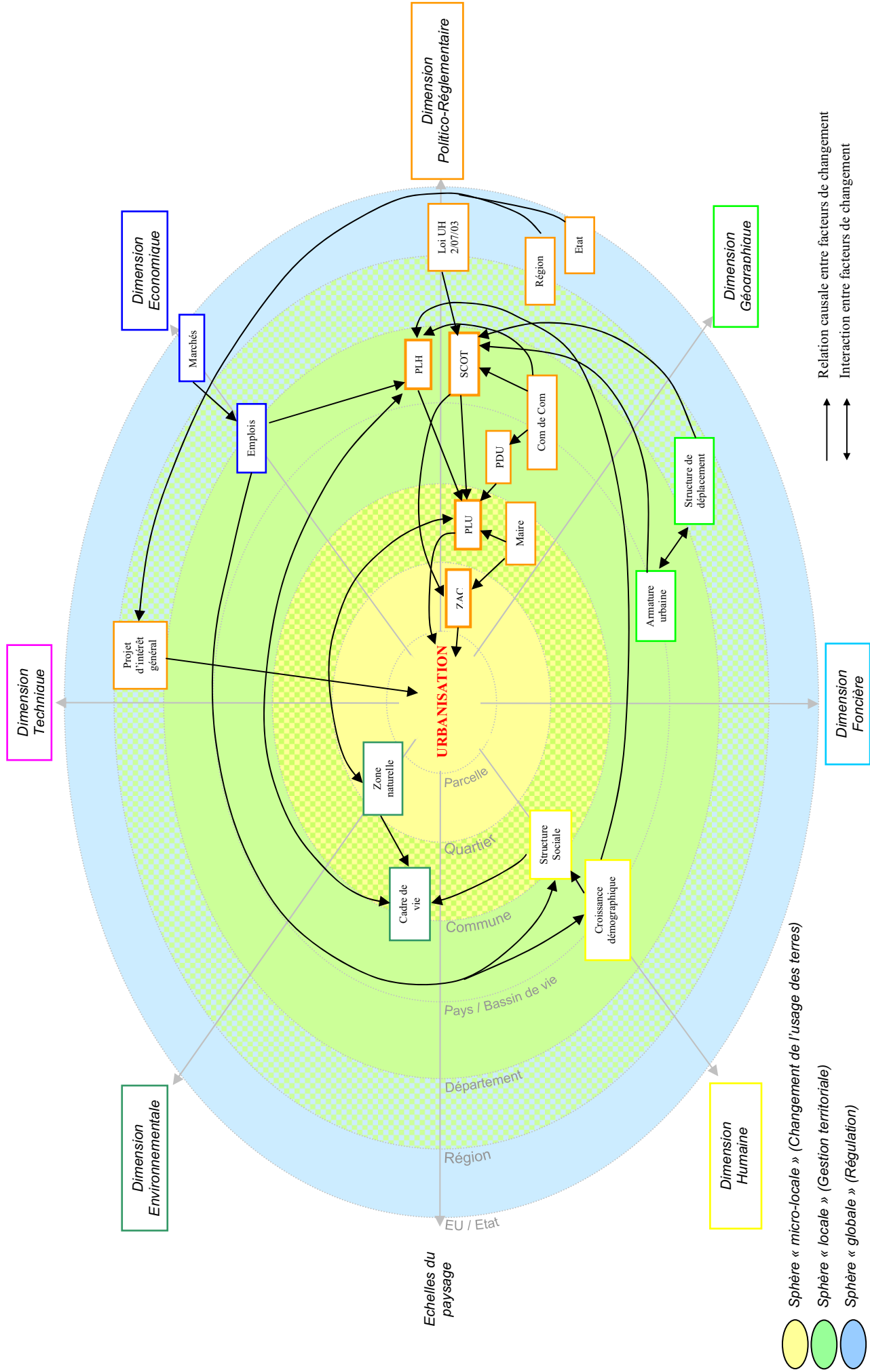


Figure 8.2 : Représentation systémique de l'étalement urbain sur Rennes Métropole

3.2. Simulation prospective de l'étalement urbain

Conformément à la méthodologie de la géoprospective (**Houet et al., 2008 ; Houet et Hubert-Moy, 2008**), après avoir défini les facteurs explicatifs des changements des modes d'usages des sols ainsi que les scénarios, il est nécessaire de choisir la méthode de spatialisation qui est la plus adaptée.

3.2.1. Le choix du modèle de simulation de l'étalement urbain

Plusieurs modèles ont été développés pour simuler la croissance urbaine (*Voir chapitre 1142*), certains d'entre eux prenant en compte la composante environnementale, soit directement dans les paramètres environnementaux, soit en évaluant les effets de la croissance urbaine sur l'environnement, et en particulier sur la biodiversité (*Voir chapitre 1143*).

Le choix du modèle que nous avons retenu a été guidé principalement par les critères suivants: le souhait d'utiliser un modèle dynamique et spatialement explicite, peu gourmand en données d'entrée (par exemple, un modèle tel que UrbanSim, dédié à la simulation urbaine, nécessite de nombreuses données économiques qui ne sont pas disponibles dans notre cas), et l'accessibilité du modèle. Parmi les modèles répondant à ces critères, nous avons retenu le modèle *Land Change Modeler* (LCM) développé par ClarkLabs de Clarks University au sein du modèle Idrisi© The Andes (**Eastman, 2006**)

Le modèle LCM a pour vocation générale d'analyser les changements passés d'occupation des sols, de réaliser des projections de changements dans le futur, et d'évaluer l'impact environnemental de ces projections sur les habitats et la biodiversité.

LCM est un modèle hybride qui repose sur l'utilisation couplée de plusieurs sous-modèles (Modèle de chaînes de Markov, un modèle de régression logistique, un réseau neuronal – Perceptron multi-couche-n-, et un automate cellulaire). Il simule de façon dynamique et spatialement explicite les changements d'occupation des sols sur de larges territoires (échelles régionales à continentales). S'il n'est pas spécifiquement dédié à la simulation de l'expansion urbaine comme d'autres modèles existants (SLEUTH (**Clarke et Gaydos, 1998**), CURBA (**Landis et Zhang, 1998a, b**), il présente un degré de généricité qui permet d'envisager son utilisation à cet escient (**Aguejdad et Houet, 2008**). En effet, contrairement aux modèles précédemment cités, il peut prendre en compte les changements des classes d'occupation des sols de façon dynamique dans les simulations, ainsi que de nouveaux facteurs de contraintes et de planification (**Follador et al., 2008**).

3.2.2. Fonctionnement du modèle LCM

Le modèle LCM est organisé autour de cinq tâches principales : 1- L'analyse des changements d'occupation des sols passés ; 2- La modélisation du potentiel de transition d'une classe d'occupation des sols à une autre ; 3- La production de projections futures d'occupation des sols ; 4- L'évaluation de ses impacts sur la biodiversité ; 5- L'évaluation des politiques de gestion visant à maintenir un environnement durable. Les produits finaux attendus du modèle concernent toutes ces tâches à l'exception de la deuxième, qui peut être considérée comme un produit intermédiaire (**Figure 9.1**).

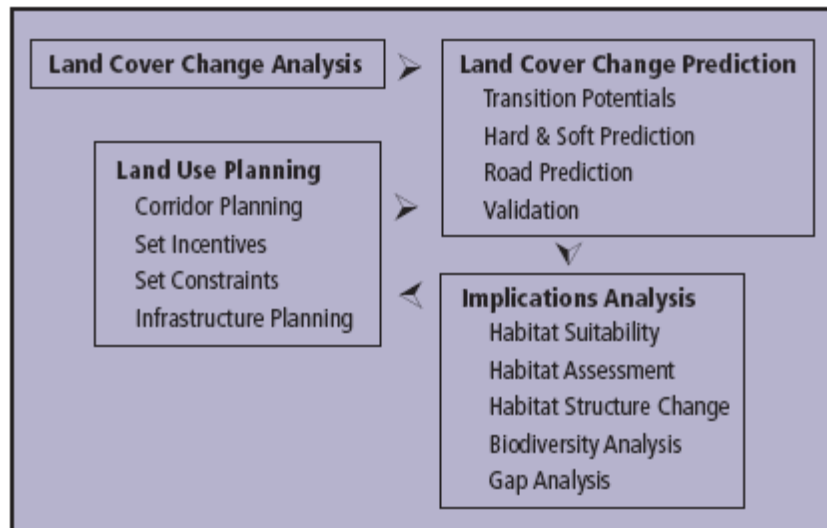


Figure 9.1 : *Produits délivrés par LCM*

Les modèles de changement d'occupation des sols sont généralement constitués de trois composants principaux (**Eastman et al., 2005**) : un sous-modèle de « demande de changement », un sous-modèle de « transition potentielle », et un sous-modèle d'allocation du changement. La modélisation de la demande de changements vise à établir la quantité de changement qui se produira sur une période de temps donnée (changements futurs attendus). La modélisation de la transition potentielle concerne la détermination de la probabilité de changement d'un type d'occupation du sol à un autre (susceptibilité au changement), en fonction de facteurs tels que l'adéquation des terres pour la transition en question et la présence de forces motrices du changement. Enfin, les sous-modèles d'allocation du changement visent à déterminer quelles sont les surfaces qui vont changer, en fonction de la demande et des surfaces de changement potentiel (répartition des changements dans des classes).

Le fonctionnement du modèle LCM, qui repose sur ces trois composantes, est présenté dans la **figure 9.2**. Il utilise trois types de données d'entrée (cadres en bleu sur la **figure 9.2**) :

- Des cartes d'occupation des sols à deux dates différentes (une date actuelle, une date antérieure, suffisamment éloignées dans le temps) ;
- Des cartes correspondant aux facteurs influençant la localisation des changements des types d'occupation des sols ;
- Des cartes de contraintes et de planification. Les premières représentent des zones où un type de changement n'est pas possible. Par exemple, les zones inondables vis-à-vis de l'urbanisation. Les secondes montrent la localisation d'éléments structurants, tels que la planification de nouvelles routes, qui seront pris en compte à une date prédéfinie.

Les données d'entrée ont été structurées en cellules de 30 m 30 m, en se basant sur les classifications d'occupation des sols obtenues à partir des images Landsat.

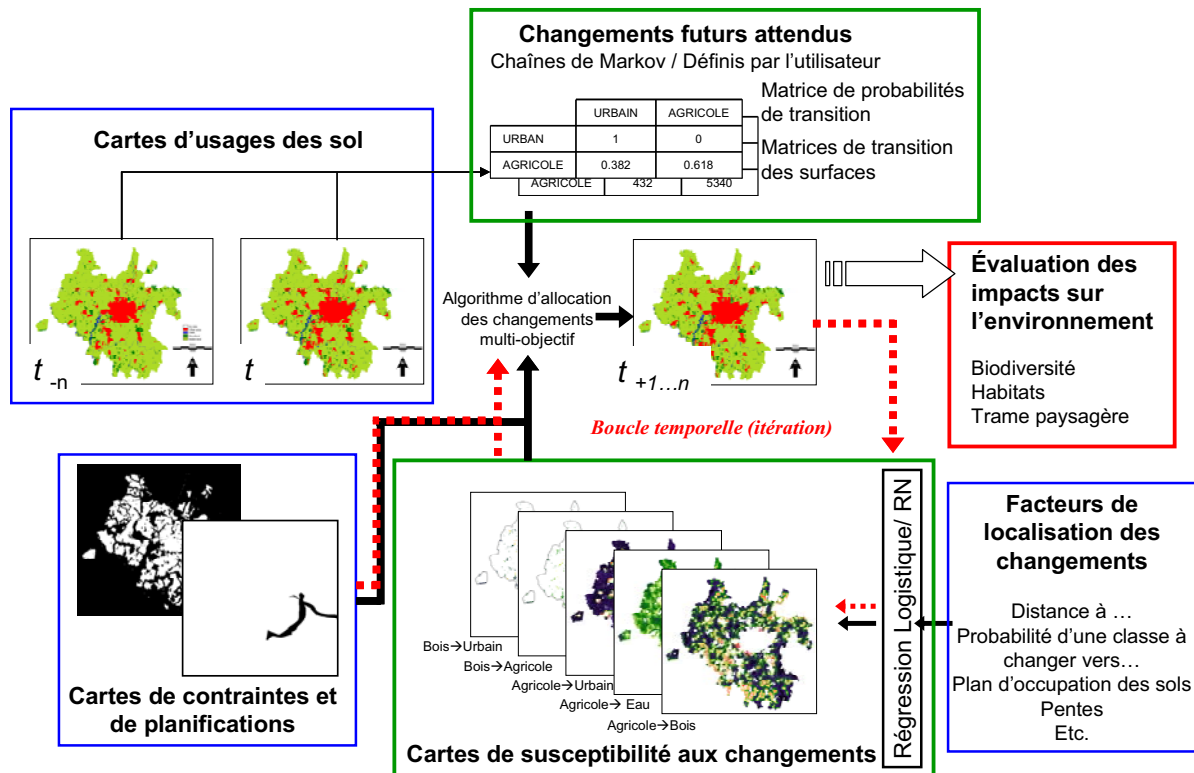


Figure 9.2 : Présentation générale du fonctionnement du modèle LCM (Aguejdad et Houet, 2008)

A partir de ces données d'entrée, des informations nécessaires aux simulations sont préparées ou définies lors d'une étape intermédiaire (cadres en vert sur la **figure 9.2**) : (1) les quantités de changements futurs attendus et (2) des cartes de localisation des susceptibilités aux changements d'une classe d'occupation du sol vers une autre.

Les quantités de changements futurs attendus sont calculées automatiquement par LCM pour un horizon temporel donné à l'aide de chaînes de Markov. Toutefois, il est possible d'utiliser des données externes au modèle (dires d'experts, couplage avec un autre modèle). Le modèle produit alors deux matrices dites de transition : une matrice des quantités de changements attendus (surfaces) pour une date donnée et une matrice de probabilité de transition de chaque classe d'occupation du sol vers une des autres classes.

Ensuite, la carte de susceptibilité au changement d'une classe d'occupation du sol A vers une classe B est réalisée pour chacune des transitions identifiées à partir des cartes d'occupation des sols. Pour cela, il est nécessaire de traduire, sous forme de cartes, tous les facteurs ayant une influence sur leur localisation. La détermination de ces facteurs peut se faire de façon empirique ou à dire d'experts. La hiérarchisation de ces facteurs, c'est-à-dire la détermination de la part contributive de chacun d'eux, est effectuée par LCM soit à l'aide d'une régression logistique, soit par auto-apprentissage à l'aide d'un réseau neuronal (RN - Perceptron multicouche). Au final, pour chacune des transitions d'une classe d'occupation du sol vers une autre classe, on obtient une carte de susceptibilité au changement définie en fonction de ces facteurs.

A l'aide des cartes de susceptibilité aux changements et des matrices de transition, LCM simule les dynamiques des classes d'occupation des sols à l'aide d'un automate cellulaire suivant un processus d'allocation spatiale des changements multi-objectifs. Grâce à ces

données, l'automate cherche à répartir spatialement $1/n$ des changements attendus entre deux classes à chaque n pas de temps. Lorsqu'une cellule est susceptible de changer vers deux classes d'occupation des sols différentes, le processus résout les conflits en allouant la classe d'occupation du sol pour laquelle le type de changement dont elle dépend présente la susceptibilité la plus forte, après normalisation par la quantité de changements attendus. Ainsi, au fur et à mesure, le poids d'un changement diminue, permettant de privilégier dans d'autres cellules d'autres types de changements, et de se reporter vers des cellules présentant une susceptibilité au changement plus faible (Eastman, 2006).

LCM tient compte également de zones qui, d'après un scénario défini, constituent des contraintes pour l'évolution d'une classe d'occupation du sol (ex : zone inondable pour l'urbanisation). Il offre la possibilité de mettre à jour les cartes de susceptibilité aux changements à chaque itération (flèches rouges), notamment lorsque l'un des facteurs est considéré comme dynamique au cours de la simulation, c'est-à-dire intrinsèquement lié à l'évolution d'une classe d'occupation du sol (ex : distance à l'urbain existant). Ces mises à jour de cartes de susceptibilité aux changements tiennent également compte de l'intégration des mesures de planification (implantation d'un nouveau tronçon routier par exemple) aux dates prédéfinies par l'utilisateur.

3.2.3. Méthodes d'évaluation des simulations produites par LCM

S'il n'est évidemment pas possible de valider les projections qui sont effectuées à l'horizon 2020, une stratégie alternative consiste à évaluer les capacités du modèle à projeter de façon plausible les évolutions futures de l'étalement urbain. Cette stratégie est mise en œuvre en deux étapes :

- (1) Etape 1 : test et validation des facteurs de localisation des changements retenus pour modéliser l'urbanisation ;
- (2) Etape 2 : comparaison du résultat d'une simulation sur une période passée (2000-2005) avec la situation réelle de 2005.

La validation du choix des facteurs de localisation est réalisée dans un premier temps en utilisant le coefficient de corrélation R et l'indice V de Cramer (Ott et al., 1983) qui sont calculés à partir de la variable dépendante (les zones du changement « Agricole vers Urbain ») et de chacune des variables indépendantes (facteurs de localisation des changements). Une valeur forte de l'indice V de Cramer indique que le potentiel explicatif de la variable est élevé, mais ne garantit pas la performance finale. En effet, cette variable peut ne pas tenir compte des exigences mathématiques de l'approche de modélisation utilisée et convenablement intégrer la complexité de la relation avec la variable dépendante. Ces indicateurs sont, pour l'essentiel, utilisés pour sélectionner les facteurs de localisation retenus. Par exemple, si le facteur de distance par rapport à la ville centre a été identifié comme un facteur explicatif de l'urbanisation, sa traduction sous forme cartographique peut prendre plusieurs formes : une distance en valeurs réelles ; une distance par zones tampons successives (tous les 500 m par exemple) ; une distance par commune représentative des couronnes communales successives. L'analyse croisée de ces deux indicateurs permet alors de sélectionner la représentation cartographique de la variable indépendante qui apparaît comme la plus explicative du changement d'un point de vue statistique. Si cette étape est critique et présente certaines limites, elle permet néanmoins de hiérarchiser les représentations des facteurs de localisation sous formes quantitative et qualitative.

Une fois les facteurs de localisation retenus sous la forme spatiale la plus pertinente, deux méthodes peuvent être utilisées pour paramétrer le modèle à l'aide de ces données : une régression logistique ou une méthode neuronale (Perceptron Multicouche). L'analyse parallèle des indicateurs évaluant la précision de ces deux méthodes (le *Pseudo R²* pour la régression logistique (Clark et Hosking, 1986) et l'*Accuracy Rate* (AR) pour le réseau neuronal (Atkinson *et al.*, 1997) permet d'une part, de mesurer si les facteurs retenus sont pertinents et d'autre part, de comparer ces deux méthodes pour générer les cartes de susceptibilité à l'aide de l'indicateur *ROC* (*Relative Operating Characteristic* (Pontius, 2000 ; Pontius et Schneider, 2001)).

Ensuite, afin d'évaluer l'efficacité du modèle pour la simulation de l'urbanisation, nous nous inspirons de la démarche de Houet et Gaucherel (2007) en simulant, à partir des données de 1984 et de 2000, la situation en 2005 qui est comparée ensuite avec la situation réelle à cette date par l'intermédiaire de l'indice de Kappa (Rosenfield et Fitzpatrick-Linz, 1986). L'indice est calculé sur la totalité de la zone d'étude mais également en excluant les zones qui ne pouvaient pas subir de changements telles que, par exemple, la zone urbaine existante en 2000. Le désavantage de ce type d'indice relève du fait que si le changement n'a pas été simulé exactement là où il devait se produire, sa valeur tend à baisser drastiquement (Pontius, 2000). Pour compenser, nous utilisons également l'indice ROC pour comparer les changements réels avec les cartes de susceptibilité aux changements. Cela permet de mesurer si les changements qui se sont produits entre 2000 et 2005 correspondent aux zones où les probabilités de changement sont les plus fortes.

Nous procédons ensuite à la comparaison du résultat d'une simulation sur une période passée (2000-2005) avec la situation réelle de 2005. L'objectif de ce travail n'étant pas la prédiction, nous comparons les changements simulés et réels pour 2005 à une échelle moins contraignante que celle de la cellule (30 m 30 m) mais toute aussi pertinente du point de vue de l'aménagement du territoire: la commune. Ceci permettra d'évaluer si, à cette échelle, l'étalement urbain simulé est cohérent d'un point de vue quantitatif avec ce qui s'est réellement produit entre 2000 et 2005. Enfin, pour mesurer le degré de plausibilité des projections, nous cherchons à savoir au bout de combien d'itérations les projections simulent correctement les changements qui se sont réellement produits entre 2000 et 2005. Nous partons de l'hypothèse que si les changements simulés ne sont pas correctement prédits pour la date considérée (c'est-à-dire un mauvais indice de Kappa pour 2005), les projections faites sont considérées comme plausibles dès lors que l'étalement urbain qui s'est réellement produit entre 2000 et 2005 aura été simulé dans un laps de temps très court après 2005.

3.2.4. Application sur Rennes métropole : projections à l'horizon 2020

3.2.4.1. Les facteurs de localisation des changements

Les données ayant servi à cartographier les facteurs de changement sont placés en **Annexe 9.1**.

Nous présentons en détail ici uniquement les résultats relatifs à la sélection des facteurs explicatifs de la localisation de l'urbanisation. Ce type de changement est dominant sur Rennes Métropole sur la période d'étude, et il est caractérisé par une logique spatiale assez facilement perceptible, comparativement aux autres types de changements qui apparaissent plus aléatoires.

Les résultats des valeurs de l'indice de corrélation R et de l'indice V de Cramer calculés pour tous les facteurs de changement identifiés sont présentés dans le **tableau 9.1**. Pour chacun de ces facteurs, les représentations spatiales qui ont été testées (valeurs réelles, zones tampons, par commune) sont représentées dans la **figure 9.3**. La définition de la largeur des zones tampons a été effectuée de façon empirique, en testant successivement des valeurs variables, tous les 50 m ou 100 m. Les zones ayant les valeurs d'indice les plus fortes sont conservées et présentées dans le tableau et la figure cités ci-dessus. Etant donné que ces valeurs sont liées aux changements observés, elles sont intrinsèquement dépendantes du site d'étude. Enfin, pour calculer ces indicateurs, chacun des facteurs explicatifs présentant des données d'ordre qualitatif (une classe de distance ou les communes de la 1^{ère} couronne par exemple) ont subi des transformations, afin que chaque classe possède une propension quantifiée au changement par rapport aux autres classes.

Ainsi, les données des PLU/POS ont été synthétisées en regroupant les différents zonages en 6 classes : zones urbaines (zones UC, UM, Ueb, Uec, Ui, NBa, UF, UG, UP, Uo Vdr), les zones en voies d'urbanisation (1AU, 1AUG, 1AUI, ZAC Hab, ZAC Activités), à l'urbanisation future (2NA, 3NA, 2AUG, 2AUGn, NBd), les zones agricoles (NC, NDb), les zones naturelles (NATb, NP/NDa) et les zones naturelles de loisirs (NEe).

La corrélation entre les données des PLU/POS avec les changements observés est statistiquement forte (0,39) et très significative ($V=0,316$). Le facteur « Distance à l'urbain existant » est légèrement plus corrélé avec des valeurs réelles que des zones tampons de 350 m (-0,18 contre -0,16), mais cette dernière apparaît potentiellement plus explicative (0,297 contre 0,108). La distance au centre-bourg est calculée en tenant compte des limites communales propres à chaque mairie. Si le précédent facteur respecte le principe de continuité d'urbanisation, celui-ci tend à privilégier une urbanisation aux abords de la commune. Ce facteur apparaît autant corrélé que le précédent (-0,16), mais c'est sa représentation en zones tampons de 400m qui est la plus explicative (0,106), comparativement aux valeurs réelles (0,050). Le facteur de distance aux routes principales suit la même tendance : s'il constitue un facteur relativement corrélé aux changements ($R=0,1$), c'est sa représentation en zones tampons d'1 km qui apparaît la plus explicative ($V=0,105$). Nous noterons que des tests ont été réalisés en tenant compte également du réseau secondaire, mais les résultats sont apparus moins corrélés et explicatifs ($R=0,09$; $V=0,05$). La distance aux gares apparaît moins corrélé et explicatif de l'urbanisation avec des valeurs de R proches de -0,08 et des valeurs de l'indice de Cramer de 0,04 à 0,07.

Tableau 9.1 : Valeurs de l'indice de corrélation R et de l'indice V de Cramer pour chacun des facteurs explicatifs de localisation

Facteurs de localisation (variables indépendantes)		Coefficient de corrélation R	Indice V de Cramer
(1) PLU / POS		0.39	0.316
(2) Pentés		-0.01	0.020
(3) Altitude		-0.03	0.041
(4) Distance à l'urbain existant	(a) valeurs réelles	-0.18	0.108
	(b) zones tampons (350m)	-0.16	0.297
(5) Distance au centre-bourg	(a) valeurs réelles	-0.16	0.050
	(b) zones tampons (400m)	-0.16	0.106
(6) Distance aux routes principales	(a) valeurs réelles	0.09	0.040
	(b) zones tampons (1km)	0.10	0.105
	(c) par commune	-0.06	0.090
(7) Distance aux gares	(a) valeurs réelles	-0.08	0.044
	(b) zones tampons (500m)	-0.08	0.077
(8) Distance à la ville centre (mairie)	(a) valeurs réelles	-0.08	0.072
	(b) zones tampons (1km)	0.12	0.102
	(c) par commune	-0.08	0.100
(9) Distance au noyau urbain rennais	(a) valeurs réelles	-0,09	0.095
	(b) zones tampons (1km)	-0,09	0.174
	(c) par commune	-0,06	0.100
(10) Distance aux bois	(a) valeurs réelles	0.01	0.109
	(b) zones tampons (200m)	0.03	0.358
(11) Distance aux surfaces en eau	(a) valeurs réelles	-0.01	0.092
	(b) zones tampons (250m)	-0.01	0.267
(12) Taille des communes		0.01	0.097
(13) Nombre d'emplois par communes (1982-1999)		0.13	0.117
(14) Augmentation population par commune (1982-1999)		0.14	0.112

La distance à Rennes se traduit à travers deux facteurs : la distance au centre ville de Rennes qui tend à mettre en évidence l'influence des différentes couronnes communales et la distance au noyau urbain rennais, qui s'appuie sur l'hypothèse d'une attractivité plus forte de la conurbation Rennes/Cesson-Sévigné/Saint-Grégoire. Le premier est plus fortement corrélé avec l'urbanisation et explicatif lorsqu'il est représenté en zones tampons (1 km) que les autres représentations ($R=0,12$; $V=0,102$). Il en va de même pour le second avec $R=-0,09$ et $V=0,174$. Enfin, les facteurs qui cherchaient à illustrer la recherche d'un cadre de vie agréable (proximité aux forêts et/ou aux surfaces en eau) sont peu corrélés avec l'urbanisation et peu explicatifs. C'est également le cas pour la taille des communes.

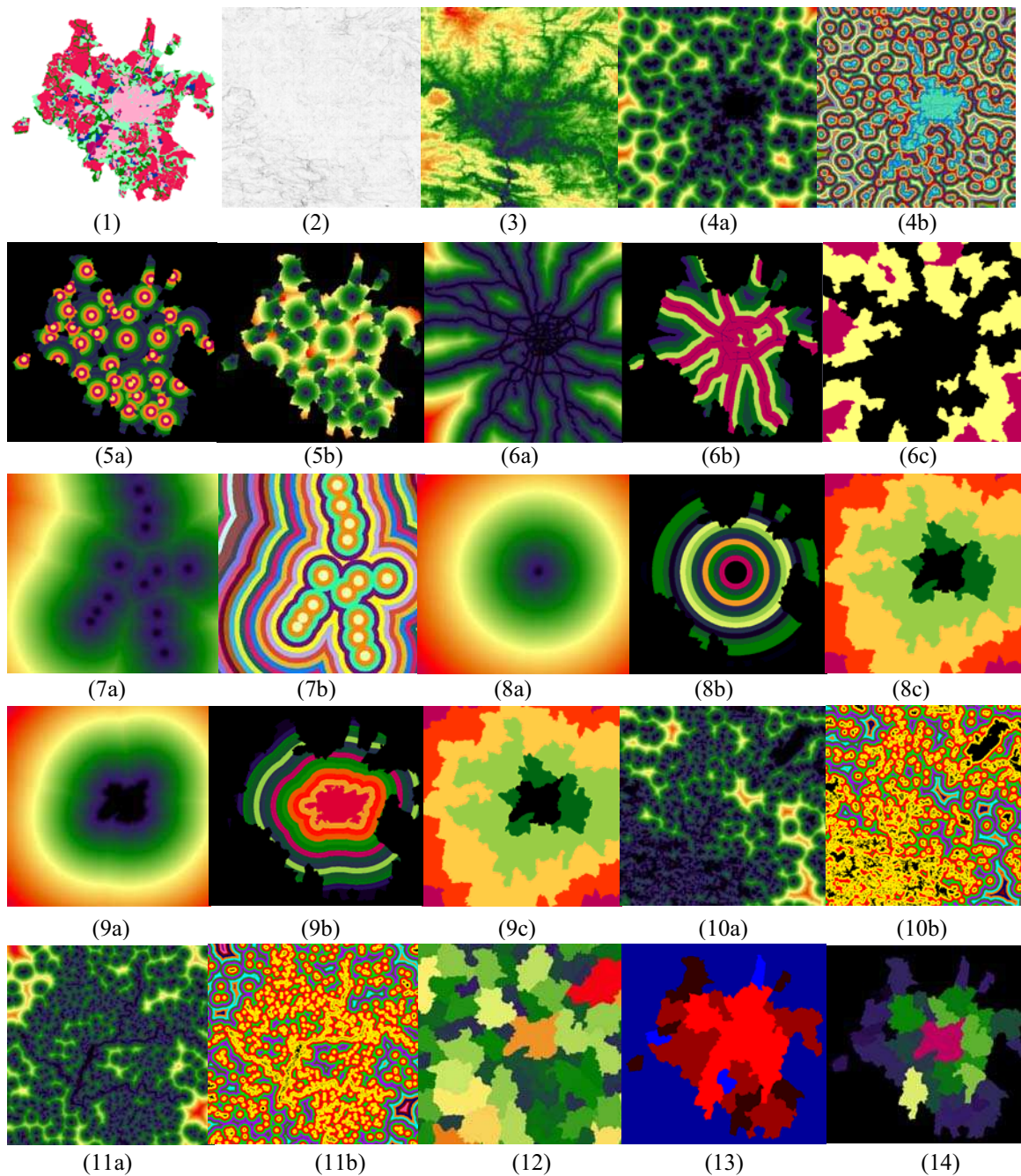


Figure 9.3 : Représentations spatiales de chacun des facteurs testés pour calculer l'indice de corrélation R et l'indice V de Cramer – conformément à la liste du tableau 9.1. Les couleurs ont uniquement une vocation distinctive

Au final, il était nécessaire de faire un choix au niveau des données à intégrer dans le modèle de façon à le rendre « simple », c'est-à-dire nécessitant un minimum de données d'entrée tout en expliquant au mieux les changements observés. Si certains facteurs peuvent en effet apparaître très similaires (distance à la ville-centre et distance au noyau urbain par exemple), ils peuvent expliquer une partie des résidus qui ne le seraient pas par un seul d'entre eux. Ce choix a été effectué, là encore, par une analyse croisée entre les valeurs de R et V , et les valeurs du Pseudo R^2 et de l'AR (*voir partie 3.2.3.*).

Il apparaît que les six facteurs les plus corrélés et les plus explicatifs (valeurs de R supérieures ou égales à 0.1 ± 0.01 et présentant l'indice V de Cramer le plus fort) de la localisation des

changements de la classe « agricole » vers la classe « urbain » (PLU/POS, distance à l'urbain existant, distance aux centre-bourg, distance aux routes principales, distance à la ville centre et au noyau urbain rennais) montrent des résultats très significatifs. Le Pseudo R^2 est égal à 0,54 ; une valeur supérieure à 0,2 témoigne d'une bonne modélisation. Pour l'ensemble des variables qui permettent d'expliquer l'ensemble des changements, la valeur 1 correspond au modèle parfait et la valeur 0 signifie que le modèle ne présente aucune relation avec les changements (**Clark et Hosking, 1986**). L'AR est de 90.1 ± 0.4 %. Par ailleurs, après de multiples tests, on a pu constater que la prise en compte d'un ou plusieurs des autres facteurs identifiés n'améliore que très peu le modèle (1 à 2 % max pour l'AR), et qu'au-delà d'un certain nombre de facteurs pris en compte (neuf), le réseau neuronal peut ne pas converger, c'est-à-dire ne pas tendre vers une solution optimale en raison du phénomène de Hugues. Enfin, les données relatives à l'évolution démographique et au nombre d'emplois par commune, bien que significatives et fortement corrélées avec l'urbanisation, n'ont pas été intégrées afin de ne pas influencer l'évolution de certaines communes par rapport à d'autres. Si certaines communes ont pu être attractives, cela ne signifie pas qu'elles continueront à l'être dans un avenir plus ou moins proche.

A l'exception des données des PLU/POS, les facteurs explicatifs de localisation constituent un jeu de données relativement facile à réaliser. Enfin, pour valider si ces six facteurs peuvent générer des cartes de susceptibilité au changement vers « l'urbain » suffisamment fiables pour simuler des changements futurs, nous avons calculé les valeurs de l'indice ROC à partir des cartes générées par la régression logistique (**Figure 9.4-a**) et le perceptron multicouche (**Figure 9.4-b**).

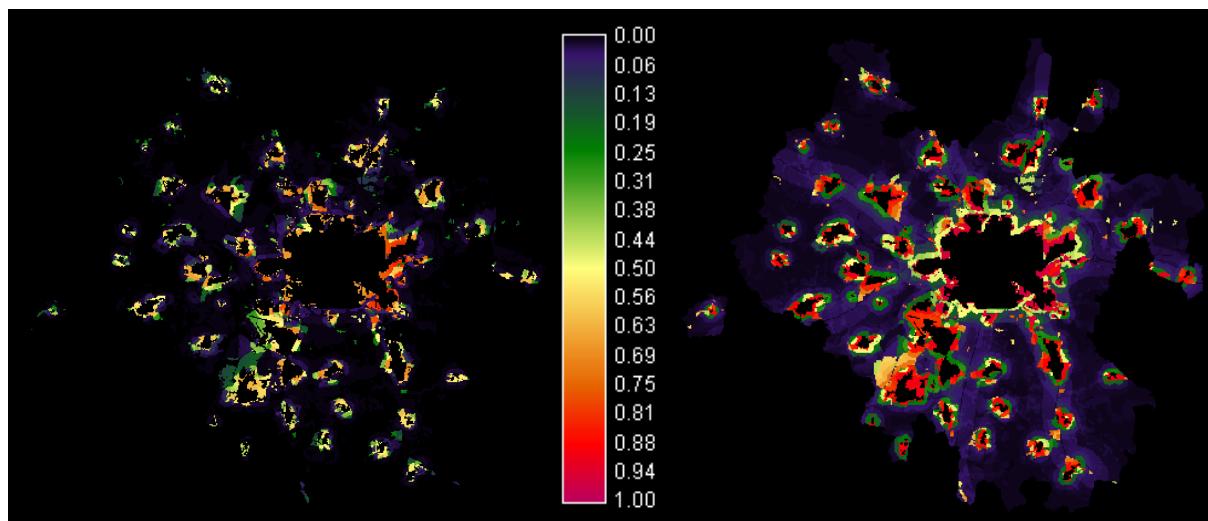


Figure 9.4 : Cartes de susceptibilité au changement vers « l'urbain » générées par (a) la régression logistique et (b) le perceptron multicouche

Le ROC compare les zones correspondant aux changements observés avec les valeurs de probabilité au changement les plus fortes. Plus le nombre de pixels à forte probabilité correspond aux pixels ayant subi un changement, plus la valeur de ROC est élevée. Les valeurs du ROC sont respectivement de 0.946 pour la régression logistique et 0.955 pour le réseau neuronal. Ceci confirme aussi que les résultats obtenus par un réseau neuronal sont généralement meilleurs que ceux obtenus par des régressions (**Eastman et al., 2005**), car ils permettent d'intégrer des relations non-linéaires entre facteurs explicatifs. Enfin, une valeur de 1 correspondant à un modèle parfait (**Pontius et Schneider, 2001**), on peut donc

considérer que ces six facteurs sont suffisants et significatifs dans l'explication des changements observés et peuvent donc être utilisés pour simuler les changements futurs.

3.2.4.2. Validation sur une période passée

Des simulations de l'étalement urbain ont été réalisées entre 2000 et 2005 à partir des données produites précédemment. Elles ont ensuite été comparées aux changements qui se sont réellement produits durant cette période.

Les résultats mesurés par l'indice de Kappa sont explicites : à l'échelle du site d'étude, les résultats paraissent très bon (KIA=0,98) mais baissent dès lors que l'on retire les zones dont la stabilité est certaine (zones urbaines en 2000), avec un KIA = 0,84. Mais si l'on compare précisément les espaces concernés par l'étalement urbain réel entre 2000 et 2005 avec celui qui a été simulé, le KIA tombe à 0,28. Ceci signifie que la localisation exacte des changements n'est pas bonne. Ces résultats doivent être néanmoins relativisés au regard de la résolution des images utilisées (30mx30m). Ainsi, peu de changements ont été correctement simulés en terme de localisation (classe verte dans la figure 9.5), et beaucoup ont été surestimés (classe bleue) ou sous-estimée (classe rouge). Toutefois, à l'échelle communale, la figure 9.5-b montre que les changements simulés sont à $\pm 15-20\%$ identiques aux changements réels, voire inférieurs à $\pm 10\%$ pour les communes les plus peuplées. Au final, ceci démontre que, soit les facteurs retenus et leur poids respectif ne sont pas adaptés pour simuler avec précision la localisation de l'étalement urbain, soit les changements observés entre 2000 et 2005 répondent à une logique autre que celle qui a été observée entre 1984 et 2000.

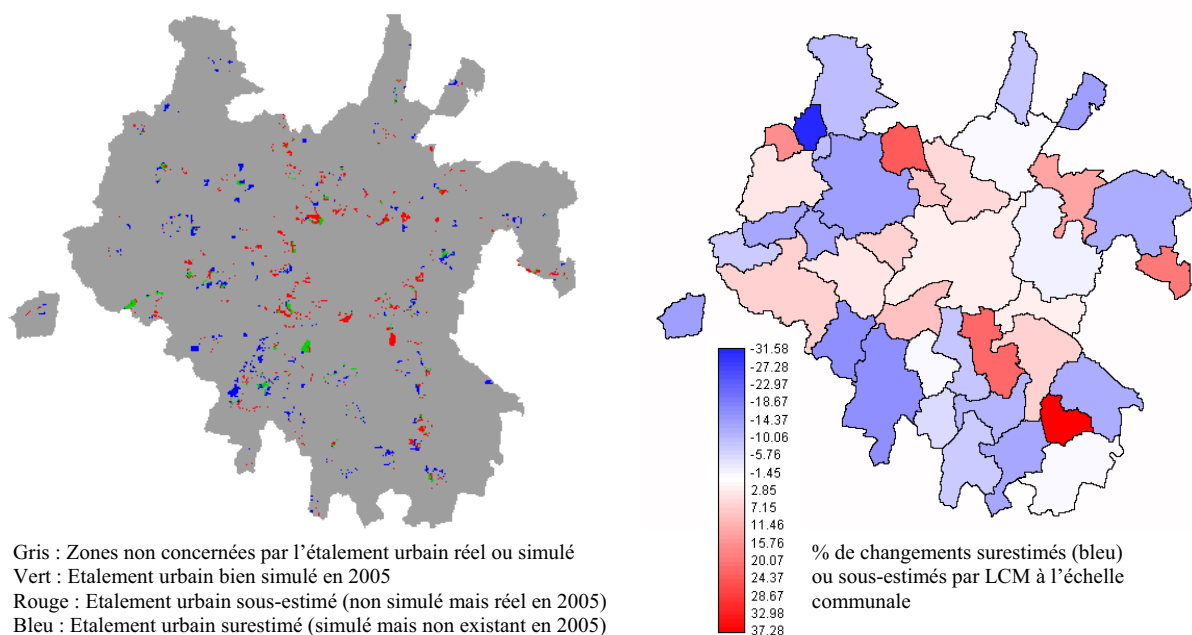


Figure 9.5 : Comparaison de l'étalement urbain réel et simulé pour l'année 2005 aux échelles (a) pixellaire et (b) communale

L'utilisation de l'indice ROC permet de palier pour partie ces incertitudes. En effet, la comparaison de la carte de susceptibilité aux changements « Agricole vers Urbain » avec la carte des changements réels témoigne que les facteurs retenus et leur hiérarchisation est *a priori* satisfaisante (ROC=0.882 – Figure 9.6) (Eastman *et al.*, 2005). Ainsi, il est possible de tirer une première conclusion à propos du modèle LCM : si celui-ci n'apparaît pas adapté

pour prédire avec précision les changements en terme de localisation, il reste néanmoins performant pour projeter des évolutions plausibles d'un point de vue quantitatif à l'échelle communale.

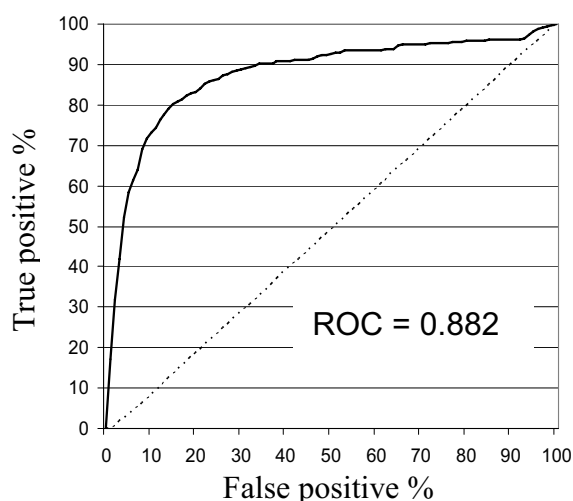


Figure 9.6 : Courbe et valeur du ROC obtenus en comparant les changements réels et la carte de susceptibilité au changement de l'agricole vers l'urbain

Afin de confirmer cette première conclusion, nous avons cherché à expliquer pourquoi le modèle avait sous-estimé l'étalement urbain et au bout de combien de pas de temps celui-ci permettrait de simuler l'étalement urbain réel de 2005. Pour cela, les simulations ont été prolongées pour atteindre un total de 15 itérations, simulant ainsi l'étalement urbain entre 2000 et 2015. La **figure 9.7** montre l'évolution de la part de l'étalement urbain réel de 2005 correctement simulé au cours des 15 itérations. Les résultats montrent qu'au final, le modèle LCM et les facteurs retenus permettent de simuler 63 % des changements réels (**Figure 9.7**).

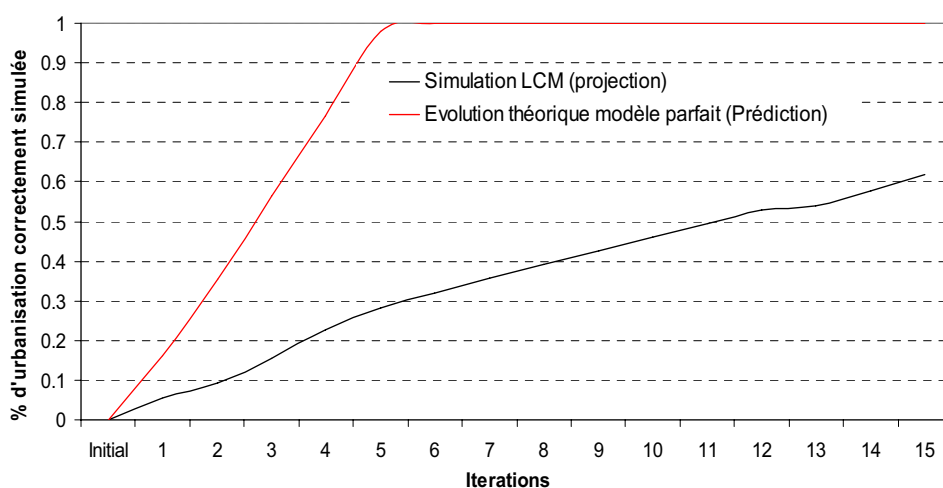


Figure 9.7 : Evolution de la part de l'étalement urbain réel en 2005 correctement simulé par le modèle durant 15 itérations

Si les résultats apparaissent décevants dans un premier temps, une analyse fine (**Figure 9.8**) permet d'expliquer pourquoi cette valeur n'est pas plus élevée. Premièrement, des contraintes d'urbanisation valides pour 2005 ont été utilisées au sein du modèle (interdiction d'urbaniser à proximité -50 m- des axes routiers majeurs) alors que ces règles n'ont pas forcément été

respectées entre 2000 et 2005 dans la réalité (zone 1 – **Figure 9.8**). Deuxièmement, les limites entre certaines couches d'informations géographiques ne se superposent pas avec exactitude. C'est le cas par exemple entre les cartes d'occupation des sols utilisées dans le modèle et les zonages des PLU/POS. Par conséquent, certaines zones peuvent être considérées comme urbanisables par le modèle mais ne l'ont pas été dans la réalité (zone 2) et inversement (zone 3). Troisièmement, certaines omissions proviennent tout simplement de décisions politiques qui ne peuvent pas être anticipées ou modélisées (ex : définition d'une ZAC, de lotissements, etc.) ce qui, du point de vue du modèle, rend la simulation de l'étalement urbain imprévisible (zone 4). Enfin, les zones qui ont été urbanisées les premières dans la réalité à l'échelle de Rennes Métropole ne correspondent pas forcément aux zones censées être urbanisées en priorité dans la simulation (probabilités les plus fortes). Ces dernières pourront l'être ultérieurement. Il peut ainsi exister des décalages temporels d'urbanisation d'une commune à une autre. En effet, certaines communes ont des politiques d'urbanisation plus ou moins avancées par rapport à d'autres en lien avec l'adoption ou la révision plus ou moins précoce de leur PLU/POS. Au sein du modèle, les zonages définis ne permettent pas de prendre en compte ces décalages dans le temps d'une commune à l'autre. Par conséquent, les mêmes zones s'urbanisent théoriquement en même temps, ce qui engendre des erreurs d'omission et de commission.

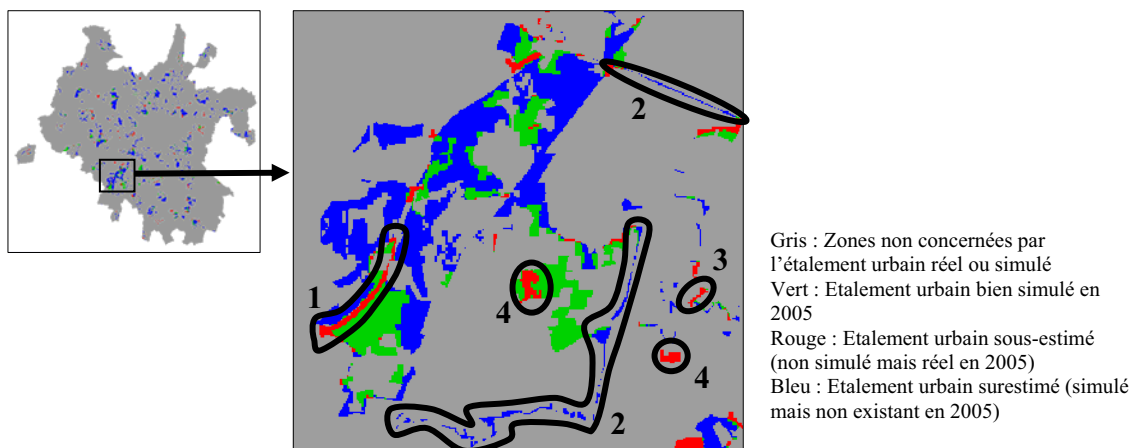


Figure 9.8 : Evolution de la part de l'étalement urbain réel en 2005 correctement simulé par le modèle durant 15 itérations

Si l'on ne tient pas compte des erreurs de type 1, 2 et 3 qui relèvent du modèle et des données utilisées et qui représentent la majeure partie des erreurs observées, les projections réalisées avec le modèle LCM peuvent être considérées comme plausibles et rendent compte des zones susceptibles d'être urbanisées. Ces résultats répondent aux objectifs de la prospective.

3.2.4.3. Les projections pour 2020

Les scénarios A, A', B et C ont été spatialisés à l'aide du modèle LCM à partir des données d'occupation des sols de 1984 et de 2005. Les résultats des projections en 2020 pour chacun des scénarios sont présentés dans la **figure 9.9**.

Les scénarios prévoient ainsi une augmentation de +2690 ha de surfaces urbanisées (réseaux de communication non inclus), soit 4,4 % du territoire de Rennes Métropole à l'horizon 2020. Leur répartition variant plus ou moins d'un scénario à l'autre.

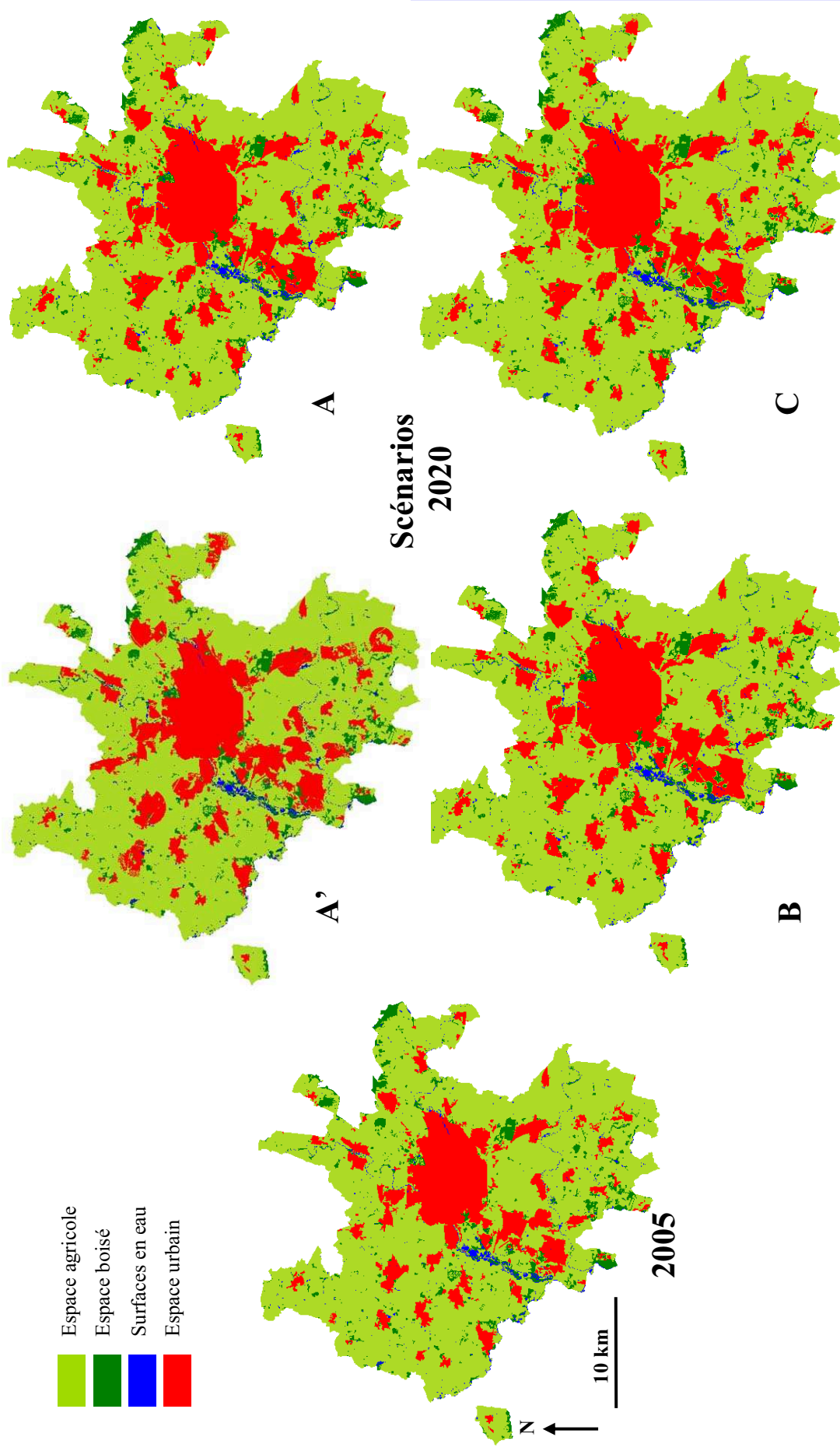


Figure 9.9 : Modes d'occupations des sols en 2005 et 2020 pour les scénarios A', A, B et C

L'analyse comparée des scénarios A et A' permet d'illustrer l'importance du facteur « PLU/POS » dans la simulation de l'étalement urbain. La **figure 9.10** met ainsi clairement en évidence que l'étalement urbain simulé de façon commune aux deux scénarios (en vert) est peu significatif. La non prise en compte du POS/PLU tend à simuler l'étalement urbain sous forme concentrique (diffusion en tâche d'huile – en jaune), ne permettant pas de reproduire un *pattern* spatial cohérent avec la réalité et uniformément réparti sur les communes de Rennes Métropole (zones bleu) comme c'est le cas dans le scénario A.

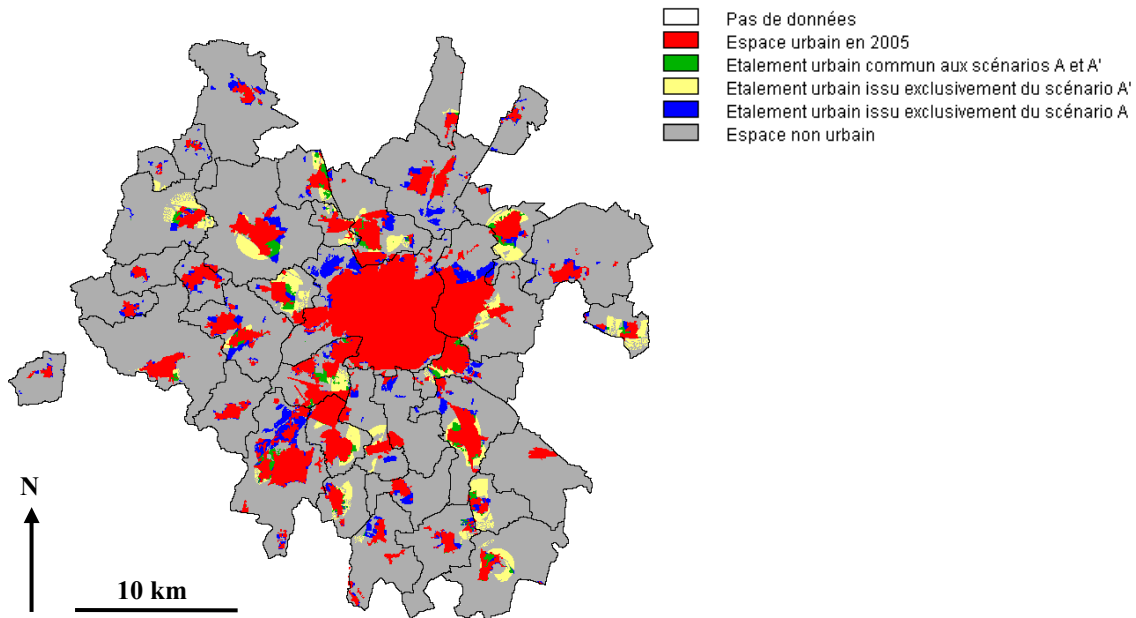


Figure 9.10 : Analyse comparée de l'étalement urbain pour les scénarios A et A'

L'analyse comparée des scénarios A et B (**Figure 9.11**) a pour but d'illustrer la plus-value du Scot « *a minima* » mais également ces répercussions. Les zones présentant une très forte probabilité d'urbanisation et protégées par le SCoT (en bleu) totalisent une superficie de 234 ha. Ceci n'est pas étonnant eu égard aux zonages des PLU/POS qui sont intégrés dans le SCoT.

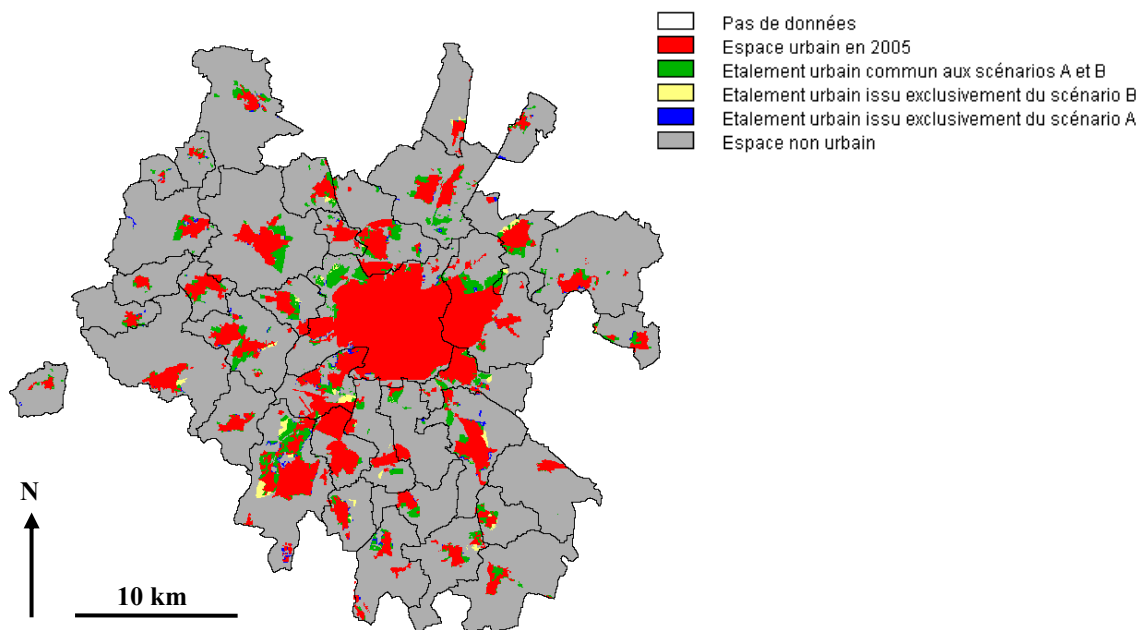


Figure 9.11 : Analyse comparée de l'étalement urbain pour les scénarios A et B

A l'inverse, les zones susceptibles d'être urbanisées (en jaune) suite à la protection de certains espaces (en bleu), par un effet de vases communicant, sont clairement identifiées et totalisent près de 284 ha. Le SCoT « *a minima* » ne les protège pas d'une éventuelle urbanisation future. Cette carte peut donc constituer un outil d'aide à la planification territoriale à moyen/long terme pour les aménageurs afin de préserver certains de ces espaces, ou bien pour accompagner et orienter le développement de certaines communes dans des directions géographiques en opposition ou en cohérence avec ces projections.

Enfin, l'analyse comparée des scénarios B et C n'a mis en évidence aucune différence. Les projections des scénarios B et C sont identiques. Ceci signifie que les zones en jaune (**figure 9.11**) ne sont pas localisées dans les « champs urbains » définis dans le SCoT « *a maxima* ». Autrement dit, si ces champs urbains tendent à préserver des espaces agronaturels et des espaces de respiration entre les villes et les bourgs, ceux-ci ne sont pas susceptibles d'être urbanisés au regard des tendances et facteurs actuels. Il est donc possible de conclure que le SCoT « *a minima* » constitue un socle fort pour la préservation des corridors écologiques vis-à-vis de l'urbanisation et que les mesures du SCoT « *a maxima* » prendront une véritable dimension au-delà de 2020.

3.2.4.4. Les limites

Un certain nombre de limites peuvent être soulevées, relevant essentiellement du modèle et des facteurs utilisés, témoignant de la difficulté à simuler l'étalement urbain.

Tout d'abord, les facteurs sélectionnés, l'ont été à partir des changements observés. En effet, que ce soit à l'aide de la régression logistique ou du perceptron multicouche, leur hiérarchisation est exclusivement dépendante de la dynamique passée des usages des sols. Les cartes de susceptibilité tendent donc à prolonger ces tendances, sans offrir véritablement la possibilité d'anticiper et de prendre en compte de nouveaux facteurs, ou d'augmenter le poids d'un facteur par rapport à un autre. Ainsi, toute simulation ne peut que reproduire un « comportement » dans la continuité des trajectoires passées, sans possibilité de modéliser un

« comportement » proactif constitutif de tout scénario prospectif. Par exemple, en l'état actuel, il n'est pas possible d'augmenter l'influence du facteur « Proximité aux gares ferroviaires » dans l'explication de l'urbanisation sous hypothèse d'un scénario prévoyant un fort développement des transports en commun.

D'autre part, la projection des quantités de changements pour un horizon donné dépend des cartes d'occupations des sols et de la méthode utilisée pour les calculer (chaînes de Markov). Celle-ci ne permet d'estimer qu'une évolution tendancielle et n'autorise pas la prise en compte d'évolutions contrastées (hypothèses haute ou basse par exemple) qui répondraient à des scénarios contrastés.

Par ailleurs, l'étalement urbain a été simulé à travers une unique classe d'occupation des sols alors que son évolution peut présenter différentes dynamiques spatiales et temporelles suivant les fonctions auxquelles l'espace urbain répond (habitation, commercial, industriel, etc.). L'intégration de différentes classes d'occupation urbaine des sols dans LCM constitue donc une piste d'amélioration à explorer.

Enfin, les résultats des simulations sont largement dépendants de la qualité des données utilisées, tel que notamment, la superposition des cartes d'occupation des sols et des facteurs explicatifs de la localisation des changements (ex : POS/PLU, etc.). La diversité des sources d'informations ne favorise pas l'amélioration des simulations, et un important travail de préparation des données est essentiel pour ne pas introduire d'erreurs dans les projections de l'étalement urbain.

3.3. L'impact des scénarios sur les paysages et la biodiversité

L'objectif de ce dernier chapitre est d'évaluer l'impact des changements futurs simulés selon des scénarios élaborés à l'horizon 2020 à l'échelle de Rennes Métropole.

Après avoir décrit la méthodologie utilisée pour effectuer cette évaluation, ce chapitre expose dans un premier temps l'impact des scénarios sur les paysages à l'échelle de Rennes Métropole puis à l'échelle des sites ECORURB. Les différents indicateurs sont calculés à la fois à l'échelle du paysage et à l'échelle des classes d'occupation du sol. Dans un deuxième temps, il tente d'évaluer l'impact des modifications paysagères engendrées par les scénarios sur la biodiversité.

3.3.1. Impact des scénarios sur les paysages

3.3.1.1. Méthodologie

Trois scénarios ont été retenus pour évaluer l'impact des projections effectuées avec le modèle LCM sur les indices paysagers, les scénarios A, B et C (**Figure 10.1**). Le scénario A n'a pas été repris, dans la mesure où il diffère très peu du scénario A (*voir partie 3.1.2*).

Rappelons que le scénario A, le scénario de référence, reprend l'ensemble des facteurs expliquant l'extension de la tache urbaine ainsi que les facteurs qui la contraignent, à l'exception du SCoT. Le scénario B se fonde sur le scénario A, mais intègre les contraintes du SCoT « *a minima* ». Dans ce scénario, seuls les espaces naturels majeurs ou « corridors » (trames verte et bleue) sont considérés comme espaces non constructibles. Il s'agit de milieux naturels d'intérêt écologique recensés à préserver (Natura 2000, ZNIEFF, MNIE), les principaux espaces forestiers à protéger et les axes naturels majeurs dont la protection doit être renforcée. Le scénario C reprend quant à lui les options d'aménagement du SCoT « *a maxima* », c'est-à-dire qu'il prend en compte davantage d'espaces non constructibles que le scénario B en intégrant les « champs urbains » (espaces agronaturels et espaces « de respiration » entre les villes et les bourgs). *A priori*, ce dernier scénario préserve de l'urbanisation un espace plus large.

Pour évaluer l'impact des scénarios sur les paysages, neuf types d'indices paysagers ont été calculés avec le logiciel Fragstats à l'échelle du paysage et des classes d'occupation des sols (la proportion occupée par chaque classe, le nombre de taches, la distance entre les taches, la diversité, la dimension fractale, la forme du paysage, la cohésion, l'agrégation et la contagion) à partir des classifications d'occupation des sols générées par le modèle LCM pour les trois scénarios (**Figure 10.1**). Les indices paysagers retenus permettent d'évaluer la composition du paysage (proportion occupée par chaque classe), son degré d'hétérogénéité (diversité de Shannon), la complexité de sa forme (indices de forme et dimension fractale), sa fragmentation (indices du nombre de taches et de contagion) et sa connectivité (indices de cohésion et d'agrégation). Ces indicateurs sont analysés à deux échelles : celle de Rennes Métropole et celle des sites ECORURB.

Ensuite, l'évaluation des impacts des scénarios sur la biodiversité est réalisée en tentant de mettre en relation, de façon qualitative, les premiers résultats obtenus par le croisement des indicateurs du paysage et des données biologiques sur la période 1952-1999 (*voir chapitre 7*) avec les indicateurs paysagers calculés pour 2020 à partir des trois scénarios. Remarquons dès à présent qu'il s'agit ici seulement d'émettre des hypothèses d'évolution possible de la

biodiversité en fonction des changements d'occupation des sols et des paysages projetés avec le modèle LCM.

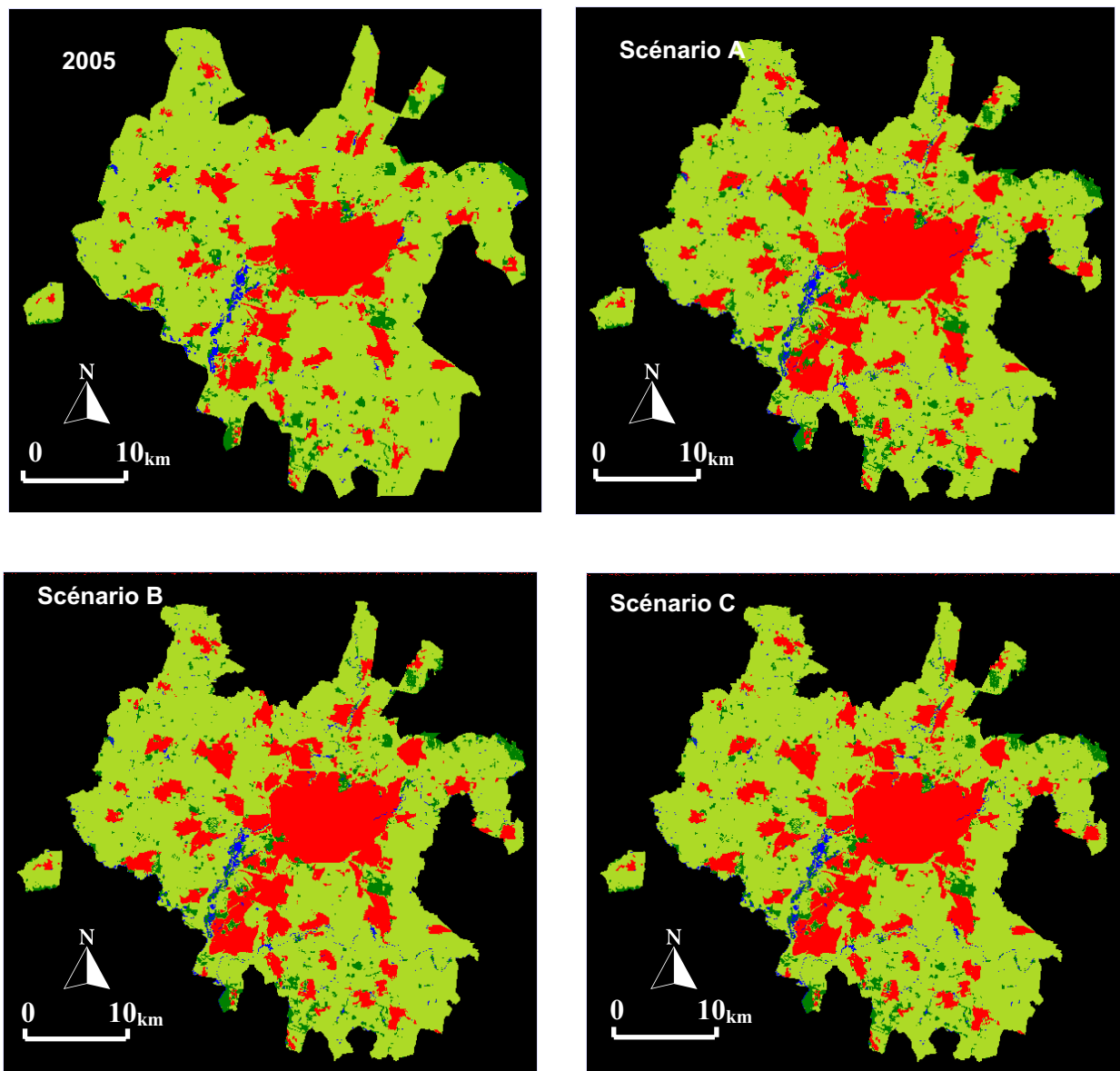


Figure 10.1 : Occupation du sol à l'échelle de Rennes Métropole en 2005 et d'après les trois scénarios A, B et C en 2020

Remarquons d'abord que l'évolution de l'occupation des sols simulée par le modèle LCM entre 2005 et 2020 est bien visible pour les trois scénarios, surtout à travers l'augmentation des surfaces artificialisées. Les scénarios convergent donc vers le maintien d'un étalement urbain dans les vingt ans à venir. Toutefois, les projections à 2020 sont très similaires : la répartition de l'occupation des sols est très proche d'un scénario à l'autre, seules des variations très localisées ayant été observées (*voir chapitre 3.2*). Les scénarios ne sont pas très contrastés : ils ont été élaborés avec un souci de plausibilité et montrent une marge de liberté de changement d'affectation d'occupation des sols très faible. Cette absence de contraste dans les projections obtenues illustre le fort niveau de contraintes exercé par les différents

documents d'urbanisme et de planification qui s'appliquaient déjà en 2005 sur Rennes Métropole. Toutefois, la similarité des états projetés selon les différents scénarios peut aussi s'expliquer par le modèle utilisé qui ne permet pas de produire des scénarios très contrastés d'une part, et la précision des données qu'il utilise, d'autre part.

3.3.1.2. A l'échelle du paysage de Rennes Métropole

A l'échelle du paysage, toutes classes d'occupation du sol confondues, on constate durant la période 2005-2020 une augmentation des valeurs des indices de diversité, du nombre de taches, de la compacité du paysage et de sa dimension fractale pour les trois scénarios, comparativement à la situation de 2005 (**Figure 10.2**). A l'inverse, les indices de contagion, d'agrégation et de cohésion enregistrent une baisse durant la même période. Cela montre une augmentation de l'hétérogénéité, de la complexité des formes et de la fragmentation du paysage, et une baisse de sa connectivité.

À cette échelle, la comparaison des trois scénarios révèle que globalement, à l'exception des indices du nombre de taches et la dimension fractale, le paysage présente des valeurs d'indices globalement proches pour tous les indicateurs (**Figure 10.2**). Dans le détail, cette figure illustre aussi un contraste entre les scénarios B et C d'une part et le scénario A d'autre part. Ainsi, les différents indices paysagers ont quasiment les mêmes valeurs pour les scénarios B et C. Cela montre que la prise en compte de plus de contraintes dans la simulation, dans le scénario C, ne modifie pas profondément la structure paysagère à l'échelle du paysage de Rennes Métropole.

Le nombre de taches est plus faible, tandis que les indices de dimension fractale, de contagion et d'agrégation sont relativement plus élevés pour le scénario A que pour les scénarios B et C. On peut en déduire que la prise en compte du SCoT (scénarios B et C) entraîne une augmentation de la fragmentation, et une diminution de la connectivité.

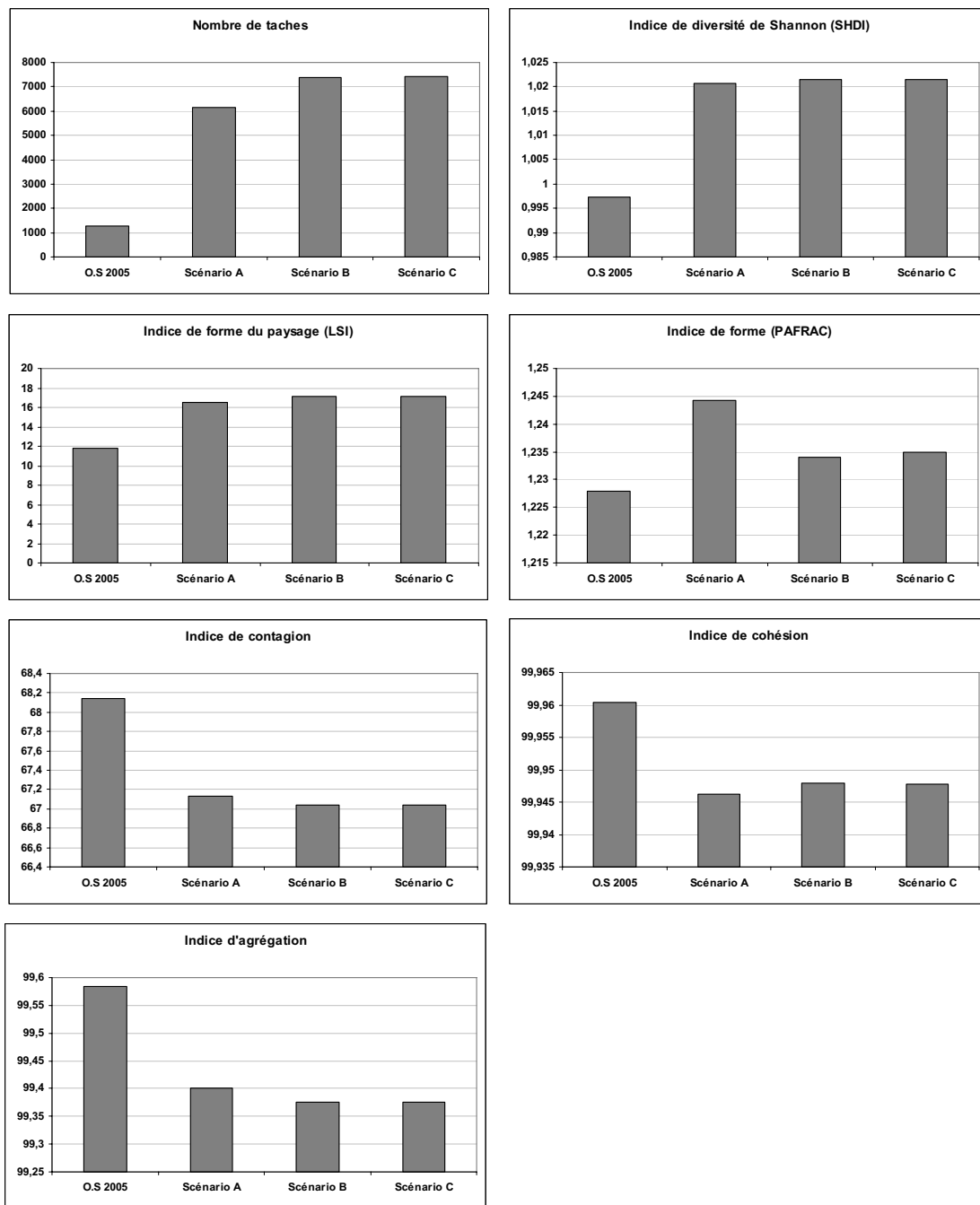


Figure 10.2 : Indicateurs paysagers calculés à l'échelle du paysage de Rennes Métropole

L'analyse comparée des classes d'occupation des sols entre la situation en 2005 et les trois scénarios montre d'emblée une légère augmentation des surfaces artificialisées de 2005 à 2020, qui passent de 18 % à 23 % sur l'ensemble du territoire de Rennes Métropole (**Figure 10.3**), soit une croissance de 5 %. Cette progression de 3067 ha en 15 ans correspond à une moyenne de 205 ha par an, ce qui est cohérent avec les chiffres observés entre 1984 et 2005 (*voir le chapitre 5, partie 212*) et confirme la tendance selon laquelle l'artificialisation du territoire continue dans le futur avec globalement le même rythme d'évolution observé en moyenne sur la période 1984-2005. Par ailleurs, le taux d'artificialisation simulé est le même pour les trois scénarios (**Figure 10.3**). Les cultures-prairies évoluent de façon inversement

proportionnelle aux surfaces artificialisées puisqu'elles vont subir une diminution d'ici 2020 (de 76 % à 71 %) selon les trois scénarios. A l'opposé, les classes « Bois » et « Eau » n'évoluent pas.

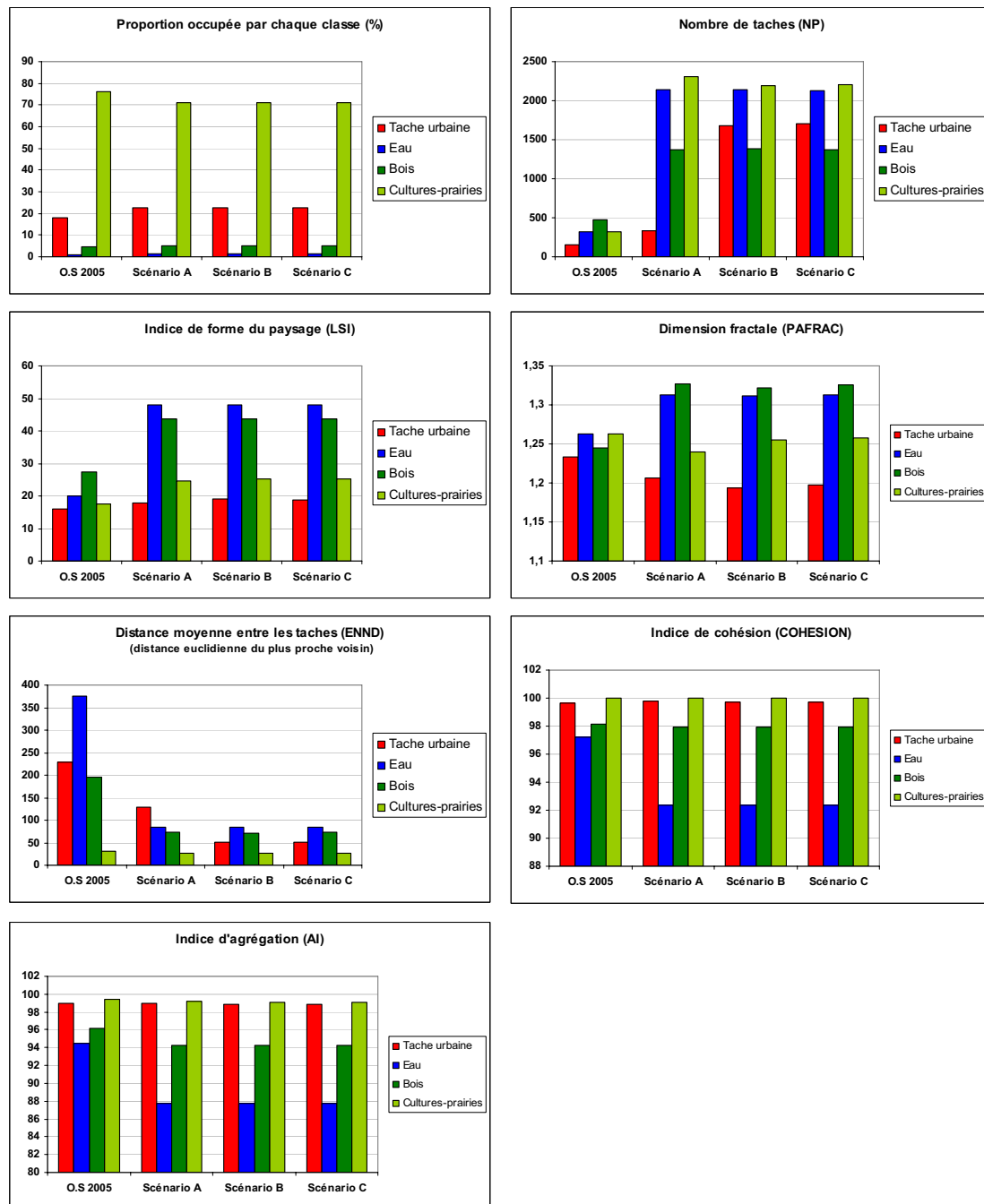


Figure 10.3 : Indicateurs paysagers calculés à l'échelle du paysage de Rennes Métropole

L'indice du nombre de taches connaît une augmentation durant la période 2005-2020 pour les quatre classes d'occupation du sol (Figure 10.3). A la différence des autres classes d'occupation des sols pour lesquelles l'augmentation est identique, le nombre taches de surfaces artificialisées augmente de façon différenciée selon les scénarios entre 2005 et 2020,

en passant de 152 en 2005 à 327 en 2020 pour le scénario A, 1682 pour le scénario B et 1711 pour la scénario C. Cette augmentation du nombre de taches entre l'année 2005 et le scénario A peut s'expliquer par la nature des contraintes prises en compte dans les trois scénarios. En particulier, la différence marquée entre le scénario A et les scénarios B et C est due notamment aux contraintes liées au SCoT. La protection de certains espaces provoque une urbanisation non compacte sous forme de taches isolées séparées par des coupures vertes.

L'augmentation de la fragmentation des différentes classes d'occupation des sols s'accompagne d'une augmentation de la complexité des formes du paysage. Globalement, les valeurs de l'indice de compacité et de l'indice de dimension fractale augmentent entre 2005 et 2020 pour tous les scénarios, à l'exception de la classe « surfaces artificialisées » pour les deux indices et de la classe « Cultures et prairies » pour l'indice de dimension fractale (**Figure 10.3**).

La **figure 10.3** montre que la connectivité des classes d'occupation des sols reste stable, les valeurs des indices de cohésion et d'agrégation étant quasiment identiques pour toutes les classes, à l'exception des surfaces en eau qui sont moins connectées en 2005 qu'en 2020, le niveau de connexion étant identique en 2020 quelque soit le scénario.

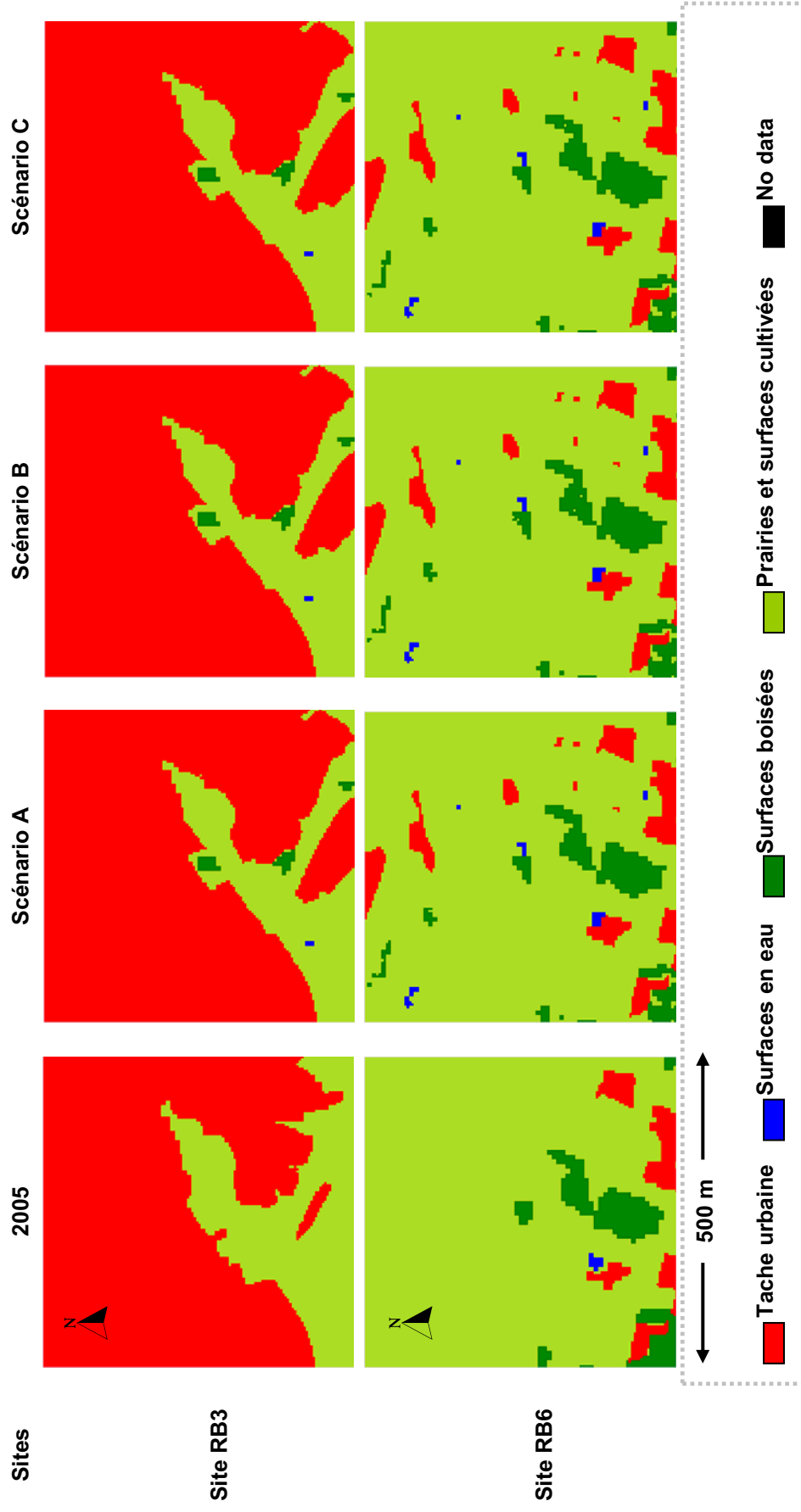
3.3.1.3. A l'échelle locale sur les sites ECORURB

L'impact des scénarios sur les indicateurs paysagers est analysé sur quatre sites : un site suburbain (RB3) et trois sites périurbains (RB6, RB9 et RB10).

Les remarques faites à l'échelle de Rennes Métropole sont valides à l'échelle de ces sites (**Figure 10.4**) : l'évolution de l'occupation des sols simulée par le modèle LCM entre 2005 et 2020 est bien visible sur les quatre sites pour les trois scénarios, surtout à travers l'augmentation des surfaces artificialisées. Toutefois, les projections à l'horizon 2020 sont très similaires : la répartition de l'occupation des sols est très proche d'un scénario à l'autre, seules des variations très localisées ayant été observées.

En conséquence, une première lecture des indices sur les quatre sites permet, d'une part de constater un contraste entre l'état de la structure paysagère telle qu'elle est décrite par ces indices en 2005 et son évolution suivant les trois scénarios, et d'autre part de mettre en évidence que les valeurs de ces indices sont globalement peu différentes selon les trois scénarios (**Figure 10.4**).

La **figure 10.5 et l'annexe 10.1** montrent que les trois sites périurbains RB6, RB9 et RB10 présentent globalement la même réponse face aux différents indices à la fois en 2005 et en 2020. On constate aussi un fort contraste entre la valeur des indices entre 2005 d'une part, et les trois scénarios simulés pour l'année 2020 d'autre part. La valeur des indices est presque la même pour les trois scénarios malgré la prise en compte des contraintes du SCoT pour les scénario B et C (**Figure 10.5 et Annexe 10.1**). A l'inverse du site suburbain RB3 et du site RB6 (**Figures 10.5 et 10.6**), les sites périurbains RB9 et RB10 enregistrent une augmentation de la diversité de 2005 à 2020 (**Annexe 10.1**).



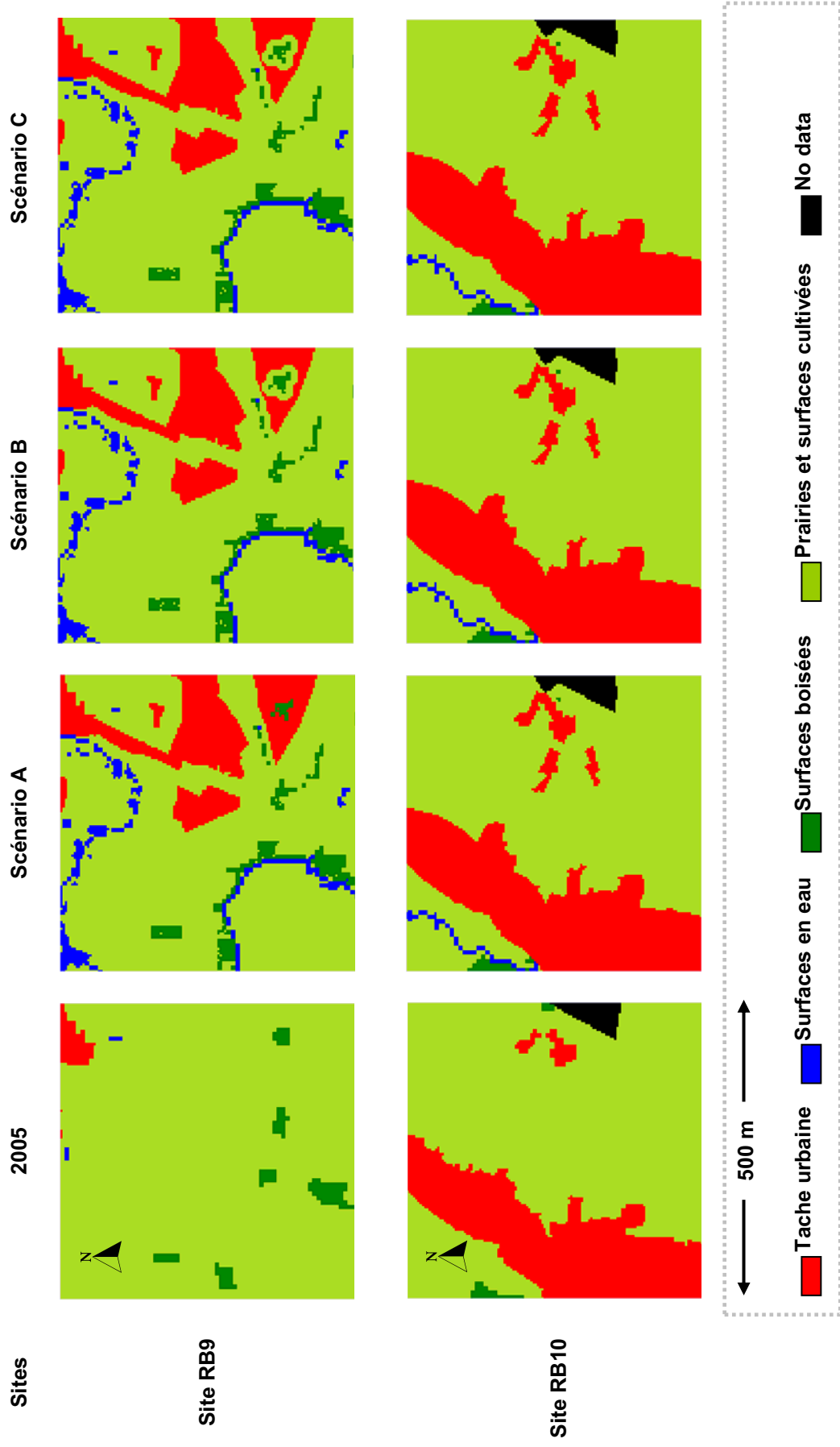


Figure 10.4 : Occupation du sol à l'échelle des sites Ecorurb en 2005 et 2020 d'après les trois scénarios A, B et C

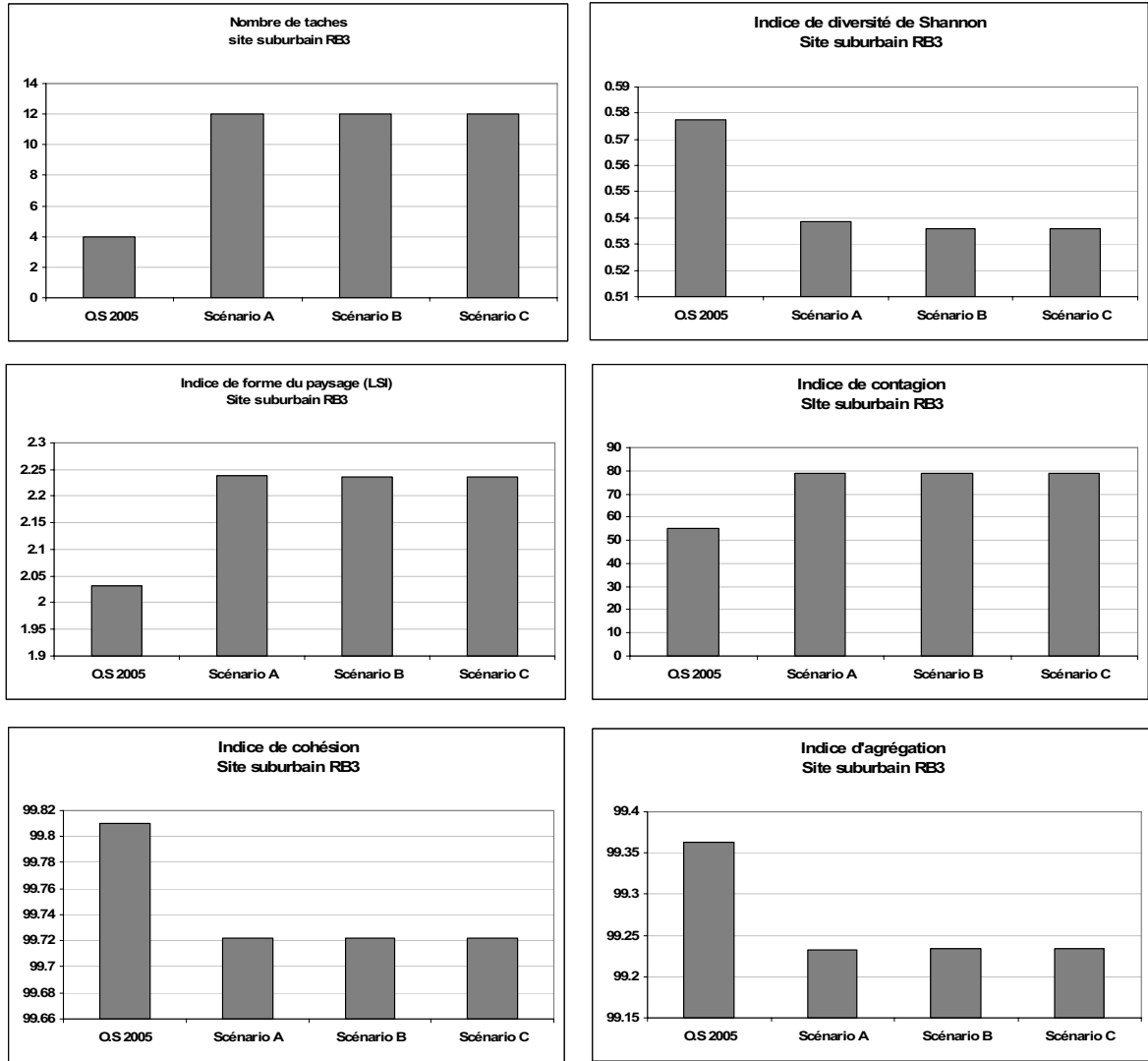


Figure 10.5 : Indices paysagers calculés à l'échelle du paysage du site suburbain RB3

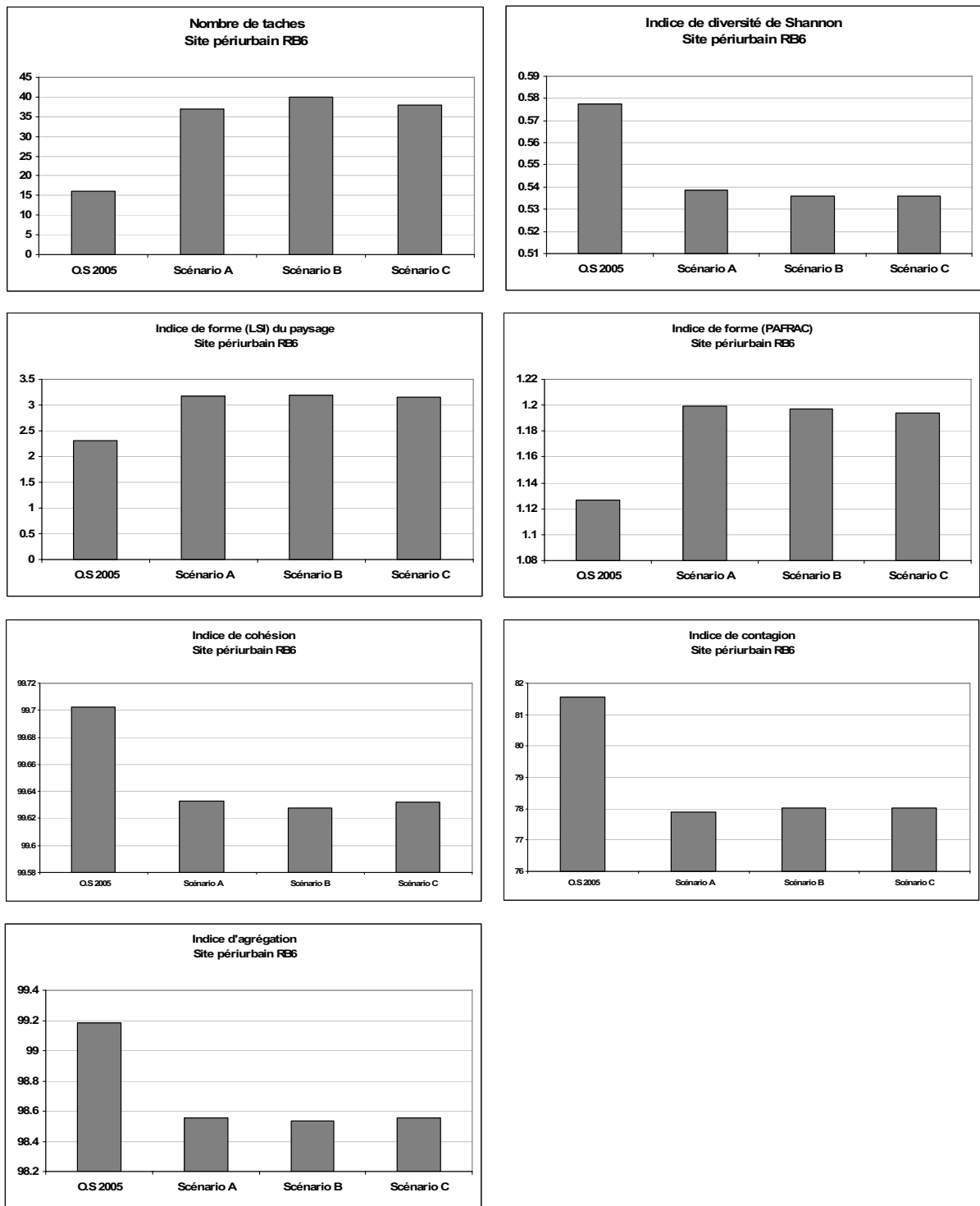


Figure 10.6 : Indices paysagers calculés à l'échelle du paysage du site périurbain RB6

3.3.2. Impact des scénarios sur la biodiversité

En fonction des analyses qui ont été effectuées sur les projections obtenues en appliquant les différents scénarios, on a observé une forte évolution entre 2005 et 2020, mais des différences ténues entre les projections en 2020. Il n'est donc pas envisageable de produire des indicateurs quantifiés de ces impacts.

L'évaluation des scénarios sur la biodiversité est ici seulement indicative. Elle repose sur deux hypothèses : la première est que les relations paysages-biodiversité établies sur les sites ECORURB sont valides ; la seconde que les projections effectuées par scénarios soient cohérentes. Elle est effectuée de façon qualitative, en croisant les informations obtenues en analysant les relations entre les indices paysagers et les indices biologiques en 2005 d'une part (*chapitre 7, partie 2.3.1*), et les informations dérivées de l'analyse des indices paysagers calculés à partir des projections 2020 (*voir partie précédente 3.3.1*).

La comparaison de la carte d'occupation des sols en 2005 avec les cartes issues des simulations pour 2020 et des indices paysagers qui en ont été respectivement dérivés a montré une forte artificialisation des terres ainsi qu'une augmentation de l'hétérogénéité du paysage, de la complexité de ses formes et de sa fragmentation qui va de paire avec une baisse de sa connectivité. Elle a aussi mis en évidence que le taux de progression de l'artificialisation qui a été simulée est le même pour les trois scénarios, l'artificialisation s'étant effectuée au détriment des cultures et des prairies, mais pas des surfaces boisées et des surfaces en eau qui n'évoluent pas. L'augmentation de la fragmentation a été observée pour toutes les classes d'occupation des sols

Cette évolution générale, concordante pour les trois scénarios, devrait affecter les végétaux en diminuant le nombre d'espèces et en modifiant la composition des banques de graines, avec une plus faible densité de graines et des espèces marquées par de plus faibles indices de fertilité.

Au niveau des animaux, on peut émettre des hypothèses sur le devenir des carabes et des oiseaux en fonction de cette évolution : l'augmentation de la fragmentation du paysage et de la proportion de surfaces artificialisées devraient affecter les carabes, en limitant leurs déplacements dans le paysage urbain, entraînant ainsi la diminution de leur richesse spécifique et de la diversité de leur communauté. A terme, la pérennité de certaines espèces de carabes dans les espaces grignotés par l'urbanisation est menacée. En ce qui concerne les oiseaux, l'évolution des paysages à l'horizon 2020, qui indique une stabilité des surfaces boisées en terme de proportion mais une augmentation de leur fragmentation, devrait entraîner une diminution du nombre d'espèces. L'évolution du nombre d'individus par espèces est difficilement prédictible, car il est fortement dépendant de la qualité du boisement. Toutefois, la fragmentation entraîne une diminution de la taille des boisements, ce qui oriente plutôt vers une stabilité ou une diminution des individus.

CONCLUSION DE LA TROISIEME PARTIE

L'objectif de la troisième partie de la thèse était de simuler des changements d'occupation des sols et de structures paysagères à l'échelle de Rennes Métropole selon plusieurs scénarios et d'évaluer les impacts de ces derniers sur la biodiversité.

D'une façon générale, modéliser l'occupation et l'utilisation des sols contribue à l'identification des facteurs sous-jacents des changements d'usage des sols, à élaborer des scénarios prospectifs et à évaluer les impacts environnementaux de ces scénarios. Toutefois, réaliser des projections de l'occupation et de l'utilisation des sols est une tâche particulièrement complexe pour les systèmes urbanisés.

Des images différenciées du futur du territoire de Rennes Métropole ont été construites à l'aide du modèle LCM selon une démarche de géoprospective. Ces images, intégrées dans quatre scénarios, résultent de l'observation des tendances passées, de jeux d'hypothèses sur des évolutions futures plausibles et de discussions entre des experts urbanistes de l'AUDIAR et des chercheurs de l'équipe COSTEL.

Les experts ont indiqué que, d'une façon générale, la population croissante et les nouvelles activités se répartissent dans l'espace de Rennes Métropole en fonction de trois facteurs principaux : l'armature urbaine existante, l'armature de voies de communication et les volontés politiques locales et/ou communautaires qui se traduisent dans les documents d'urbanisme. A une échelle plus fine, l'urbanisation résulte essentiellement des politiques communales qui, à travers les Plans d'Occupation des Sols (POS) et les Plans Locaux d'Urbanisme (PLU), ont défini la localisation des surfaces dédiées à l'urbanisation.

La détermination des enjeux liés aux projections des changements d'occupation des sols par les experts a permis de construire quatre scénarios prenant en compte différents niveaux de contraintes en terme de planification territoriale. Les objectifs de ces scénarios étaient de mettre en évidence la plus-value du SCoT, d'une part et de déterminer la localisation des zones susceptibles d'être urbanisées suivant les deux options du SCoT en vue de la mise en place de mesures vis-à-vis de la biodiversité, d'autre part.

L'analyse de l'occupation des sols projetée à l'horizon 2020 avec le modèle LCM (Land Change Modeler for Ecological Sustainability) selon les quatre scénarios met en évidence un étalement urbain important entre 2005 et 2020, et ceci quelque soit le scénario considéré. La comparaison des classifications d'occupation des sols selon les scénarios montre peu de différences. Par conséquent, les impacts des évolutions simulées sur la biodiversité sont perceptibles si l'on compare les situations de 2005 et de 2020, mais sont à peine visibles d'un scénario à l'autre.

Ces résultats peuvent apparaître décevants dans un premier temps, puisqu'ils ne permettent pas de mettre en évidence la plus-value du SCoT pour la préservation et le maintien de zones vertes. Toutefois, ils indiquent le maintien d'un étalement urbain élevé dans les vingt ans à venir à travers la convergence des scénarios, ainsi que le fort niveau de contraintes exercées par les différents documents de planification déjà existants sur Rennes Métropole : les scénarios, plausibles, montrent une marge de liberté de changement d'affectation d'occupation des sols très faible. Toutefois, la similarité des états projetés selon les différents scénarios peut aussi s'expliquer par le modèle utilisé qui ne permet de produire des scénarios très contrastés d'une part, et la précision des données qu'il utilise, d'autre part.

Conclusion générale

Conclusion générale

L'étalement urbain modifie l'occupation des sols et la physionomie des campagnes, menace l'agriculture périurbaine, et entraîne des conséquences sur le plan environnemental. Il provoque des perturbations des écosystèmes et constitue une menace sérieuse pour la biodiversité. Ainsi, la ville détruit la nature soit directement, par la destruction des habitats naturels, soit indirectement, par la fragmentation et l'isolement des sites naturels. L'étude de l'étalement urbain représente un enjeu important pour comprendre les effets de l'urbanisation sur les processus écologiques, non seulement dans les grandes métropoles urbaines, mais aussi dans des agglomérations de moyenne et de petite taille qui participent largement à la croissance urbaine actuelle et, ce faisant, à l'étalement urbain. Dans le contexte actuel d'une artificialisation accélérée et quasi-généralisée des terres, l'évaluation et l'anticipation des impacts de l'étalement urbain présentent un intérêt tant pour les scientifiques que les gestionnaires du territoire.

Toutefois, la mesure, le suivi dans le temps et la modélisation de l'étalement urbain posent encore de nombreux problèmes méthodologiques. Ils relèvent, en premier lieu, de la forte hétérogénéité et de la haute fréquence spatiale qui caractérisent les tissus urbain et périurbain. Ensuite, le suivi de l'étalement urbain se heurte à la difficulté de disposer de séries de données spatialisées suffisamment précises pour détecter la progression de la ville, et sur des périodes de temps suffisamment longues pour retracer et caractériser la croissance urbaine à des fins prospectives. Face aux limites, en terme de précision spatiale, de nomenclature et de mise à jour, des bases de données nationales telles que Corine Land Cover ou TERUTI, il est nécessaire d'avoir recours aux images de télédétection. Ainsi, le suivi de l'étalement urbain peut être effectué à partir de données de télédétection multi-sources. Toutefois, la diversité des résolutions spatiales, spectrales et temporelle des données et les caractéristiques du milieu urbain imposent une approche multi-échelles et une démarche de classification hybride, mêlant traitement automatique et photo-interprétation assistée par ordinateur. Par ailleurs, d'autres problèmes sont rencontrés au niveau du choix du modèle destiné à produire des états futurs de l'occupation des sols, et à chacune des étapes du processus de modélisation lui-même : les modèles dynamiques, permettant de modéliser les changements d'occupation et d'utilisation des sols et d'évaluer les impacts de ces changements sur l'environnement, soulèvent deux problèmes principaux : le manque de précision des données utilisées pour identifier et suivre l'étalement urbain et l'absence de prise en compte des rétroactions dans le processus de modélisation. En outre, les facteurs qui expliquent l'étalement urbain sont nombreux, et les prendre tous en compte en ayant précisé leurs poids respectifs dans le processus d'étalement urbain reste encore un défi à relever. De plus, la disponibilité et la qualité des données permettant d'alimenter le modèle reste une préoccupation majeure dans ce type d'approche.

La démarche appliquée pour étudier l'étalement urbain sur Rennes Métropole et évaluer ses impacts sur la biodiversité comprend trois étapes : la reconstitution de l'historique de l'occupation des sols, la production d'indicateurs permettant la mise en correspondance de cet historique avec des données biologiques, et la production d'états futurs de l'occupation des sols dont l'impact sur la biodiversité est évalué.

La reconstitution des trajectoires d'occupation et d'utilisation des sols a d'abord été développée à partir d'images satellitaires et de photographies aériennes afin de mettre en évidence l'extension urbaine et de l'analyser à trois échelles : aux échelles du département d'Ille-et-Vilaine et de Rennes Métropole, nous avons procédé à une classification automatique d'images Landsat Thematic Mapper et IRS-LISS sur la période 1984-2005 selon une approche Orientée-objet ; à l'échelle des sites expérimentaux ECORURB répartis sur un gradient d'urbanisation, les classifications d'occupation des sols ont été réalisées sur une série de photographies aériennes depuis les années 50 à partir d'une approche reposant principalement sur la photo-interprétation assistée par ordinateur.

Les paysages urbains actuels et passés ont ensuite été caractérisés à l'aide d'une série d'indicateurs relevant de l'écologie du paysage. Dans le cadre d'un travail pluridisciplinaire associant géographes et écologues, ces indicateurs ont ensuite été mis en relation avec des indicateurs dérivés de données biologiques à l'aide d'une approche statistique reposant principalement sur une analyse triadique partielle.

Enfin, les changements d'occupation du sol ont été projetés à l'horizon 2020 selon différents scénarios avec un modèle. L'objectif est d'évaluer les impacts de certains de ces scénarios sur les changements d'usage des sols et des paysages et sur la biodiversité. Parmi les nombreux modèles permettant de modéliser l'évolution des changements d'occupation du sol, nous avons choisi d'utiliser le modèle LCM (Land Change Modeler) qui est un méta-modèle hybride intégrant un automate cellulaire. Bien que ce modèle ne soit pas spécifiquement dédié à la simulation de l'expansion urbaine comme d'autres modèles existants, ce choix a été motivé par le fait qu'il s'agit d'un modèle dynamique et spatialement explicite, peu gourmand en données d'entrée, accessible, et qu'il présente un degré de généralité qui permet d'envisager son utilisation à cet effet. Ainsi, contrairement à d'autres modèles, il peut prendre en compte les changements des classes d'occupation des sols de façon dynamique dans les simulations, ainsi que de nouveaux facteurs de contraintes et de planification, ce qui permet de simuler les changements en fonction des scénarios élaborés de façon participative avec des experts du milieu urbain.

L'analyse des changements d'occupation du sol observés par télédétection illustre une nette progression du tissu urbain aux trois échelles étudiées, mais inégalement répartie dans l'espace et selon des intensités différentes selon les périodes considérées. Ceci permet de dégager les logiques d'urbanisation à l'œuvre aux trois niveaux spatiaux étudiés. A l'échelle de Rennes Métropole, elle met aussi en évidence que si les forêts et autres espaces verts sont en régression à l'extérieur de la tache urbaine, ils sont en augmentation à l'intérieur de cette tache, ce qui illustre la politique de maintien d'espaces verts en ville qui est menée depuis quelques années.

Les indices de l'écologie du paysage dérivés des classifications de l'occupation des sols illustrent la fragmentation progressive des surfaces artificialisées et des espaces verts à l'œuvre sur Rennes Métropole, la faible connectivité actuelle des espaces verts entre la ville et la périphérie, ainsi que l'absence de connectivité entre les espaces verts situés au centre ville. La mise en relation des données paysagères avec les données biologiques montre qu'au niveau des végétaux, l'urbanisation affecte à la fois le nombre d'espèces qui diminue sensiblement en allant du périurbain vers l'urbain et la composition des banques de graines. Au niveau des animaux, les résultats montrent que l'urbanisation affecte différemment les taxons en fonction de leur capacité de dispersion. Ces résultats, obtenus grâce à une coopération active entre géographes et écologues, illustrent que l'urbanisation impacte la

biodiversité et menace la pérennité de la biodiversité locale. Ils montrent aussi l'intérêt d'une approche temporelle multi-échelles pour évaluer les conséquences des changements d'occupation des sols sur la biodiversité. Du point de vue des données et des méthodes utilisées pour les traiter, ces résultats confirment que les approches orientées-objet, développées à l'origine pour traiter des images à très haute résolution spatiale, peuvent être appliquées avec profit sur des images à haute/moyenne résolution spatiale. Enfin, ces images, malgré leur relativement faible résolution spatiale peu adaptées à l'étude des milieux urbains, ont montré leur intérêt pour l'étude de la croissance urbaine sur des territoires étendus.

L'analyse de l'occupation des sols projetée à l'horizon 2020 avec le modèle LCM selon différents scénarios qui prennent en compte différents niveaux de contraintes en terme de planification territoriale met en évidence un étalement urbain marqué entre 2005 et 2020, et ceci quelque soit le scénario considéré. La comparaison des classifications d'occupation des sols selon les scénarios montre des différences très ténues. Par conséquent, les impacts des évolutions simulées sur la biodiversité sont perceptibles si l'on compare les situations de 2005 et de 2020, mais sont à peine visibles d'un scénario à l'autre. Ces résultats, qui peuvent apparaître décevants dans un premier temps, illustrent d'une part la convergence des scénarios vers le maintien d'un étalement urbain dans les vingt ans à venir, ainsi que le fort niveau de contraintes exercées par les différents documents de planification déjà existants sur Rennes Métropole : les scénarios, plausibles, montrent une marge de liberté de changement d'affectation d'occupation des sols très faible. Toutefois, la similarité des états projetés selon les différents scénarios peut aussi s'expliquer par le modèle utilisé qui ne permet pas de produire des scénarios très contrastés d'une part, et la précision des données qu'il utilise, d'autre part. Ainsi, le couplage d'un automate cellulaire avec un modèle multi-agents permettrait de produire des images du futur mieux différenciées et de mieux prendre en compte les rétroactions générées par l'adaptation du comportement des agents en fonction des évolutions de l'occupation des sols. Les projections pourraient également être améliorées par l'apport de nouvelles sources d'information plus précises spatialement, qu'il s'agisse des images de télédétection utilisées, ou des données représentant les facteurs d'évolution de l'occupation des sols.

Pour conclure, ces résultats mettent en exergue l'intérêt de l'utilisation de la télédétection et des SIG pour la quantification, le suivi et la modélisation de l'étalement urbain. La démarche mise en œuvre dans ce travail a privilégié l'application de méthodes de suivi déjà éprouvées et facilement reproductibles. Elles ont montré que l'étalement urbain, qui touche aussi des agglomérations de taille moyenne telles que Rennes Métropole, entraîne des modifications importantes des structures paysagères qui à leur tour impactent la biodiversité. Dans la mesure où des projections démographiques et d'activités indiquent que les conditions sont réunies pour que la croissance urbaine de certaines métropoles continue dans les prochaines années, il est nécessaire d'anticiper l'urbanisation des territoires pour préserver un environnement répondant aux attentes des citoyens qui souhaitent davantage de nature en ville. A cet égard, les résultats mettent aussi en évidence la difficulté de modéliser l'étalement urbain. La démarche de modélisation appliquée doit clairement s'adapter à la taille de la ville, au niveau de précision attendu, et au niveau de contraintes générées par les documents d'aménagement et d'urbanisme. De nombreuses pistes de recherche sont actuellement explorées un peu partout dans le monde, mais elles sont surtout concentrées sur les grandes métropoles mondiales. Il apparaît important de focaliser aussi sur l'évolution des petites et moyennes métropoles, eu égard à leur contribution à l'artificialisation des terres à un niveau global.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

-A-

- AAE, 2002. Environmental signals 2002. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.
- Adams L.M., 1994. Urban wildlife habitats, a landscape perspective. University of Minnesota Press, Minneapolis.
- Agarwal C., Green G.L., Grove M., Evans T. and Schweik C., 2000. A review and assessment of land-use change models : Dynamics of space, time and human choice. General Technical Report NE-297, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station, 67 p.
- Aguejdad R., Hubert-Moy L., Lalau-Keraly A., Malle J. et Viel R., 2009. Estimation de l'évolution de l'artificialisation des terres à l'échelle départementale par télédétection : le cas de l'Ille-et-Vilaine. Photo-interprétation, 2009 / 1, volume 45 : 23-32.
- Aguejdad R. and Houet T., 2008. Modeling of urban sprawl using the land change modeler on a french metropolitan area (Rennes): foresee the unpredictable. Symposium "Spatial landscape modelling: from dynamic approaches to functional evaluations", Toulouse, June 3rd-5th.
- Aguejdad R., Baudry M., Corpetti T., Guengant A., Hubert-Moy L., Larribeau S. et Leprince M., 2008. Les inégalités spatiales face à l'environnement : analyse économique et application à l'aire urbaine rennaise sur la base d'un système d'information géographique Contrat de recherche pour le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable et le Ministère de l'Équipement : rapport final; coordinateur scientifique : Marc Baudry; 102 p. <http://www.territoires-rdd.net/recherches/audry/audry.pdf>
- Aichele S.S., 2005. Effects of urban land-use change on streamflow and water quality in Oakland County, Michigan, 1970–2003, as inferred from urban gradient and temporal analysis. US Geological Survey Scientific Investigations Report 2005-5016. US Geological Survey.: <http://infotrek.er.usgs.gov/pubs/>.
- Albert P., 2007. L'apport des images satellites dans l'analyse comparée des espaces périurbains des métropoles du sud-ouest européen. Thèse de géographie, département de géographie-aménagement, université de Toulouse II-Le Mirail.
- Alberti M., 2008. Modeling the Urban Ecosystem: A Conceptual Framework. In *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*, (Eds.) Marzluff, J.M., Shulenberg, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U., Zumbrennen, C., New York (Springer).
- Alberti M. and Waddell P., 2000. An integrated urban development and ecological simulation model. *Integrated Assessment*, 1, 215–227.
- Alberti M., 1999. Modeling the urban ecosystem: A conceptual framework. *Environment and Planning B*, 26(4), pp. 605–630.
- Alfeld L.E., 1995. Urban dynamics – The first fifty years. *System Dynamics Review*, 11(3): pp. 199-217.

- Aliaume C., Monteiro C., Louis M., Lam Hoai T. et Lasserre G., 1993. Organisation spatio-temporelle des peuplements ichtyologiques dans deux lagunes côtières : au Portugal et en Guadeloupe. *Acta OEcologica, OEcologia Generalis* : 16, 291-301.
- Allain R., 2005. Ville et proximité. Le point de vue d'un géographe-urbaniste. *Mots, Les langages du politique*, numéro 77, pp. 128-136.
- Allain R., 2004. Morphologie urbaine, géographie, aménagement et architecture de la ville. Armand Colin, Paris, 254 p.
- Allain R. et Baudelle G., 1991. La structure résidentielle de Rennes. *Géographie sociale*, n° 11, pp. 431-444.
- Allen J. and Lu K., 2003. Modeling and prediction of future urban growth in the Charleston region of South Carolina: A GIS-based integrated approach. *Conservation Ecology* 8, 1-20. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol8/iss2/art2/>, Retrieved 5/26/05.
- Alonso W., 1964. Location and land use. Cambridge, MIT Press.
- Anas A., Arnott R. and Small K.A., 1998. Urban Spatial Structure. *Journal of Economic Literature*, 36, p. 1426-1464.
- Anderson J.A. and Hardy E., 1976. A land use classification system for use with remote sensor data. *Machine Processing of Remotely Sensed Data*, IN, USA, pp. 2A1-2A7.
- Anderson J.R., Hardy E.E., Roach J.T. and Witmer R.E., 1976. A land use and land cover classification system for use with remote sensor data. *U.S. Geol. Surv. Prof. Pap.* 964. 28 pp.
- Antoni J.-P., 2003. Modélisation de la dynamique de l'étalement urbain Aspects conceptuels et gestionnaires Application à Belfort. Thèses de doctorat, Université Louis Pasteur.
- Antoni J.-P., 2002. Urban sprawl modelling : a methodological approach. *Cybergeog* n° 207.
- Antrop M., 2004. Landscape change and urbanization process in Europe. *Landscape Urban Planning* 67 (1), pp. 9-26.
- Atkinson P.M. and Tatnall A.R.L., 1997. Neural networks in remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, 18(4), 699-709.
- AUDIAR, 2009. 386 066 habitants à Rennes Métropole au 1^{er} janvier 2006. Observatoire de l'image sociale. Note recensement n°1.
- AUDIAR, 2006a. 21 ans d'artificialisation du territoire en Ille-et-Vilaine. http://www.audiar.org/economie/pdf/artificialisation_territoire35-2006.pdf.
- AUDIAR, 2006b. ScoT du Pays de Rennes. Rapport de présentation, document réalisé par l'AUDIAR pour le syndicat mixte du ScoT du Pays de Rennes.
- AUDIAR, 2006c. Notice - ScoT du Pays de Rennes. Rapport de présentation, document réalisé par l'AUDIAR pour le syndicat mixte du ScoT du Pays de Rennes.
- AUDIAR, 2005. St Malo - Rennes - Nantes - St Nazaire : 17 ans d'artificialisation du territoire. <http://www.audiar.org/publications/pdf/economie/Rennes-Nantes-St-Nazaire.pdf>.

AUDIAR, 2004. L'urbanisme du Pays de Rennes. Pré-diagnostic prospectif du ScoT du Pays de Rennes-Volet Urbanisme. Pôle Aménagement Environnement et Urbanisme.

Aydalot P., 1976. Dynamique spatiale et développement inégal, *Economica*, Paris. de production. *Revue d'Économie Régionale et Urbaine*, n°3.

-B-

Bailly E., 1999. Modèle de simulation fractale et croissance urbaine. Etude de cas : Nice, Marseille, Gênes. Thèse de doctorat, Université Nice Sophia-Antipolis.

Ballut A. and Nguyen J.P., 1984. Les besoins d'information pour l'aménagement urbain et régional : apport de la télédétection spatiale à la satisfaction de ces besoins. *Société Française de photogrammétrie et Télédétection*, Vol.93, 21-32.

Banzhaf E., Kindler A. and Haase D., 2005. Research on Negative Urban Growth by Means of Remote Sensing and GIS Methods. In: *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, vol. No. XXXVI-8/W27. CD-ROM.

Barattucci C., 2006. Urbanisations dispersées. Interprétations/actions France et Italie 1950-2000. Presses universitaires de Rennes, Préface de Thierry Paquot, Avant-propos de Marcel Roncayolo et Giuseppe Dato, 316 p.

Bario R., Hubert L. et Le Henaff F., 1988. Apport des satellites de deuxième génération Landsat TM et Spot HRV à l'analyse urbaine (Rennes, France). *Revue de Photo-interprétation, Technip*, Paris, n°1, fasc. 5, pp. 33-48.

Barles S., Breysse D., Guillerme A. et Leyval C., 1999. *Le Sol urbain*. Paris 1999.

Barnes K.B., Morgan III J.M., Roberge M.C. and Lowe S., 2001. *Sprawl development: Its patterns, consequences, and measurement*. Towson University.
http://chesapeake.towson.edu/landscape/urbansprawl/download/Sprawl_white_paper.pdf

Barr M.J. and Barnsley S.L., 2000. Monitoring urban land use by Earth observation. *Surveys in Geophysics*, 21: 269-289.

Barredo J. I., Kasanko M., McCormick N. and Lavallo C., 2003. Modelling dynamic spatial processes: Simulation of urban future scenarios through cellular automata. *Landscape and Urban Planning*, 64 (3): 145-160.

Batty M., Besussi E. and Chin N., 2003. *Traffic, Urban Growth and Suburban Sprawl*. CASA Working Papers Series, 70, London (University College London). Related online version (cited on 2 April 2009): http://www.casa.ucl.ac.uk/working_papers/paper70.pdf.

Batty M. and Howes D., 2001. Predicting temporal patterns in urban development from remote imagery. In J. P. Donnay, Barnsley & Longley (Eds.), *Remote sensing and urban analysis* (pp. 185-204). London: Taylor and Francis.

Baudelle G. et Ducom E., 2009. L'organisation de l'espace urbain par la distance au centre : des modèles contradictoires ? *ATALA*, N° 12, pp. 85-104.

- Baudelle G., Darris G., Ollivro J. et Pihan J., 2004. Les conséquences d'un choix résidentiel périurbain sur la mobilité : pratiques et représentations des ménages. Cybergegeo, 3^{ème} colloque du Groupe de Travail Mobilités spatiales et fluidité sociale (GT23) : Offre urbaine et expériences de la mobilité, Strasbourg, France 20-21 et 22 mars 2003. URL : <http://www.cybergegeo.eu/index3430.html>.
- Baudelle G., 1994. Le système spatial de la mine, l'exemple du bassin houiller du Nord-Pas-de-Calais. Thèse de doctorat d'Etat, Paris I Panthéon Sorbonne, 1228 p.
- Baudot Y., 1997. L'influence de la résolution effective des données télédéetectées sur les possibilités d'analyse des milieux urbains complexes. Télédétection des milieux urbains et périurbains. Ed. AUPELF-UREF.1997. pp. 3-13.
- Baudot Y., 1994, Télédétection aérospatiale et analyse géographique de la population des villes dans les pays en développement, Thèse de doctorat, Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve.
- Bauer G. et Roux J.M., 1976. La Rurbanisation ou la ville éparpillée. Paris : Seuil, 189 p.
- Be H., Fletcher T.D., Walsh C. J. and Taylor S.L., 2004. The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Environmental Management*, 34, pp. 112–124.
- Beaujeu-Garnier J., 1997. Géographie urbaine. Armand colin, 349 p.
- Beckmann K.J., 2006. Mikro-Simulation von Raum- und Verkehrsentwicklung – Stand der Kunst und Perspektiven zwischen Forschung, Entwicklung und Praxis. In *Integrierte Mikro-Simulation von Raum- und Verkehrsentwicklung: Theorie, Konzepte, Modelle, Praxis*, (Ed.) Beckmann, K.J., Tagungsband des 9. Aachener Kolloquium 'Mobilität und Stadt' (AMUS 2006), 18 – 19 September 2006, vol. 81 of Schriftenreihe Stadt Region Land, pp. 1–31, Aachen (RWTH).
- Béguin H., 1996. Faut-il définir la ville. In Derycke, Pierre-Henri, Huriot, Jean-Marie, Pumain, Denise coord., *Penser la ville, Théories et modèles*, coll. Villes, Anthropos, Paris, pp. 301-320.
- Benson B.J. and MacKenzie M.D., 1995. Effects of sensor spatial resolution on landscape structure parameters. *Landscape Ecology* 10: 13-120.
- Benz U.C., Hofmann P., Willhauck G., Lingenfelder I. and Heynen M., 2004. Multi-resolution, Object-oriented Fuzzy Analysis of Remote Sensing Data for GIS-ready Information. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 58 (2004) 239– 258
- Berling-Wolff S. and Wu J., 2004. Modeling urban landscape dynamics: A review. *Ecological Research*, (19), pp. 119-129.
- Berri A., 2001. Étalement urbain et croissance de la circulation automobile. Projections aux horizons 2010 et 2020. Paris, service économique et statistique, 64 p., Document de travail.
- Berry B.J.L. 1964. Cities as systems within systems of cities. *Papers of the Regional Science Association*.
- Bessy-Pietri P. et Sicamois Y., 2001. Le zonage en aires urbaines en 1999 : 4 millions d'habitants en plus dans les aires urbaines. Insee première n° 765, avril 2001.

- Bessy-Pietri P., 2000. Recensement de la population 1999. Les formes de la croissance urbaine. Insee Première, n° 701.
- Bessy-Pietri P., Hilal M. et Schmitt B., 2000. Recensement de la population 1999. Évolutions contrastées du rural. Insee Première, n° 726, 5 p.
- Blair R.B. and Johnson M., 2008. Suburban habitats and their role for birds in the urban–rural habitat network: points of local invasion and extinction? *Landscape Ecology*, Volume 23, Number 10, 23, 1157-1169.
- Blair R.B. and Launer, A.E., 1997. Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation*, 80, 113–125.
- Blair R.B., 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*, 6, pp. 506-519.
- Blanc L., 2000. Données spatio-temporelles en écologie et analyses multitableaux : examen d'une relation. Thèse de doctorat, université Claude Bernard-Lyon I.
- Blanc L., Chessel D. et Dolédec S., 1998. Etude de la stabilité temporelle des structures spatiales par analyses d'une série de tableaux de relevés faunistiques totalement appariés. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* : 348, 1-21.
- Blaschke T., and Strobl J., 2001. What's wrong with pixels? Some recent developments interfacing remote sensing and GIS. *GISZeitschrift für Geoinformationssysteme*, 6, pp. 12-17.
- Blaschke T., Lang S., Lorup E., Strobl J. and Zeil P., 2000. Object-oriented image processing in an integrated GIS/remote sensing environment and perspectives for environmental applications. In: *Umweltinformation für Planung, Politik und Öffentlichkeit* (edited by A. Cremers & K. Greve), Marburg, Metropolis Verlag, Vol. 2, pp. 555-570.
- Blood E., 1994. Prospects for the development of integrated regional models. In: Groman PM and Likens GE (eds) *Integrated Regional Models*, pp 145±153. Chapman & Hall, New York
- Boret D., 2009. Le phénomène d'étalement urbain et la croissance des villes. Rapport n°1 : « Développement urbain: les nouvelles contraintes ». Institut Veolia Environnement : <http://www.institut.veolia.org/fr/cahiers/developpement-urbain/services-veolia/etalement-urbain/>, dernier accès 2009.
- Bourdieu P., 2000. Les structures sociales de l'économie. Le Seuil.
- Bouteille A., 2008. Les déterminants économiques de la densité. *Etudes foncières* n°135.
- Bouzat D., 1990. L'emboîtement des échelles spatio-temporelles dans la formation de l'espace géographique. Actes du colloque Géopoint, groupe Dupont, Avignon.
- Bretagnolle A. 1999. Espace-temps et système de villes : effets de l'augmentation de la vitesse de circulation sur l'espacement et l'étalement des villes. Université Paris I, thèse de doctorat.
- Brevard L., 2005. L'espace périurbain lointain, un espace théâtre de nouvelles pratiques sociales et spatiales. Communication au colloque « Faire Campagne », organisé par l'UMR ESO, Rennes, 17-18 mars 2005.

- Breuste J.H., 2003. Strategies and management to develop urban nature. In: McDonnell, M. ed. Programme and abstracts of an urban ecology workshop. Melbourne University, July 2003. p. 24.
- Brueckner J.K., 2000. Urban Sprawl : Diagnosis and Remedies. International Regional Science Review, 23, p. 160-171.
- Brunet R., 1989. Les villes européennes. Rapport pour la DATAR, GIP Reclus, la documentation française, Montpellier-Paris, 80 p.
- Burchfield M., Overman H.G., Puga D. and Turner M., 2006. Causes of sprawl: A portrait from space. The Quarterly Journal of Economics, 121(2), pp. 587-633.
- Burel F. et Baudry J., 1999. Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications, Ed. Tec & Doc.
- Burgess R.L. and Sharpe D.M., 1981. Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer-Verlag. New-York.
- Bürgi M., Hersperger A.M. and Schneeberger N., 2004. Driving forces of landscape change – current and new directions. Landscape Ecology, 19(8): pp. 857-868.
- C-**
- Campbell N.A., 1993. Towards more quantitative extraction of information from remotely sensed data. Advanced Remote Sensing, Conference Proceedings, Sydney, Australia, 2, pp. 29-40.
- Castel J.-C., 2006. Les coûts de la ville dense ou étalée », Etudes Foncières, n° 119 pp 18-21.
- Castel J.-C., 2004. L'étalement urbain. Entretiens territoriaux de Strasbourg, CERTU, Version 08-11-2004.
- Cattan N., Pumain D., Rozenblat C. et Saint-Julien T.H., 1999. Le système des villes européennes, Paris : Anthropos, 2^{ème} édition, 197 p.
- Cavaillès J., Peeters D., Sekeris E. et Thisse J-F., 2003. La ville péri-urbaine. Revue économique n°1, pp. 5-23.
- CERTU, 2007. Le périurbain, quelle connaissances, quelles approches ? - Certu – INRETS, avril 2007.
- CERTU, 2004. L'étalement urbain en question et réponses politiques. Département urbanisme, Techni.Cités, n° 61, Janvier 2004, <http://www.certu.fr/>
- CERTU, 2003. Département urbanisme, Techni.Cités, n° 60, Décembre 2003, <http://www.certu.fr/>
- Chabaeva A., Civco D.L. and Prisloe S., 2004. Development of a population density and land use based regression model to calculate the amount of imperviousness. Proc. 2004 ASPRS Annual Convention, Denver, CO. 9 p.
- Chavagneux C., 2001. Mondialisation : le temps des villes Alternatives Economiques - n°197 - Novembre 2001.
- Chavouet J.-M. et Fanouillet J.-C., 2000. Forte extension des villes entre 1990 et 1999. Insee Première, n° 707.

- Chen X., Li X. and Ma J., 2004. Urban change detection based on self-organizing feature map neural network. In *Geosciences and Remote Sensing Symposium, 2004, Vol.5, IEEE International*. <http://ieeexplore.ieee.org/iel5/9436/29948/01370442.pdf>, 3428-3431.
- Cheng J. and Masser I., 2003, Urban growth pattern modeling: a case study of Wuhan city, PR China, *Landscape and Urban Planning*, vol. 62, n° 4, p. 199-217.
- Chery P., Lee A., Commagnac L. and Slak M.-F., 2004. Compétition entre espace urbain et viticole sur les terroirs bordelais : une démarche de protection des terroirs viticoles. Exemple sur une commune de l'Entre-Deux-Mers. *Actes des 8es Journées Nationales de l'Etudes des Sols, Association Française pour l'Etude des Sols*, 291 p.
- Chunyang H., Peijun S., Jin C., Xiaobing L., Yaozhong P., Jing L., Yuechen L. and Jingtang L., 2005. Developing land use scenario dynamics model by the integration of system dynamics model and cellular automata model, *Science in China. Series D*, 48 (11): 1979-1989.
- Ciscel D., 2001. The economics of urban sprawl: Inefficiency as a core feature of metropolitan growth. *Journal of Economic Issues* 35 (2): 405-14.
- Civco D.L., Hurd J.D., Wilson E.H., Arnold C.L. and Prisloe M.P., 2002. Quantifying and describing urbanizing landscapes in the Northeast United States. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68 : 1083-1090.
- Clark J.S., Carpenter S.R., Barber M., Collins S., Dobson A., Foley J.A., Lodge D.M., Pascual M., Pielke R., Pizer W., Pringle C., Reid W.V., Rose K.A., Sala O., Schlesinger W.H., Wall D.H., and Wear D., 2001. Ecological forecasts: An emerging imperative. *Science*, 293, 657-660.
- Clark W. A. and Hosking P.L., 1986. *Statistical method for geographers*, Chapter 13. New York, John Wiley and Sons.
- Clarke K.C., Parks B.O. and Crane M.P., 2002. *Geographic information systems and environmental modeling*. New Jersey: Prentice Hall.
- Clarke, K.C. and Gaydos L., 1998. Long term urban growth prediction using a cellular automaton model and GIS: Applications in San Francisco and Washington/Baltimore. *International Journal of Geographical Information Science*.
- Clarke K.C., Hoppen S. and Gaydos L., 1997. A self-modifying cellular automaton model of historical urbanization in the San Francisco Bay area. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 24(2): 247-261.
- Claval P., 1982. Les grandes coupures de l'histoire de la géographie. *Hérodote*, 25:129-151.
- Claval P., 1968, *Régions, Nations, Grands Espaces*. Paris, Ed. Génin, 837 p.
- Clergeau P., 2007. *Une écologie du paysage urbain*. Editions Apogée, 137 p.
- Clergeau P., Croci S., Jokimäki J., Kaisanlahti-Jokimaki M.L. and Dinetti M., 2006a. Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation* 127 : 336-344.
- Clergeau P., Jokimäki J. and Snep R., 2006b. Using hierarchical levels for urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 21 : 660-661.

- Clergeau P., Jokimäki J. and Savard J.P.L., 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes ? *Journal of Applied Ecology* 38 : 1122-1134.
- Clergeau P., Savard J. P.L., Mennechez G. and Falardeau G., 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor* 100 : 413–425.
- Clergué B., Amiaud B. and Plantureux S., 2004. Evaluation de la biodiversité par des indicateurs agri-environnementaux à l'échelle d'un territoire agricole, Séminaire 2004 de l'Ecole Doctorale RP2E « Ingénierie des Ressources, Procédés, Produits et Environnement », Nancy, 15 janvier 2004– ISBN 2-9518564-
- Coe S., Alberti M., Hepinstall J.A. and Coburn R., 2005. A hybrid approach to detecting impervious surface at multiple scales. In: *Proceedings of the ISPRS WG VII/1 "Human Settlements and Impact Analysis" 3rd International Symposium Remote Sensing and Data Fusion Over Urban Areas (URBAN 2005) and 5th International Symposium Remote Sensing of Urban Areas (URS 2005)*. Tempe, AZ, USA. March 14 - 16 2005.
- Cogan C., Estes J., Goldstein B., Landis J., Soule M. and Stine P., 1997. California Biodiversity Project: Application of Ecological Data to Biodiversity Analysis. Web Document: <http://www.esri.com/base/common/userconf/proc97/PROC97/TO250/PAP235/P235.HTM>
- Collinge S.K., 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* 36: 59-77.
- Colwell J.E. and Weber F.P., 1981. Forest change detection, *Proceedings of the 15th International Symposium on Remote Sensing of Environment*, Ann Arbor, Michigan, p.839-852.
- Comby J., 2008. L'étalement urbain en France. http://www.ua.pt/ii/ocupacao_dispersa/ReadObject.aspx?obj=5363.
- Connell J.H., 1978. Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science*, 199, 1302–1310.
- Cosinschi M. et Racine J.-B., 1998. Géographie urbaine. In Bailly A. (dir.), *Les Concepts de la géographie urbaine*. Paris : Armand Colin, 333 p.
- Couch C., Leontidou L. and Petschel-Held G., 2007. Urban sprawl en europe. *Landscapes, land-use change & policy*. Blackwell Publishing Ltd, 273 p.
- Couch C., Karecha J., Nuissl H. and Rink, D., 2005. Decline and Sprawl: An evolving type of urban development – observed in Liverpool and Leipzig. *European Planning Studies* (13)1:117–136.
- Couclelis H., 1997. From cellular automata to urban models: new principles for model development and implementation”, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 24(2): 165–174.
- Croci S., Butet A., Georges A., Aguejdad R. et Clergeau P., 2008. Small urban woodlands as biodiversity conservation hot-spot: a multi-taxon approach. *Landscape Ecology*, 23, pp. 1171-1186.
- Croci S., 2007. Urbanisation et Biodiversité: Traits biologiques et facteurs environnementaux associés à l'organisation des communautés animales le long d'un gradient rural-urbain. Thèse en biologie, INRA SCRIBE et ECOBIO, université de Rennes 1.

-D-

- DATAR, 2003, Quelle France rurale pour 2020 ? Contribution à une nouvelle politique du développement durable, DATAR, Paris, 3 septembre 2003, 59 p.
- David O. et Séchet R., 2005. Étalement urbain et géographie des inégalités sociales. Le cas de Rennes et de l'Ille-et-Vilaine. Manuscrit auteur, Sfax : Tunisie. Halshs, version 1 - 13 Juin 2008.
- Décamps H., 2004. L'écologie du paysage ou l'ambition paysagère de l'écologie. Lettre de l'IFB, N° 5, février 2004.
- De Ravignan A., 2009. Occupation des sols: les dégâts de l'étalement urbain. Alternatives Economiques - n°283 - Septembre 2009.
- Derycke P.-H., Huriot J.M. et Pumain D., 1996, Penser la ville, Théories et Modèles, Anthropos, Paris, Economica.
- Dietzel C. and Clarke K.C., 2007. Toward Optimal Calibration of the SLEUTH Land Use Change Model", *Transactions in GIS*, 11(1): 29–45.
- DIREN, 2007. Le pays de Rennes - biodiversité et milieux naturels. http://www.bretagne.ecologie.gouv.fr/article.php?id_article=413, dernière mise à jour le 17 juillet 2007.
- Dodier R., 2005. Quelle articulation entre identité campagnarde et identité urbaine dans les ménages « périurbains » ? Communication au colloque « Faire Campagne », organisé par l'UMR ESO, Rennes, 17-18 mars 2005.
- Dolédec S. et Chessel D., 1994. Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology* 31, 277–294.
- Donadieu P., 2004. La construction de la ville-campagne. <http://urbaplus.org>.
- Donnay J.P. and Unwin D., 2001. Modelling Geographical Distributions in Urban Areas. In Donnay, Barnsley, Longley (dir.), *Remote Sensing and Urban Analysis*, pp. 205-224.
- Donnelly R. and Marzluff J.M., 2006. Relative importance of habitat quantity, structure, and spatial patterns to birds in urbanizing environments. *Urban Ecology* 9 : 99-117.
- Donnelly R. and Marzluff J.M., 2004. Importance of reserve size and landscape context to urban bird conservation. *Conservation Biology* 18 : 733-745.
- Douglas T.B., Suarez A.V., Crooks K.R., Morrison S.A. and Case T.J., 2000. Arthropods in urban habitat fragments in southern California: area, age and edge effect. *Ecol. App.* 10(4): 1230-1248.
- Dubujet F. et Le Blanc D., 2000. Accession à la propriété : le régime de croisière ? Insee Première, N° 718.
- Duhme F. and Pauleit S., 1998. A landscape ecological masterplan for the city of Munich. In: Riley JO and Page SE (eds) *Habitat Creation and Wildlife Conservation in Urban and Post-industrial Environments*. Packard Publishing Ltd. (in press), Chichester. (in NIEMELA 1999)
- Dunn C.P., Sharpe D.M., Guntensbergen G.R., Stearns F. and Yang Z., 1991. Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern. In Turner M.G. & Gardner R.H. (Eds.), *Quantitative*

methods in landscape ecology: The analysis and interpretation of landscape heterogeneity, pp. 173-198. New York: Springer Verlag.

Dunning J.B., Borgella J.R., Clements K. and Meffe G.K., 1995. Patch isolation, corridors effects, and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland. *Conservation Biology*, 9: 542-550.

Dupuy G., 1995. *Les territoires de l'automobile*. Paris : Anthropos, 216 p.

Dureau F., 1990. Utiliser la télédétection spatiale pour observer les populations citadines. In : Bourgeois L., Duchemin J.P. et Sinou L.B.E. (eds.), *Villes et citadins du Tiers Monde*, ORSTOM, Bondy.

Duvigneaud P., 1974. *La synthèse écologique*. Doin.

-E-

Eastman J.R., 2006. *Idrisi Andes, Guide to GIS and Image Processing* (Clark University Edition) 328pp.

Eastman, J.R., Van Fossen M.E. and Solorzano L.A., 2005. Transition Potential Modeling for Land Cover Change. Chapter 17 in *GIS, Spatial Analysis and Modeling*, D. Maguire, M. Batty, and M. Goodchild, eds., (Redlands, California : ESRI Press), 357-386.

ECFRPC (East Central Florida Regional Planning Council), 2001. *Envisioning and Planning Wildlife Friendly Communities*, http://patternspin.com/fh/FLwildlife_mnl_Ch3_final2_low.pdf. In *Ecological Design Manual for Lake County, Florida*, http://www.ecfrpc.org/Files/Projects/eco_design_manual.pdf, 42 p.

ECORURB 2003-2012. <http://w3.rennes.inra.fr/ecorurb/>

EEA (European Environment Agency), 2006. *Urban sprawl in Europe. The ignored challenge*. 56 pp., http://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2006_10.

EEA, 2005. *The European Environment. State and outlook 2005*. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.

EEA, 2002. *Environmental signals 2002*. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.

Egerton F.N., 1993. The history and present entanglements of some general ecological perspectives. In: McDonnell MJ and Pickett STA (eds) *Humans as Components of Ecosystems: The Ecology of Subtle Human Effects and Populated Areas*, pp 9±23. Springer-Verlag, Berlin

Ehrlich P.R., 1988. *The loss of diversity : causes and consequences*. Biodiversity, Wilson EO, éd., 21-27. National Academic Press, Washington D.C.

Elissade B., 2000. *Temporalités et changement spatial en géographie*, Mémoire HDR, 2 tomes, Université Paris I.

Enault C., 2003. *Vitesse, accessibilité et étalement urbain : analyse et application à l'aire urbaine dijonnaise*. Laboratoire de Géographie THEMA – CNRS, UFR Sciences Humaines, Département de Géographie, Université de Bourgogne – Dijon.

- Engelen G., Lavalle C., Barredo J.I., van der Meulen, M. and White R., 2007. The Moland Modelling Framework for Urban and Regional Land-use Dynamics. In *Modelling Land-Use Change, Progress and Applications*, (Eds.) Koomen, E., Stillwell, J., Bakema, A., Scholten, H.J., pp. 297–319.
- EPA, 2000. *Projecting Land-Use Change: A Summary of Models for Assessing the Effects of Community Growth and Change on Land-Use Patterns*. EPA/600/R-00/098. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, OH. 260 pp.
- Epstein J., Payne, K. and Kramer E., 2002. Techniques for mapping suburban sprawl. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol.63, No.9, pp.913-918.
- Eppink F.V., Van Den Bergh, J.C.J.M. and Rietveld P. 2004. Modelling biodiversity and land use: urban growth, agriculture and nature in a wetland area. *Ecological Economics*, 51(3-4): 201–216.
- Ernault A., Freire-Diaz S., Langlois E. and Alard D., 2006. Are similar landscapes the result of similar histories? *Landscape Ecology* 21: 631-639.
- Eskinasi M. and Rouwette E., 2004. Simulating the urban transformation process in the Haaglanden region, the Netherlands. In *System Dynamics Conference Proceedings (CD-ROM)*, (Eds.) Kennedy, M., Winch, G.W., Langer, R.S., Rowe, J.I., Yanni, J.M., 22nd International System Dynamics Conference, held in Oxford, England, July 25 – 29, 2004, Albany, NY (System Dynamics Society).
- Ettema D., De Jong K., Timmermans H.J.P. and Bakema A. 2007. PUMA: Multi-Agent Modelling of Urban Systems. In *Modelling Land-Use Change, Progress and Applications*, (Eds.) Koomen, E., Stillwell, J., Bakema, A., Scholten, H.J., pp. 237–258, Dordrecht (Springer).
- Ewing R., Pendall R. and Chen D.D.T., 2002. *Measuring sprawl and its impact*. Washington D.C.: Smart Growth America.
- Ewing R., 1997. Is Los Angeles-style sprawl desirable? *Journal of the American Planning Association*, 63(1), pp. 107-126.
- Ewing R., 1994. Causes, characteristics, and effects of sprawl: A literature review. *Environmental and Urban Issues*, 21(2), pp. 1-15.
- F-**
- Fahrig L. and Grez A.A., 1996. Population spatial structure, human-caused landscape changes and species survival. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 5-13.
- Fahrig L. and Merriam G., 1994. Conservation of fragmented populations, *Conservation Biology* **8** , pp. 50–59.
- Fahrig L., and Merriam G., 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66:1762-1768.
- Fang F., Wang Q. and Li J., 2004. Urban environmental mercury in Changchun, a metropolitan city in Northeastern China: source, cycle, and fate, *The Sci Total Environ* 330, pp. 159–170.
- Fanouillet J.-C. et Madinier C., 1996. L'extension des villes de 1936 à 1990. *INSEE PREMIERE*, n°451, pp 4.

- Fauth P.T., Gustafson E.J. and Rabenold K.N., 2000. Using landscape metrics to model source habitat for Neotropical migrants in the midwestern U.S. *Landscape Ecology*, 15(7): 621-631.
- Ferras R., 1990. Ville paraître, être à part. RECLUS, 143 p.
- Follador M., Villa N., Paegelow M., Renno F. and Bruno R., 2008. Tropical Deforestation modelling: a comparative analysis of different predictive approaches. The case study of Peten, Guatemala. *Modelling environmental dynamics*, Springer Series "Environmental science and engineering", 410 pp., Springer, Heidelberg, Germany, Chapter 3, pp. 77-107.
- Foresman T.W., Pickett S.T.A. and Zipperer W.C., 1997. Methods for spatial and temporal land use and land cover assessment for urban ecosystems and application in the greater Baltimore-Chesapeake region. *Urban Ecosystems*, Volume 1, Number 4 : 1083-8155.
- Forester B.C., 1985. An Examination of Some Problems and Solutions in Monitoring Urban Areas from Satellite Platforms. *International Journal of Remote Sensing*, 6:139-151.
- Forman R. T. T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Forman R.T.T. and Godron M., 1986. *Landscape ecology*. Wiley, New York.
- Forman R.T.T. and Godron M., 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *BioSci.* 31(10): 733–740.
- Forrester J.W., 1969. *Urban Dynamics*, Cambridge, MA (MIT Press).
- Forys E. and Allen C. R., 2005. The impacts of sprawl on biodiversity: the ant fauna of the lower Florida Keys. *Ecology and Society* 10(1):25.
<http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art25/>.
- Franklin J.F., 1988. Structural and functional diversity in temperate forests. In E.O. WILSON : *Biodiversity*. National Academy of Sciences, Smithsonian Institution, pp. 166-175
- Franklin J.F. and Forman R.T.T., 1987. Creating landscape pattern by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* 1, 5–18.
- Freemark K.G. and Merriam H.G., 1986. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biol. Conserv.* 37: 115-141.
- Fujita M., 1989. *Urban Economic Theory. Land Use and City Size*, New York, Cambridge University Press.
- Fung T., 1990. An assessment of TM imagery for land cover change detection. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, Vol.28, No.4, 681-684.
- Fung T. and LeDrew E., 1988. The Determination of Optimal Threshold Levels for Change Detection using Various Accuracy Indices. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vo. 54, pp. 1449-1454.
- G-**
- Gallo K.P., McNab A.L., Karl T.R., Brown J.F., Hood J.J. and Tarpley J.D., 1993. The use of NOAA AVHRR data for assessment of the urban heat island effect. *J. Appl. Meteor.*, 32: 899–908.

- Galster G., Hanson R., Ratcliffe M.R., Wolman H., Coleman S. and Freihage J., 2001. Wrestling sprawl to the ground: Defining and measuring an elusive concept. *Housing Policy Debate*, 12(4), pp. 681-717.
- Garreau J., 1991. *Edge City: Life on the new frontier*. New York : Doubleday, 548 p.
- Geist H., 2006a. Land cover. In Helmut Geist (Ed.) *Our Earth's Changing Land: an encyclopedia of land-use and land-cover change*, Greenwood Press, Westport (Connecticut, USA), vol.1.
- Geist H., 2006b. Land cover changes. In Helmut Geist (Ed.) *Our Earth's Changing Land: an encyclopedia of land-use and land-cover change*, Greenwood Press, Westport (Connecticut, USA), vol.1.
- Geoghegan J., Wainger L.A. and Bockstael N.E., 1997. Spatial landscape indices in a hedonic framework: an ecological economics analysis using GIS. *Ecological Economics*, 23(3), 251–264.
- Germine S.S. and Wakeling B.F., 2001. Lizard species distributions and habitat occupation along an urban gradient in Tuscon, Arizona, USA. *Biological Conservation* 97 : 229-237.
- Geurs K.T. and van Wee B., 2004. Land-use/transport Interaction Models as Tools for Sustainability Impact Assessment of Transport Investments: Review and Research Perspectives. *European Journal of Transport and Infrastructure Research*, 4(3): 333–355.
- Ghorra-Gobin C., 2005. De la ville à l'urban sprawl : la question métropolitaine aux Etats-Unis. *Cercles* 13 (2005) 123-138.
- Gilbert O.L., 1989. *The Ecology of Urban Habitats*. Chapman & Hall, New York, 369 pp.
- Gillies R.R., Carlson T.N., Cui J., Kustas W.P. and Humes K.S., 1997. A verification of the 'triangle' method for obtaining surface soil water content and energy fluxes from remote measurements of the Normalized Difference Vegetation index (NDVI) and surface radiant temperature. *International Journal of Remote Sensing*, 18: 3145–3166.
- Gilpin M. and Hanski I., 1991. *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*. Academic Press, London.
- Gomasca M.A., Brivio P.A., Pagnoni F., and Galli A., 1993. One century of land use changes in the metropolitan area of Milan (Italy). *International Journal of Remote Sensing*, 14:211–223.
- Gordon P. and Richardson H.W., 1997. Where's the sprawl? *Journal of the American Planning Association*, 63(2), pp. 275-278.
- Greenberg J.D. and Gordon A.B., 1997. Analyzing the urban-wildland interface with GIS: two case studies. *J. of Forestry* 95(10):18-22.
- Grimm N.B., Foster D., Groffman P., Grove J.M., Hopkinson C.S., Nadelhoffer K.J., Pataki D.E. and Peters D.P.C., 2008. The changing landscape: ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6:5, 264-272.
- Guégan-Roué A., 1994. *La dynamique spatiale de l'agglomération rennais. La télédétection : un outil d'analyse et de gestion de l'espace*. Thèse de doctorat en géographie. Université de Rennes2.

Guerois M., 2003. Les formes des villes européennes vues du ciel. Une contribution de l'image CORINE à la comparaison morphologique des grandes villes d'Europe occidentale. Thèse de géographie, UFR de géographie, université Paris I Panthéon-Sorbonne.

Guerois M. et Paulus F., 2002. Commune centre, agglomération, aire urbaine : quelle pertinence pour l'étude des villes ? *Cybergeo*, n°212.

Gustafson E.J., 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems*, 1, 143– 156.

Guy C. et Givord L., 2004. Rennes. Le pari d'une agglomération multipolaire. Editions de l'Aube, Paris, collection Territoires, 259 p.

-H-

Haack B., and Rafter A., 2006. Urban Growth Analysis and Modeling in the Kathmandu Valley, Nepal. *Habitat International*, 30: 1056-1065.

Haase D. and Schwarz N., 2009. Simulation Models on Human–Nature Interactions in Urban Landscapes: A Review Including Spatial Economics, System Dynamics, Cellular Automata and Agent-based Approaches. *living reviews in landscape research*, 3, 2: <http://www.livingreviews.org/lrlr-2009-2>

Haase D. and Nuissl H., 2007. Does urban sprawl drive changes in the water balance and policy ? The case of Leipzig (Germany) 1870–2003. *Landscape and Urban Planning* 80, pp. 1-13.

Haggett P., 1965. *Locational Analysis in Human Geography*. Londres : Arnold [trad. française (1973). L'Analyse spatiale en géographie humaine. Paris : A. Colin].

Haghani A., Lee S.Y. and Byun J.H., 2003a. A System Dynamics Approach to Land Use / Transportation System Performance Modeling, Part I: Methodology. *Journal of Advanced Transportation*, 37(1): 1-41.

Haghani A., Lee S.Y. and Byun J.H., 2003b. A System Dynamics Approach to Land Use / Transportation System Performance Modeling, Part II: Application. *Journal of Advanced Transportation*, 37(1): 43–82.

Haines-Young R., Green D. and Cousins S., 1993. *Landscape ecology and geographical information systems*. London. Taylor and Francis.

Hanski I., Kuussaari, M. and Nieminen, M., 1994. Metapopulation structure and migration in the butterfly *Melitaea cinxia*. *Ecology*, 75: 747-762.

Hanski I.A. and Gilpin M.E., 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42: 3-16.

Haralick R.M. and Shapiro L.G., 1985. Survey : Image segmentation techniques. *Computer Vision Graphics, Image Processing*, vol. 29, pp. 100-132.

Hargis C.D., Bissonette J.A. and David J.L., 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology*, 13, 167– 186.

Harris C.D. and Ullman E.L., 1945. The Nature of Cities. *Annals of The American Academy of Political and Social Science*, vol. 242 (novembre), pp. 7-17.

- Hasse J. and Lathrop R.G., 2003a. A Housing-Unit-Level Approach to Characterizing Residential Sprawl. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 69, No. 9, Septembre 2003, pp. 1021-1030.
- Hasse J.E. and Lathrop R.G., 2003b. Land resource impact indicators of urban sprawl. *Applied Geography*, 23, pp. 159–175.
- Hepinstall J.A., Alberti M. and Marzluff J.M., 2008. Predicting land cover change and avian community responses in rapidly urbanizing environments. *Landscape Ecology*, volume 23, Number 10: 1257-1276.
- Herold M., Couclelis H. and Clarke K.C., 2005. The role of spatial metrics in the analysis and modeling of urban land use change. *Computers, Environment and Urban Systems* 29 (2005) 369–399.
- Herold M., Goldstein N.C. and Clarke K.C., 2003. The spatiotemporal form of urban growth: measurement, analysis and modeling. *Remote Sensing of Environment* 86 (2003) 286–302
- Herold M., Clarke K.C. and Scepan J., 2002. Remote sensing and landscape metrics to describe structures and changes in urban land use. *Environment and Planning A*, 34, 1443–1458.
- Herold M., Menz G. and Clarke K.C., 2001. Remote sensing and urban growth models—demands and perspectives. Symposium on remote sensing of urban areas, Regensburg, Germany, June 2001, *Regensburger Geographische Schriften*, vol. 35, on supplement CD-ROM.
- Heyms P., 1984. Le rôle des lotissements communaux dans l'urbanisme du territoire de Rennes. *Mémoire de DESS aménagement du territoire*, Rennes 2, 112 p.
- Houet T. et Hubert-Moy L., 2008. La géoprospective : approche méthodologique pour la modélisation prospective spatialisée à une échelle fine des changements d'usages des sols. Ouvrage "Paysage et environnement : de la reconstitution du passé aux modèles prospectifs, Ed. Didier Galop, sous presse.
- Houet T., Hubert-Moy L. et Tyssot C., 2008. Modélisation prospective spatialisée à l'échelle locale : approche méthodologique. *Revue internationale de géomatique*, vol 18/3, pp. 345-373.
- Houet T. et Gaucherel C., 2007. Simulation dynamique et spatialement explicite d'un paysage agricole bocager : validation sur un petit bassin versant breton sur la période 1981-1998. *Revue internationale de géomatique*, vol 17/3-4, pp. 491-516.
- Houillier P.J., 1992. La mobilité des activités économiques dans le district de Rennes de 1987 à 1990. *Mémoire de maîtrise de géographie*, Rennes 2, 144 p.
- Hoyt H., 1939. The Pattern of Movement of Residential Rental Neighborhoods. Dans George A. Theodorson (dir.) *Urban Patterns: Studies in Human Ecology*. Revised Edition, University Park and London, The Pennsylvania State University Press, pp. 42-49.
- Hubert-Moy L., Aguejdad R., Vannier C., Lalau-Keraly A. et Hervieux J.M. 2008. L'artificialisation des terres va se poursuivre. *Presses Universitaires de Rennes - Bretagne[s] - N° 10 Bretagne 2030*.
- Hubert-Moy L. et Aguejdad R., 2005. Etude de l'évolution de la tache urbaine entre 1984 et 2001 sur les axes Saint-Malo/Dinard, Rennes/Nantes, Nantes/Saint-Nazaire. Rennes 2: COSTEL, AUDIAR, 46 p.

- Hubert-Moy L., 2004. Occupation du sol par télédétection : de l'inventaire à la modélisation prédictive. Thèse de géographie (HDR), université de Rennes 2, 278 p.
- Hubert-Moy L., Cotonnec A., Le Du L., Chardin A. and Perez P., 2001. A comparison of classification procedures of remotely sensed data applied on different landscape units. *Remote Sensing of Environment*, ed. Elsevier, vol.75, n°2, pp.174-187.
- Huet A. et Derrien A., 2002. Faire la ville territoire. Projet urbain et maîtrise d'ouvrage à l'échelle de l'agglomération. Action projet urbain et nouvelles cultures urbaines : journées-débats, les 9-10 juillet 2002 à Rennes. Rapport pour PUCA, 59 p.
- Huet A., 1997. Le jeu de la règle - La construction locale de la puissance publique - L'exemple rennais. In : Qui fait la ville aujourd'hui ?, Livre collectif, Plan Urbain, Ministère de l'Équipement, du Logement, du Transport et du Tourisme, 1997
- Huriot J.-M., 1994. Von Thünen : économie et espace, Paris : Economica, Bibliothèque de Science Régionale.
- Hunt J.D., Kriger D.S. and Miller E.J., 2005. Current Operational Urban Land-use–Transport Modelling Frameworks: A Review”, *Transport Reviews*, 25(3): 329–376.
- I-**
- Iacono M., Levinson D. and El-Geneidy A., 2008. Models of Transportation and Land Use Change: A Guide to the Territory. *Journal of Planning Literature*, 22(4): 323–340.
- IFEN, 2008. Base de données géographiques CORINE Land Cover.
<http://www.ifen.fr/donIndic/Donnees/corine/presentation.htm>
- IFEN, 2006. Les territoires. In *L'environnement en France*, édition 2006. Orléans, Ifen, 500 p.
www.ifen.fr.
- IFEN, 2005. L'économie de l'environnement 2003.
<http://www.ifen.fr/uploads/media/comptes2003.pdf>
- IFEN, 2003. L'artificialisation s'étend sur tout le territoire. *Les données de l'environnement*, n°80, 4 p.
- INSEE 2009. Une démographie toujours dynamique en Ille-et-Vilaine, grâce à l'attractivité de l'aire urbaine de Rennes. *Octant n° 117 - Septembre 2009*.
- INSEE, 2008. Bases de données. http://www.insee.fr/fr/insee_regions/Bretagne/rfc/accueil_rfc.asp
- INSEE 2001. Aires urbaines bretonnes en 1999. *Flash d'Octant n° 86*, Juin 2001.
- INSEE 1997. Pôles urbains et périurbanisation. Le zonage en aires urbaines. *Insee Première*, N°516, Avril 1997.
- Iverson L.R., 1988. Land-use changes in Illinois, USA: the influence of landscape attributes on current and historic land use. *Landscape Ecology* 2:45-61.
- J-**
- Jacquot A., 2003. De plus en plus de maisons individuelles. *Insee Première n°885*, février 2003.
- Jaeger J.A.G., H.-G. Schwarz-von Raumer, H. Esswein, M. Müller, and M. Schmidt-Lüttmann., 2007. Time series of landscape fragmentation caused by transportation infrastructure and urban development: a case study from Baden-Württemberg, Germany. *Ecology and Society* 12:22.
[online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art22/>.

- Jat M.K., Grag P.K. and Khare D., 2007. Monitoring and modelling of urban sprawl using remote sensing and GIS techniques. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, doi:10.1016/j.jag.
- Jeanneaux P., 2006. Les conflits d'usage dans les espaces périurbains et ruraux français. Une approche par l'analyse économique de la décision publique. Thèse de doctorat en Sciences Économiques, UFR de sciences économiques, université de Bourgogne.
- Jensen J.R. and Cowen D.C., 1999. Remote sensing of urban/suburban infrastructure and socio-economic attributes. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 65, 5: 611 – 622.
- Johnson N., 1997. Economic inequality and the urban environment: the case of water and sanitation", Discussion paper 97-03, Environmental Economics Programme, London: IIED.
- Jokimäki J. and Suhonen J., 1998. Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning* 39 : 253-263.
- Jokimäki J. and Suhonen J., 1993. Effects of urbanization on the breeding bird species richness in Finland: a biogeographical comparison. *Ornis Fennica*, 70 : 71–77.
- Joliet T., 1990. Les espaces verts à Rennes. Mémoire de l'université de Rennes 2.
- Joshi C., De Leeuw J., van Andel J., Skidmore A.K., Lekhak H.D., van Duren I.C. and Norbu N. 2006. Indirect remote sensing of a cryptic forest understorey invasive species. *Forest Ecology and Management*, 225, 245-256.
- Julien P., 2001a. Les nomenclatures spatiales françaises - Application à la mesure de l'urbanisation en France métropolitaine (1968-1999), Thèse pour le Doctorat en géographie et aménagement, Université de Toulouse le Mirail.
- Julien P., 2001b. Le zonage en aires urbaines en 1999, 4 millions d'habitants en plus dans les aires urbaines. *Insee première*, n° 765, avril 2001.
- Julien P., 2001c. Les grandes villes françaises étendent leur influence. *INSEE Première* n°766, avril 2001, 4 p.
- Julien P., 2000. Mesurer un univers urbain en expansion. *Economie et Statistique*, n°336, pp 3-33.
- K-**
- Kaufmann V., Jemelin C. and Guidez J. M., 2001. Automobile et modes de vie urbains : quel degré de liberté ? Paris, La Documentation Française, 167 p., Col. Transport, recherche, innovation - Recherche financée dans le cadre du PREDIT 1996-2000.
- Kergomard C., 2007. Pratique des corrections atmosphériques en télédétection : utilisation du logiciel 5S-PC. *Cybergeo*, Actes des Journées de Télédétection en Sciences humaines, article 181, mis en ligne le 05 mai 2000, modifié le 07 mars 2007. URL : <http://www.cybergeo.eu/index1679.html>.
- Klausnitzer B., 1993. OÈ kologie der GroÛstadtfauna. 2. Auflage. Gustav Fischer, Stuttgart.
- Klosterman R.E., 1999. The What if? Collaborative Planning Support System. *Environment and Planning, B: Planning and Design*, 26: 393-408.

- Knight R.L. and Mitchell J., 1997. Subdividing the West. Pages 272–274 in G. K. Meffe and C. R. Carroll, eds., *Principles of conservation biology*. Second edition. Sunderland, Mass.: Sinauer Associates, Inc.
- Krummel J.R., Gardner R.H. Sugihara G., O'Neill R.V. and Coleman P.R., 1987. Landscape patterns in a disturbed environment, *Oikos*, 48~321-324.
- L-**
- Lajoie G., 2007. Recueil de travaux. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches, département de géographie, université de la Réunion
- Lambin E.F. and Strahler A.H., 1994. Change-vector analysis in multitemporal space: A tool to detect and categorize land cover change processes using high temporal resolution satellite data, *Remote Sensing of Environment*, Vol.48, p.231-244.
- Landis J.D., Monzon J.P., Reilly M. and Cogan C. 1998. Development and Pilot Application of the California Urban and Biodiversity Analysis (CURBA) Model, Berkeley (University of California at Berkeley).
- Landis J.D. and Zhang M., 1998a. The second generation of the California urban futures model. Part 1: Model logic and theory”, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 25(5): 657–666.
- Landis J.D. and Zhang M., 1998b. The second generation of the California urban futures model. Part 2: Specification and calibration results of the land-use change submodel”, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 25(6): 795–824.
- Landis J.D., 1995. *Imagining Land Use Futures: Applying the California Urban Futures Model*. APA Journal, Autumn.
- Langlois P., 2005. Les automates cellulaires pour la modélisation des systèmes spatiaux, *Modélisations géographie, Déterminismes et complexités*. Chap. 12, pp. 321-352 (32), Guermond Y. (dir), Ed Hermès.
- Laroche B., Thorette J. and Lacassin J.-Cl., 2006. L'artificialisation des sols : pressions urbaines et inventaire des sols. *Étude et Gestion des Sols*, Volume 13, 3, pp. 223-235.
- Lata K.M., Sankar Rao C.H., Krishna Prasad V., Badrinath K.V.S. and Raghavaswamy V., 2001. Measuring urban sprawl: a case study of Hyderabad. *GISdevelopment*, Vol. 5(12).
- Laurance W.F., Laurance S.G. and Delamonica P., 1998. Tropical forest fragmentation and greenhouse gas emissions. *Forest Ecology and Management* 110:173-180.
- Lausch A. and Herzog F., 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators* Volume 2, Issues 1-2, November 2002, Pages 3-15
- Lausch A. and Menz G., 1999. Bedeutung der integration linearer elemente in fernerkundungsdaten zur berechnung von landschaftsstrukturmaßen. *Zeitschrift für Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation*, 3, 185–194.
- Le Berre M., 1984. Pour une modélisation systémique de la différenciation spatiale. *Géopoint 84 : systèmes et localisations*, Groupe Dupont, Avignon, pp. 83-89
- Lecompte J., 1999. Réflexion sur la naturalité. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 37 : 5-10.

- Le Gléau J.-P., Pumain D. et Saint-Julien T., 1996. Villes d'Europe : à chaque pays sa définition. *Économie et Statistique*, n° 294-295, pp. 9-23.
- Le Jeannic T., 1997. Trente ans de périurbanisation : extension et dilution des villes. *Économie et Statistique*, n° 307, pp. 21-41.
- Le Jeannic T. et Vidalenc J., 1997. Pôles urbains et périurbanisation. Le zonage en aires urbaines. Division des statistiques et études régionales, Insee, N°516 - AVRIL 1997.
- Le Jeannic T., 1996. Une nouvelle approche territoriale de la ville. *Économie et statistique*, n°294-295, juin 1996.
- Le Lay G., 2002. Modélisation des interactions entre système anthropique et faune sauvage : la carte de risque appliquée à la gestion de la faune en milieu urbain. Thèse de Doctorat. Université de Rennes 1.
- Leston L.F.V. and Rodewald A.D., 2006. Are urban forests ecological traps understory birds? An examination using Northern cardinals. *Biological Conservation* 131 : 566-574.
- Levins R., 1970. Extinction. In: Gertenshaubert, M. (ed.), *Some Mathematical questions in biology. Lectures in mathematics in the life sciences*. American Mathematical Society, Providence, Rhode Island. Pp. 77-107.
- Lhomme S., Puissant A., Weber C., He D.C. et Morin D., 2004. Evaluation de la qualité de segmentations appliquées à une image Ikonos pour l'identification du bâti en milieu urbain. *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et Télédétection*, N173/174.
- Li H. and Reynolds J.F., 1997. Modeling effects of spatial pattern, drought, and grazing on rates of rangeland degradation: A combined Markov and cellular automata approach. In *Scales in remote sensing and GIS*, edited by D. A. Quattrochi and M. F. Goodchild. City: Lewis Publishers.
- Lillesand T.M., Kiefer R.W. and Chipman J.W., 2004. *Remote sensing and image interpretation*. Wiley, New York.
- Liu J., Dietz T., Carpenter S.R., Alberti M., Folke C., Moran E., Pell A.N., Deadman P., Kratz T., Lubchenko J., Ostrom E., Quayang Z., Provencher W., Redman C.L., Schneider S.H. and Taylor W.W., 2007. Complexity of Coupled Human and Natural Systems. *Science*, 317: 1513–1516.
- Liu J.G. and Ashton P.S., 1998. Formosaic: an individual-based spatially explicit model for simulating forest dynamics in landscape mosaics. *Ecol. Modell.* 106, 177–200.
- Lo C.P. and Yang X., 2002. Drivers of land-use/land-cover changes and dynamic modeling for the Atlanta, Georgia metropolitan area. *Photogramm. Remote Sens.*, 1073–1082.
- Lo C.P., Quattrochi D.A. and Luvall J.C., 1997. Application of Highresolution Thermal Infrared Remote Sensing and GIS to Assess the Urban Heat Island Effect. *International Journal of Remote Sensing*, 18(2):287-304.
- Loibl W., Tötzer T., Köstl M. and Steinnocher K., 2007. Simulation of Polycentric Urban Growth Dynamics Through Agents. In *Modelling Land-Use Change, Progress and Applications*, (Eds.) Koomen, E., Stillwell, J., Bakema, A., Scholten, H.J., pp. 219–235, Dordrecht (Springer).
- Lord J.M. and Norton D.A., 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology* 4: 197-202.

- Lu D. and Weng Q., 2005. Urban Classification Using Full Spectral Information of Landsat ETM+ Imagery in Marion County, Indiana. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 71(11):1275–1284.
- Luck M. and Wu J., 2002. A gradient analysis of urban landscape pattern: A case study from the Phoenix metropolitan region, Arizona, USA. *Landscape Ecology* 17:327–339.
- Lukkarinen M., 2004. Local Development Agreements. A Tool to Stop Segregation in Vulnerable Metropolitan Areas. (Synthesis Report), Offenbach-am-Main, INBAS.
- Luttik J., 2000. The value of trees, water and open space as reflected by house prices in the Netherlands. *Landscape and urban planning* 48, 3: 2000: 161- 167.
- M-**
- MacArthur R.H. and Wilson, E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Mader H.J., 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. - *Biol. Conserv.* 29: 81-96.
- Madoré F., 2005. La ségrégation sociale dans les villes françaises ; réflexion épistémologique et méthodologique. *Cahiers de géographie du Québec*, Vol. 49, n°136, pp. 45-60.
- Malila W.A., 1980. Change vector analysis: an approach for detection forest changes with Landsat, *Proceedings of the 6th Annual Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data*, Purdue University, West Lafayette, p. 326-335.
- Mandelbrot B.B., 1983. *The fractal geometry of nature*. New York, NY: Freeman.
- Mangin D., 2004. *La ville franchisée, formes et structures de la ville contemporaine*. Editions de la Villette, Paris.
- Mankiw N.G. and Weil D.N., 1989. The baby boom, the baby bust, and the housing market”, *Regional Science and Urban Economics*, 19(2): 235–258.
- Marchand J.-P., 2009. Le temps modifie incessamment l'espace (Élisée Reclus, 1905). *ATALA*, N° 12 : 105-120.
- Marchand J.-P., 1996. Les contraintes naturelles et l'organisation de l'espace. In *Géopoint 96 « Espace et nature dans la géographie aujourd'hui ? »*, Groupe Dupont, Avignon, pp. 9-15.
- Marchand J.-P., Allain R. et Joliet F., 1995. *Les apports de l'écologie urbaine. Rapport de recherche pour le ministère de l'environnement*.
- Marchand J.-P., 1986. Contraintes physiques et géographie régionale. *L'Espace Géographique* n° 4, pp. 278-282
- Marzluff J.M. and Ewing K., 2001. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds : A general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. *Restoration Ecology* 9 : 280-292.
- Masek J.G., Lindsay F.E. and Goward S.N., 2000. Dynamics of urban growth in the Washington DC metropolitan area, 1973-1996, from Landsat observations. *International Journal of Remote Sensing*, Vol.21, No.18, 3473-3486.

- Mayoux J., 1979. *Demain l'espace. Rapport de la mission d'étude sur l'habitat individuel péri-urbain.* Paris : La Documentation Française, 143 p.
- McDonnell M.J., 1997. A paradigm shift. *Urban Ecosystems* 1: 85-86.
- McDonnell M.J., Pickett S.T.A., Groman P., Bohlen P., Pouyat R.V., Zipperer W.C., Parmelee R.W., Carreiro M.M. and Medley K., 1997. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems* 1: 21-36
- McDonnell M.J., Pickett S.P.A. and Pouyat R.V., 1993. The application of the ecological gradient paradigm to the study of urban effects. In: McDonnell, M.J., Pickett, S.T.A. (Eds.), *Human as Components of Ecosystems.* Springer, New York, pp. 175-189.
- McGarigal K., Cushman S.A., Neel M.C. and Ene E., 2002. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Computer software program, University of Massachusetts, Amherst. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- McGarigal K., and McComb W.C., 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecol. Monogr.* 65:235-260.
- McKinney M.L., 2006. Urbanization as major cause of biotic homogenisation. *Biological Conservation* 127 : 247-260.
- McKinney M.L. and Lockwood J.L., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14 : 450-453.
- Merriam, G. and Wegner J., 1992. Local extinctions, habitat fragmentation, and ecotones. In *Landscape Boundaries: consequences for biotic diversity and ecological flows.* Edited by A.J. Hansen and F. di Castri. Springer Verlag, Berlin, Germany.
- Meynier A. et Le Guen G., 1966. Rennes. La documentation française, Paris, 55 p.
- Mignot D., 1999. Métropolisation et nouvelles polarités. Le cas de l'agglomération lyonnaise. *Les Cahiers Scientifiques du Transport*, 36, 87-112.
- Miller E.J., Hunt, J.D., Abraham, J.E., Salvini, P.A., 2004. Microsimulating urban systems", *Computers, Environment and Urban Systems*, 28(1-2): 9-44.
- Miller R.B. and Small C., 2003. Cities from space: potential applications of remote sensing in urban environmental research and policy. *Environmental Science & Policy* Volume 6, Issue 2, pp. 129-137.
- Miller B. and Mullette K.J., 1985. Rehabilitation of an endangered Australian bird: Lord Howe Woodhen *Tricholimnas sylvestris* . *Biological Conserv.* 34:55-95.
- Milne B.T., 1991. Lessons from applying fractal models to landscape patterns. In M. G. Turner, & R. H. Gardner (Eds.), *Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity* (pp. 199-235). New York: Springer Verlag.
- Moeckel R., Schwarze B. and Wegener M., 2006. Das Projekt ILUMASS – Mikrosimulation der räumlichen, demografischen und wirtschaftlichen Entwicklung. In *Integrierte Mikro-Simulation von Raum- und Verkehrsentwicklung: Theorie, Konzepte, Modelle, Praxis*, (Ed.) Beckmann, K.J., Tagungsband des 9. Aachener Kolloquium 'Mobilität und Stadt' (AMUS 2006), 18 – 19 September 2008, vol. 81 of Schriftenreihe Stadt Region Land, pp. 53-61.

Moeller M.S., Stefanov W.L. and Netzband M., 2004. Characterizing landcover changes in a rapidly growing metropolitan area using long term satellite imagery. ASPRS Annual Conference Proceedings, May 2004 * Denver, Colorado.

Moret J., 2003. La biodiversité à Paris. Conférence de l'Université de tous les savoirs donnée le 2/11/03.

Morin A. et Findlay S., 1998. Perte d'habitat et fragmentation. Université d'Ottawa - Bio 3515 - Biologie de la conservation des espèces.
<http://simulium.bio.uottawa.ca/bio3515/pdf/presentations/08-fragmentation.pdf>

Morlet O., 2001. Coûts et avantages des basses densités résidentielles : un état des lieux. Rapport de l'Adef, janvier 2001, 93p.

-N-

Nechyba T.J. and Walsh R.P., 2004. Urban Sprawl. *Journal of Economic Perspectives*. Vol. 18, No. 4, pp.177–200

Nicot B.-H., 1996. Une mesure de l'étalement urbain en France, 1982-90. *Revue d'Économie Régionale et Urbaine*, n° 1, mars, pp. 71-98.

Niemelä J., Kotze D.J., Venn S., Penev L., Stoyanov I., Spence J., Hartley D. and De Oca E.M., 2002. Carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) across urban–rural gradients: an international comparison. *Landscape Ecology*, 17, 387–401.

Niemelä J., 1999. Ecology and urban planning. *Biodivers Conserv* 8:119–131.

Nijkamp P., Van Wissen L. and Rima A., 1993. A Household Life Cycle Model for Residential Relocation Behaviour. *Socio-Economic Planning Sciences*, 27(1): 35–53.

Noss R.F. and Csuti B., 1997. Habitat fragmentation. Pages 269-304 in G.K. Meffe and R.C. Carroll, editors. *Principles of conservation biology*. 2nd edition. Sinauer Associates, Sunderland, MA.

Noss R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.* 4: 355-364.

Nowak D.J., Civerolo K.L., Rao S.T., Sislá G., Luley C.J. and Crane D.E., 2000. A modeling study of the impact of urban trees on ozone. *Atmos. Environ.* 34:1601–1613.

-O-

Olden J.D., Proff N.L., Douglas M.R., Douglas M.E. and Fausch K.D., 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenisation. *Trends in Ecology and Evolution* 19 : 18-24.

Olden J.D. and Proff N.L., 2003. Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenisation. *American Naturalist* 162 : 442-460.

Olf H. and Ritchie M.E., 2002. Fragmented nature: consequences for biodiversity. *Landscape and urban planning*, Vol.58, No.2-4, 83-92.

Ollivro J., 2000. L'homme à toutes vitesses : de la lontanéité homogène à la rapidité différenciée. Presses universitaires de Rennes.

O'Neill R.V., Milne B.T., Turner M.G. and Gardner R.H., 1988. Resources utilization scales and landscape pattern. *Landscape Ecology*, 2 : 63-69.

Onsted J.A., 2002. SCOPE: A Modification and Application of the Forrester Model to the South Coast of Santa Barbara County, Master's Thesis, University of California Santa Barbara, Santa Barbara.

Orfeuill J.-P., 1994. Je suis l'automobile, éditions de l'Aube, La Tour d'Aigues.

Ormerold S.J., 2003. Restoration in applied ecology : editor's introduction. *Journal of Applied Ecology* 40 : 44-50.

Ott L., Larson R.F. and Mendenhall W., 1983. *Statistics: a tool for the social science*. Boston, Duxbury Press.

Owen T.W., Carlson T.N. and Gillies R.R., 1998. An assessment of satellite remotely-sensed land cover parameters in quantitatively describing the climatic effect of urbanization. *International Journal of Remote Sensing* 19, pp. 1663–1681.

-P-

Parker D.C., Manson, S.M., Janssen, M.A., Hoffmann, M.J., Deadman, P. 2003. Multi-Agent Systems for the Simulation of Land-Use and Land-Cover Change: A Review. *Annals of the Association of American Geographers*, 93(2): 314–337,

Parker D.C., Evans T.P. and Meretsky V., 2001. Measuring emergent properties of agent-based land use/land cover models using spatial metrics. Seventh annual conference of the International Society for Computational Economics.

Paulet J.-P., 2005. *Géographie urbaine*, 2^{ème} édition, Armand Colin, Paris.

Péguy P.Y., Goffette-Nagot F. and Schmitt B., 2000. L'étalement urbain. Dans Beaumont C., Combes P.P., Derycke P.H. et Jayet H., *Économie géographique. Les théories à l'épreuve des faits*, Paris, Economica, p. 241-276.

Peiser R., 2001. Decomposing urban sprawl. *Town planning review* 76, 3: 275-298.

Pellissier V., Françoise R., Aguejdad R., Quénot H. and Clergeau P., 2008. Relationships between soil seed bank, vegetation and soil fertility along an urbanisation gradient. *Applied Vegetation Science* 11 : 325-334.

Pellissier V., 2006. Conséquences de l'urbanisation sur la dynamique de la végétation. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 1, Rennes.

Pereboom V., 2006. Mode d'utilisation du milieu fragmenté par une espèce forestière aux habitudes discrètes, la martre des pins martes. Thèse de doctorat en biologie des organismes, université d'Angers.

Pickett S. and Rogers K., 1997. Patch Dynamics: The transformation of landscape structure and function. In *Wildlife and Landscape Ecology*. J. Bissonette (ed). Springer-Verlag.

Pickett S.T.A., Burch W.R. Jr, Dalton S.E., Foresman T.W., Grove J.M. and Rowntree R, 1997. A conceptual framework for the study of human ecosystems in urban areas. *Urban Ecosystems* 1:185-199

Pickett S.T.A., and M.L. Cadenasso, 1995. Landscape ecology: Spatial heterogeneity in ecological systems, *Science*, 269:331–334.

- Pickett, S.T.A. and White P.S., 1985. Patch dynamics: a synthesis. In: Pickett S.T.A. and White P.S., 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. New York: Academic Press: 371-384.
- Pimm S.L., Jones H.L. and Diamond J.M., 1988. On the risk of extinction. *Am. Nat.*, 132: 757-785.
- Pontius R.G. Jr. and Schneider L., 2001. Land-use change model validation by a ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 85 (1-3), pp. 239-248.
- Pontius R.G. Jr., 2000. Quantification error versus location error in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66 (8), pp. 1011-1016.
- Puissant A., 2003. Information géographique et images à très haute résolution. Utilité et application en milieu urbain. Thèse de géographie, laboratoire Image et Ville, UMR 7011, université Louis Pasteur, Strasbourg I.
- Pumain D., 2006. Systèmes de villes et niveaux d'organisation. Manuscrit auteur, publié dans "Morphogenèse. L'origine des formes, Bourguin P., Lesne A. (Ed.) (2006) 239-263".
- Pumain D. et Bretagnolle A., 2002. Time and space scales for measuring urban growth. *Cybergeo*, 219, 12 p.
- Pumain D., 1998. Urban Research and Complexity. In Bertuglia C.S., Bianchi G. et Mela A The City and its Sciences, Heidelberg, Physica Verlag, 323-362.
- Pumain D., 1997. Pour une théorie évolutive des villes. *L'Espace Géographique*, n°2, pp. 119-134.
- R-**
- Racine J.-B., 1971. Le modèle urbain américain. Les mots et les choses. *Annales de Géographie*, volume 80, numéro 440, pp. 397-427.
- Raux C., 2003. A systems dynamics model for the urban travel system. In European Transport Conference 2003, Proceedings of ETC 2003, 8 – 10 October 2003, Strasbourg (CD-ROM), London (Association for European Transport).
- Rebele F., 1994. Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecology and Biogeography Letters* 4: 173-187
- Reclus E., 1905. L'Homme et la Terre, histoire contemporaine. Tomes I et II, 1905 ; Paris, Fayard, 1990.
- Remy J. et Voyé L. 1992. La ville : vers une nouvelle définition ? éditions de l'harmattan, collection ville et entreprise, Paris.
- Reygrobellet B., 2007. La nature dans la ville : Biodiversité et urbanisme. Chapitre tiré du Rapport du Conseil Economique et Social, Edition du Journal Officiel.
- Ridd M.K. and Liu J., 1998. A comparison of four algorithms for change detection in a urban environment. *Remote Sensing of Environment*, Vol.63, 95-100.
- Risser G., Karr J.R. and Forman R.T.T., 1983. Landscape ecology directions and approaches. The Illinois Natural History Survey. Natural resources Building 607 East Peabody Drive, Champaign, Illinois 61820.

- Ritters K.H., O'Neill R.V., Hunsaker C.T., Wickham J.D., Yankee D.H., Timmins S.P., Jones K.B. and Jackson B.L., 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*, 10(1), 23–39.
- Robert P., Burgess E. and McKenzie R., 1925. *The City*. Chicago: The University of Chicago Press, Landmark work of the Chicago School of Sociology.
- Robin M., 2002. *Télédétection, des satellites aux SIG*. Nathan.
- Rosenberg D.K., Noon B.R. and Meslow E.C., 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience* 47(10): 677-687.
- Rosenfield G.H. and Fitzpatrick K., 1986. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 52 (2), pp. 223-227.
- Rossi J.P., 2003. The spatiotemporal pattern of a tropical earthworm species assemblage and its relationship with soil structure. *Pedobiologia* 47: 1-7.
- Roth M., Oke T.R. and Emery W.J., 1989. Satellite-derived Urban Heat Islands from Three Coastal Cities and the Utilization of Such Data in Urban Climatology, *International Journal of Remote Sensing*, 10(11):1699-1720.
- Roux M., 1991. Basic procedures in hierarchical cluster analysis. In: Devillers, J., Karcher, W. (Eds.), *Applied multivariate analysis in SAR and environmental studies*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 115–136.
- Rouxel F., 2002. *Le périurbain ou les mutations de la ville périphérique*. Dossier documentaire. Note de synthèse et orientation bibliographique, traversières pour le centre de documentation de l'urbanisme Ministère de l'Équipement, des Transports, du Logement, du Tourisme et de la Mer.
- Rutledge D., 2003. *Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process?* DOC Science Internal Series 98. Wellington (NZ): Department of Conservation.
- S-**
- Salvini P.A. and Miller E.J., 2005. ILUTE: An Operational Prototype of a Comprehensive Microsimulation Model of Urban Systems. *Networks and Spatial Economics*, 5(2): 217–234.
- Sanders P. and Sanders F., 2004. Spatial urban dynamics. A vision on the future of urban dynamics: Forrester revisited. In *System Dynamics Conference Proceedings (CD-ROM)*, (Eds.) Kennedy, M., Winch, G.W., Langer, R.S., Rowe, J.I., Yanni, J.M., 22nd International System Dynamics Conference, held in Oxford, England, July 25 – 29, 2004, Albany, NY (System Dynamics Society).
- Saunders D.A., Hobbs R.J., and Margules C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Cons. Biol.* 5:18-32.
- Savard J.-P.L., Clergeau P. and Mennechez G., 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, vol. 48, no. 3-4, pp. 131-42.
- Schaldach R. and Priess J.A., 2008. Integrated Models of the Land System: A Review of Modelling Approaches on the Regional to Global Scale”, *Living Rev. Landscape Res.*, 2(1).
- Scholz H., 1956. *Die Ruderalvegetation Berlins*. – Diss. Freie Univ. Berlin.

- Scott J.M., 1999. Vulnerability of forested ecosystems in the Pacific Northwest to loss of area. Pages 33-42 in J.A. Rochelle, L. A. Lehmann, J. Wisniewski, eds. *Forest Fragmentation: Wildlife and Management Implications*. Brill. Leiden, The Netherlands.
- Scott J.M., Davis F., Csuti B., Noss R., Butterfield B., Groves C., Anderson H., Caicco S., D'erchia F., Edwards T. C. Jr., Ulliman J. and Wright R. G., 1993. Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123:1-41.
- Serrano M., Sanz L., Puig J. and Pons J., 2002. Landscape fragmentation caused by the transport network in Navarra (Spain). Two-scale analysis and landscape integration assessment. *Landscape and urban planning* 58, p.113-123
- Seto K.C., and Fragkias M., 2005. Quantifying spatiotemporal patterns of urban land-use change in four cities of China with time series landscape metrics. *Landscape Ecology* 20 (7): 871-88.
- Shannon C. and Weaver W., 1964. *The mathematical theory of communication*. Urbana: Univ. Illinois Press.
- Shepherd P.A., 1994. A review of plant communities of derelict land in the city of Nottingham, England and their value for nature conservation. *Memorabilia Zoologica* 49: 129±137
- Silva E.A. and Clarke K.C., 2002. Calibration of the SLEUTH urban growth model for Lisbon and Porto, Portugal. *Computers, Environment and Urban Systems*, 26(6): 525-552.
- Silvertown J., Holtier S., Johnson J. and Dale P., 1992. Cellular automaton models of interspecific competition for space - the effect of pattern on process. *Journal of Ecology*, 80, 527-534.
- Singh A., 1989. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Geographical Information Science*, Vol.12, No.7, 651-671.
- Skupinski G., Dong B.T. et Weber C., 2009. Les images satellites Spot multi-dates et la métrique spatiale dans l'étude du changement urbain et suburbain – Le cas de la basse vallée de la Bruche (Bas-Rhin, France). *Cybergeographie : European Journal of Geography [En ligne]*, Systèmes, Modélisation, Géostatistiques, document 439, mis en ligne le 12 mars 2009. URL : <http://www.cybergeographie.eu/index21995.html>.
- Smith J.H., Wickham J.D., Stehman S.V. and Yang L., 2002. Impacts of Patch Size and Land-Cover Heterogeneity on Thematic Image Classification Accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 68, No. 1 pp. 65-70.
- Soulé M.E., 1991. Land Use Planning and Wildlife Maintenance: Guidelines for Conserving Wildlife in an Urban Landscape. *Journal of the American Planning Association*, Volume 57, Issue 3, pp. 313-323.
- Squires R., 2008. The Interstate Sprawl System. *Social science & public policy*, 45, pp. 277-282.
- Squires G.D., 2002. *Urban sprawl: Causes, Consequences and Policy Responses*. The urban institute press, Washington DC.
- Stefanov W.L., Ramsey M.S. and Christensen P.R., 2001. Monitoring urban land cover change: An expert system approach to land cover classification of semiarid to arid urban centers. *Remote Sensing of Environment* 77:173-185.
- Strauch D., Moeckel R., Wegener M., Gräfe J., Mühlhans H., Rindsfuser G. and Beckmann K.J., 2003. *Linking Transport and Land Use Planning: The Microscopic Dynamic Simulation Model*

ILUMASS. In Proceedings of the 7th International Conference on GeoComputation, University of Southampton, United Kingdom, 8 – 10 September 2003, Leeds (University of Leeds).

Stuckens J., Coppin P.R. and Bauer M.E., 2000. Integrating contextual information with per-pixel classification for improved land cover classification. *Remote Sensing of Environment*, 71, p.p.282-296.

Sudhira H.S., Ramachandra T.V. and Jagadish K.S., 2004. Urban sprawl: metrics, dynamics and modelling using GIS. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 5, pp. 29–39.

Sudhira H.S., Ramachandra T.V. and Jagadish K.S., 2003. Urban sprawl pattern recognition and modeling using GIS. *Proc. Map India — 2003*, New Delhi, January 28 —31, 2003.

Sukopp H. and Numata M., 1995. Foreword. In: Sukopp H, Numata M and Huber A (eds) *Urban Ecology as the Basis for Urban Planning*, p vii. SPB Academic Publishing, The Hague.

Sweetser F.L., 1965. Factor structure as ecological structure in Helsinki and Boston. *Acta Sociologica*, vol. 8, pp. 205-225.

-T-

Thioulouse J. et Chessel D., 1987. Les analyses multi-tableaux en écologie factorielle. De la typologie d'état à la typologie de fonctionnement par l'analyse triadique. *Acta OEcologica, OEcologia Generalis* : 8, 463-480.

Terretaz P., 1998. Délimitation des agglomérations et segmentation urbaine à l'aide d'images satellites Spot HRV, Thèse de doctorat, Université de Fribourg, Fribourg, Suisse.

Tonteri T. and Haila Y., 1990. Plants in a boreal city: ecological characteristics of vegetation in Helsinki and its surroundings, southern Finland. *Annales Botanici Fennici* 27: 337±352

Torrens P.M., 2008. A Toolkit for Measuring Sprawl. *Appl. Spatial Analysis*, 1, pp. 5-36.

Torrens P.M., 2006. Simulating Sprawl. *Annals of the Association of American Geographers*, Volume 96, Number 2, pp. 248-275.

Torrens P.M. and O'Sullivan D., 2001. Cellular automata and urban simulation: where do we go from here? *Environ. Plann. B* 28, pp. 163–168.

Torrens P.M. and Alberti M., 2000. Torrens, P.M., Alberti, M., 2000. Measuring sprawl. Working paper no. 27, Centre for Advanced Spatial Analysis, University College, London.(http://www.casa.ac.uk/working_papers/)

Tourtelier P., 1981. *Habitat groupé et formes urbaines*. AUDIAR, Rennes.

Trani M.K. and Giles R.H., 1999. An analysis of deforestation: Metrics used to describe pattern change, *Forest Ecology and Management*, Vol. 114, 459–470.

Trepl L., 1995. Towards a theory of urban biocoenoses. In: Sukopp H, Numata M and Huber A (eds) *Urban Ecology as the Basis For Urban Planning*, pp 3±21. SPB Academic Publishing, The Hague

Tu J., Xia Z.-G., Clarke K.C. and Frei A., 2007. Impact of Urban Sprawl on Water Quality in Eastern Massachusetts, USA. *Environ Manage*, 40, pp. 183–200.

- Turner M.G., 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecol.* 4:21-30.
- Turner M.G., O'Neill R.V., Gardner R.H. and Milne B.T., 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3: 153-162.
- Turner M.G. and Ruscher C.L., 1988. Changes in the spatial patterns of land use in Georgia. *Landscape Ecol.*, 1: 241-251.
- Turner M.G., 1987. *Landscape heterogeneity and disturbance*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kazmierzak A., Niemelä J. and James P., 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape & Urban Planning*, Vol. 81, pp. 167-178.

-U-

- UNFPA, 2007. www.unfpa.org
- United Nations, 2004. World population prospects : The 2004 revision. <http://esa.un.org/unpp/p2k0data.asp>.
- United Nations Population Division 2000. *World urbanization prospects: The 1999 revision*. New York, United Nations Population Division, 128 p.
- Urban D.L., O'Neill R.V. and Shugart H.H., 1987. Landscape ecology : A hierarchical perspective can help scientist understand spatial patterns. *BioScience*, 37 : 119-127.

-V-

- Vallet J., Daniel H., Beaujouan V. and Rozé F., 2008. Plant species response to urbanization: comparison of isolated woodland patches in two cities of North-Western France. *Landscape Ecology*, 23, pp. 1205–1217.
- Vanderschuren M.J.W.A. et Galaria S., 2003. La ville sud-africaine après l'apartheid : vers l'accessibilité, l'équité et la durabilité. *ERES, Revue internationale des sciences sociales*, 2003/2 - N° 176, pages 297 à 310
- Van Der Zande A.N., Ter Keurs W.J. and Van Der Weijden W.J., 1980. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat - evidence of a long-distance effect. - *Biol. Conserv.* 18: 299-321.
- Van de Sande, C.J., De Jong S.M. and De Roo A.P.J., 2003. A segmentation and classification approach of IKONOS-2 imagery for land cover mapping to assist flood risk and flood damage assessment, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 4, pp. 217 - 229.
- Van Dorp D. and Opdam P.F.M., 1987. Effects of patch size, isolation, and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecol.* 1:59-73.
- Vandruff L.W., Leedy D.L. and Stearns F.W., 1995. Urban wildlife and human well-being. In: Sukopp H, Numata M and Huber A (eds) *Urban Ecology as the Basis for Urban Planning*, pp 203-211. SPB Academic Publishing, The Hague
- Verburg P.H. and Overmars K.P., 2007. Dynamic Simulation of Land-use change Trajectories with the CLUE-s Model. In *Modelling Land-Use Change, Progress and Applications*, (Eds.) Koomen, E., Stillwell, J., Bakema, A., Scholten, H.J.Dordrecht (Springer), pp. 321–335.

- Verburg P.H., 2006. Simulating feedbacks in land use and land cover change models. *Landscape Ecology*, 21(8): 1171–1183.
- Verburg P.H., Schot P.P., Dijst M.J. and Veldkamp A., 2004. Land use change modelling: current practice and research priorities. *GeoJournal*, 61(4): 309–324.
- Villard M.-A., Trzcinski K. and Merriam G., 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology* 13: 774-783.
- Vogelmann J.E., Sohl T. and Howard S.M., 1998. Regional characterisation of land cover using multiple sources of data, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 64 (1), 45-57.
- W-**
- Waddell P., Borning A., Noth M., Freier N., Becke M. and Ulfarsson G., 2003. Microsimulation of Urban Development and Location Choices: Design and Implementation of UrbanSim”, *Networks and Spatial Economics*, 3(1): 43–67.
- Waddell P., 2006. UrbanSim – Status and Further Development, in *Integrierte Mikro-Simulation von Raum- und Verkehrsentwicklung: Theorie, Konzepte, Modelle, Praxis*, (Ed.) Beckmann, K.J., Tagungsband des 9. Aachener Kolloquium ‘Mobilität und Stadt’ (AMUS 2006), 18 – 19 September 2008, vol. 81 of *Schriftenreihe Stadt Region Land*, pp. 81–89.
- Wagrowski D.M. and Hites R.A., 1997. Polycyclic aromatic hydrocarbon accumulation in urban, suburban, and rural vegetation. *Environ. Sci. Technol.* 31: 279-282.
- Walbridge M.R., 1997. Urban ecosystems. *Urban Ecosystems* 1: 1-2
- Wang Y. and Zhang X., 2001. A dynamic modelling approach to simulating socioeconomic effects on landscape changes. *Ecological Modelling*, 140, 141–162.
- Ward S.E., Bardgett R.D., McNamara N.P., Adamson J.K. and Ostle N.J., 2007. Long-term consequences of grazing and burning on northern peatland carbon dynamics. *Ecosystems*, 10, 1069-1083.
- Ward J.H., 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of American Statistic* 58, 238-244.
- Weber C., 1995. *Images satellitaires et milieu urbain*. Paris : Hermès-Lavoisier, 185 p.
- Wegener M., 1994. Operational Urban Models: State of the Art, *Journal of the American Planning Association*, 60 (Winter) 17-29.
- Welch R., 1982. Spatial resolution requirements for urban studies. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 3, issue 2, pp. 139-146.
- Weng Y.C., 2007. Spatiotemporal changes of landscape pattern in response to urbanization. *Landscape and urban planning*, Vol.81, 341-353.
- Weng Q., 2001. A remote sensing-GIS evaluation of urban expansion and its impact on surface temperature in the Zhujiang Delta, China, *International Journal of Remote Sensing*, 22:1999–2014.

- Wiel M., 2006a. La polysémie de la densité... Comment vivre avec... Communication au colloque organisé à Créteil par l'association urbaplus sous le titre : « La densité peut elle enrayer l'étalement urbain ? », Brest, le 25 décembre 2006.
- Wiel M., 2006b. Eloigner les méfaits de la vitesse [Distance the disadvantages of speed]. Les dossiers de demain. Grenoble : l'Agence d'Urbanisme de la région grenobloise, No 5.
- Wigley T.B. and Roberts T.H., 1997. Landscape level effects of forest management on faunal diversity in bottomland hardwoods. *Forest Ecology and Management*. 90:141-154.
- Wilson B., 1999. Guilds, functional types and ecological groups. *Oikos* 86: 507-522.
- Wilson E.H., Hurd J.D., Civco D.L., Prisloe M.P. and Arnold C., 2003. Development of a geospatial model to quantify, describe and map urban growth. *Remote Sensing of Environment*, Volume 86, Issue 3, pp. 275–285.
- Wittig R. and Sukopp H., 1993. Was ist StadtoÈkologie? In: Sukopp H and Wittig R (eds) *StadtoÈkologie*, pp 1±9. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Woodcock C.E. and Strahler A.H., 1987. The factor of scale in remote sensing, *Remote Sensing of Environment* 21, pp. 311–332.
- Wu J., 2008. Making the case for landscape ecology: an effective approach to urban sustainability. *Landscape Journal* 27:41-50.
- Wu J., Jelinski E. J., Luck M. and Tueller P. T., 2000. Multiscale analysis of landscape heterogeneity: Scale variance and pattern metrics. *Geographic Information Sciences*, 6(1), 6 – 16.
- X-**
- Xiao J., Shen Y., Ge J., Tateishi R., Tang C., Liang Y. and Huang Z., 2005. Evaluating urban expansion and land use change in Shijiazhuang, China by using GIS and remote sensing. *Landscape and Urban Planning*, 1-12.
- Y-**
- Yang L., Huang C., Homer C.G., Wylie B.K. and Coan M.J., 2003. An approach for mapping large-area impervious surfaces: Synergistic use of Landsat 7 ETM_ and high spatial resolution imagery, *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29(2):230–240.
- Yang X. and Liu Z., 2005. Use of satellite-derived landscape imperviousness index to characterize urban spatial growth. *Computers, Environment and Urban Systems*, 29(5):524-540.
- Yang X. and Lo C.P., 2002. Using a time series of satellite imagery to detect land use and land cover changes in the Atlanta, Georgia metropolitan area. *International Journal of Remote Sensing*, Vol.23, 1775-1798.
- Yeh A.G.-O. and Xia L., 2001. Measurement and monitoring of urban sprawl in a rapidly growing region using entropy. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 2001, vol. 67, n°1, pp. 83-90.
- Yin Z.Y., Stewart D.J., Bullard S. and MacLachlan J.T., 2005. Changes in built-up surface and population distribution patterns during 1986-1999: a case study of Cairo, Egypt. *Computers, Environment and Urban systems*, 1-22.
- Z-**
- Zadeh L.A., 1965. Fuzzy sets. *Information and Control*, vol. 8, pp. 338-353.

Zhang Q., Wang J., Peng X., Gong P. and Shi P., 2002. Urban built-up land change detection with road density and spectral information from multi-temporal Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing*, Vol.23, No.15, 3057-3078.

Zonneveld I.S., 1995. *Land ecology*. SPB Publishing, Amsterdam.

Liste des figures et tableaux

Liste des figures

-Chapitre 1-

Figure 1.1 : Extrait de l'étalement résidentiel à faible densité au nord de Rennes (Source : Orthophotoplan IGN, 199).....	022
Figure 1.2 : Formes de l'étalement urbain (Source : Galster et al., 2001 in Batty et al., 2003).....	023
Figure 1.3 : Etapes de l'étalement urbain (d'après Enault, 2003).....	024
Figure 1.4 : Zonage en unités urbaines (Source : INSEE, in Boret, 2009).....	028
Figure 1.5 : L'élaboration du zonage en aires urbaines en trois étapes (INSEE, 1996).....	029
Figure 1.6 : Zonage en aires urbaines (Source : INSEE, in Boret, 2009).....	030
Figure 1.7 : Evolution de la population et des surfaces artificialisées (bâti et réseau routier) dans plusieurs pays d'Europe (Source : EEA, 2002).....	034
Figure 1.8 : Extension urbaine en Europe (1990-2000) (Source : EEA, 2005).....	034
Figure 1.9 : Croissance urbaine et développement de la population en Europe (Source: By courtesy of ESPON, 2006 ; GeoVille Information Systems (based on EEA and Eurostat data), in EEA, 2006)...	035
Figure 1.10 : La métropolisation du territoire français en 1936 et 1999 (Source : DATAR).....	036
Figure 1.11 : Artificialisation du territoire sur l'axe Saint Malo-Rennes-Nantes-Saint Nazaire en 2001 (Source : Hubert-Moy et Ageudjad, 2005 ; AUDIAR, 2005).....	037
Figure 1.12 : Evolution de la population et des surfaces artificialisées en France et en Bretagne (Source : Ageudjad et al., 2009, d'après Insee, Scees et Teritu, In Ifen, 2006).....	039
Figure 1.13 : L'espace à dominante urbaine en Bretagne en 1990 (à gauche) et en 1999 (à droite) (Source : IGN-INSEE, 2001).....	040
Figure 1.14 : Représentation multi-échelle du phénomène de l'étalement urbain (modifié d'après Dangschat et al., 2003, in Couch et al., 2007).....	043
Figure 1.15 : Surfaces habitables en m ² des transactions immobilières pour la période 1994-2001 (Source : Ageudjad et al., 2008).....	046
Figure 1.16 : Maisons individuelles dans un paysage « naturel » au bord des étangs d'Apigné : une aspiration des ménages et un facteur clé de l'étalement urbain (extrait de l'orthophotoplan de 1999 centré sur un lotissement au sud-ouest de Rennes).....	047
Figure 1.17 : Principales conséquences de l'étalement urbain (Source : d'après AEE, 2006) * conséquences liées à la biodiversité.....	049
Figure 1.18 : Artificialisation du territoire en France (Source : IFEN).....	050
Figure 1.19 : Densité de population et consommation d'énergie dans quelques grandes agglomérations du monde (Source : d'après Newman and Kenworthy, 1999 in EEA, 2006).....	054
Figure 1.20 : Trois modèles classiques de la structure intra-urbaine (Source : Beaujeu-Garnier, 1997).....	056
Figure 1.21 : Macroformes et modèles d'aménagement de base (modifié d'après Allain, 2004).....	060
Figure 1.22 : Principaux modèles de croissance urbaine dans le monde (Source : Vanderschuren et Galaria, 2003).....	061
Figure 1.23 : Deux modes différents de l'occupation de l'espace à Rennes et Nantes en 2001 (Source : Ageudjad et Huert-Moy, 2005 ; AUDIAR, 2005).....	063
Figure 1.24 : Composantes (domaine anthropique, utilisation des sols, environnement) et relations décrivant les interactions homme-nature dans les régions urbanisées (D'après Haase et Schwarz, 2009).....	065

-Chapitre 2-

Figure 2.1 : Imperméabilisation des sols et fragmentation du paysage par l'urbanisation (extrait de l'orthophotoplan 1999 centré sur un échangeur de la rocade Sud à Rennes).....	075
Figure 2.2 : Cinq processus (dissection, fragmentation, perforation, shrinkage, attrition) conduisant à une détérioration progressive de la structure spatiale d'une tache d'habitat naturel (Source : modifié d'après Michael, 1991 et Forman, 1995, in Land Ecological Design Manual for Lake County, 2001).....	076

Figure 2.3 : Processus de perforation d'un habitat naturel par formation de trouées (modifié d'après Morin et Findlay, 1998).....	076
Figure 2.4 : Exemple d'évolution du processus de fragmentation et de disparition des espaces naturels du fait de l'urbanisation. On observe le rôle du réseau routier dans la dissection des taches d'habitat et son effet barrière et la perforation par les taches artificialisées (Extrait d'un quartier périphérique au Sud de Rennes, La Poterie).....	078
Figure 2.5 : Taches, corridors et matrice : les éléments de base d'une structure paysagère (d'après Clergeau, 2007).....	086
Figure 2.6 : Représentation des indicateurs écologiques centrés autour des trois composantes clés d'un écosystème écologique : composition, structure et fonction (d'après Franklin (1988) et Noss (1990) in Dale et Beyeler (2001)).....	088

-Chapitre 4-

Figure 4.1 : L'aire d'influence de Rennes Métropole.....	108
Figure 4.2 : Les 37 communes de Rennes Métropole.....	109
Figure 4.3 : Evolution de l'emploi salarié de la zone d'emploi de Rennes sur la période 1999-2005, base 100 au 31-12-1999 (Source : INSEE, calcul AUDIAR, in AUDIAR, 2009).....	112
Figure 4.4 : Evolution de la population de la ville de Rennes de 1954 à 2006 (Base 100 en 1954) (Source de données : INSEE).....	113
Figure 4.5 : Evolution du solde migratoire et de l'excédent naturel des communes périphériques de Rennes sur la période 1954-1990 (Source de données : INSEE, in Guégan-Roué, 1994).....	114
Figure 4.6 : Gain de population sur l'Aire Urbaine de Rennes, de 1962 à 1999 (Source : AUDIAR d'après l'INSEE).....	115
Figure 4.7 : Taux d'évolution annuel moyen de la population à l'échelle du département d'Ille-et-Vilaine de 1962 à 2006 (AUDIAR, 2009)- Sont représentés les niveaux emboîtés suivants : Ville Centre, Rennes Métropole, Aire urbaine de Rennes, Département.....	116
Figure 4.8 : Gain d'emplois sur l'Aire Urbaine de Rennes, de 1962 à 1999 (Source : AUDIAR d'après l'INSEE).....	117
Figure 4.9 : Transferts d'entreprises pour les établissements de cinq salariés et plus dans le district de Rennes (Source : URSAFF, in Houllier, 1992).....	119
Figure 4.10 : Une faible emprise spatiale.....	123
Figure 4.11 : Composition colorée 2-3-4 d'un extrait de l'image ASTER du 07/04/2000 centrée sur Rennes et les communes voisines.....	125
Figure 4.12 : Le noyau central métropolitain (Rennes, St-Grégoire, Cesson-Sévigné, St-Jacques-de-la-Lande et Chantepie), (AUDIAR, 2004).....	126
Figure 4.13 : Un réseau de villes autour de la ville-centre et des bourgs disséminés dans la campagne (AUDIAR, 2004).....	127
Figure 4.14 : Place des espaces « naturels » et agricoles sur le territoire de Rennes Métropole (Source : Audiar, 2006).....	129
Figure 4.15 : Aspects étudiés de l'étalement urbain.....	136

-Chapitre 5-

Figure 5.1 : Dynamique spatiotemporelle des changements d'occupation du sol à différentes échelles.....	140
Figure 5.2 : Localisation de la zone d'étude.....	142
Figure 5.3 : Données auxiliaires utilisées : a. Limites communales; b. Extrait du Scan 25 de l'IGN.....	144
Figure 5.4 : Représentation schématique de la méthode de classification.....	147
Figure 5.5 : Etapes de détermination de l'évolution de la tache urbaine.....	149
Figure 5.6 : Cartographie de l'évolution de la tache urbaine sur le département de l'Ille-et-Vilaine entre 1984 et 2005.....	151
Figure 5.7 : Evolution en nombre d'hectares des surfaces artificialisées communales entre 1984 et 2005.....	152

Figure 5.8 : La part des surfaces artificialisées dans les communes en 1984 et 2005 sur la superficie totale communale en % (Source : Costel-Audiar).....	153
Figure 5.9 : Répartition des extensions de la tache urbaine entre 1984 et 2005.....	154
Figure 5.10 : Nombre d’hectares artificialisés supplémentaires entre 1984 et 2005 à l’échelle communale.....	155
Figure 5.11 : Tache urbaine en 2005 sur des groupes de communes.....	156
Figure 5.12 : Evolution de la tache urbaine entre 1984 et 2005 sur des groupes de communes.....	156
Figure 5.13 : Extraits de l’évolution de la tache urbaine entre 1984 et 2005 sur Rennes, Dinard, Saint Malo, Fougères et Vitré.....	157
Figure 5.14 : Evolution de l’occupation du sol sur le département entre 1984 et 2005.....	158
Figure 5.15 : Composition de la tache urbaine en 2005.....	159
Figure 5.16 : Organigramme des prétraitements et traitements effectués sur les scènes Landsat.....	165
Figure 5.17 : Evolution des surfaces artificialisées sur Rennes Métropole entre 1984 et 2005.....	167
Figure 5.18 : Evolution des surfaces artificialisées sur Rennes Métropole entre 1984 et 2005 : (a) en ha (b) représentée par un indice 100 en 1984.....	167
Figure 5.19 : Evolution des surfaces artificialisées sur Rennes Métropole entre 1984 et 2005 tous les cinq ans : (a) de 1984 à 2005 ; (b) de 1985 à 2005.....	168
Figure 5.20 : Localisation de la commune de Rennes (à gauche) et du Noyau Urbain Rennais (à droite).....	169
Figure 5.21 : Evolution des surfaces artificialisées de 1984 à 2005 sur la commune de Rennes et sur le noyau urbain rennais (NUR).....	170
Figure 5.22 : Evolution des surfaces artificialisées hors commune de Rennes et hors noyau urbain rennais entre 1984 et 2005.....	170
Figure 5.23 : Evolution de la part des surfaces artificialisées de la commune de Rennes et du noyau urbain rennais par rapport à la tache urbaine totale de Rennes Métropole entre 1984 et 2005.....	171
Figure 5.24 : Répartition de la tache urbaine sur Rennes Métropole en 2005 par quadrant géographique.....	172
Figure 5.25 : Evolution de l’artificialisation sur Rennes Métropole de 1984 à 2005 selon les quatre quadrants géographiques.....	173
Figure 5.26 : Part des surfaces artificialisées en 2005 par rapport à la superficie totale communale.....	174
Figure 5.27 : Mise en évidence de la progression des surfaces bâties en fonction de la proximité au réseau routier principal.....	175
Figure 5.28 : Localisation des zones d’activité en 2005.....	176
Figure 5.29 : Analyse radiale de la tache urbaine de Rennes Métropole en 2005 par buffers successifs de 1 km de largeur centrés sur la mairie de la commune de Rennes.....	177
Figure 5.30 : Part des surfaces artificialisées par rapport à la tache urbaine totale (a) et la taille de la couronne (b) en fonction de la distance au centre (km).....	178
Figure 5.31 : Pourcentage des surfaces bâties par rapport à la tache urbaine totale (a) et la taille de la couronne (b) en fonction de la distance au centre.....	179
Figure 5.32 : Localisation des surfaces artificialisées (en rouge) et agricoles et naturelles (en vert) en 2005 sur Rennes Métropole.....	180
Figure 5.33 : Niveaux d’artificialisation du territoire en 2005 à l’échelle de Rennes Métropole (a), du Noyau Urbain rennais (b) et de la commune de Rennes (c)- En rouge : surfaces artificialisées ; En vert : Surfaces agricoles et naturelles.....	180
Figure 5.34 : L’urbanisation se produit en grande partie au détriment des cultures– prairies: la conversion cultures et prairies→ Tache urbaine représente approximativement 80 % des changements observés sur la période 1984-2000.....	182
Figure 5.35 : Principales conversions d’usage des sols sur Rennes Métropole depuis 1984.....	181
Figure 5.36 : Evolution en (ha) de la tache urbaine et des cultures-prairies entre 1984 et 2005 sur Rennes Métropole.....	181
Figure 5.37 : Localisation des sites rennais du programme ECORURB (Source: Site ECORURB, © Damien Fourcy).....	186
Figure 5.38 : Localisation des sites d’étude par rapport à l’emprise des surfaces urbanisées le long d’un gradient rural-urbain (Orthophotoplan de 1999, Source: Ville de Rennes).....	188

Figure 5.39 : Extrait des deux couches « Bâti » et « Eau » (Source: ville de Rennes).....	190
Figure 5.40 : Méthode de cartographie de l'occupation du sol des 13 sites à partir de l'orthophotoplan de Rennes de 1999.....	191
Figure 5.41 : Méthodologie appliquée pour analyser l'évolution spatio-temporelle de l'occupation du sol de 1952 à 1999.....	193
Figure 5.42 : Cartes d'occupation du sol établies à partir de l'orthophotoplan de 1999. Exemple d'un site urbain (RB1), d'un site suburbain (RB5) et d'un site périurbain (RB8).....	196
Figure 5.43 : Projection des 13 sites sur le plan factoriel formé par les deux premières composantes principales.....	198
Figure 5.44 : Projection des 13 sites sur le plan factoriel formé par la première et la troisième composante principale.....	199
Figure 5.45 : Changement d'occupation du sol le long du gradient d'urbanisation à deux échelles du paysage différentes en 1999.....	201
Figure 5.46 : Evolution moyenne des classes d'occupation du sol sur les 13 sites (Source : Lefebvre, 2008).....	202
Figure 5.47 : Evolution moyenne de la classe « Bois » sur les 13 sites (Source : Lefebvre, 2008).....	203
Figure 5.48 : Evolution de l'occupation des sols sur le site RB1 de 1952 à 1999 (Parc du Thabor).....	205
Figure 5.49 : Evolution de l'occupation des sols sur le site RB1 de 1952 à 1999 (Georges Brassens).....	206
Figure 5.50 : Evolution de l'occupation des sols sur le site RB3 de 1952 à 1999 (La Poterie Nord).....	207
Figure 5.51 : Evolution de l'occupation des sols sur le site RB4 de 1952 à 1999 (L'Événière).....	208
Figure 5.52 : Evolution de l'occupation des sols sur le site RB5 de 1952 à 1999 (Château d'eau).....	209
Figure 5.53 : Evolution de l'occupation des sols sur le site RB6 de 1952 à 1999 (La Cormerais CTE).....	210
Figure 5.54 : Evolution de l'occupation des sols sur le site RB8 de 1952 à 1999 (Tihouit-Saut du Cerf).....	211
Figure 5.55 : Evolution de l'occupation des sols sur le site RB11 de 1952 à 1999 (Roullefort-Ravine).....	212
Figure 5.56 : Cercle des corrélations, plan factoriel 1-2 du compromis (Source : Lefebvre et al., 2009).....	213
Figure 5.57 : Représentation graphique des sites dans le plan factoriel 1-2 du compromis PTA (Source : Lefebvre et al., 2009).....	214
Figure 5.58 : Evolution du site RB3, le changement entre 1952 et 1999 est radical.....	215
Figure 5.59 : Cercle des corrélations, plan factoriel 1-2 du compromis (Source : Lefebvre et al., 2009).....	216
Figure 5.60 : Représentation graphique des sites dans le plan factoriel 1-2 du compromis de la PTA (2) (Source : Lefebvre et al., 2009).....	217

-Chapitre 6-

Figure 6.1 : Carte de l'état de l'occupation du sol sur Rennes Métropole en 2000 ayant servi pour le calcul des indicateurs paysagers (Source : image ASTER du 07/04/2000).....	221
Figure 6.2 : Evolution d'indicateurs paysagers caractérisant les surfaces artificialisées de Rennes Métropole de 1984 à 2005.....	227
Figure 6.3 : Evolution du nombre de taches de surfaces urbanisées sur Rennes Métropole en 2005 en fonction de la distance au centre selon des buffers de 3 Km.....	229
Figure 6.4 : Effet de la distance au centre sur l'évolution du nombre de taches urbanisées.....	229
Figure 6.5 : Part des surfaces bâties calculée par fenêtre mobile de 500 m de rayon.....	232
Figure 6.6 : Part des surfaces boisées calculée par fenêtre mobile de 500 m de rayon.....	233
Figure 6.7 : Part des espaces non bâtis hors eau et surfaces boisées par fenêtre mobile de 200 m de rayon (a) et 500 m de rayon (b).....	233
Figure 6.8 : Indice de diversité de Shannon calculé fenêtre mobile de 500 m de rayon.....	234
Figure 6.9 : Densité des taches calculée par fenêtre mobile de 500 m de rayon.....	235
Figure 6.10 : Densité des taches de la classe « surfaces bâties » dans un rayon de 500 m.....	236

Figure 6.11 : Densité des taches de la classe espaces-verts-cultures-prairies dans un rayon de 200 m (a) et 500 m (b).....	237
Figure 6.12 : Contagion calculée fenêtre mobile de 500 m de rayon.....	238
Figure 6.13 : Indice de cohésion des espaces-verts-cultures-prairies par fenêtre mobile de 100 m...	239
Figure 6.14 : Méthodologie appliquée pour déterminer les indicateurs paysagers en 1999.....	243
Figure 6.15 : Répartition de la végétation dans les boisements selon les deux premières composantes de l'ACP (Croci, 2007).....	245
Figure 6.16 : Indicateurs paysagers calculés sur les sites Ecorurb à deux échelles du paysage.....	247
Figure 6.17 : Paysage à 100 m du centre des boisements selon les deux premières composantes de l'ACP (Croci, 2007).....	249
Figure 6.18 : Paysage à 600 m du centre des boisements (Croci, 2007).....	249
Figure 6.19 : Les variables paysagères dans le plan des axes 1 et 2 du compromis de la PTA (1) (Lefebvre et al., 2009).....	250
Figure 6.20 : Projection des sites dans le plan des axes 1 et 2 du compromis de la PTA (1) (Lefebvre et al., 2009).....	252
Figure 6.21 : Variabilité des dynamiques paysagères à l'échelle des sites de la PTA (2) : (a) Diagramme des vecteurs propres b) Plan 1-2 du compromis (c) Représentation graphique des sites dans le plan factoriel 1-2 du compromis (d) Projection des sites suburbains RB3 et RB4 dans le plan factoriel 1-2 du compromis avec des extraits cartographiques (Lefebvre et al., 2009).....	245

-Chapitre 7-

Figure 7.1 : Analyse de la partition de la variance pour la communauté d'oiseaux (Croci et al., 2008).....	257
Figure 7.2 : Analyse de la partition de la variance pour la communauté des micromammifères (Croci et al., 2008).....	258
Figure 7.3 : Analyse de la partition de la variance pour la communauté de carabes (Croci et al., 2008).....	259
Figure 7.4 : A gauche : Projection des quadrats sur les deux premières composantes principales de l'ACP à partir des relevés de végétation ; A droite : Projection des espèces végétales sur les deux premiers axes de l'ACP (la liste des espèces et leurs codes sont indiqués dans l'annexe 7.3) (Source : Pellissier et al., 2008).....	261
Figure 7.5 : A gauche : Projection des échantillons sur les deux premières composantes principales de l'ACP à partir données de la banque de graines ; A droite : Projection des espèces issues de la banque de graines sur les deux premiers axes de l'ACP3 (la liste des espèces et leurs codes sont indiqués dans l'annexe 7.4) (Source : Pellissier et al., 2008).....	263

-Chapitre 8-

Figure 8.1 : Contraintes (en noir) pour l'urbanisation future dans les scénarios (a) A et A', et pour les scénarios (b) B et (c) C.....	275
Figure 8.2 : Représentation systémique de l'étalement urbain sur Rennes Métropole.....	278

-Chapitre 9-

Figure 9.1 : Produits délivrés par LCM.....	280
Figure 9.2 : Présentation générale du fonctionnement du modèle LCM (Agujejad et Houet, 2008).....	281
Figure 9.3 : Représentations spatiales de chacun des facteurs testés pour calculer l'indice de corrélation R et l'indice V de Cramer – conformément à la liste du tableau 9.1. Les couleurs ont uniquement une vocation distinctive.....	286
Figure 9.4 : Cartes de susceptibilité au changement vers « l'urbain » générées par (a) la régression logistique et (b) le perceptron multicouche.....	287
Figure 9.5 : Comparaison de l'étalement urbain réel et simulé pour l'année 2005 aux échelles (a) pixellaire et (b) communale.....	288
Figure 9.6 : Courbe et valeur du ROC obtenus en comparant les changements réels et la carte de susceptibilité au changement de l'agricole vers l'urbain.....	289

Figure 9.7 : Evolution de la part de l'étalement urbain réel en 2005 correctement simulé par le modèle durant 15 itérations.....	289
Figure 9.8 : Evolution de la part de l'étalement urbain réel en 2005 correctement simulé par le modèle durant 15 itérations.....	290
Figure 9.9 : Modes d'occupations des sols en 2005 et 2020 pour les scénarios A', A, B et C.....	291
Figure 9.10 : Analyse comparée de l'étalement urbain pour les scénarios A et A'.....	292
Figure 9.11 : Analyse comparée de l'étalement urbain pour les scénarios A et B.....	293

-Chapitre 10-

Figure 10.1 : Occupation du sol à l'échelle de Rennes Métropole en 2005 et d'après les trois scénarios A, B et C en 2020.....	296
Figure 10.2 : Indicateurs paysagers calculés à l'échelle du paysage de Rennes Métropole.....	298
Figure 10.3 : Indicateurs paysagers calculés à l'échelle du paysage de Rennes Métropole.....	299
Figure 10.4 : Occupation du sol à l'échelle des sites Ecorurb en 2005 et 2020 d'après les trois scénarios A, B et C.....	301
Figure 10.5 : Indices paysagers calculés à l'échelle du paysage du site suburbain RB3.....	303
Figure 10.6 : Indices paysagers calculés à l'échelle du paysage du site périurbain RB6.....	304

Liste des tableaux

-Chapitre 1-

Tableau 1.1 : Evolution des surfaces artificialisées et de la population en France métropolitaine Indice base 100 en 1994 (Source : Ifen, 2006, d'après ministère chargé de l'Agriculture (Scees), enquête Teruti, nomenclature physique - Insee, Comptes de la nation).....	035
Tableau 1.2 : Evolution des unités urbaines entre 1968 et 1999 (Source : INSEE ; in Albert, 2007).	036
Tableau 1.3 : Diversité des trajectoires de développement des 73 aires urbaines de plus de 100 000 habitants (Source : Bessy-Pietri, 2000).....	041
Tableau 1.4 : Niveaux d'équipement des ménages en voiture en 1999 en fonction de leur zone d'habitat (Source : INSEE ; in Albert, 2007).....	044
Tableau 1.5 : Part du logement individuel en France de 1970 à 2004 (Source : INSEE ; in Albert, 2007).....	045
Tableau 1.6 : Répartition spatiale des projets et des demandeurs de prêts à taux zéro en Ille-et-Vilaine en 1997 (Source : Lassave et Hautmont, 2001 ; in Albert, 2007).....	045
Tableau 1.7 : Principaux objectifs et composantes pris en compte dans les modèles étudiés (Haase et Schwarz, 2009) (La composante environnementale est soulignée ici en rouge).....	069

-Chapitre 4-

Tableau 4.1 : Classement des 20 premières villes françaises établi d'après les données du 31 décembre 2008 correspondant aux populations légales des communes au 1 ^{er} janvier 2006, (Source : INSEE, 2009).....	107
Tableau 4.2 : Place de l'aire urbaine de Rennes dans le classement national du taux d'évolution de la population sur la période 1999-2006 (Source : INSEE, in AUDIAR, 2009).....	110
Tableau 4.3 : Place de Rennes Métropole dans le classement national du taux d'évolution de la population des communautés de 250 000 habitants et plus hors Île de France sur la période 1999-2006 (Source : INSEE, in AUDIAR, 2009).....	111
Tableau 4.5 : Disparité de la taxe foncière dans le District de Rennes en 1992 (Source : Guégan-Roué, 1994).....	120

-Chapitre 5-

Tableau 5.1 : Principales caractéristiques des images utilisées.....	143
Tableau 5.2 : Paramètres des fonctions de classification.....	148
Tableau 5.3 : Evolution des surfaces des grandes catégories d'occupation/d'utilisation des sols entre 1984 et 2005 sur le département d'Ille-et-Vilaine.....	158
Tableau 5.4 : Evolution relative des surfaces des grandes catégories d'occupation/d'utilisation des sols entre 1984 et 2005 sur le département d'Ille-et-Vilaine (2005-1984/2005).....	159
Tableau 5.5 : Principales caractéristiques des images utilisées.....	162
Tableau 5.6 : Précision des classifications produites à l'échelle de Rennes.....	164
Tableau 5.7 : Evolution de la tache urbaine de 1984 à 2005.....	166
Tableau 5.8 : Part de la tache urbaine par rapport à la superficie totale de Rennes métropole par périodes de cinq ans de 1984 à 2005.....	168
Tableau 5.9 : Part de la tache urbaine par rapport à la superficie totale de Rennes métropole tous les cinq ans de 1984 à 2005.....	168
Tableau 5.10 : Evolution des surfaces artificialisées entre 1984 et 2005 sur la commune de Rennes, sur Rennes Métropole hors commune de Rennes, sur le Noyau Urbain Rennais (NUR), sur Rennes Métropole hors Noyau Urbain Rennais (NUR).....	169
Tableau 5.11 : Poids de la commune de Rennes dans l'artificialisation du territoire de Rennes Métropole en 2005.....	171
Tableau 5.12 : Poids du Noyau Urbain Rennais dans l'artificialisation du territoire de Rennes Métropole en 2005.....	171
Tableau 5.13 : Parts de la tache urbaine et des surfaces à dominante rurale en 2005.....	171

Tableau 5.14 : Répartition de la tache urbaine sur Rennes Métropole de 1984 à 2005 suivant les quatre quadrants en ha.....	173
Tableau 5.15 : Part des surfaces artificialisées en fonction de la proximité du réseau routier principal sur Rennes Métropole en 2005.....	175
Tableau 5.16 : Rôle des grands axes routiers dans la localisation des zones d'activités.....	176
Tableau 5.17 : Part des zones d'activités à l'échelle de Rennes métropole et du Noyau Urbain Rennais.....	176
Tableau 5.18 : Evolution en hectares des espaces verts dans et en dehors de la tache urbaine de Rennes Métropole de 1984 à 2005.....	183
Tableau 5.19 : Caractéristiques des sites Rennais du programme ECORURB.....	186
Tableau 5.20 : Caractéristiques de l'orthophotoplan de 1999 couvrant la ville de Rennes (© IGN).....	189
Tableau 5.21 : Principales caractéristiques des photographies aériennes de 1952 à 1999 ouvrant la ville de Rennes (© IGN).....	189
Tableau 5.22 : Nomenclature retenue pour la cartographie d'occupation du sol de l'environnement des sites.....	192
Tableau 5.23 : Surfaces (ha) occupées par chaque classe d'occupation du sol en 1999 (Fenêtres de 2kmx2km).....	195
Tableau 5.24 : Tableau récapitulatif de l'analyse en composantes principales.....	197

-Chapitre 6-

Tableau 6.1 : Indicateurs paysagers choisis.....	222
---	-----

-Chapitre 7-

Tableau 7.1 : Résultats des corrélations de Spearman entre les indices de structure des communautés animales (S, H', D) et les coordonnées des sites dérivées de l'ACP appliquée aux variables environnementales (paysagères) aux trois échelles: échelle des boisements, à 100 m et à 600 m des boisements (Crocì et al., 2008).....	254
Tableau 7.2 : Le coefficient RV et la significativité statistique des co-inerties pour les trois communautés et pour les cinq dates.....	261

-Chapitre 8-

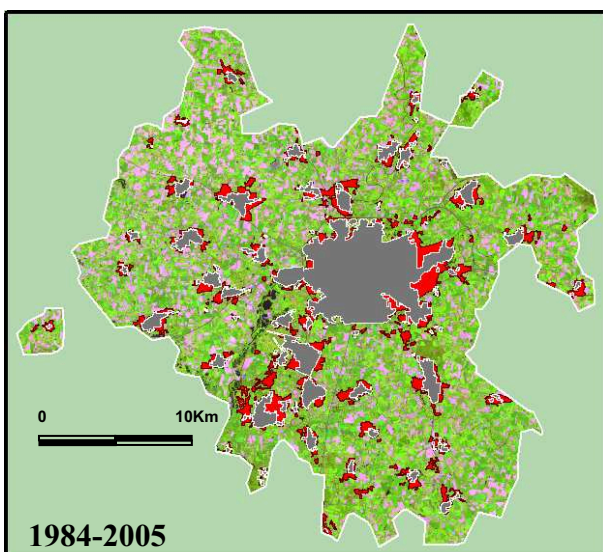
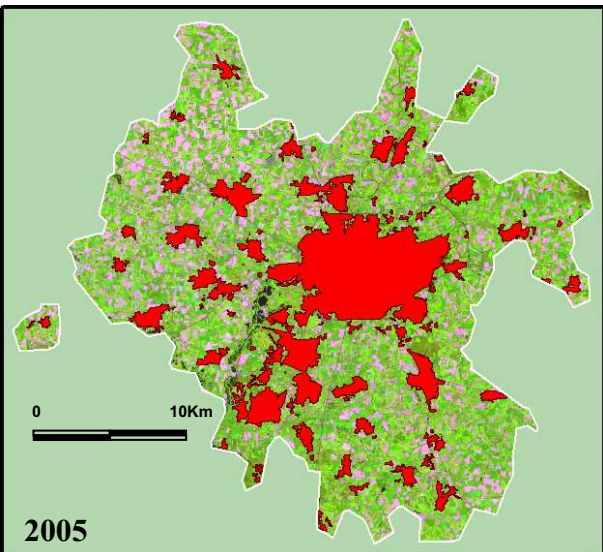
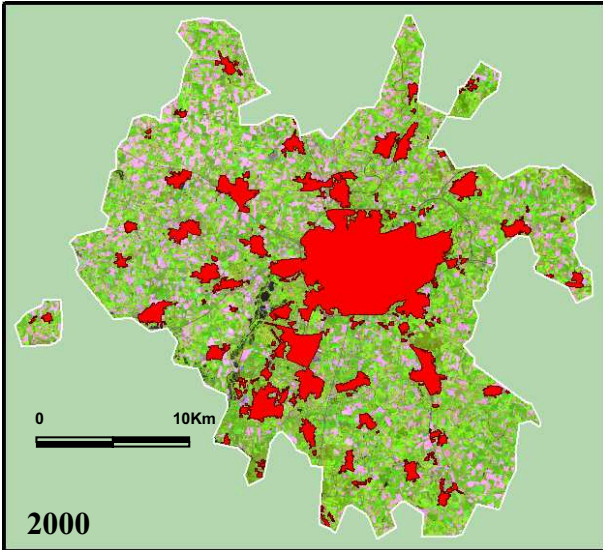
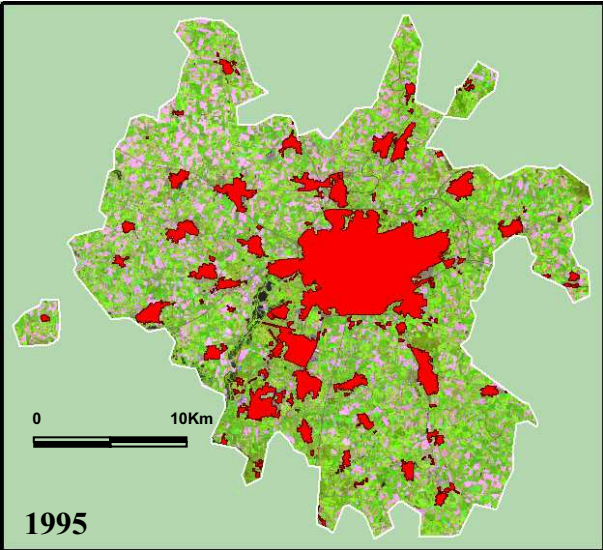
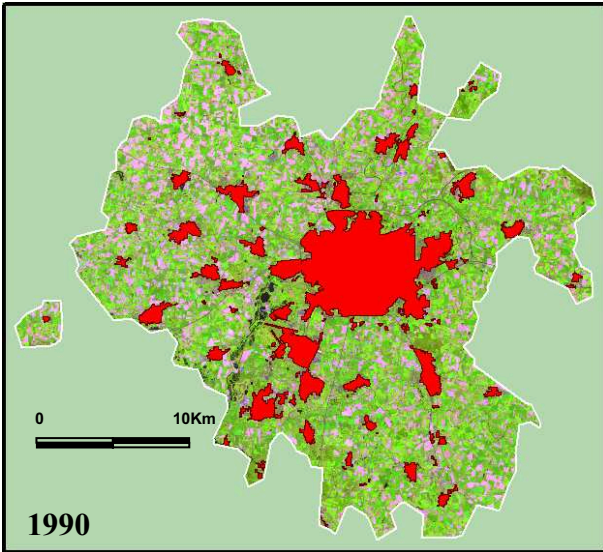
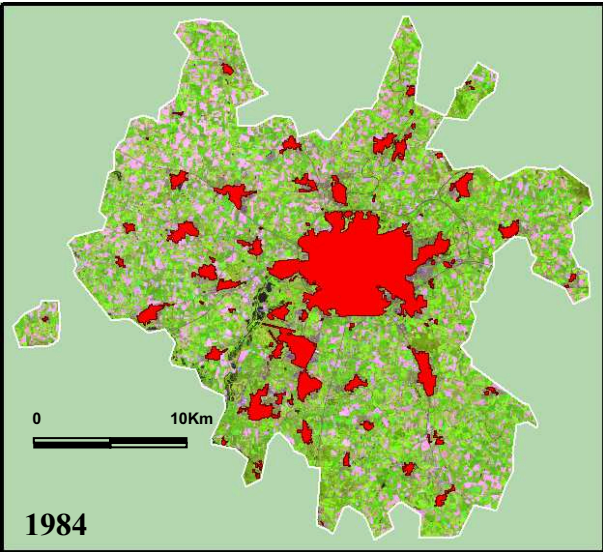
Tableau 8.1 : Liste des facteurs influençant et contraignant l'urbanisation ; * : Facteurs considérés comme prédominants par les experts de l'AUDIAR.....	269
--	-----

-Chapitre 9-

Tableau 9.1 : Valeurs de l'indice de corrélation R et de l'indice V de Cramer pour chacun des facteurs explicatifs de localisation.....	281
--	-----

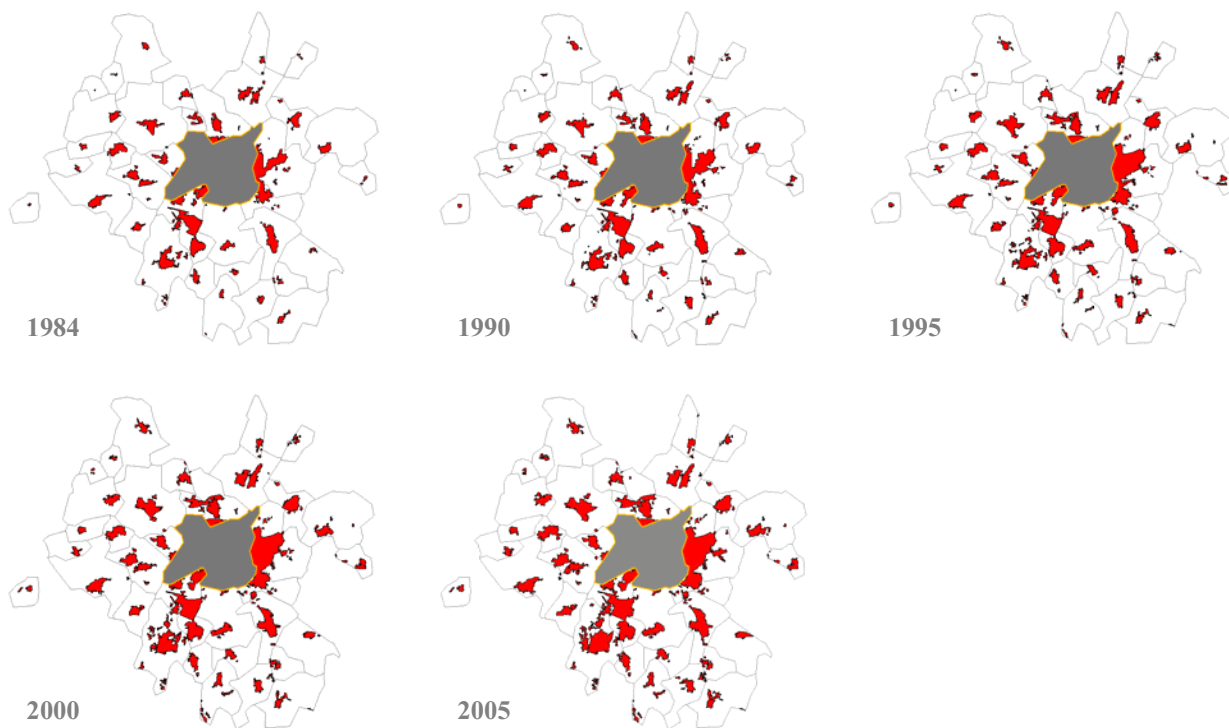
ANNEXES

ANNEXE 5.1 : 21 ans d'artificialisation continue du territoire

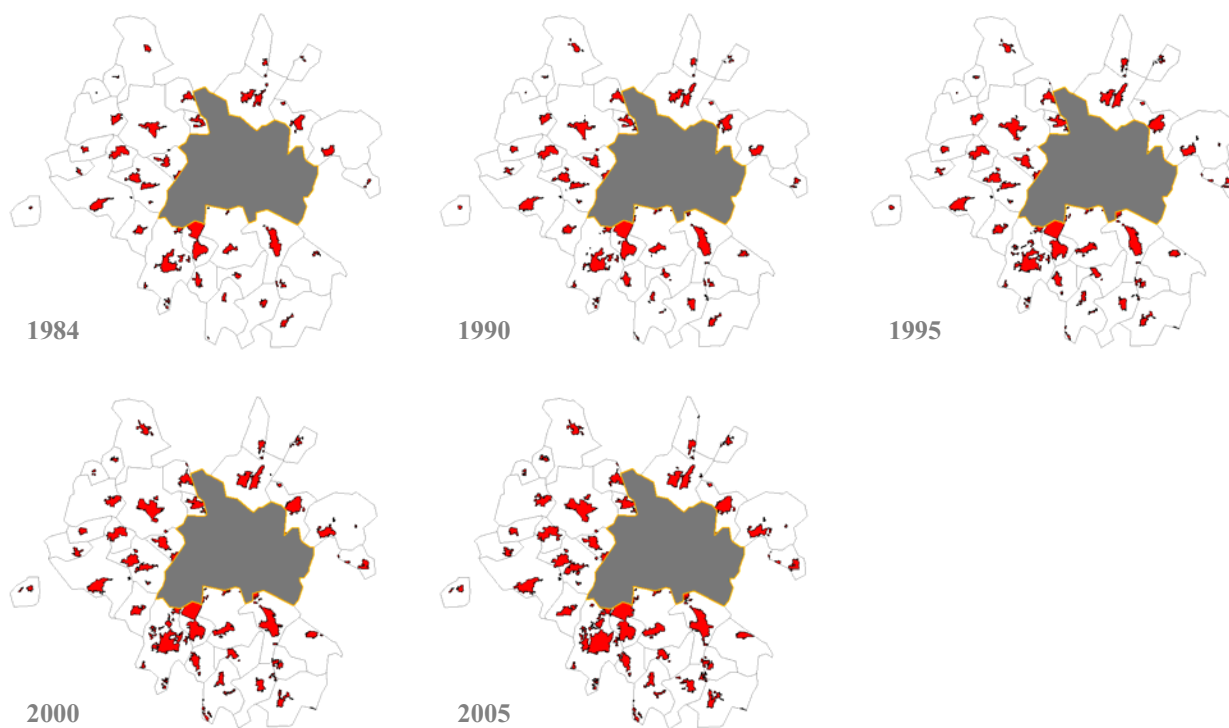


ANNEXE 5.2

Artificialisation hors commune de Rennes

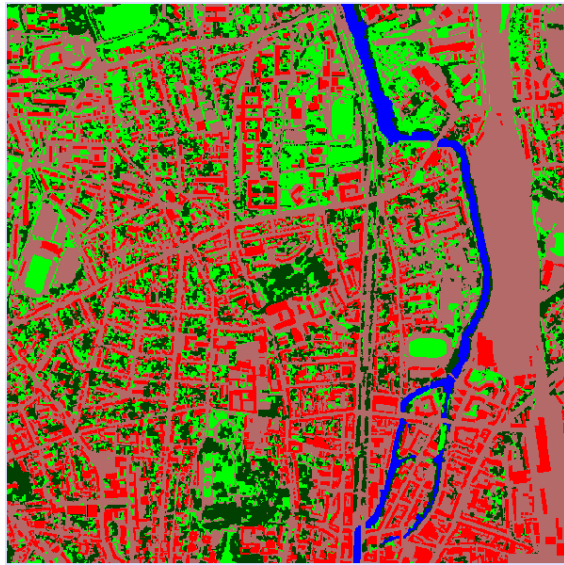


Artificialisation hors Noyau Urbain Rennais

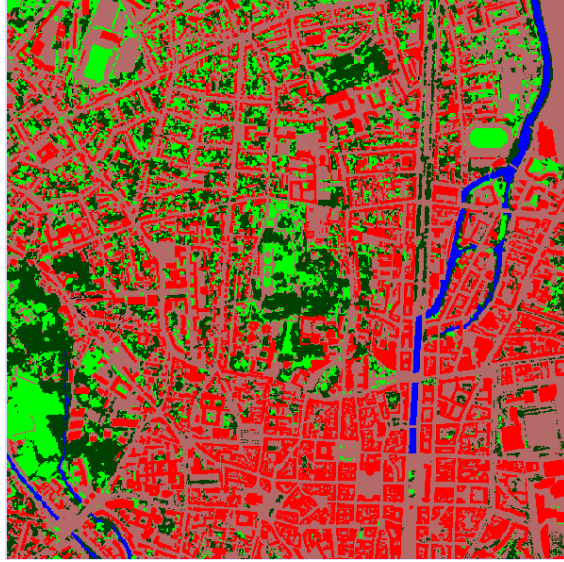


ANNEXE 5.3

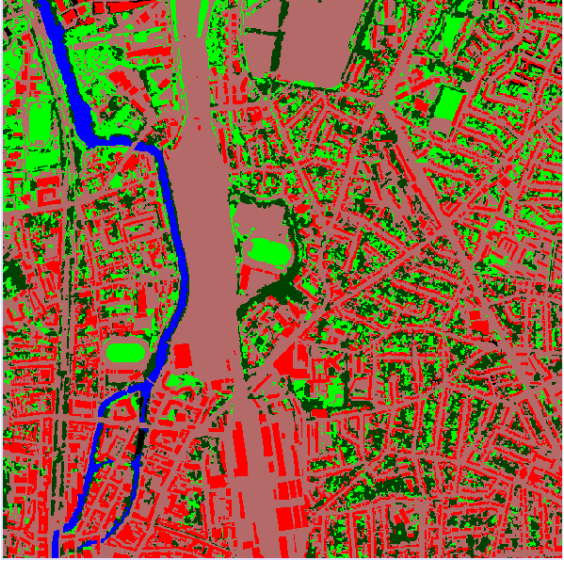
RB0



RB1

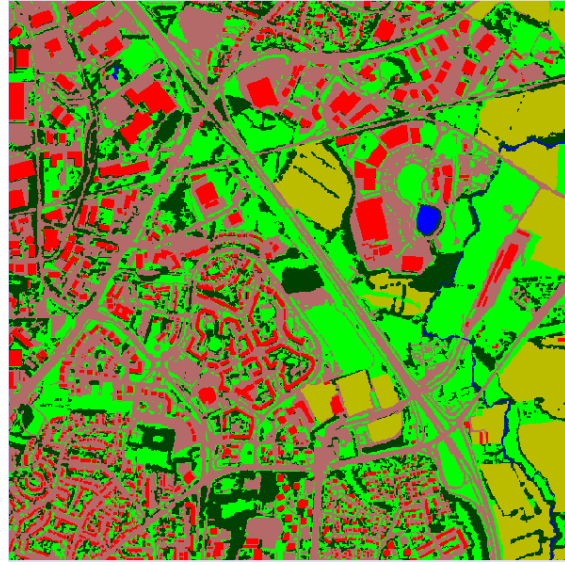


RB2

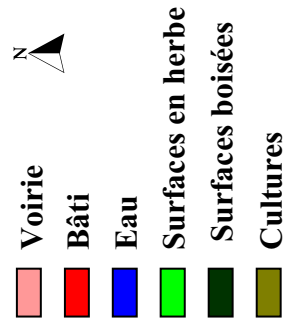
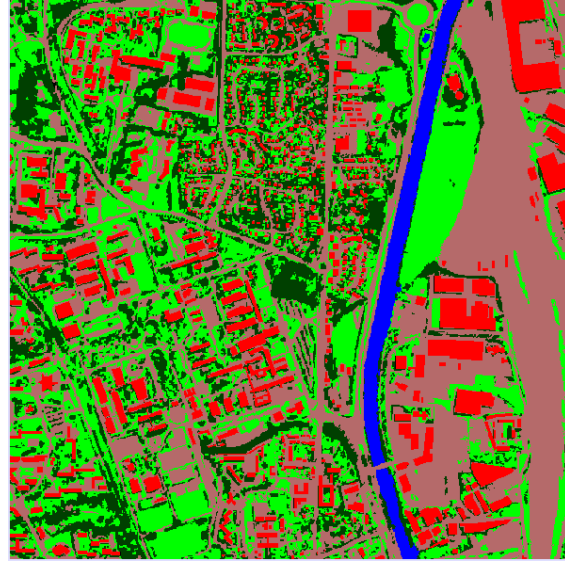


2km

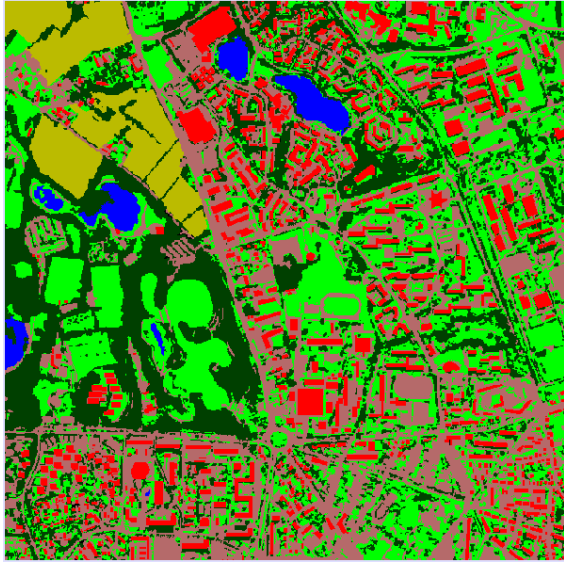
RB3



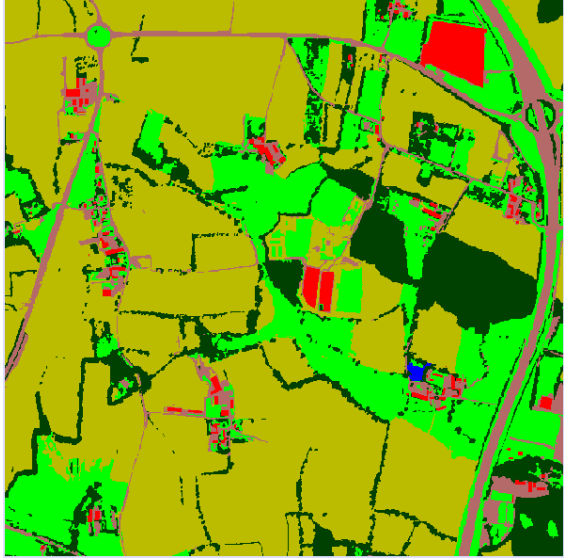
RB4



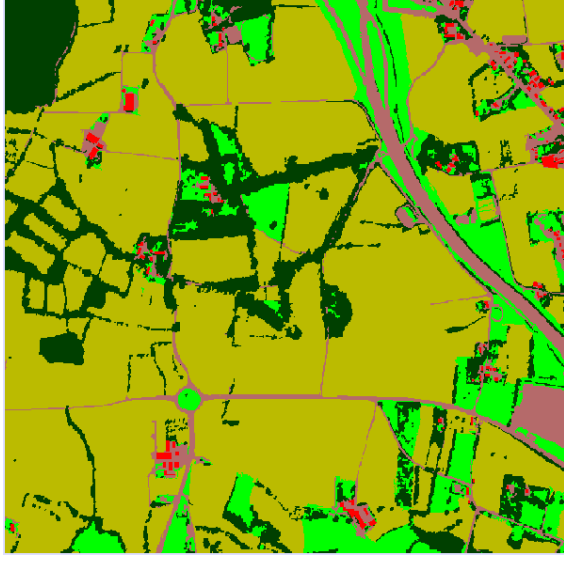
RB5



RB6



RB7

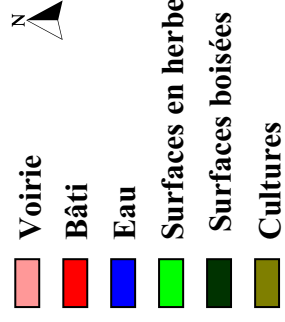
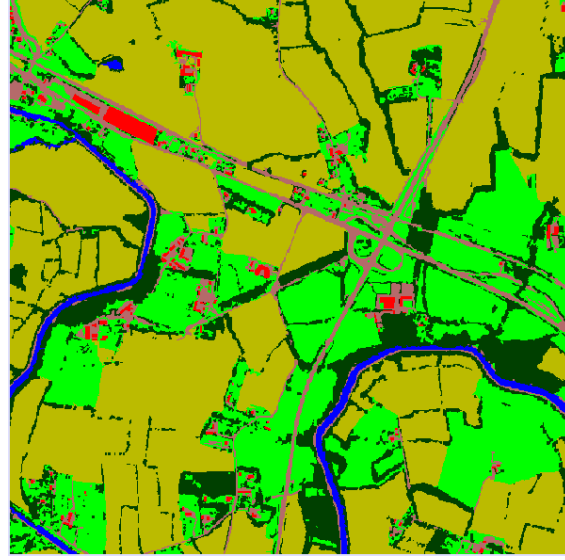


2km

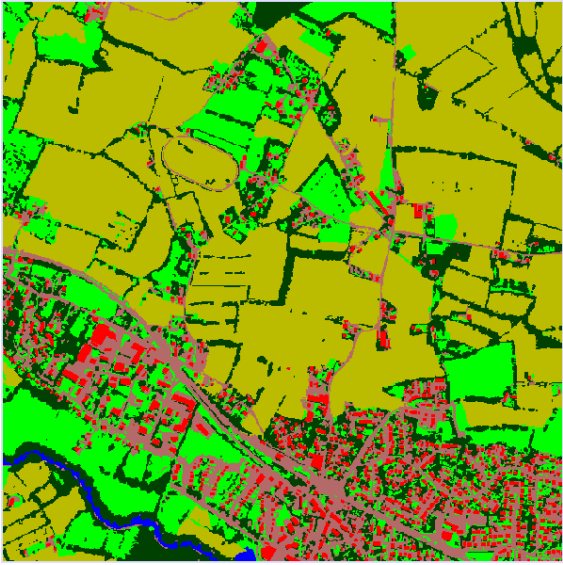
RB8



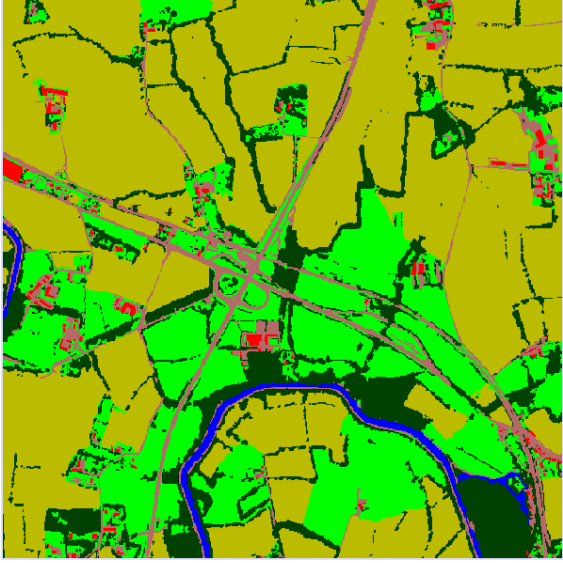
RB9



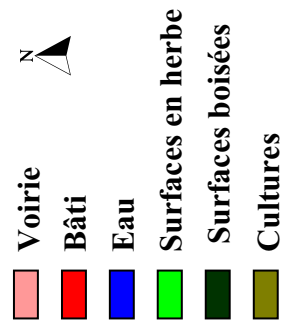
RB10



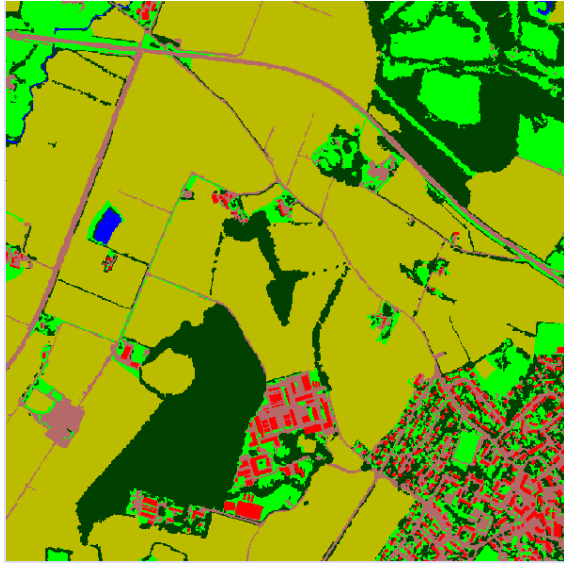
RB11



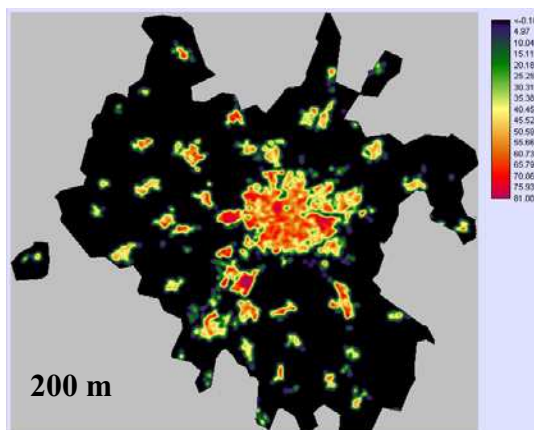
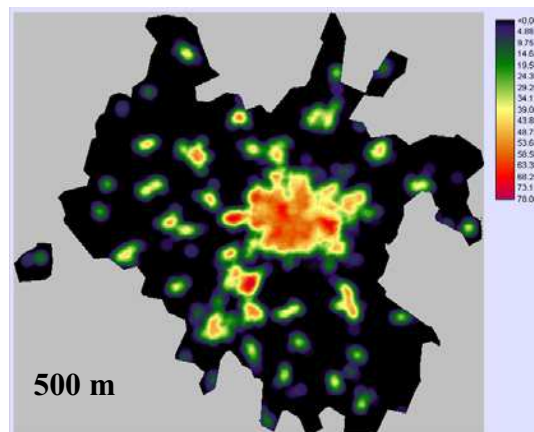
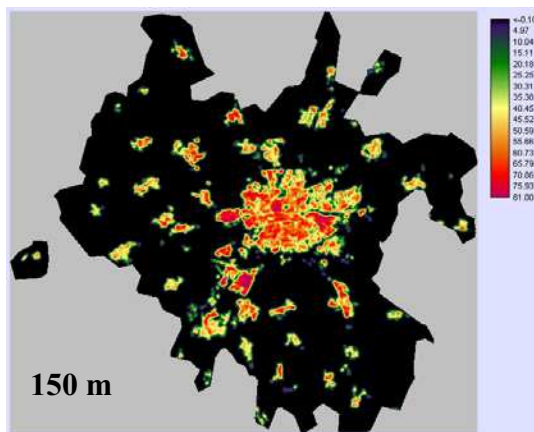
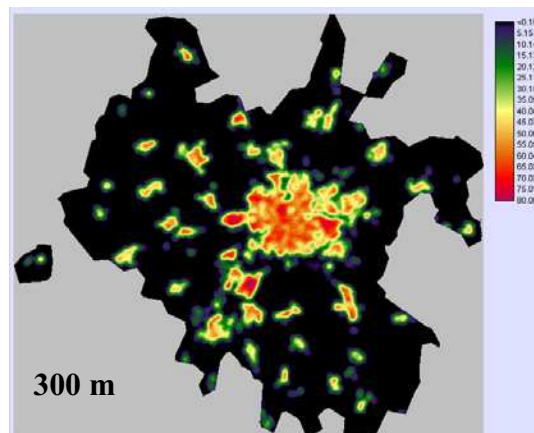
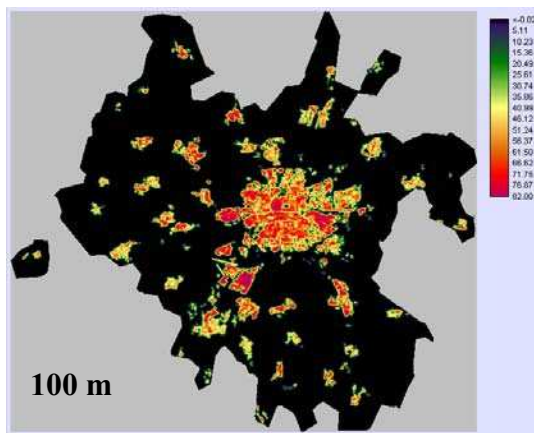
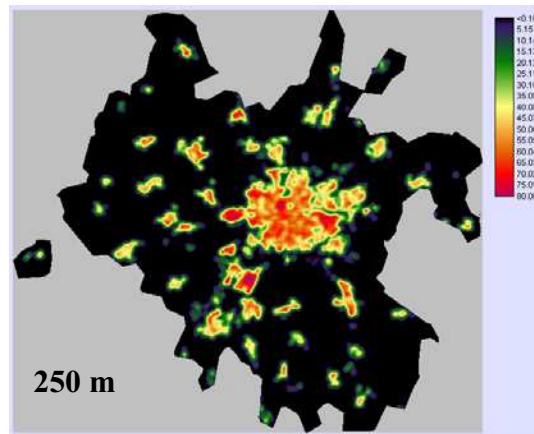
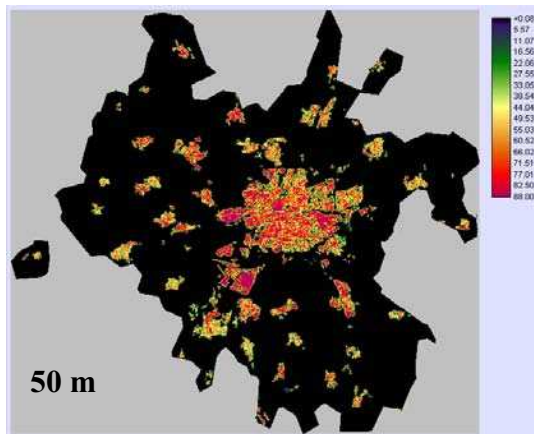
2km



RB13

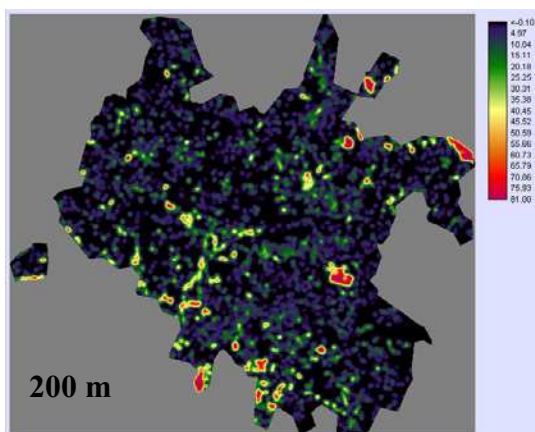
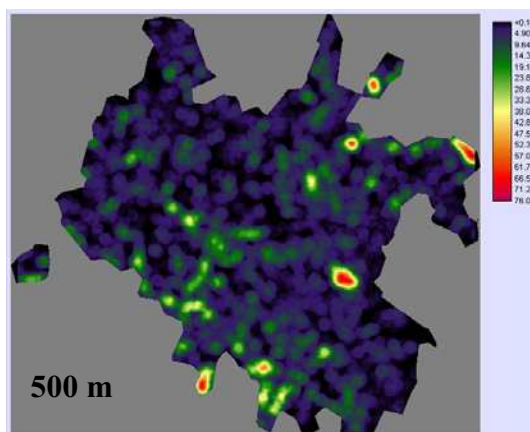
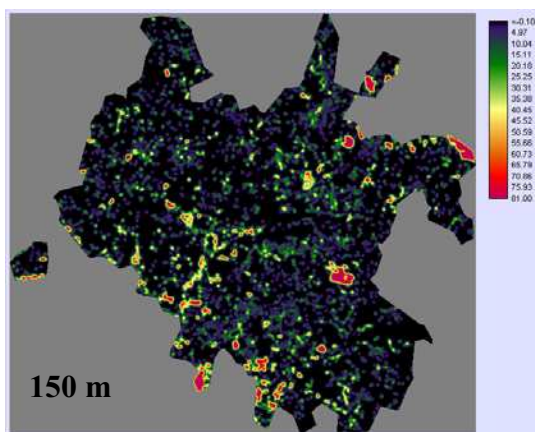
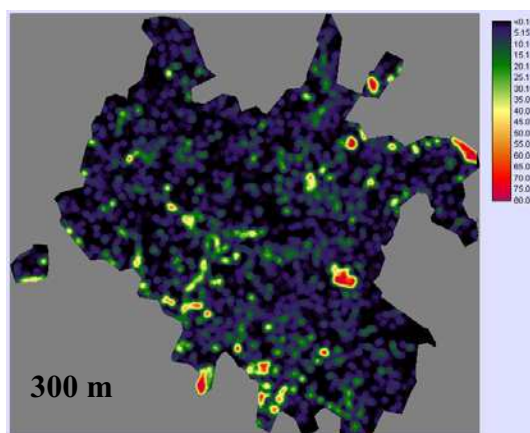
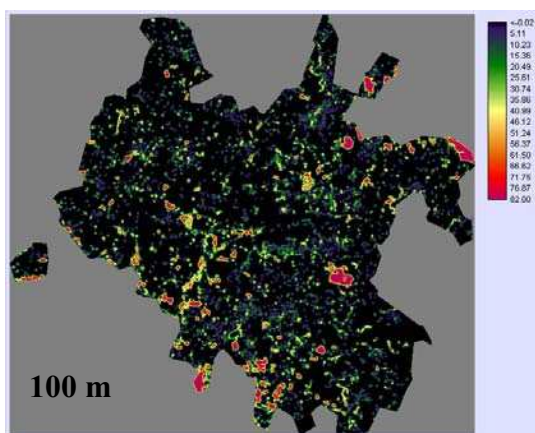
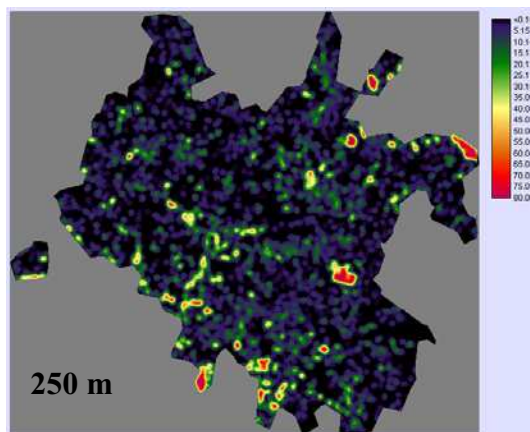
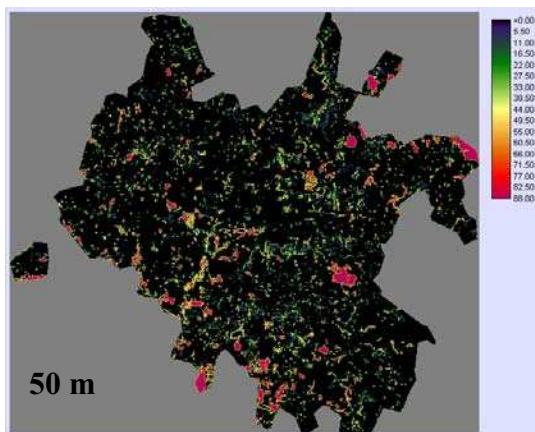


ANNEXE 6.1



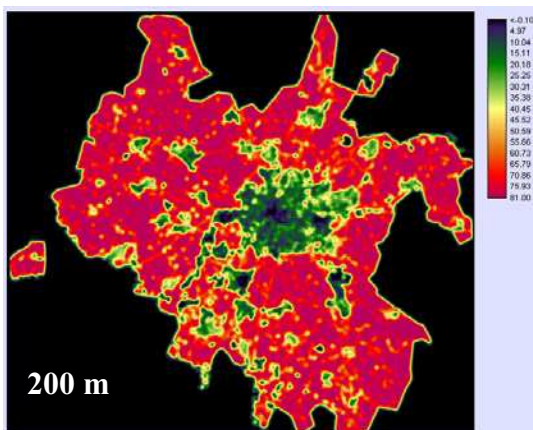
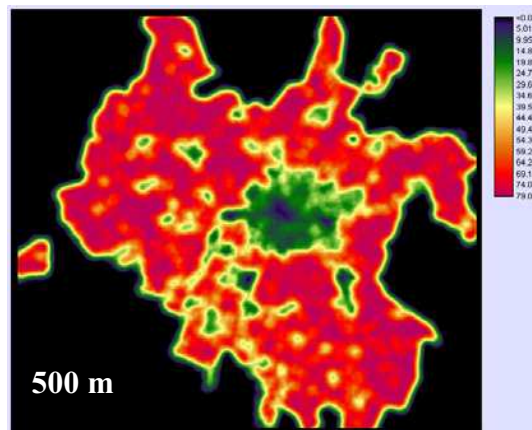
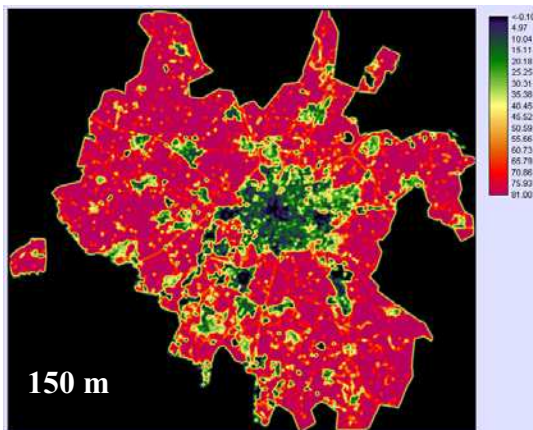
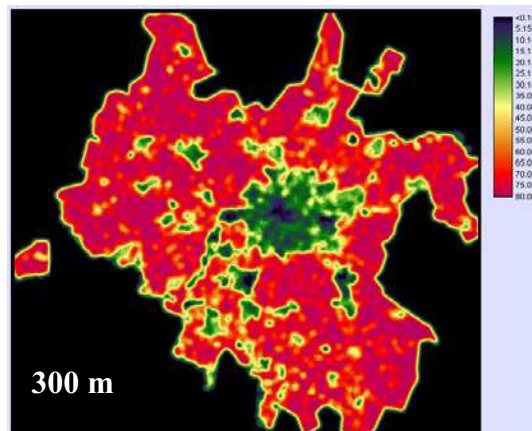
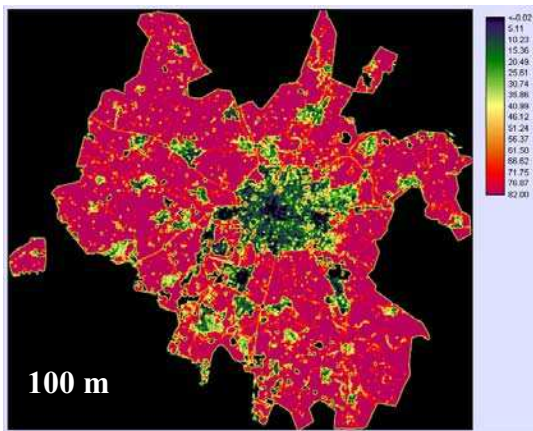
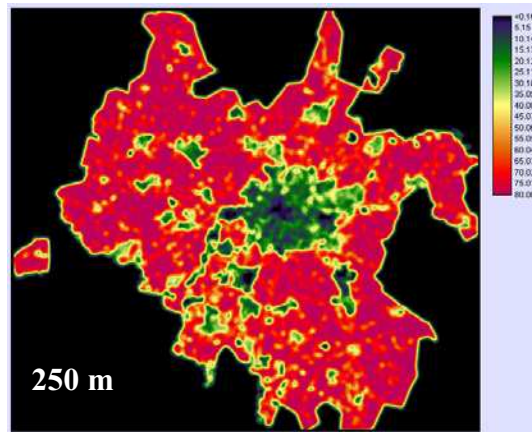
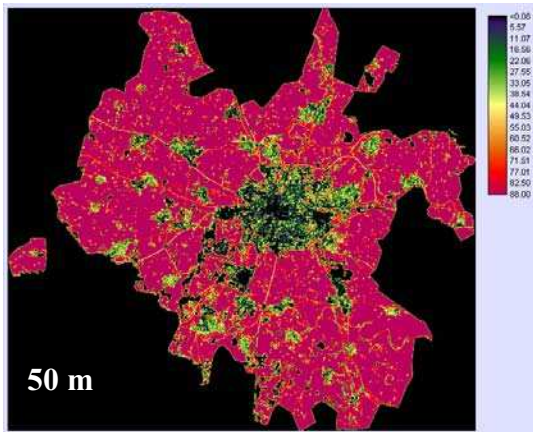
Proportions des surfaces bâties à différentes tailles de fenêtres

ANNEXE 6.2



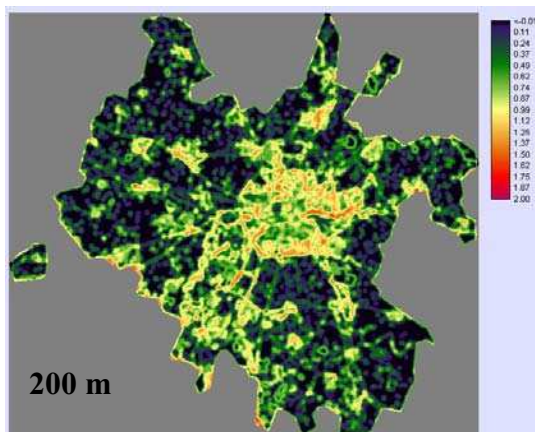
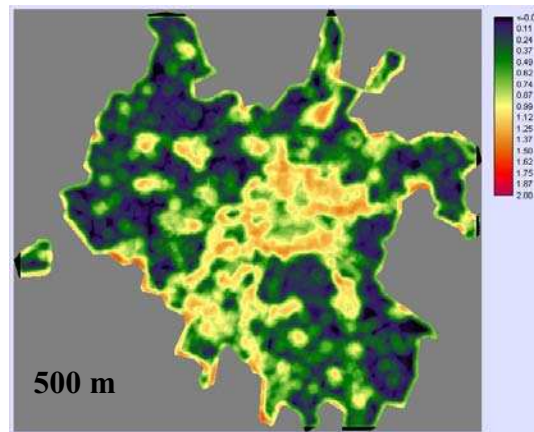
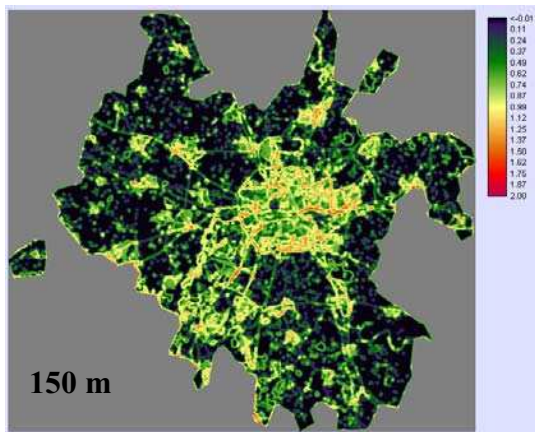
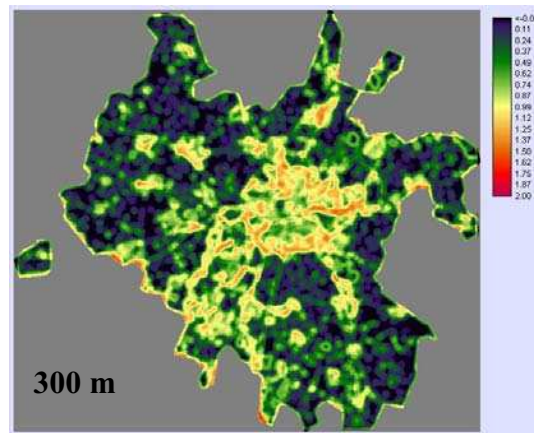
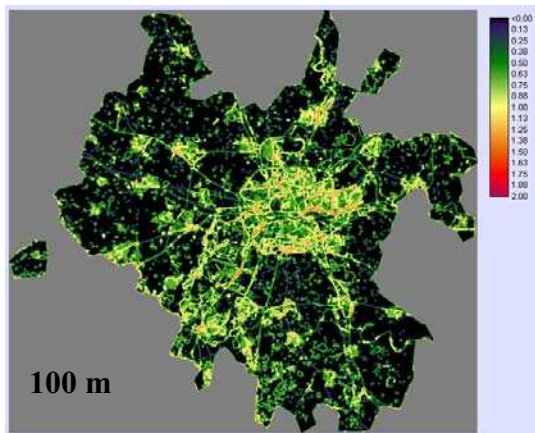
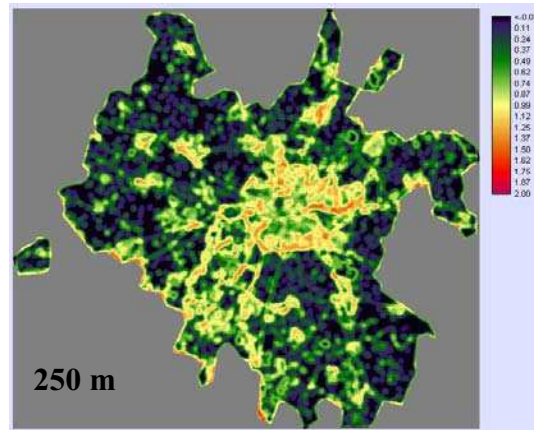
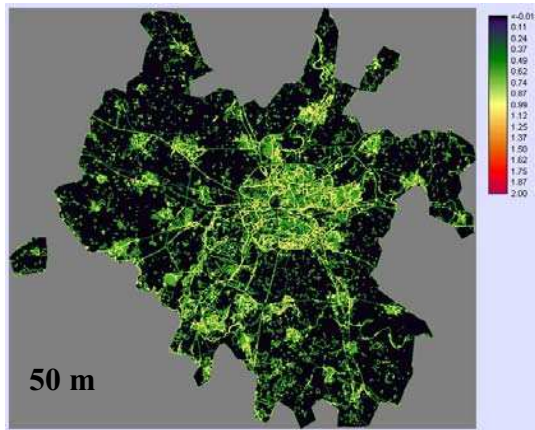
Part des surfaces boisées calculée pour différentes tailles de fenêtres

ANNEXE 6.3



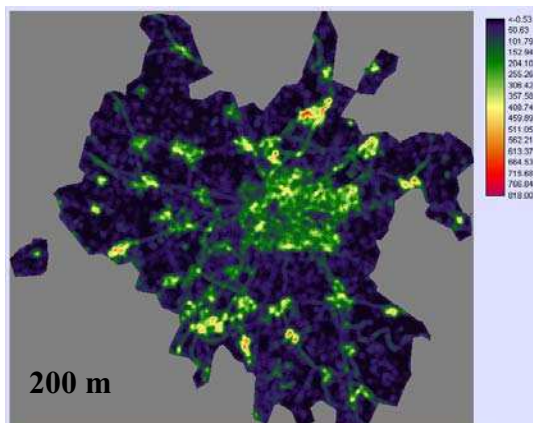
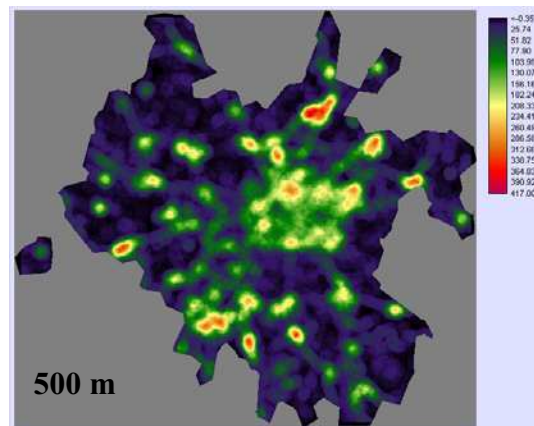
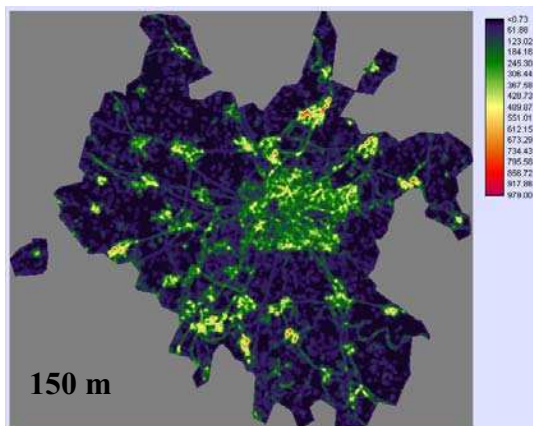
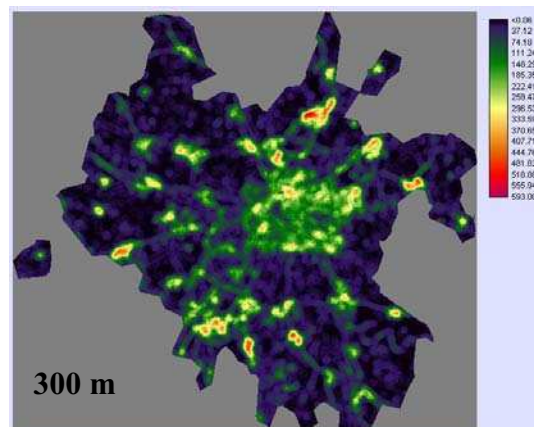
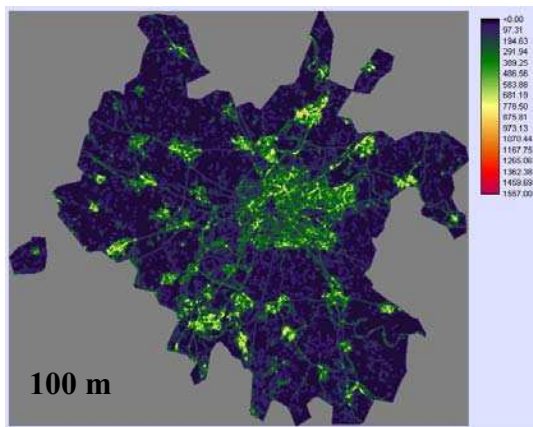
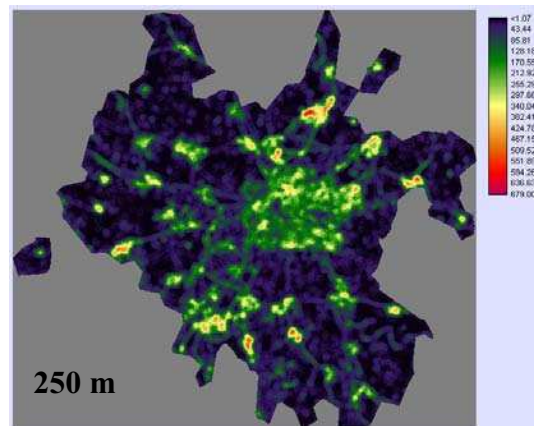
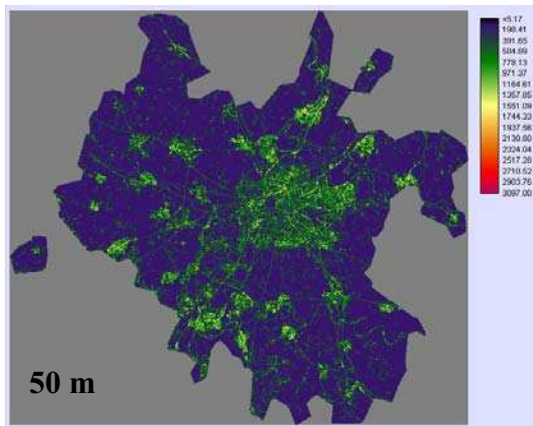
Part des cultures et prairies calculée pour différentes tailles de fenêtres

ANNEXE 6.4



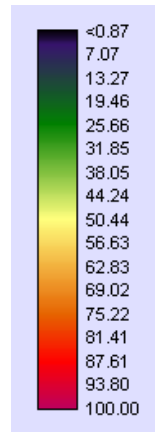
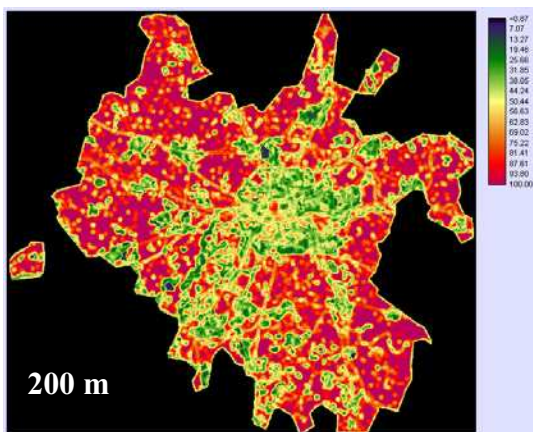
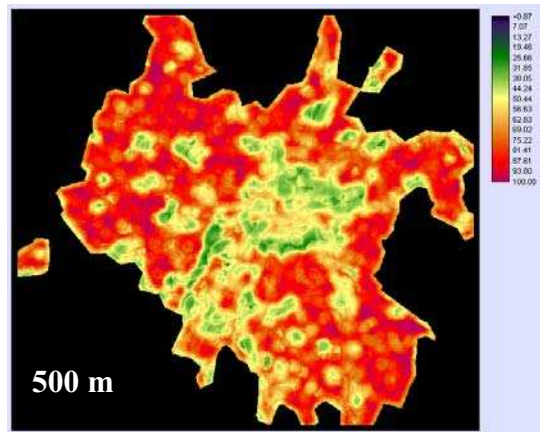
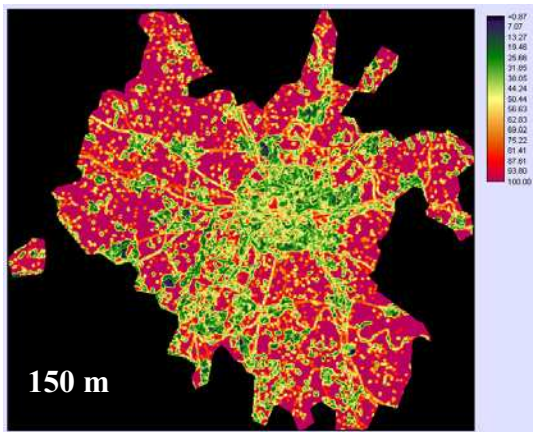
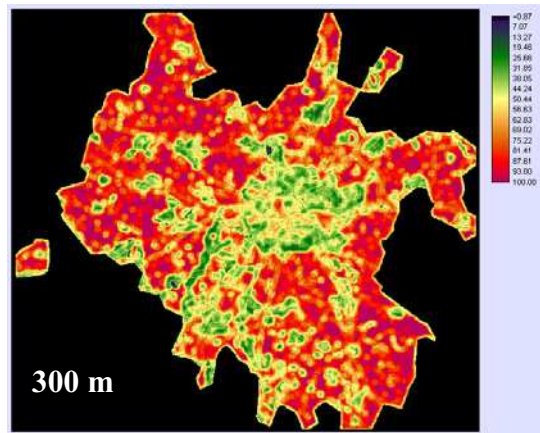
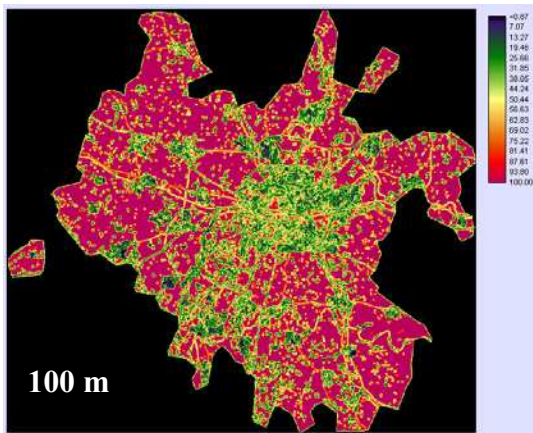
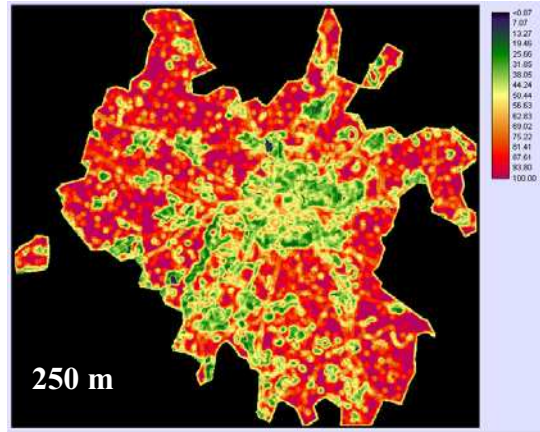
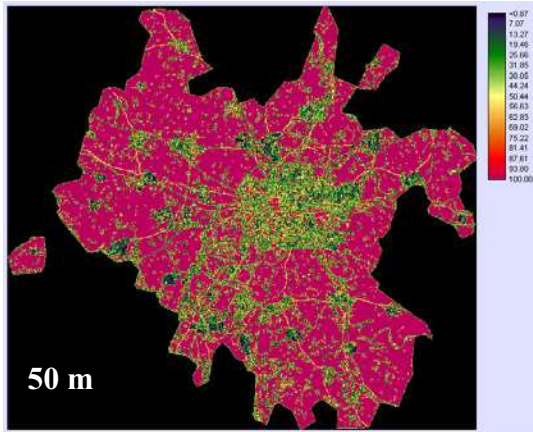
Indice de diversité calculé pour différentes tailles de fenêtre (rayon : 50m à 500m)

ANNEXE 6.5



Densité des taches calculée pour différentes tailles de fenêtre (rayon : 50m à 500m)

ANNEXE 6.6



Contagion calculée pour différentes tailles de fenêtre (rayon : 50m à 500m)

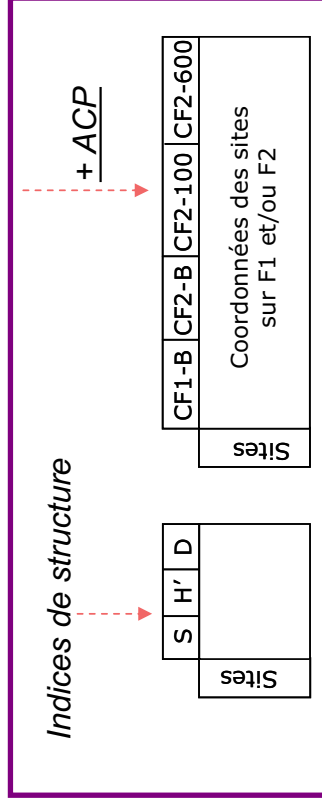
ANNEXE 7.1

Variables décrivant les trois taxons par site et par échelle (Croci et al., 2008)

Boisements	RB0	RB1	RB2	RB3	RB4	RB5	RB6	RB7	RB8	RB9	RB10	RB11	RB12	Cumul	moyenne	DS
Communauté d'oiseaux																
Nombre d'individus (n)	401	343	259	254	249	325	247	249	165	158	121	148	199	3118	239.85	82.25
Densité (n/ha)	204.83	229.29	466.03	215.72	243.73	301.12	190.82	397.13	333.33	232.19	260.59	239.85	202.96	-	270.58	82.81
S	24	28	21	24	21	22	24	20	21	23	16	19	21	40	21.85	2.91
H'	3.74	3.92	3.67	3.82	3.78	3.41	3.99	3.57	3.82	3.91	3.49	3.82	3.90	-	3.76	0.18
D	0.06	0.05	0.08	0.06	0.05	0.13	0.02	0.10	0.06	0.04	0.07	0.04	0.03	-	0.06	0.03
Communauté de carabes																
Nombre d'individus (n)	2364	1659	1321	145	164	719	813	960	1545	507	1021	960	-	12178	1014.83	638.37
S	11	21	17	19	17	28	45	43	41	27	31	27	-	64	27.25	11.07
H'	1.67	1.68	1.86	3.33	3.06	1.85	4.10	3.82	3.11	3.38	3.30	2.27	-	-	2.79	0.87
D	0.34	0.38	0.37	0.05	0.07	0.53	0.09	0.11	0.18	0.12	3.40	0.32	-	-	0.23	0.16
Communauté de micromammifères																
Nombre d'individus (n)	14	33	30	206	184	28	190	-	116	-	-	65	58	924	92.40	75.30
S	1	2	3	4	3	2	3	-	2	-	-	2	2	4	2.40	0.84
H'	0	0.20	1.26	1.34	1.55	0.59	1.11	-	0.68	-	-	0.78	0.82	-	0.83	0.50
D	1	0.92	0.29	0.41	0.32	0.66	0.47	-	0.68	-	-	0.60	0.56	-	0.59	0.24

1. Identifier l'échelle de sensibilité de chaque taxon

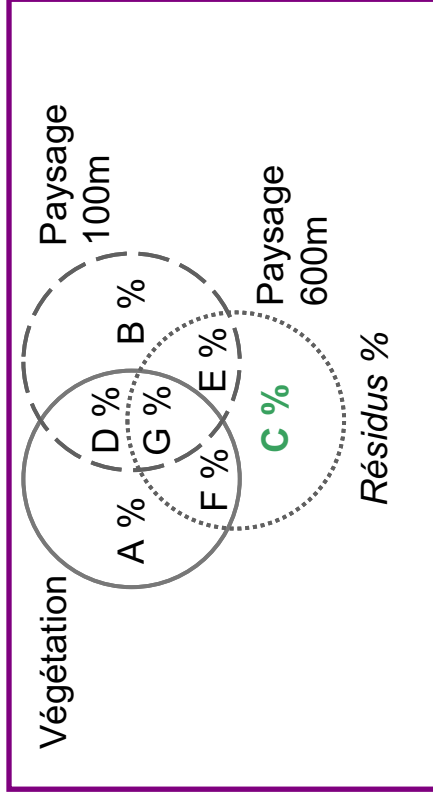
Description des variations de la végétation, du paysage à 100m et à 600m liées à l'urbanisation



Variables à expliquer

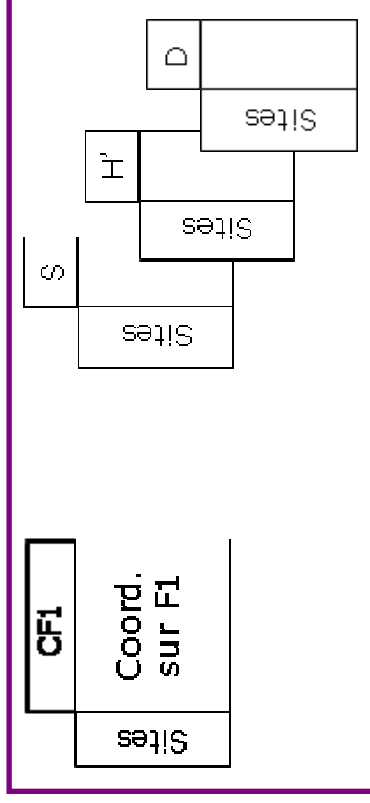
Variables explicatives

Analyse de Partition de la Variance

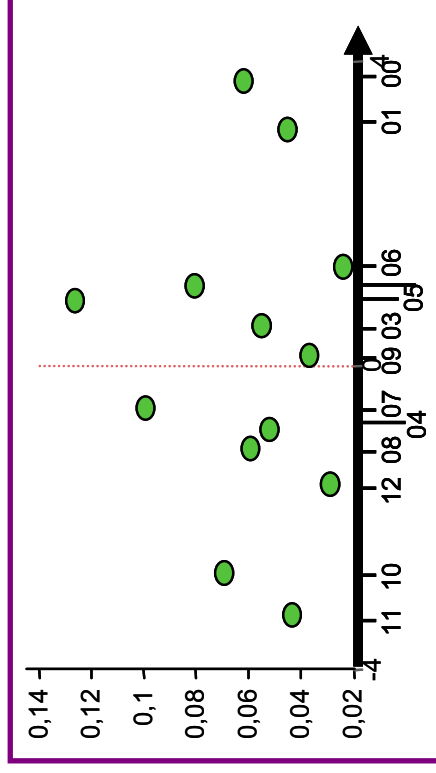


2. Décrire la réponse des taxons à cette échelle

Indices de structure



Corrélations de Spearman



Variations de l'environnement à l'échelle de sensibilité liées à l'urbanisation

ANNEXE 7.3

Probabilité (p_i) de présence des principales espèces végétales ($p_i > 0.01$) en fonction du gradient d'urbanisation (PCA2)

Espèces	Code	Urbain	Suburbain	Périurbain
<i>Poa annua</i>	Pann	0,13		
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Asyl	0,06		
<i>Lapsana communis</i>	Lcom	0,05		
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Apse	0,02		
<i>Polytrichum formosum</i>	Pfor	0,02		
<i>Bellis perennis</i>	Bper	0,01		
<i>Cerastium arvense</i>	Carv	0,01		
<i>Crepis capillaris</i>	Ccap	0,01		
<i>Elymus repens</i>	Erep	0,01		
<i>Festuca rubra</i>	Frub	0,01		
<i>Plantago major</i>	Pmaj	0,01		
<i>Sambucus nigra</i>	Snig	0,01		
<i>Trifolium repens</i>	Trep	0,01		
<i>Geum urbanum</i>	Gurb	0,06	0,14	
<i>Urtica dioica</i>	Udio	0,04	0,07	
<i>Alliaria petiolata</i>	Apet	0,04	0,04	
<i>Rumex obtusifolius</i>	Robt	0,03	0,06	
<i>Glechoma hederacea</i>	Ghed	0,03		
<i>Conopodium majus</i>	Cmaj	0,02		
<i>Geranium robertianum</i>	Grob	0,02		
<i>Veronica chamaedrys</i>	Vcha	0,02		
<i>Vicia cracca</i>	Vcra	0,02		
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Agen	0,01		
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Aela	0,01		
<i>Bromus sterilis</i>	Bste	0,01		
<i>Ranunculus repens</i>	Rrep	0,01		
<i>Stachys sylvatica</i>	Ssyl	0,01		
<i>Taraxacum officinale</i>	Toff	0,01		
<i>Heracleum sphondylium</i>	Hspo	0,05	0,01	
<i>Stellaria holostea</i>	Shol	0,03	0,03	
<i>Galium aparine</i>	Gapa	0,01	0,04	
<i>Holcus mollis</i>	Hmol	0,12		
<i>Holcus lanatus</i>	Hlan	0,1		
<i>Teucrium scorodonia</i>	Tsco	0,07		
<i>Quercus robur</i>	Qrob	0,04		
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Aodo	0,03		
<i>Lonicera peryclimenum</i>	Lper	0,02		
<i>Prunus spinosa</i>	Pspi	0,02		
<i>Ulex europaeus</i>	Ueur	0,02		
<i>Carex remota</i>	Crem	0,01		
<i>Cirsium arvense</i>	Carv	0,01		
<i>Digitalis purpurea</i>	Dpur	0,01		
<i>Hypericum pulchrum</i>	Hpul	0,01		
<i>Juncus conglomeratus</i>	Jcon	0,01		
<i>Moehringia trinervia</i>	Mtri	0,01		
<i>Poa trivialis</i>	Ptri	0,01		
<i>Populus tremula</i>	Ptre	0,01		
<i>Prunus avium</i>	Pavi	0,01		
<i>Pteridium aquilinum</i>	Paqu	0,01		
<i>Stellaria media</i>	Smed	0,01		
<i>Agrostis capillaris</i>	Acap	0,06	0,04	
<i>Ajuga reptans</i>	Arep	0,03	0,01	
<i>Hedera helix</i>	Hhel	0,16	0,14	0,11
<i>Agrostis stolonifera</i>	Asto	0,14	0,03	0,07
<i>Rubus fruticosus</i>	Rfru	0,01	0,1	0,09
<i>Dactylis glomerata</i>	Dglo	0,01	0,07	0,04

ANNEXE 7.4

Probabilité (p_i) de présence des principales espèces ($p_i > 0.01$) présentes dans la banque de graines en fonction du gradient d'urbanisation (PCA3)

Espèces	Code	Urbain	Suburbain	Périurbain
<i>Spergula arvensis</i>	Sarv	0,04		
<i>Veronica hederifolia</i>	Vhed	0,03		
<i>Cerastium tomentosum</i>	Ctom	0,02		
<i>Potentilla erecta</i>	Pere	0,01		
<i>Stellaria holostea</i>	Shol	0,01		
<i>Rumex acetosa</i>	Race	0,06	0,21	
<i>Teucrium scorodonia</i>	Tsco	0,06	0,09	
<i>Oxalis acetosella</i>	Oace	0,03	0,03	
<i>Geum urbanum</i>	Gurb	0,03	0,07	
<i>Dactylis glomerata</i>	Dglo	0,02	0,03	
<i>Trifolium repens</i>	Trep	0,02	0,01	
<i>Solanum nigrum</i>	Snig	0,01	0,03	
<i>Ranunculus repens</i>	Rrep	0,01	0,02	
<i>Rubus fruticosus</i>	Rfru	0,01	0,01	
<i>Ranunculus ficaria</i>	Rfic	0,10		
<i>Sonchus arvensis</i>	Sarv	0,03		
<i>Epilobium tetragonum</i>	Etet	0,02		
<i>Veronica chamaedrys</i>	Vcha	0,02		
<i>Chenopodium album</i>	Calb	0,01		
<i>Geranium robertianum</i>	Grob	0,01		
<i>Potentilla sterilis</i>	Pste	0,01		
<i>Cirsium arvensis</i>	Carv	0,01		
<i>Holcus lanatus</i>	Hlan	0,01	0,20	
<i>Stellaria media</i>	Smed	0,01	0,02	
<i>Polygonum persicaria</i>	Pper	0,01		
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	Guli	0,04	0,02	
<i>Poa nemoralis</i>	Pnem	0,02	0,01	
<i>Plantago media</i>	Pmed	0,09	0,02	
<i>Poa annua</i>	Pann	0,34	0,04	0,01
<i>Lolium perenne</i>	Lper	0,01	0,09	0,05
<i>Chenopodium polyspermum</i>	Cpol	0,01	0,08	0,04
<i>Digitalis purpurea</i>	Dpur	0,01	0,02	0,19
<i>Cytisus scoparius</i>	Csco	0,02	0,03	0,02
<i>Juncus bufonius</i>	Jbuf	0,06	0,01	0,37

Table des matières

REMERCIEMENTS	1
LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES	2
SOMMAIRE.....	3
INTRODUCTION GENERALE	5
PARTIE I : ETALEMENT URBAIN ET ECOLOGIE URBAINE : ENJEUX ET METHODES	18
INTRODUCTION DE LA PREMIERE PARTIE	19
<i>1.1. Etalement urbain : définitions et représentations.....</i>	<i>20</i>
1.1.1 Quelques éléments de description de l'étalement urbain	20
1.1.1.1 Définitions.....	20
1.1.1.1.1 Définir la ville : un problème redoutable.....	20
1.1.1.1.2 L'étalement urbain : des définitions multiples, des caractéristiques communes	22
1.1.1.2 La mesure de l'étalement urbain	26
1.1.1.2.1 Les bases de données relatives à l'occupation du sol.....	26
1.1.1.2.2 Les bases de données socio-économiques.....	27
1.1.1.3 Un phénomène universel, mais irrégulier et inégalement réparti.....	33
1.1.1.3.1 Un phénomène récent et universel	33
1.1.1.3.2 Des disparités régionales : l'exemple français.....	35
1.1.2 Facteurs, impacts et enjeux de l'étalement urbain	42
1.1.2.1 Les variables motrices de l'étalement urbain.....	42
1.1.2.1.1 Le rôle des transports : la voiture individuelle au cœur du phénomène.....	44
1.1.2.1.2 Le prix du foncier, la maison individuelle ou l'accès à la propriété.....	45
1.1.2.1.3 Les ménages en quête d'un nouveau cadre de vie.....	47
1.1.2.1.4 La périurbanisation des activités et des emplois.....	48
1.1.2.2 Conséquences et enjeux de l'étalement urbain : un défi pour le développement durable	48
1.1.2.2.1 L'artificialisation des territoires, un danger pour l'agriculture périurbaine.....	50
1.1.2.2.2 Le coût économique de l'étalement urbain	51
1.1.2.2.4 L'étalement urbain : une menace pour l'environnement	53
1.1.3 Les modèles d'étalement urbain	56
1.1.3.1 Trois modèles urbains de référence parmi les premiers modèles urbains	56
1.1.3.2 De la ville monocentrique à la ville polycentrique : les approches contemporaines.....	58
1.1.4 Les outils de modélisation de l'étalement urbain.....	64
1.1.4.1 Modélisation de l'occupation/utilisation des sols en milieu urbain : les trames conceptuelles.....	64
1.1.4.2 Les principales approches de modélisation	65
1.1.4.3 Modélisation de l'occupation des sols en milieu urbain et environnement : une prise en compte grandissante des processus écologiques	68
<i>1.2. Etalement urbain, changements d'usage des sols et changements paysagers.....</i>	<i>73</i>
1.2.1 Usage des sols et fragmentation du paysage.....	73
1.2.1.1 Du rural à l'urbain : des conversions souvent irréversibles	73
1.2.1.2 Fragmentation du paysage : processus, facteurs et conséquences	75
1.2.1.2.1 La fragmentation : une étape du processus de modification de l'habitat naturel	75
1.2.1.2.2 Les facteurs de la fragmentation des paysages	77
1.2.1.2.3 Les conséquences de la fragmentation des paysages sur la biodiversité.....	77
1.2.2 Le suivi de l'étalement urbain par télédétection	79
1.2.2.1 Un grand panel de méthodes	79
1.2.2.2 Les critères de choix des données et d'une méthode	80
1.2.2.2.1 La taille des taches et l'hétérogénéité du paysage	80
1.2.2.2.2 Les résolutions des capteurs.....	81
1.2.2.2.3 Les approches de traitement des images.....	82
1.2.3 Indicateurs de l'écologie du paysage en milieu urbain : définitions et usages en milieu urbain	83
1.2.3.1 Ecologie du paysage : définitions et concepts	83
1.2.3.2 Indicateurs ou métriques spatiaux : définitions, concepts et aspects méthodologiques	86
1.2.3.2.1 Généralités	86
1.2.3.2.2 Application des indicateurs métriques en milieu urbain.....	88
1.2.3.2.3 Problèmes et aspects méthodologiques liés au calcul des indicateurs métriques à partir de cartographies dérivées d'images de télédétection	89
Synthèse	91

1.3. Les impacts des changements d'usage des sols et des paysages sur la biodiversité en milieu urbain .	93
1.3.1. Ecologie urbaine : définitions et concepts	93
1.3.1.1. La ville, un écosystème étudié récemment par l'écologie du paysage.....	93
1.3.1.2. Caractéristiques de l'écosystème urbain.....	95
1.3.1.3. Ecologie du paysage urbain.....	96
1.3.1.3.1. Définitions de l'écologie urbaine	96
1.3.1.3.2. Approches de l'écologie du paysage urbain	97
1.3.2. Paysages et biodiversité en milieu urbain.....	98
1.3.2.1. Biodiversité : définition.....	98
1.3.2.2. La biodiversité urbaine : caractéristiques	101
1.3.2.2. La biodiversité urbaine : caractéristiques	102
1.3.2.3. Relation habitats-espèces en paysage urbain.....	103
Synthèse	105
1.4. Le cas d'une métropole de taille moyenne : Rennes.....	106
1.4.1. Rennes Métropole, un territoire en fort développement à l'aire d'influence étendue	106
1.4.2. Une forte dynamique économique et démographique.....	110
1.4.3. Une forte croissance urbaine dans le cadre d'une ville-archipel.....	112
1.4.3.1. Le phénomène de périurbanisation et les grandes phases de croissance.....	113
1.4.3.3. L'agglomération rennaise : une faible emprise spatiale suivant un modèle polycentrique.....	123
1.4.4. Une prise en compte grandissante de la biodiversité et des continuités écologiques	128
1.4.5. Le programme ECORURB.....	130
CONCLUSION DE LA PREMIERE PARTIE.....	133
PARTIE II : RECONSTITUTION DES TRAJECTOIRES D'OCCUPATION DES SOLS ET DES PAYSAGES ET EVALUATION DE LEUR IMPACT SUR LA BIODIVERSITE.....	137
INTRODUCTION DE LA DEUXIEME PARTIE	138
2.1. Les changements d'occupation et d'utilisation des sols observés à différentes échelles.....	139
2.1.1. A l'échelle du département d'Ille-et-Vilaine : 21 ans d'artificialisation.....	141
2.1.1.1. Présentation de l'aire d'étude et des données utilisées	141
2.1.1.1.1. La zone d'étude	141
2.1.1.1.2. Les données utilisées.....	142
2.1.1.2. Méthodologie de traitement des données.....	144
2.1.1.2.1. Prétraitement des données.....	144
2.1.1.2.2. Les classifications de l'occupation des sols : le choix d'une méthode orientée-objet	145
2.1.1.2.3. Détermination de l'évolution de l'occupation des sols entre les deux dates	149
2.1.1.3. Evolution de l'artificialisation des territoires de 1984 à 2005	150
2.1.1.3.1. Une nette progression, inégalement répartie	150
2.1.1.3.2. Une artificialisation produite essentiellement au détriment des surfaces agricoles	157
2.1.2. A l'échelle de Rennes Métropole : le rythme et les formes de l'artificialisation du territoire.....	162
2.1.2.1. Les données utilisées.....	162
2.1.2.2. Méthodologie de prétraitement et de traitement des données.....	163
2.1.2.3. Principaux changements d'occupation du sol à l'échelle de Rennes Métropole.....	166
2.1.2.2. L'artificialisation du territoire : un processus continu mais inégalement réparti.....	166
2.1.2.2.1. Un processus continu avec une intensité variable dans le temps.....	166
2.1.2.2.2. Une inégale répartition spatiale.....	169
2.1.2.2.3. Une artificialisation en fonction de la distance au centre	176
2.1.2.3. Une artificialisation qui grignote les surfaces agricoles	179
2.1.2.3.1. Une agglomération globalement peu urbanisée.....	180
2.1.2.3.2. Une artificialisation au détriment des cultures et prairies.....	181
2.1.3. A l'échelle des sites ECORURB	185
2.1.3.1. Présentation des sites d'étude	185
2.1.3.2. Données et méthode de traitement des données	189
2.1.3.2.1. Les données utilisées.....	189
2.1.3.2.2. La cartographie des sites en 1999.....	190
2.1.3.2.3. La cartographie de l'évolution des sites de 1952 à 1999	192
2.1.3.3 État de l'occupation du sol des sites en 1999	195
2.1.3.3.1. A l'échelle des fenêtres de 2 _{km} X 2 _{km}	195
2.1.3.3.2. Sur des fenêtres réduites à une distance de 100 m et 600 m des boisements.....	200
2.1.3.4. Évolution spatio-temporelle de l'occupation du sol de 1952 à 1999.....	202
2.1.3.4.1. Analyse de l'évolution spatio-temporelle des sites	202
2.1.3.4.2. Typologie des sites à partir de la PTA.....	213
Synthèse	219

2.2. Les modifications de l'occupation des sols et des paysages à travers différents indicateurs de l'écologie du paysage.....	220
2.2.1. A l'échelle de Rennes Métropole.....	220
2.2.1.1. Méthodologie	220
2.2.1.2. Analyse de l'évolution de la tache urbaine de 1984 à 1999.....	226
2.2.1.3. Analyse de l'ensemble du paysage en 2000	231
2.2.1.3.1. A travers des indices de composition paysagère	231
2.2.1.3.2. A travers des indices de configuration paysagère.....	234
2.2.2. A l'échelle des sites ECORURB	241
2.2.2.1. Méthodologie	241
2.2.2.1.1. Caractérisation de l'état actuel des sites	241
2.2.2.2. Etat actuel et typologie des boisements et de leur environnement à travers les indicateurs paysagers (1999).....	245
2.2.2.2.1. A l'échelle des boisements.....	245
2.2.2.2.2. A l'échelle du paysage	245
2.2.2.3. Évolution des indicateurs de 1952 à 1999 et trajectoires d'évolution des sites	250
2.2.2.3.1. À l'échelle de l'ensemble des sites.....	250
2.2.2.3.2. À l'échelle de chacun des sites	253
Synthèse	255
2.3. L'impact des changements observés à l'échelle des sites sur la biodiversité.....	256
2.3.1. La réponse des espèces à la structuration actuelle des habitats et de leur environnement	256
2.3.1.1. Réponse des espèces animales.....	256
2.3.1.1.1. Méthodologie	256
2.3.1.1.2. Réponse de la communauté d'oiseaux	257
2.3.1.1.3. Réponse de la communauté des petits mammifères	258
2.3.1.1.4. Réponse de la communauté de carabes	258
2.3.1.2. Réponse des espèces végétales.....	260
2.3.1.2.1. Méthodologie.....	260
2.3.1.2.2. Composition taxonomique de la végétation	260
2.3.1.2.3. Composition taxonomique de la banque de graines	262
2.3.2. La réponse des espèces aux modifications des habitats et de leur environnement.....	264
2.3.2.1. Méthodologie	264
2.3.2.2. Réponse des espèces animales.....	264
Synthèse	266
CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE.....	267
PARTIE III : DE LA MODELISATION A LA SIMULATION PROSPECTIVE DE L'ETALEMENT URBAIN.....	270
INTRODUCTION DE LA TROISIEME PARTIE.....	271
3.1. La modélisation des changements : facteurs de changements passés, actuels et futurs.....	272
3.1.1. Identification des facteurs explicatifs	272
3.1.2. Enjeux d'aménagement et scénarios.....	274
3.2. Simulation prospective de l'étalement urbain	279
3.2.1. Le choix du modèle de simulation de l'étalement urbain	279
3.2.2. Fonctionnement du modèle LCM	279
3.2.3. Méthodes d'évaluation des simulations produites par LCM.....	282
3.2.4. Application sur Rennes métropole : projections à l'horizon 2020	283
3.2.4.1. Les facteurs de localisation des changements.....	283
3.2.4.2. Validation sur une période passée	288
3.2.4.3. Les projections pour 2020	290
3.2.4.4. Les limites	293
3.3. L'impact des scénarios sur les paysages et la biodiversité	295
3.3.1. Impact des scénarios sur les paysages	295
3.3.1.1. Méthodologie	295
3.3.1.2. A l'échelle du paysage de Rennes Métropole.....	297
3.3.1.3. A l'échelle locale sur les sites ECORURB	300
3.3.2. Impact des scénarios sur la biodiversité.....	305
CONCLUSION DE LA TROISIEME PARTIE	306

CONCLUSION GENERALE	308
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	312
LISTE DES FIGURES	344
LISTE DES TABLEAUX.....	350
ANNEXES	352
TABLE DES MATIERES.....	368
RESUME	372
ABSTRACT.....	372

Résumé

L'étalement urbain modifie l'occupation des sols et la physionomie des campagnes, menace l'agriculture périurbaine, et entraîne des conséquences sur le plan environnemental. Il provoque des perturbations des écosystèmes et constitue une menace sérieuse pour la biodiversité. Dans le contexte actuel d'une artificialisation accélérée des terres, l'étude de l'étalement urbain, l'évaluation et l'anticipation de ses impacts présentent un intérêt tant pour les scientifiques que les gestionnaires du territoire. Les objectifs de cette thèse sont de retracer précisément l'évolution de l'urbanisation sur Rennes Métropole, d'évaluer son impact sur la structuration des habitats écologiques, et de modéliser son évolution selon différents scénarios afin d'évaluer leurs conséquences sur l'occupation des sols et sur la biodiversité. Pour cela, une méthode de reconstitution des trajectoires d'occupation et d'utilisation des sols a d'abord été développée à partir de données de télédétection afin de mettre en évidence l'extension urbaine et de l'analyser à différentes échelles, allant du département d'Ille-et-Vilaine depuis vingt ans à de petits sites de quelques km² depuis les années 50. Ensuite, les paysages urbains actuels et passés ont été caractérisés à l'aide d'indicateurs relevant de l'écologie du paysage, avant de mettre ces derniers en relation avec des données biologiques. Enfin, les changements d'occupation du sol ont été modélisés selon différents scénarios avec un modèle intégrant un automate cellulaire, afin d'évaluer les impacts des scénarios sur les changements d'usage des sols et des paysages et sur la biodiversité. L'analyse des changements d'occupation du sol observés par télédétection illustre une nette progression du tissu urbain aux trois échelles étudiées, une régression des forêts et espaces verts à l'extérieur de la tache urbaine contre une augmentation à l'intérieur de cette tache, une fragmentation progressive des surfaces artificialisées et des espaces verts, une faible connectivité des espaces verts entre la ville et la périphérie. La mise en relation des données paysagères avec les données biologiques montre qu'au niveau des végétaux, l'urbanisation affecte le nombre d'espèces qui diminue sensiblement en allant du périurbain vers l'urbain. Au niveau des animaux, les résultats montrent que l'urbanisation affecte différemment les taxons en fonction de leur capacité de dispersion. L'analyse de l'occupation des sols projetée à un horizon 2020 selon différents scénarios montre que l'évolution 2005-2020 est très marquée, mais que les différences d'occupation des sols entre les scénarios et donc leurs impacts sur la biodiversité sont à peine perceptibles d'un scénario à l'autre. Ceci peut s'expliquer par le fait que l'évolution des surfaces urbanisées à Rennes Métropole est très contrainte par les différents documents de planification déjà existants, mais sans doute aussi par le modèle et la précision des données qu'il utilise.

Mots-clés : Etalement urbain, Occupation des sols, Télédétection, Méthode Orientée-objet, Indices paysagers, Biodiversité, Modélisation, Automate cellulaire, Scénarios.

Abstract

Urban sprawl modifies the land cover and the appearance of the countryside, increases threats to peri-urban agriculture, and impacts the environment. It causes disruption of the ecosystems and presents a serious threat to the biodiversity. In the present context of the accelerated increase of urban areas, the study of urban sprawl as well as the assessment and anticipation of its impacts interest both scientists and land managers. The objectives of this thesis is to accurately retrace the evolution of urbanization in Rennes Métropole, to appraise its impact on the structure of ecological habitats, and model its evolution under different scenarios in order to assess their consequences on land cover and biodiversity. Therefore, the development of a method to recall the course of land cover changes, based on remote sensing data, is first done. This method evidences the urban sprawl patterns at different scales beginning from the department of Ille-et-Vilaine since 1984 till small sites of some km² since 1952. Then, past and current urban landscapes is characterized using landscape metrics before relating landscape to biological data. Finally, land cover changes have been modelled under different scenarios with a cellular automation in order to evaluate the impacts of each one on land cover and biodiversity. The land cover changes observed from remote sensing data shows a net increase of the urban areas at each of the three considered scales, a decline of forests and green spaces outside the urban tract, a progressive fragmentation of artificial and green surfaces, in addition to a low connectivity of these green areas between the city and the suburbs. The analysis of the relationship between landscape and biological data shows that the urbanization substantially decreases the quantity of species as we move from suburban to urban ranges. It, also, affects but differently the taxa depending on their ability to disperse. The analysis of 2020 land cover projections under different scenarios shows an obvious evolution between 2005 and 2020. However, the difference is low perceptible between land cover scenarios and hence their impacts on biodiversity. These results can be explained by the fact that land cover changes in Rennes Métropole are highly constrained by the various planning documents already set, and certainly explained by the model and the accuracy of the data used.

Key-words: Urban sprawl, Land cover, Remote Sensing, Object-oriented method, Landscape Metrics, Biodiversity, Modelling, Cellular Automaton, Scenarios.