UNIVERSITÉ DU BURUNDI
GRENIER DU SAVOIR DU BURUNDI
Dépôt institutionnel officiel
https://repository.ub.edu.bi

Analyse spatio-temporelle des dynamiques d'occupation du sol le long du gradient urbain-rural de la ville de Bujumbura (république du Burundi)

Kabanyegeye, Henri; Promoteur : Prof Jan Bogaert; Co-promoteur : Professeur Tatien Masharabu

2024
UB, Université de LIEGE
https://repository.ub.edu.bi/handle/123456789/1624

Document téléchargé depuis le **Grenier du Savoir du Burundi** — https://repository.ub.edu.bi

LIÈGE université
Gembloux
Agro-Bio Tech

UNIVERSITE DU BURUNDI
Le grenier du savoir



Analyse spatio-temporelle des dynamiques d'occupation du sol le long du gradient urbain-rural de la ville de Bujumbura (République du Burundi)



Henri Kabanyegeye

COMMUNAUTÉ FRANÇAISE DE BELGIQUE

UNIVERSITÉ DE LIÈGE - GEMBLOUX AGRO-BIO TECH

UNIVERSITE DU BURUNDI
ECOLE DOCTORALE

ANALYSE SPATIO-TEMPORELLE DES DYNAMIQUES D'OCCUPATION DU SOL LE LONG DU GRADIENT URBAIN-RURAL DE LA VILLE DE BUJUMBURA (REPUBLIQUE DU BURUNDI)

Henri KABANYEGEYE

Thèse en cotutelle
Dissertation originale en vue de l'obtention des grades de Doctorat en
Sciences agronomiques et ingénierie biologique
&
Sciences de l'environnement

Promoteur : Professeur Jan BOGAERT
Co-promoteur : Professeur Tatien MASHARABU

Année civile : 2024

© KABANYEGEYE Henri, 13.9.2024

KABANYEGEYE Henri. (2024). « Analyse spatio-temporelle des dynamiques d'occupation du sol le long du gradient urbain-rural de la ville de Bujumbura (République du Burundi) ». Thèse de doctorat en cotutelle entre l'Ecole doctorale de l'Université du Burundi et l'Université de Liège/Gembloux Agro-Bio Tech, Bujumbura et Gembloux, Burundi et Belgique, 280 pages, 38 figures et 20 tableaux.

Résumé

L'urbanisation rapide et peu contrôlée entraine la perte des terres arables et l'insécurité foncière persistante. Cette situation induit des conséquences environnementales dont le bourversement des écosystèmes végétalisés, ce qui aboutit à la perte de la biodiversité et partant des services écosystémiques. Par conséquent, en vue d'orienter les décideurs et les urbanistes, il est nécessaire d'avoir des informations sur le processus d'urbanisation. C'est dans ce contexte que l'objectif global de cette étude est de contribuer à la mise en évidence de la dynamique paysagère du phénomène d'urbanisation de la ville de Bujumbura, la plus ancienne et la plus grande du Burundi et ses conséquences sur les écosystèmes végétalisés. Le travail a combiné des approches diversifiées dont l'approche cartographique couplée aux outils d'analyse de l'écologie du paysage, les échantillonnages de la végétation, les enquêtes et les analyses statistiques. Les résultats de l'analyse de la dynamique de l'occupation du sol ont révélé qu'en 33 ans (entre 1986 et 2019), il est observé une densification du bâti et la dissection de la végétation comme processus de transformation spatiale dominant. L'inventaire floristique des espaces verts non domestiqués a permis d'obtenir 127 espèces relevant de 109 genres et de 53 familles. Les familles dominantes sont les Euphorbiaceae, les Fabaceae, les Arecaceae, les Poaceae, les Araceae et les Malvaceae. Le type de végétal le plus dominant est les phanérophytes d'origine exotique. Ces espaces verts, constitués essentiellement des terrains de jeu, des places vertes et cimetières sont menacés par l'agriculture dans les zones périurbaines de la ville, des positions militaires, les constructions des monuments, des bâtiments et les installations sportives dans toute la ville. Les piétinements sont visibles dans les espaces verts des zones urbaines comme ceux des zones périurbaines. Ces différents types de perturbations anthropiques sont synergiques, ce qui amplifie leur impact négatif. Les acteurs locaux ont révélé que bien qu'ils

soient diversifiés, les espaces verts de la ville de Bujumbura sont inégalement répartis dans les communes urbaines et que leur fréquence diminue au fur et à mesure qu'on quitte le centre-ville vers la périphérie. En outre, ils offrent les possibilités de loisir, le bien-être physique et psychologique comme services ecosystémiques dominants. La comparaison de l'infrastructure verte de la ville de Bujumbura à celle de Kinshasa et de Lubumbashi a prouvé qu'elle connaît pour chacune d'elle une dynamique particulière. L'ensemble des données recueillies à la suite de la présente étude militent en faveur de la planification de l'urbanisation, tout en privilégiant l'affectation des terres à des utilisations différentes en fonction des valeurs et services des écosystèmes végétalisés.

Mots clés : Urbanisation, Espaces verts, Services ecosystémiques, Biodiversité, Perturbations anthropiques, Gradient urbain-rural, Bujumbura

KABANYEGEYE Henri. (2024). "Spatio-temporal analysis of land use dynamics along the urban-rural gradient of the city of Bujumbura (Republic of Burundi)". Doctoral thesis co-supervised by the Doctoral School of the University of Burundi and the University of Liège/Gembloux Agro-Bio Tech, Bujumbura and Gembloux, Burundi and Belgium, 280 pages, 38 figures and 20 tables.

Abstract

Rapid and uncontrolled urbanisation leads to the loss of arable land and persistent land insecurity. This has environmental consequences, including the overturning of vegetated ecosystems, leading to the loss of biodiversity and hence of ecosystem services. Therefore, in order to guide decision-makers and urban planners, it is necessary to have information on the urbanisation process. It is in this context that this study was initiated with the overall objective of contributing to the identification of the landscape dynamics of the urbanisation phenomenon in the city of Bujumbura, the oldest and largest city in Burundi, and its consequences on vegetated ecosystems. The work combined various approaches, including a cartographic approach coupled with landscape ecology analysis tools, vegetation sampling, surveys and statistical analyses. The results of the analysis of the land use dynamics revealed that in 33 years (between 1986 and 2019), there has been a densification of the built environment and the dissection of vegetation as the dominant spatial transformation process. The floristic inventory of non-domesticated green spaces counted 127 species from 109 genera and 53 families. The dominant families are Euphorbiaceae, Fabaceae, Arecaceae, Poaceae, Araceae and Malvaceae. The most dominant plant type is phanerophytes and of exotic origin. These green areas, which consist mainly of playgrounds, green squares and cemeteries, are exposed by agriculture in the peri-urban areas of the city, military positions, construction of monuments, buildings and sports facilities throughout the city. Trampling is visible in green spaces in both urban and peri-urban areas. These different types of anthropogenic disturbances are synergistic, which amplifies their negative impact. Local stakeholders revealed that although they are diversified, green spaces in the city of Bujumbura are unevenly distributed in the urban communes and that their frequency decreases as one moves from the city centre to the periphery.

Furthermore, they offer leisure opportunities, physical and psychological well-being as dominant ecosystem services. The comparison of the green infrastructure of Bujumbura city to those of Kinshasa and Lubumbashi has proven that each of them has a particular dynamic. All the data collected in this study support the planning of urbanisation, while favouring the allocation of land to different uses according to the values and services of vegetated ecosystems.

Keywords: Urbanisation, Green spaces, Ecosystem services, Biodiversity, Anthropogenic disturbances, Urban-rural gradient, Bujumbura

Remerciements

Ce travail de thèse est le couronnement d'énormes efforts et sacrifices consentis, et n'auraient pas pu se concrétiser sans les encouragements et surtout les appuis que j'ai reçus tout au long de ces dernières années académiques. Il est donc un devoir pour moi d'exprimer mes sentiments de reconnaissance et de remerciement à toutes les personnes et institutions qui ont contribué à son aboutissement.

Ce travail a bénéficié d'un appui financier de l'Académie de recherche et d'enseignement supérieur (ARES-CCD) à travers une bourse de doctorat mixte dans le cadre du programme spécial de renforcement des capacités individuelles (PSRCI-UB).

Mes remerciements s'adressent en premier au Professeur ordinaire Tatien Masharabu pour avoir accepté mon idée de projet de thèse et d'en assurer la co-direction. Je lui exprime ma reconnaissance, non seulement pour cette acceptation, mais aussi pour ses multiples lectures, encouragements et remarques tant humaines que scientifiques.

Je suis aussi et de façon particulière reconnaissant à l'endroit du Professeur ordinaire Jan Bogaert, non seulement pour avoir accepté la direction de ce travail, mais surtout pour la confiance qu'il m'a accordée, le support de mes limites, l'accueil et l'attention qu'il m'a réservés au sein de l'unité Biodiversité et Paysage (Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech) et lors de ses missions de travail au Burundi malgré ses multiples occupations. Son expérience, son style de travail, sa patience, ses conseils et son soutien moral ont fortement contribué à l'aboutissement de cette thèse. Qu'il trouve à travers ces quelques lignes ma profonde gratitude et mon attachement.

Mes sentiments de gratitude vont aussi en direction du Professeur Yannick Useni Sikuzani qui a accepté de consacrer une partie de son précieux temps à la vérification de mes données, à la relecture ainsi qu'à l'amélioration de mes publications. Son amour pour un travail scientifique bien fait, ses observations et remarques constructives, sa disponibilité et surtout son rythme de travail hors norme m'ont fortement édifié et ont contribué à l'aboutissement de cette thèse.

A ces mêmes sentiments de gratitude, j'adjoins le Professeur Kouagou Raoul Sambieni pour avoir accepté de consacrer une partie de son précieux

temps au traitement de certaines données, à la relecture ainsi qu'à l'amélioration de mes publications. Ses observations, ses orientations et remarques constructives ont contribué à l'aboutissement de cette thèse.

Je remercie également les membres de mon comité d'accompagnement, les professeurs Jean-Marie Halleux, Marc Dufrene, François Havyarimana et Joël Ndayishimiye pour leur contribution à la réalisation de ce travail.

Mes remerciements vont aux docteurs Léonard Batururimi (ex-doyen) et Abraham Niyongere (doyen) pour le soutien et la facilité qu'ils m'ont accordés non seulement lors de la collecte des données au sein de la Faculté des sciences de l'ingénieur de l'université du Burundi, mais aussi pour tout ce qui est formalité administrative.

Je remercie les personnels administratifs et techniques, ainsi que tous les enseignants de la Faculté des Sciences de l'Ingénieur de l'université du Burundi qui m'ont toujours encouragé et soutenu.

Un grand merci à l'endroit de Laetitia Mouyart, Christine Leroy et Françoise Navez (ARES-CCD) pour leur soutien administratif pendant tous mes séjours en Belgique dans le cadre du programme appui institutionnel de l'ARES-CCD. La maison internationale Nord/Sud m'a logé à Gembloux. Que sa direction, son staff et particulièrement Madame Décamps, Madame Alix Raway et Monsieur Thierry Henckaerts soient rassurés de la reconnaissance de leur convivialité.

Merci à tout le personnel académique et doctorants de l'Unité Biodiversité et paysage de Gembloux Agro-Bio Tech de l'Université de Liège, pour avoir fait en sorte que ma thèse se passe dans les meilleures conditions lors de mes séjours en Belgique.

Lindsay Lebeau, Alexia Gusu (Centre pour le Partenariat et la Coopération au Développement, PACODEL), Cynthia Thomas, Catherine Monfort et Emilie Vanderelst (Unité Biodiversité et Paysage) sont remerciées pour leur soutien technique lors des stages à Gembloux. Que les Docteurs Fanta Barry, Chantal Nyirakanani et Salomon Waselin, ainsi que les doctorants Nadège Cizungu Cirezi, Grace Mashagiro, Héritier Khoji Muteya, Dieu-Donné N'Tambwe Nghonda, Felana Ramalason, François Nimbeshaho, Jean Pierre Bizimana et Roselande Jusuka trouvent dans ces quelques lignes mes remerciements et ma gratitude pour les moments que nous avons partagé ensemble et tout leur soutien chacun en ce qui le concerne.

Je remercie Ir. Médard Ndayikengurukiye qui m'a initié aux Systèmes d'Information Géographique, le docteur Claver Ngenzebuhoro et le doctorant Didier Mbarushimana pour leurs coups de main répétitifs en matière de Systèmes d'Information Géographique. Les docteurs Arcade Nduwimana et Wenceslas Sinabajije sont vivement remercié pour leurs multiples interventions dans l'amélioration de la langue de certains manuscrits de la thèse.

Les doctorants de la première cohorte de l'école doctorale de l'Université du Burundi sont remerciés pour leur compréhension et leur soutien, chacun en ce qui le concerne.

Que ma mère, feu Marie Cishahayo se sente consolée et honorée dans la cité des morts ainsi que mon grand frère Salvator Ntabiriho parti très tôt. Maman, tu attendais grandement ce jour : *le jour où ton benjamin saura lire et écrire !* Je te remercie pour tes prières, toutes les valeurs humaines que tu m'a toujours inculquées, un bon exemple du dépassement de soi et de ne jamais abandonner quel que soit le prix à payer. A mon père Jean Mbisamatore, je t'adresse mes profonds sentiments de reconnaissance et de gratitude pour tes prières et ton accompagnement depuis le premier jour de ma scolarité. Que tu savoures aujourd'hui l'accomplissement d'un travail bien fait et achevé.

Enfin et de manière particulière, que ma chère épouse Pélagie Nyandwi, mes chers enfants Jeancy, Nicky, Dan et Andy se sentent consolés et suivent le pas. Je suis conscient que mon immense gratitude à leur égard ne pourra jamais remplacer les vides de mes absences répétées. Je n'aurais pas de mots de remerciement pour leurs encouragements, leur patience et leur compréhension.

A mes chers frères et sœurs, mes neveux et nièces pour votre soutien inestimable que vous m'avez apporté et témoigné, veuillez trouver dans ce travail le fruit de l'amour, des encouragements, de la compréhension et de l'attachement. *Soyons toujours unis comme nous l'a ordonné notre chère défunte maman.*

Que tous les anonymes qui ne se voient pas nommés ne m'en tiennent pas rigueur, la liste n'a pas la prétention d'être exhaustive. Je les remercie ici collectivement.

Henri Kabanyegeye

Table des matières

Résumé i
Abstract iii
Remerciements v
Table des matières viii
Liste des figures xv
Liste des tableaux xviii
Liste des abréviations xx
Introduction générale 1
Chapitre 1. Introduction générale 3
1.1 Thématique 3
1.2 Conception scientifique de la thèse 4
1.2.1 Questions et hypothèses de la thèse 4
1.2.2 Objectifs de recherche 10
1.3 Structure de la thèse 10
Chapitre 2. Cadre théorique et conceptuel 17
2.1 Urbanisation et anthropisation des écosystèmes urbains 17
2.2 Ecologie du paysage et ses approches pour une urbanisation durable 23
2.2.1 Ecologie du paysage : historique et définition 23
2.2.2 Concepts et principes de base de l'écologie du paysage 24
2.2.3 Analyse de la dynamique des paysages : outils et méthodes employés 28
2.2.4 Télédétection et Systèmes d'information Géographique : Outil d'analyse du paysage 33
2.3 Ecologie urbaine : Définition et historique 34
2.3.1 Approches des études d'écologie urbaine 36

2.3.2 Biodiversité urbaine : de sa reconnaissance à sa protection . 38
2.3.3 Urbanisation et diversité végétale 39
2.3.4 Notions d'espaces verts urbains et d'infrastructure verte..... 42
2.3.5 Importance de la conservation en milieu urbain..... 44
2.4 Principaux problèmes liés au maintien de la biodiversité urbaine à long terme..... 45
2.4.1 Fragmentation des habitats naturels 46
2.4.2 Homogénéisation biotique des écosystèmes urbains par des espèces exogènes 47
2.5 Services écosystémiques rendus par les espaces verts urbains. 48
2.5.1 Définitions des services écosystémiques..... 48
2.5.2 Types de services écosystémiques des espaces verts 49
Chapitre 3. Milieu d'étude et méthodologie..... 53
3.1 Milieu d'étude 53
3.1.1 Cadre physique..... 53
3.1.2 Aspects démographiques..... 57
3.1.3 Pourquoi le choix de la ville de Bujumbura pour l'étude..... 59
3.2 Méthodologie..... 61
3.2.1 Images satellitaires 61
3.2.2 Indices de structure spatiale..... 62
3.2.3 Analyse du potentiel vert existant 63
3.2.4 Inventaire et examen des perturbations anthropiques..... 64
Chapitre 4. Trente-trois ans de dynamique spatiale de l'occupation du sol de la ville de Bujumbura, République du Burundi 67
4.1 Références bibliographiques 67
4.2 Résumé 67
4.3 Abstract 67

4.4 Introduction 68
4.5 Matériel et méthodes 70
4.5.1 Milieu d'étude 70
4.5.2 Choix des données 71
4.5.3 Prétraitement des images et classifications 72
4.5.4 Mise en évidence de la dynamique de la structure spatiale 73
4.6 Résultats 74
4.6.1 Classifications et cartographie 74
4.6.2 Dynamique de composition 76
4.6.3 Dynamique structurale 77
4.7 Discussion 79
4.7.1 Approche méthodologique 79
4.7.2 Dynamique paysagère au sein de la zone urbaine et périurbaine de Bujumbura 80
4.8 Conclusion 81
Chapitre 5. Diversité floristique et statut de conservation des espèces des espaces verts de la ville de Bujumbura (Burundi) 85
5.1 Références bibliographiques 85
5.2 Abstract 85
5.3 Résumé 85
5.4 Introduction 86
5.5 Méthodologie de travail 88
5.5.1 Zone d'étude 88
5.5.2 Stratégie d'échantillonnage 89
5.5.3 Traitement des données 92
5.6 Résultats 92
5.6.1 Inventaire floristique 96

5.6.2 Origine et caractère envahissant 97
5.6.3 Etat de conservation 97
5.7 Discussion 98
5.7.1 Méthodologie 98
5.7.2 Richesse floristique 99
5.7.3 Origine et forme de vie 99
5.7.4 Caractère envahissante 100
5.7.5 Implication pour la conservation 100
5.8 Conclusion 101
Chapitre 6. Analysis of anthropogenic disturbances of green spaces along an urban-rural gradient of the city of Bujumbura (Burundi) 105
6.1 References 105
6.2 Abstract 105
6.3 Résumé 105
6.4 Introduction 106
6.5 Materials and methods 109
6.5.1 Study area 109
6.5.2 Segmentation of the urban-rural gradient zones 111
6.5.3 Data collection 111
6.6 Results 114
6.6.1 Typology of green spaces along the urban-rural gradient of the city of Bujumbura 114
6.6.2 Types and indicators of disturbance of green spaces in Bujumbura 116
6.7 Discussion 118
6.7.1 Typology of green spaces in Bujumbura 118
6.7.2 Anthropogenic disturbances of green spaces in Bujumbura..... 120

6.7.3 Association between types of anthropogenic disturbances of green spaces in Bujumbura 121

6.8 Conclusions 122

Chapitre 7. Perception sur les espaces verts et leurs services écosystémiques par les acteurs locaux de la ville de Bujumbura (République du Burundi) 125

7.1 Références bibliographiques 125

7.2 Résumé 125

7.3 Abstract 125

7.4 Introduction 126

7.5 Matériel et Méthodes 129

7.5.1 Milieu d'étude 129

7.5.2 Collecte des données 130

7.5.3 Analyse des données 132

7.6 Résultats 133

7.7 Discussion 137

7.8 Conclusion 141

Chapitre 8. Spatio-temporal analysis of green infrastructure along the urban-rural gradient of the cities of Bujumbura, Kinshasa and Lubumbashi 145

8.1 References 145

8.2 Abstract 145

8.3 Résumé 146

8.4 Introduction 146

8.5 Materials and Methods 149

8.5.1 Study Area 149

8.5.2 Selection of satellite images 151

8.5.3 Image pre-processing, processing and classification 152

8.5.4 Calculation of spatial structure indices and detection of landscape dynamics 153
8.5.5 Vegetation index..... 155
8.6 Results 155
8.6.1 Satellite data analysis: Classification and mapping (2000 to 2022) 155
8.6.2 Changes in land use between 2000 and 2022 157
8.6.3 Dynamics of the spatial structure of vegetation 161
8.6.4 The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)..... 163
8.7 Discussion 165
8.7.1 Methodological approach 165
8.7.2 Spatial structure indices..... 166
8.7.3 Standardized differential vegetation index and green infrastructure composition dynamics..... 167
8.7.4 Urbanization and loss of natural cover in the cities of Bujumbura, Kinshasa and Lubumbashi 169
8.7.5 Implications in Public Policy..... 170
8.8 Conclusion..... 171
Chapitre 9. Discussion générale 175
9.1 Système d'information géographiques (SIG) et télédétection 175
9.2 Dynamique spatiale 176
9.3 Indices de structure spatiale..... 177
9.4 Indice de végétation par différence normalisée 178
9.5 Processus de transformation spatiale 179
9.6 Principaux résultats obtenus 180
9.6.1 Dynamique paysagère du phénomène d'urbanisation à Bujumbura 180

9.6.2 Espaces verts (péri)urbains et risques d'homogénéisation biotique à Bujumbura 183

9.6.3 Valeurs de conservation de la biodiversité et services écosystémiques des espaces verts à Bujumbura 185

9.6.4 Anthropisation de l'infrastructure verte des villes de Bujumbura, de Kinshasa et de Lubumbashi 185

9.7 Propositions pour l'aménagement, la gestion et la restructuration durable des territoires urbains et périurbains de Bujumbura,..... 187

9.7.1 Politique d'aménagement des zones urbaines et périurbaines.. 187

9.7.2 Proposition d'aménagement et de gestion des espaces verts.... 188

9.7.3 Politique de restructuration de l'agriculture urbaine et périurbaine 190

9.7.4 Proposition de gestion de risques liés aux inondations 191

Chapitre 10. Conclusion générale et perspectives..... 196

10.1 Conclusion générale 196

10.2 Perspectives 199

Références bibliographiques 203

Annexes..... III

Liste des figures

Figure 1-1 Schéma conceptuel de la logique d'organisation des parties et chapitres au regard des objectifs spécifiques de la thèse. 13
Figure 2-1 Transition urbaine sur la période 1950-2050 20
Figure 2-2 Projections de la couverture des terres urbaines pour les régions du monde, 2000-2050 selon les trois scénarii de densité 21
Figure 2-3 Hiérarchisation en écologie du paysage. 24
Figure 2-4 Démarche scientifique adoptée en écologie du paysage 24
Figure 2-5 Illustration des éléments composant le paysage suivant le modèle tache-corridor et matrice 25
Figure 2-6 Eléments clés de chaque système écologique, applicables à chaque échelle spatiotemporelle. 26
Figure 2-7 Illustration de la fragmentation 27
Figure 2-8. Illustration des composantes de l'hétérogénéité spatiale 27
Figure 2-9 Identification des processus de transformation spatiale 31
Figure 2-10 Processus de transformation spatiale généralement observés pour les classes naturelles et anthropiques 32
Figure 2-11 Processus de la télédétection passive 34
Figure 2-12 Perspectives et approches évolutives de l'écologie urbaine 35
Figure 2-13 Une conceptualisation triadique de l'écologie urbaine contemporaine 36
Figure 2-14 Organigramme des définitions des zones présentes dans le gradient urbain-rural 38
Figure 2-15 Un modèle schématique des principaux filtres urbains 42
Figure 3-1 Localisation géographique du Burundi 54
Figure 3-2 Localisation du milieu d'étude et répartition des 13 zones urbaines dans les trois communes de la ville de Bujumbura au Burundi 55
Figure 3-3 Réseaux hydrographiques du Burundi et de la ville de Bujumbura 56
Figure 3-4 Diagramme ombrothermique de Bujumbura 57
Figure 4-1. Localisation et subdivision administrative de la ville de Bujumbura. 71

Figure 4-2 Occupation du sol de la ville de Bujumbura. Les cartes sont issues des classifications supervisées des images Landsat de 1986 à 2019 appuyées sur l'algorithme du maximum de vraisemblance. 75
Figure 5-1 Localisation du milieu d'étude et répartition des 13 zones urbaines dans les trois communes de la ville de Bujumbura au Burundi..... 89
Figure 5-2 Localisation des 44 espaces verts échantillonnés dans les communes urbaines de la ville de Bujumbura (Burundi). 91
Figure 5-3 Distribution d'espèces des espaces verts échantillonnés de la ville de Bujumbura en fonction des familles 97
Figure 5-4 . Fréquences relatives de répartition des espèces selon les critères de l'UICN des espaces verts échantillonnés de la ville de Bujumbura. 98
Figure 6-1. Location of Bujumbura city in the Republic of Burundi, near Tanganyika Lake. 109
Figure 6-2 Presence and abundance of green spaces in the urban and peri-urban parts of Bujumbura 116
Figure 6-3 Proportion of grid cells affected by type of disturbance in sampled green spaces in urban and peri-urban zones of the city of Bujumbura..... 117
Figure 7-1 Localisation du milieu d'étude et répartition des 13 zones urbaines dans les trois communes de la ville de Bujumbura au Burundi..... 130
Figure 7-2 Fréquences relatives de la répartition des espaces verts dans les trois communes urbaines de la ville de Bujumbura..... 133
Figure 7-3 Fréquences relatives de citations des services écosystémiques potentiellement fournis par les espaces verts de la ville de Bujumbura au Burundi..... 137
Figure 8-1 Bujumbura is located in Burundi and Kinshasa and Lubumbashi in the Democratic Republic of Congo 151
Figure 8-2 Land use maps of Bujumbura (Burundi), Kinshasa, and Lubumbashi (DRC) from supervised classification of Landsat images from 2000, 2013 and 2022 based on the Random Forest algorithm 157
Figure 8-3 Trends in number of patches, total area, average patch area and vegetation class dominance for the cities of Bujumbura (Burundi), Kinshasa, and Lubumbashi (DRC) for the years 2000, 2013 and 2022..... 163
Figure 8-4 Normalized difference vegetation maps of the cities of Bujumbura (Burundi) (A) , Kinshasa (B), and Lubumbashi (DRC) (C) for the years 2020, 2013, and 2022 165

Figure 8-5 Proportions of GI areas over NDVI intervals found for the cities of Bujumbura, Kinshasa and Lubumbashi for the years 2000, 2013 and 2022 165
Figure A-0-1 Questionnaire anonyme administré aux acteurs locaux de la ville de Bujumbura afin d'avoir leur perception des espaces verts et des services écosystémiques qu'ils rendent III

Liste des tableaux

Tableau 1-1 Publications scientifiques réalisées suivant les parties et chapitres de la thèse. 14
Tableau 2-1 Exemple de matrice de transition simplifiée. 30
Tableau 3-1 Caractéristiques des images LandSat impliquées dans la couverture de différentes zones d'études. 62
Tableau 4-1 Précisions des classifications supervisées des images Landsat de 1986, 1996, 2001, 2008, 2015 et 2019 appuyées sur l'algorithme de maximum de vraisemblance. 74
Tableau 4-2 Matrice de transition décrivant les changements d'occupation du sol dans la ville de Bujumbura. 76
Tableau 4-3 Valeurs des paramètres permettant l'identification des processus de transformation spatiale qui sous-tendent les changements observés sur la base de l'arbre de décision utilisé. 78
Tableau 4-4 Processus de transformation spatiale observé après application de la typologie de l'arbre de décision utilisé pour chacune des classes d'occupation du sol de 1986 à 2019 dans la ville de Bujumbura. 79
Tableau 5-1 Liste des espèces des espaces verts échantillonnés de la ville de Bujumbura (Burundi) et leurs caractéristiques associées 92
Table 6-1 List of types and indicators of anthropogenic disturbances of green spaces in the city of Bujumbura, based on exploratory observations made from September to October 2021. 113
6-2 Spatial data of the 18 green spaces present along the urban–rural gradient of the Bujumbura city. 115
Table 6-3 Results of χ^2 independence tests for association of anthropogenic disturbances in Bujumbura green spaces (* = $p < 0.05$) 118
Tableau 7-1 La catégorisation des répondants selon le sexe, le domaine de formation et le statut professionnel suivant les deux types des questionnaires utilisés 132
Tableau 7-2 Fréquences relatives (en pourcentage) de citations des types d'espaces verts de la ville de Bujumbura au Burundi. 134
Tableau 7-3 Fréquences relatives supposées du coût d'accessibilité des espaces verts privés de la ville de Bujumbura au Burundi. 135

Tableau 7-4 Fréquences relatives de citation du niveau de gestion et d'entretien des espaces verts de la ville de Bujumbura au Burundi. 136
Table 8-1 Characteristics of the cities of Bujumbura, Kinshasa and Lubumbashi. 150
Table 8-2 Accuracy of supervised classifications of Landsat images from 2000, 2013, and 2022 based on the Random Forest algorithm. 156
Table 8-3 The transition matrix describes the changes in land-use in the cities of Bujumbura (Burundi), Kinshasa, and Lubumbashi (DRC) between the periods 2000-2013 and 2013-2022 in percentages of area (%). 158
Table 8-4 Stability index for the vegetation, built-up and bare soil classes as well as the "other" class for the cities of Bujumbura (Burundi), Kinshasa and Lubumbashi over the period 2000 to 2022. 161
Table 8-5 Spatial structure indices calculated in 2000, 2013 and 2022 of the vegetation class for the cities of Bujumbura (Burundi), Kinshasa, and Lubumbashi (DRC). 162

Liste des abréviations

AI	: Aggregation Index
ARES-CCD	: Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieur-Commission de la Coopération au développement
AV	: Accompagnement des voies
BA	: Bare ground
BI	: Building
BIF	: Franc burundais
CCT	: Centre Canadien de Télédétection
CO	: Crops
CR	: Critique
°c	: Degré Celsius
DRC	: Democratic Republic of Congo
DTLR	: Department for Transport, Local Government and the Regions
DD	: Données insuffisantes
EA	: Espace agricole
EN	: En danger
ENVI	: Environment for Visualizing Images
ETM	: Enhanced Thematic Mapper
EVC	: Espace vert de cours collective
EW	: Eteinte à l'état sauvage
EX	: Eteinte
FD	: Fractal dimension
FV	: Forme de vie
FO	: Flooding
GEE	: Google Earth Engine
GI	: Green infrastructure
GIS	: Geographic International System
GISD	: Global Invasive Species Data base
GPS	: Global Positioning System
Gx ABT	: Agro-Bio Tech
Hab/Km^2	: Habitant par kilomètre carré
HO	: Household waste
IP	: Improvised parking
IRCLO	: Infrarouge à courte longueur d'onde
IRT	: Infrarouge thermique
ISSG	: Invasive Species Specialist Group

IUCN	: International Union for Conservation of Nature
IV	: Infrastructure Verte
JP	: Jardin/potager
LC	: Préoccupation mineure
MEA	: Millenium Ecosystem Assessment
mm	: Millimètre
NDVI	: Normalized Difference Vegetation Index
NE	: Non évaluée
NT	: Quasi menacée
OECD	: Organisation for Economic Cooperation and development
OLI	: Operational Land Imager
ONU	: Organisation des Nations Unies
PACODEL	: Centre pour la Partenariat et la Coopération au Développement
Pan	: Panchromatique
PIB	: Produit Intérieur Brut
PIR	: Proche infra rouge
PNUE	: Programme des Nations Unies pour l'Environnement
PSRCI	: Projet Spécifique de Renforcement des Capacités individuelles
PV	: Place verte
RDC	: République Démocratique du Congo
RFG	: Relique de forêt galerie
ROI	: Region of Interest
RU	: Rubble
SIG	: Système d'information Géographique
TIRS	: Thermal Infrared Sensor
TJ	: Terrain de jeux
TM	: Thematic Mapper
UB	: Université du Burundi
UNDESA	: United Nations Department of Economic and Social Affairs
UNDP	: United Nations Development Programme
URGE	: Urban Green Environment
USD	: Dollar Américain
USGS	: United States Geological Survey
UTM	: Universal Transverse Mercator
VU	: Vulnérable
x^2	: Khi carré

1

Introduction générale

Chapitre 1. Introduction générale

1.1 Thématique

L'urbanisation est devenue un phénomène mondial en raison de la transition urbaine qui a débuté dans la seconde moitié du 20e siècle (Turan et al., 2010 ; Halleux, 2015). Elle est en outre un phénomène d'anthropisation indéniable à l'heure actuelle (André et al., 2014). En effet, en 1950, seulement 30 % de la population mondiale vivait dans des zones urbaines, une proportion qui est passée à 57 % en 2021(United Nations, Departement of Economic and Social Affairs, Population Division (UNDESA), 2019). Les zones urbanisées, qui occupent près de six millions de kilomètres carrés, soit 1,17 % de la surface de la Terre, devraient augmenter de plus d'un million de kilomètres carrés d'ici 2030 (Tian et al., 2005).

Le constat actuel est que le processus d'urbanisation se ralentit dans les pays développés, mais se produit à grande vitesse dans les pays en développement (Turan et al., 2010 ; Attoumani et al., 2019). Dans les pays en développement, notamment en Afrique subsaharienne, l'urbanisation se fait actuellement à grande vitesse sous l'effet combiné de l'exode rural, de l'accroissement naturel de la population et des guerres civiles (Kabanyegeye et al., 2021). Cette explosion démographique dans les zones urbanisées se produit dans un contexte d'absence de planification qui prévaut depuis les années 1950 (Vermeiren et al., 2012). Il découle de cette situation une dynamique spatiale urbaine matérialisée par un double processus de densification des espaces déjà construits et d'extension anarchique du bâti dans un espace qui conserve ses caractéristiques rurales, ce qui conduit à la création de zones urbaines et périurbaines, respectivement (Sambieni et al., 2018 ; Useni et al., 2018).

En effet, par une expansion spatiale urbaine incontrôlée, l'urbanisation exerce une pression importante sur les écosystèmes naturels par leur fragmentation, ce qui entraîne une régression de la couverture des espaces verts (Useni et al., 2017, 2018) et une altération de leur fonctionnalité écologique (Alberti, 2005 ; Maréchal et al., 2018 ; Useni et al., 2018 ; Useni et al., 2018 ; Useni et al., 2019).

C'est le cas de la ville de Bujumbura qui, en raison d'une forte demande en logements, sa croissance spatiale est marquée par la densification des quartiers

centraux existants et par la destruction progressive des espaces verts pour installer de nouveaux habitats et autres infrastructures telles que les routes et les monuments (Kabanyegeye et al., 2020 ; Kabanyegeye et al., 2021). Il s'observe aussi des lotissements qui sont à l'origine de la création des nouveaux quartiers à la périphérie de la ville et la destruction de la végétation des zones tampons le long des rivières et du lac Tanganyika pour laisser place à des maisons (Kabanyegeye et al., 2021 ; Kabanyegeye et al., 2022). Pourtant, en 2015, la ville de Bujumbura s'était dotée d'un plan directeur d'urbanisme (République du Burundi, 2015) qui, jusqu'aujourd'hui n'a pas encore été mis en application. Cette situation amplifie les perturbations anthropiques des différents espaces verts résiduels de la ville, qui sont inégalement répartis et dont la diversité floristique ainsi que leur fonctionnalité écologique sont encore mal connues.

Pourtant, les espaces verts, considérés comme des surfaces végétalisées dans les environnements urbanisés, sont essentiels pour atténuer plusieurs fléaux, tels que l'augmentation de la température, la perte de biodiversité et la dégradation des interactions sociales, des conditions de santé et du bien-être des habitants (Rasidi et al., 2012 ; Buyadi et al., 2013 ; Robert & Yengué, 2017 ; Wood et al., 2018). Néanmoins, le degré de leur influence sur le bien-être des citadins varie en fonction de plusieurs critères, tels que le type d'espace vert et les types et l'ampleur des activités anthropiques anthropogéniques (Aram et al., 2019 ; Gonzales & Magnaye, 2017 ; Xiao et al., 2018).

Partant de ces constats, des besoins de connaissances sont formulés par des gestionnaires et des aménageurs du territoire pour une gestion optimale et équilibrée des espaces verts (Pullin & Knight, 2005). C'est dans ce contexte que nous nous sommes proposés d'évaluer les conséquences de l'urbanisation de la ville de Bujumbura sur son infrastructure verte. Les hypothèses sous lesquelles s'est effectuée cette recherche doctorale sont déclinées dans la section suivante de cette introduction.

1.2 Conception scientifique de la thèse

1.2.1 Questions et hypothèses de la thèse

En milieu urbain, les espaces verts sont les déterminants de la provision des services écosystémiques (Bogaert et al., 2018) suite aux bienfaits aussi variés

qu'utiles qu'ils offrent, à l'instar de leur impact sur la pollution atmosphérique et des nuisances urbaines (Mehdi et al., 2017). Cependant, l'urbanisation rapide et peu contrôlée induit une série d'impacts socio-économiques et environnementaux défavorables dont la régression de la couverture d'espaces verts menant à une perte de la biodiversité et à la dégradation des services écosystémiques (Grimm et al., 2008 ; Andre et al., 2012 ; Bogaert et al., 2015). Or dans la plupart des métropoles d'Afrique subsaharienne, les aménagements d'espaces verts n'arrivent pas à suivre le rythme d'expansion spatiale des villes (Atake, 2014 ; Useni et al., 2017).

Bujumbura, dont la croissance spatiale est marquée par la densification des quartiers centraux existants et des lotissements qui sont à l'origine de la création de nouveaux quartiers en périphérie de la ville, n'échappe pas à cette réalité. En effet, son expansion spatiale est ponctuée par la destruction progressive des espaces verts pour installer de nouvelles maisons et d'autres infrastructures physiques. En plus, la végétation des zones tampons le long des rivières et du lac Tanganyika a été détruite pour laisser place à des maisons.

Malgré ce constat, les espaces verts sont essentiels dans la ville pour atténuer plusieurs fléaux comme l'augmentation de la température, la préservation de la biodiversité, la promotion des interactions sociales ainsi que l'amélioration de la santé physique et morale (Rasidi et al., 2012 ; Buyadi et al., 2013 ; Robert & Yengué, 2017 ; Wood et al., 2018).

Pour mieux comprendre les conséquences de l'urbanisation sur les écosystèmes végétalisés, les analyses des dynamiques de paysage à l'échelle locale et à long terme des changements de l'occupation et d'utilisation du sol s'avèrent impérieuses afin de prévoir les conséquences des transformations écologiques (Sylvestre, 2017). Aussi, les planificateurs, les pouvoirs publics et tout intervenant dans la gestion urbaine ont besoin d'informations précises pour évaluer les conséquences écologiques de l'urbanisation et assurer un fonctionnement durable des villes, mais aussi minimiser les effets négatifs d'une urbanisation rapide et incontrôlée (Useni, 2017).

Notre thématique de réflexion est articulée autour d'une question principale: quelles sont les conséquences de la dynamique d'urbanisation de la ville de Bujumbura sur l'infrastructure verte le long du gradient d'urbanisation?

Cette question mérite des réponses circonstanciées et urgentes à Bujumbura. Afin d'apporter une lumière à cette grande question de recherche, nous l'avons déclinée en plusieurs sous questions faisant l'objet des articles scientifiques publiés.

Question 1. *Quelle est la dynamique spatiale caractéristique de l'occupation du sol de la ville de Bujumbura de 1986, année de promulgation du premier code foncier au Burundi, à 2019 ?*

La croissance urbaine de la ville de Bujumbura est marquée par la densification des quartiers centraux existants et des lotissements qui sont à l'origine de nouveaux quartiers en périphérie de la ville, conséquence d'une forte demande en logements (Toyi, 2012).

Les migrations et la guerre civile qu'a connues le pays depuis 1993 sans ignorer l'accroissement naturel de la démographie ont eu comme conséquence la conversion des terres agricoles au profit des constructions des nouveaux quartiers. En effet, la rareté et l'infertilité des terres agricoles rurales dans un contexte de démographie galopante ont poussé la population qualifiée de jeunes adultes à migrer en ville à la recherche d'un lendemain supposé meilleur (Dumont, 2012 ; République du Burundi, 2017).

Cette situation a entraîné la disparition des champs de cultures, des pâturages des hippopotames le long du littoral du lac Tanganyika et certains espaces verts sont remplacés par des bâtiments administratifs ou commerciaux.

Pourtant, la présence de la végétation en milieux urbanisés est une source non négligeable de divers services écosystémiques tels que la purification de l'air et de l'eau, la régulation du microclimat ou le traitement des déchets, etc. (Useni et al., 2019).

Nous voulons tester l'hypothèse selon laquelle la dynamique du paysage de Bujumbura serait caractérisée par une régression importante de la végétation. En outre, il a été supposé que les modes de croissance urbaine observés à Bujumbura seraient conformes à l'hypothèse de la dissection.

Question 2. *Quels seraient la composition floristique et le statut de conservation des espaces verts qui sont en dehors des habitations de la ville de Bujumbura ?*

L'altération des espaces verts résultant du processus d'urbanisation n'a cessé d'attirer la curiosité des chercheurs en Afrique subsaharienne et les

études convergent sur la nécessité d'un modèle ou d'une politique de gestion durable et optimale des espaces verts qui tiennent compte des réalités socio-économiques de chaque pays (Mensah, 2014 ; Bogaert et al., 2018 ; du Toit et al., 2018 ; Useni et al., 2019).

A cet effet, avec l'urbanisation rapide du monde et l'augmentation subséquente de l'importance de la conservation de la biodiversité et de la sauvegarde des services écosystémiques dans les villes, la flore urbaine est devenue un sujet d'intérêt croissant (Bigirimana, 2012).

L'expansion spatiale de la ville de Bujumbura est ponctuée par la destruction progressive des espaces verts pour installer de nouvelles maisons, d'autres infrastructures physiques. Ainsi, la végétation des zones tampons le long des rivières et du lac Tanganyika a été détruite pour laisser place à des maisons. En outre, dans une moindre mesure, certains écosystèmes naturels ont été remplacés par des forêts artificielles afin de contrer l'aggravation de l'érosion et de faire face à la crise du bois de chauffage, du bois d'œuvre et du bois de construction (Bangirinama et al., 2016). En dépit de cette situation, force est de constater que de nombreuses avenues et d'autres espaces verts publics et privés de la ville abritent une flore importante même si leur typologie reste ignorée.

Nous voulons tester l'hypothèse selon laquelle l'urbanisation de la ville de Bujumbura contribue à l'augmentation de la diversité floristique. Cette diversité floristique serait dominée par des espèces exotiques et invasives.

Question 3. *Quelles seraient la nature et l'ampleur des perturbations anthropiques des espaces verts le long du gradient urbain-rural de Bujumbura ?*

Les espaces verts urbains sont parmi les écosystèmes les plus dégradés dans les villes africaines (Mensah, 2014). En effet, par l'expansion spatiale urbaine, l'urbanisation exerce une pression importante sur les écosystèmes et sur les ressources naturelles à travers une fragmentation paysagère menant à une régression de la couverture d'espaces verts et à une altération de leurs fonctionnalités écologiques (Alberti, 2005 ; Useni et al., 2018 ; Useni et al., 2019).

Pour la ville de Bujumbura, sa croissance est marquée par la densification des quartiers centraux existants et des lotissements en sa périphérie, situation

qui aggrave la perturbation des espaces verts résiduels dont les caractéristiques restent encore peu connues.

Or, les espaces verts sont essentiels dans la ville pour atténuer plusieurs fléaux comme l'augmentation de la température, pour préserver la biodiversité, promouvoir la promotion des interactions sociales et améliorer la santé physique, morale et le bien-être des habitants (Buyadi et al., 2013 ; Rasidi et al., 2012 ; Robert & Yengué, 2017 ; Wood et al., 2018).

Toutefois, le degré de leur influence sur l'environnement et les citadins est variable selon plusieurs critères dont l'ampleur des perturbations anthropiques qui pèsent sur ceux-ci (Gonzales & Magnaye, 2017 ; Xiao et al., 2018 ; Aram et al., 2019).

Nous voulons tester l'hypothèse selon laquelle les espaces verts de la ville de Bujumbura sont moins diversifiés et sont concentrés en zone urbaine. Les constructions seraient les principales perturbations anthropiques, surtout dans les zones urbaines. Il existerait des associations entre les perturbations anthropiques des espaces verts de Bujumbura échantillonnés tout le long du gradient d'urbanisation.

Question 4. *Quelle est la perception qu'ont les lecteurs locaux de la ville de Bujumbura des espaces verts et des services écosystémiques qu'ils rendent ?*

L'urbanisation de la ville de Bujumbura a entraîné la destruction progressive des espaces verts pour installer de nouvelles maisons et d'autres infrastructures physiques comme les routes. Même la végétation des zones tampons le long des rivières et du la Tanganyika a été détruite pour la construction des maisons.

Ainsi, les écosystèmes naturels ont considérablement régressé en raison de la forte pression anthropique en plus du mauvais entretien des espaces verts présents dans la ville (Bigirimana, 2012). Dans une moindre mesure, certains écosystèmes naturels ont été remplacés par des forêts artificielles afin de contrer l'aggravation de l'érosion et faire face à la crise du bois de chauffage, du bois d'œuvre et de bois de construction (Bangirinama et al., 2016). En outre, de nombreuses avenues et d'autres espaces verts publics et privés de la ville abritent une flore importante dont la typologie, la gestion et les services écosystémiques potentiels qu'elle fournit sont largement méconnus.

Seule la flore présente sur les espaces verts et dans les jardins domestiques a été identifiée à travers les études antérieures. Aucune étude ne s'est focalisée

sur le ressenti des usagers quant à la présence relative aux services écosystémiques des espaces verts en ville de Bujumbura.

Pourtant, la prise de conscience de l'importance des espaces verts et des services écosystémiques qu'ils rendent est primordiale pour tout programme de leur protection en milieu urbain (Kabanyegeye et al., 2020).

Nous voulons tester l'hypothèse selon laquelle les quartiers haut standing de la ville de Bujumbura, ceux hérités de la colonisation seraient les plus pourvus en espaces verts. Ces espaces verts seraient à majorité publics et les services écosystémiques qu'ils rendent peuvent être évalués.

Question 5. *Quelle est la dynamique de l'infrastructure verte des villes de Bujumbura, de Kinshasa et de Lubumbashi ?*

En Afrique Subsaharienne, les guerres, l'accroissement naturel de la population, la migration massive des campagnes vers les villes continuent d'être une tendance déterminante, façonnant des villes de plus en plus grandes qui sont souvent mal équipées pour accueillir les nouveaux arrivants (Sanyal, 2011 ; Halleux, 2015 ; kabanyegeye et al., 2021). Ces nouveaux citadins rejoignent des quartiers défavorisés et souvent informels, insalubres et dépourvues d'infrastructures et de services de base dans un contexte d'absence de planification de la croissance urbaine qui prévaut depuis les années 1950 dans les villes subsahariennes (Halleux, 2015 ; Schäffler & Swilling, 2013 ; Vermeiren et al., 2012).

C'est dans ce contexte que des études faites dans un cadre local sur les villes subsahariennes ont mis plus d'accent sur les espaces verts urbains et les fonctions écologiques qu'ils rendent (Bruggeman et al., 2019). Quelques études portant sur l'infrastructure verte des villes subsahariennes de façon régionale ont été réalisées mais restent limitées au cadre national. C'est le cas de la comparaison de l'infrastructure verte des villes de Bahir Dar et Hawassa en Ethiopie (Gashu & Egziabher, 2018).

Une étude comparative de l'infrastructure verte des villes de Bujumbura, de Kinshasa et de Lubumbashi est réalisée afin de tester l'hypothèse selon laquelle l'infrastructure verte des trois villes connait pour chacune d'elle une dynamique particulière, mais caractérisée par des tendances communes liées à la régression de la végétation, la dominance de la végétation basse,

l'augmentation du niveau d'anthropisation et la diminution de la continuité spatiale de l'infrastructure verte.

1.2.2 Objectifs de recherche

L'objectif principal est d'évaluer l'impact de l'urbanisation de la ville de la Bujumbura sur son infrastructure verte. En effet, la planification de l'infrastructure verte est capable de relever un large éventail de défis urbains tels que la conservation de la biodiversité, l'adaptation au changement climatique, le soutien à l'économie verte et l'amélioration de la cohésion sociale (Hansen, 2017).

Les objectifs spécifiques qui en découleront sont les suivants:

- Analyser la dynamique spatiale de l'urbanisation de la ville de Bujumbura ;
- Evaluer l'impact de l'urbanisation de la ville de Bujumbura sur son infrastructure verte ainsi que les perturbations anthropiques auxquelles elle est exposée ;
- Appréhender l'approche perceptive qu'ont les acteurs locaux de la ville de Bujumbura des espaces verts et des services écosystémiques qu'ils offrent ;
- Comparer l'infrastructure verte de la ville de Bujumbura à celles des villes de Kinshasa et de Lubumbashi en RDC.

1.3 Structure de la thèse

Le présent travail de thèse sera articulé autour de trois parties (Figure 1-1) dont la première présente l'introduction générale, notre contribution à l'amélioration des connaissances sur l'évolution de l'urbanisation de la ville de Bujumbura (Burundi) ainsi que les méthodes et matériels utilisés dans cette thèse. La seconde partie analyse l'évolution de l'urbanisation de la ville de Bujumbura et son impact sur son infrastructure verte dans l'objectif d'une préservation des espaces verts visant une gestion environnementale locale associée à l'aménagement urbain. Elle fera aussi une comparaison de l'infrastructure verte de la ville de Bujumbura et celle des villes de Kinshasa et de Lubumbashi de la RDC. La dernière partie est celle de la discussion générale, de la conclusion générale ainsi que les perspectives d'avenir.

Le premier chapitre est celui de l'introduction générale de la thèse avec un accent particulier sur l'impact de l'urbanisation sur l'infrastructure verte,

surtout dans le contexte de l'Afrique Subsaharienne et au Burundi en particulier. Il présente en outre les objectifs de la thèse, les questions et les hypothèses de recherche. Il termine en déclinant la structure de la thèse qui reprend le schéma conceptuel de la logique d'organisation des parties de la thèse (Figure 1-1) ainsi qu'une liste des publications scientifiques réalisées suivant les parties et chapitres de la thèse (Tableau 1-1).

Le chapitre 2 traite du cadre théorique et conceptuel. Il fait la synthèse de l'état de l'art de notre sujet de recherche. Il traite le contexte de l'étude (urbanisation, (péri) urbanisation) et les concepts clés associés à cette recherche que sont l'écologie du paysage, l'écologie urbaine, la chorologie, les espaces verts et la pression anthropique y associée, la diversité floristique urbaine et les services écosystémiques.

Le chapitre 3 présente le milieu d'étude et la méthodologie d'une manière détaillée.

Le chapitre 4 procède à une étude diachronique de la croissance urbaine de la ville de Bujumbura de 1986 à 2019. L'hypothèse selon laquelle la dynamique du paysage de Bujumbura est caractérisée par une régression importante de la végétation a été testée. Les indices de structure spatiale, l'identification des processus de transformation spatiale et les matrices de transition ont permis de vérifier cette hypothèse.

Le chapitre 5 étudie la flore caractéristique des espaces verts de la ville de Bujumbura. Cette analyse vérifie l'hypothèse principale selon laquelle l'urbanisation de la ville de Bujumbura contribue à l'augmentation de la diversité floristique. L'inventaire de toutes les espèces présentes dans les espaces verts considérés, la détermination de la forme biologique des espèces rencontrées, leur forme biologique, leur statut de conservation et la proportion des espèces exotiques par rapport aux espèces autochtones nous a permis de confirmer cette hypothèse.

Le chapitre 6 analyse les perturbations anthropiques sur les espaces verts le long du gradient urbain rural de la ville de Bujumbura. L'analyse par maille couplée au test de Friedman ont permis de confirmer l'hypothèse selon laquelle la construction des monuments et les piétinements seraient les principales perturbations anthropiques synergiques qui affectent les espaces verts de Bujumbura avec une ampleur variable le long du gradient urbain-rural.

Le chapitre 7 est consacré à la perception sur les espaces verts et leurs services écosystémiques par les acteurs locaux de la ville de Bujumbura. Il a testé l'hypothèse principale selon laquelle les quartiers de haut standing hérités de la colonisation sont bien pourvus en espaces verts et les services écosystémiques qu'ils rendent sont essentiellement culturels. Les enquêtes semi dirigées et les enquêtes Web nous ont permis de vérifier cette hypothèse subdivisée en trois (3) hypothèses spécifiques.

Le chapitre 8 fait une comparaison de l'infrastructure verte de la ville de Bujumbura à celles des villes de Kinshasa et de Lubumbashi. Cette comparaison porte sur l'hypothèse centrale selon laquelle l'infrastructure verte des trois villes connait pour chacune d'elle une dynamique particulière, mais caractérisée par des tendances communes liées à la régression de la végétation, la dominance de la végétation basse, l'augmentation du niveau d'anthropisation et la diminution de la continuité spatiale de l'infrastructure verte. L'approche de télédétection couplée aux outils de l'écologie du paysage ont facilité cette analyse effectuée à partir de neuf images Landsat acquises en 2000, 2013 et 2022 pour toutes les villes. Les résultats issus des indices de structure spatiale ont révélé que l'infrastructure verte des villes de Bujumbura et de Kinshasa est caractérisée par la suppression des taches, et un phénomène de fragmentation des taches de la ville de Lubumbashi. Aussi, les valeurs des indices de stabilité, d'agrégation et de dimension fractale ont montré que la ville de Bujumbura a subi une forte dynamique et une continuité décroissante des taches ; celle de Kinshasa a connu une faible dynamique et une agrégation des taches tandis que celle de Lubumbashi a observé une forte dynamique ainsi qu'une agrégation de leurs taches, dans un contexte d'un niveau élevé d'anthropisation. Les valeurs de l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) ont montré une tendance de diminution de sa végétation haute, conséquence d'une forte urbanisation pour les villes de Bujumbura et de Lubumbashi, contrairement à la ville de Kinshasa où cette diminution est due à l'augmentation de la végétation basse.

Le chapitre 9 est consacré à la discussion générale.

Le chapitre 10 présente la conclusion générale et formule des perspectives pour les recherches futures. Les références bibliographiques et d'éventuelles annexes clôturent la dissertation doctorale.

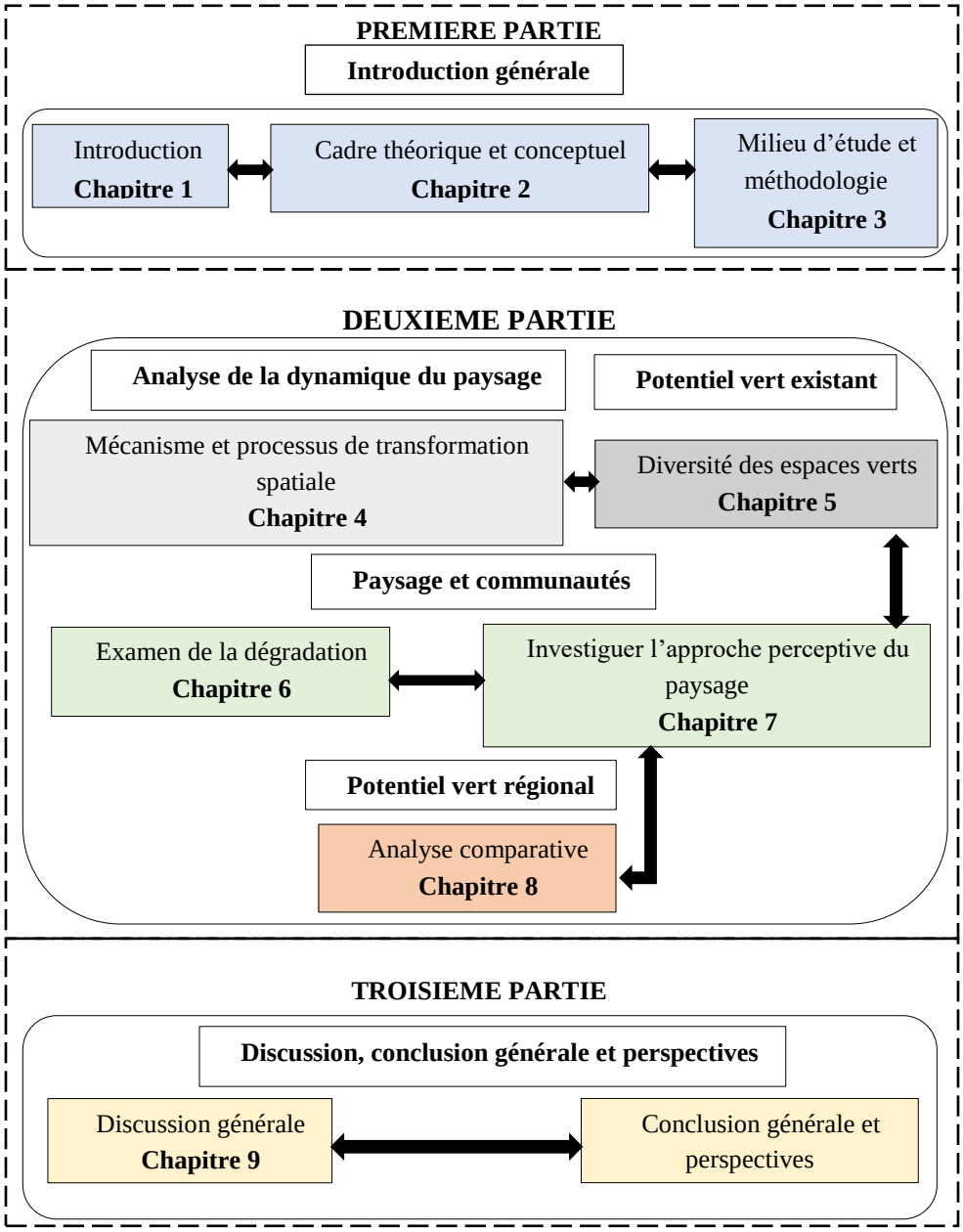


Figure 1-1 Schéma conceptuel de la logique d'organisation des parties et chapitres au regard des objectifs spécifiques de la thèse.

Tableau 1-1 Publications scientifiques réalisées suivant les parties et chapitres de la thèse.

Partie de la thèse	Etat de publication	Références
Chapitre 4	Publié	**Kabanyegeye, H.,** Useni Sikuzani, Y., Sambieni, K. R., Masharabu, T., Havyarimana, F., & Bogaert, J. (2021). Trente-trois ans de dynamique spatiale de l'occupation du sol de la ville de Bujumbura, République du Burundi. *Afrique Science: Revue Internationale des Sciences et Technologie*, **18**(1).
Chapitre 5	Publié	**Kabanyegeye, H.,** Ndayishimiye, J., Hakizimana, P., Masharabu, T., Malaisse, F., & Bogaert, J. (2022). Diversité floristique et statut de conservation des espaces verts de la ville de Bujumbura (Burundi). *Geo-Eco-Trop: Revue Internationale de Géologie, de Géographie et d'Écologie Tropicales*, **46**(1).
Chapitre 6	Publié	**Kabanyegeye, H.,** Sikuzani, Y. U., Sambieni, K. R., Mbarushimana, D., Masharabu, T., & Bogaert, J. (2023). Analysis of Anthropogenic Disturbances of Green Spaces along an Urban–Rural Gradient of the City of Bujumbura (Burundi). *Land*, 12(2), 465.
Chapitre 7	Publié	**Kabanyegeye, H.,** Masharabu, T., Yannick, U. S., & Bogaert, J. (2020). Perception sur les espaces verts et leurs services écosystémiques par les acteurs locaux de la ville de Bujumbura (République du Burundi). *Tropicultura*, 38.
Chapitre 8	Publié	**Kabanyegeye, H.,** Cizungu, N., C., Muteya, H.K., Mbarushimana, D., Pika, L. M., Salomon, W., Yannick, U. S., Sambieni, K. R., Masharabu, T., & Bogaert J. (2024). Spatio-Temporal Analysis of Green Infrastructure along the Urban-Rural Gradient of the Cities of Bujumbura, Kinshasa and Lubumbashi. *Land*, 13 (9), 1467

2

Cadre théorique et conceptuel

Chapitre 2. Cadre théorique et conceptuel

2.1 Urbanisation et anthropisation des écosystèmes urbains

L'urbanisation est définie comme le processus par lequel une zone rurale devient une zone urbaine ou le degré d'urbanisation d'une zone (Gaston, 2010). Plus formellement, les zones urbaines ont été distinguées de plusieurs façons par les chercheurs en sciences sociales, notamment par les frontières, les limites administratives ou géopolitiques, les limites fonctionnelles, la taille ou la densité de la population humaine, le nombre ou la densité de logements, l'économie, la couverture du sol et/ou d'autres indicateurs humains (Gaston, 2010 ; McIntyre, 2000). Ainsi, les caractéristiques qui distinguent les zones urbaines des zones rurales varient encore d'un pays à l'autre et lorsqu'il n'existe pas, et en l'absence de recommandations régionales en la matière, les pays établissent leurs propres définitions en fonction de leurs besoins (Nations Unies, Département des affaires économiques et sociales, Division de la population (UNDESA), 2010).

Actuellement, l'urbanisation est devenue un phénomène indéniable d'anthropisation des paysages (André et al., 2012) bien qu'elle est considérée comme une force positive pour la croissance économique, la réduction de la pauvreté et le développement humain (UNDESA, 2019).

La population urbaine du monde a augmenté rapidement depuis 1950. Elle est passée de 30% pour atteindre 55% en 2018 et en 2050, 68% la population mondiale devrait être urbaine (UNDESA, 2018). Ainsi, 90% de cette croissance sera localisée en Afrique et en Asie où ces taux avoisineront respectivement 56 et 64% (UNDESA, 2014) (Figure 2-1).

L'expansion spatiale rapide des zones urbaines qui en résulte est susceptible d'induire une série d'impacts socio-économiques et environnementaux défavorables, telle que la perte des terres arables, l'insécurité foncière persistante, l'insuffisance d'équipement ainsi que la dégradation des services éco systémiques (Grimm et al., 2008 ; Egoh et al., 2012).

Avec ce processus mondial d'urbanisation, le développement durable dépendra de la gestion efficace de la croissance urbaine, en particulier dans

les pays à faible revenu et ceux à revenu moyen inférieur où l'urbanisation la plus rapide est attendue d'ici 2050 (UNDESA, 2018).

Dans le contexte des villes africaines, les changements rapides de l'occupation du sol constituent une manifestation de l'absence de planification (Vermeiren et al., 2012) prévalant depuis les années 1950 (Vermeiren et al., 2012) et qui contribuent à la détérioration de l'environnement urbain (Al-sharif & Pradhan, 2014). En Afrique subsaharienne, cette situation se pose avec acuité. En effet, l'étendue des terres urbanisées est prévue d'être multipliée par 12 pour la période 2000 à 2050 alors que la population urbaine sera multipliée par cinq (Angel et al., 2011) (Figure 2-2).

Ce processus sera accompagné sans nul doute d'une expansion rapide du bâti en raison de la combinaison de la densification des secteurs déjà bâtis et du développement des zones périurbaines (Halleux, 2013) entrainant une suppression de la couverture végétale (Bogaert et al., 2008) dans le milieu naturel qui les accueille (Chouquer, 2003).

Cet état susmentionné menace d'installer des conditions qui pourraient compromettre la prospérité de la population pour de nombreuses décennies (Fournet-Guérin, 2007 ; Bogaert & Halleux, 2015). En effet, les populations vivant dans les villes d'Afrique subsaharienne cherchent à assurer leur logement dans un contexte économique peu favorable, en se souciant peu de la préservation de la végétation, notamment dans les zones périurbaines (Useni et al., 2017).

La croissance spatiale urbaine non planifiée mène en général à la formation de ghettos sociaux, au renforcement des inégalités sociales, à la dégradation visuelle des paysages et à des conflits d'intérêts dus à la multiplication des acteurs y vivant ou y pratiquant une activité (André et al., 2012). Ce processus mène aussi à la détérioration de la qualité de l'environnement urbain, notamment à travers la suppression de la couverture végétale originelle (Useni et al., 2017 ; Bogaert et al., 2008).

La suppression de la couverture végétale originelle dont dépend la majorité de la population pauvre sera un des impacts les plus critiques de cette situation (Bogaert et al., 2008 ; Egoh et al., 2012). Pour ce faire, la connaissance des modifications spatiales induites par l'urbanisation est essentielle afin d'éclairer sur les conséquences écologiques (Ramachandra et al., 2013).

Ainsi, la compréhension des effets de la croissance spatiale urbaine sur les structures paysagères et les processus écologiques nécessitent la connaissance des dynamiques d'occupation du sol (Grimm et al., 2008). Grâce au développement de la télédétection, de systèmes d'information géographiques et de l'écologie du paysage, la croissance urbaine peut être cartographiée et quantifiée (Li et al., 2013).

En outre, les espaces verts correspondent à des surfaces recouvertes de végétations (Kong & Nakagoshi, 2006) dont la présence en milieu urbain contribue à fournir des services écosystémiques divers comme la purification de l'air et de l'eau, la régulation du micro climat ou le traitement des déchets (Bolund & Hunhammar, 1999 ; Buyadi et al., 2013) . Elle contribue aussi à la préservation de la biodiversité (Robert & Yengué, 2017), à la promotion des interactions sociales (Rasidi et al., 2012) ainsi qu'à l'amélioration de la santé physique et morale et du bien-être des habitants (Wood et al., 2018). Elle offre également aux populations des plaisirs esthétiques, des possibilités de loisir et un bien-être physique et psychologique (Groenewegen et al., 2006).

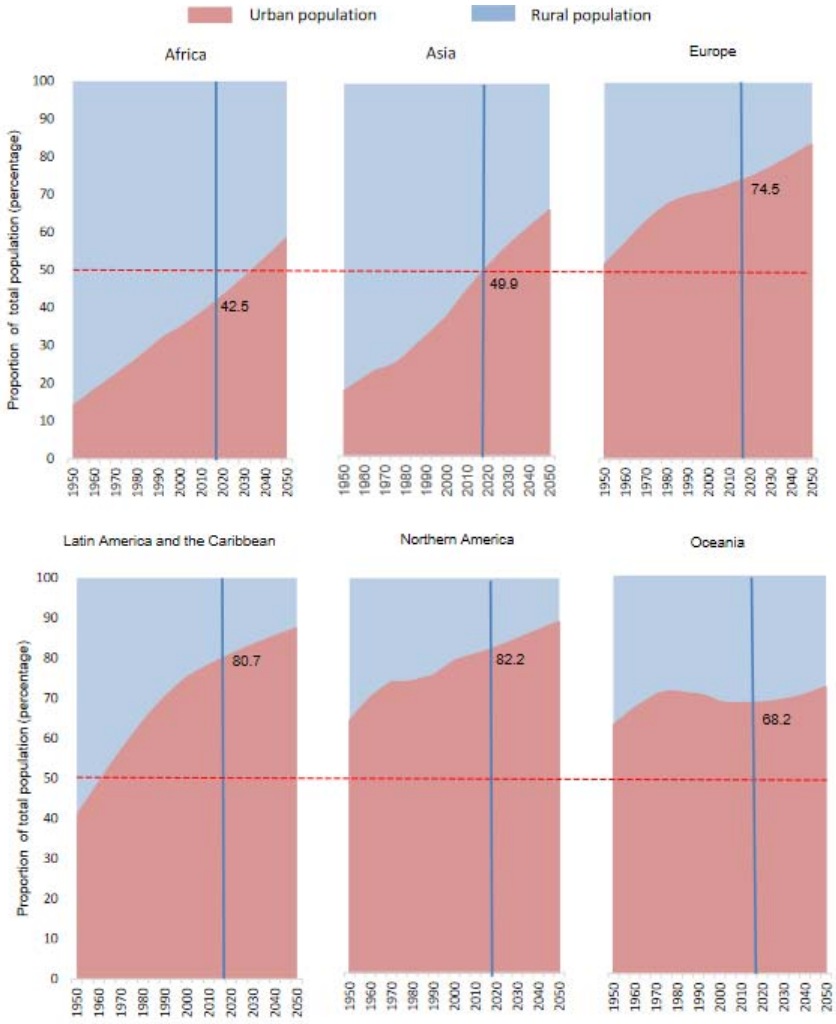


Figure 2-1 Transition urbaine sur la période 1950-2050. Elle rend compte du niveau mondial d'urbanisation en distinguant, d'une part, les zones urbaines et les zones rurales et, d'autre part, les différentes régions du monde (UNDESA, 2014). La ligne horizontale en trait interrompu correspond au seuil de 50 % de taux d'urbanisation alors que la ligne verticale fait référence à l'année 2014 pour laquelle correspondent les taux d'urbanisation présentés.

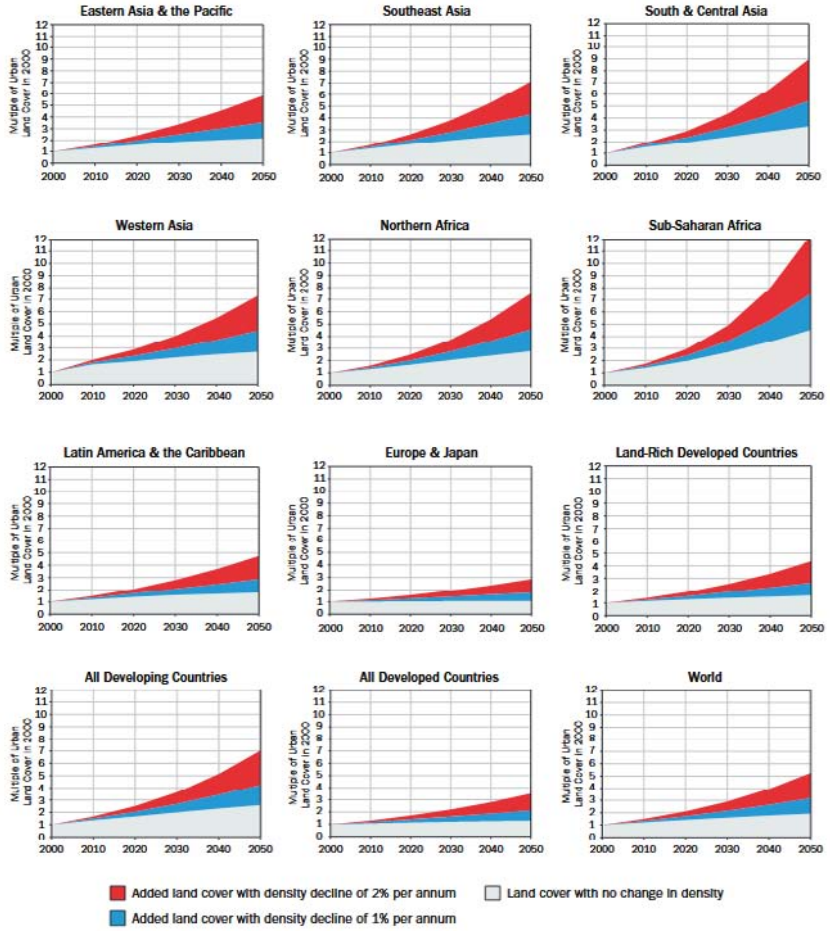


Figure 2-2 Projections de la couverture des terres urbaines pour les régions du monde, 2000-2050 selon les trois scénarii de densité (Angel, 2011).

Le degré de son influence sur l'environnement et les citadins est variable selon plusieurs critères comme le type, la taille, la dimension, la forme, la densité, la répartition dans la ville, l'abondance de la végétation (Gonzales & Magnaye, 2017 ; Xiao et al., 2018 ; Aram et al., 2019) et la qualité de leur entretien et gestion.

Toutefois, l'urbanisation croissante qui s'observe dans la plupart des pays du sud depuis la fin du 20e siècle s'est accompagnée de la suppression des espaces verts et leur remplacement par des occupations de sol de nature anthropique (Bogaert et al., 2008 ; Kong & Nakagoshi, 2006 ; Mcdonald et

al., 2010) avec de nombreux effets néfastes sur l'environnement, notamment la perturbation des écosystèmes menant à la réduction de la biodiversité (Grimm et al., 2008). Cette situation est particulièrement inquiétante dans les pays africains qui présentent des proportions très élevées en termes de pression sur les ressources naturelles (Egoh et al., 2012 ; Kestemont et al., 2011).

Ainsi, de nombreuses études s'évertuent à caractériser les espaces verts des villes pour orienter leur aménagement. Il s'agit, soit d'analyses typologiques (Kong & Nakagoshi, 2006 ; Itam, 2012), soit d'évaluation concernant leur importance en matière de services écosystémiques (Bolund & Hunhammar, 1999 ; Jim & Chen, 2006 ; Shackleton et al., 2015 ; Useni et al., 2018 ; Bogaert et al., 2018 ; Kabanyegeye et al., 2020). En plus, d'autres se sont penchées sur la richesse floristique des villes et celles faites sur les villes africaines concernent quelques villes de l'Afrique centrale, orientale et du sud (Mohamed et al., 2009 ; Stadler et al., 2000 ; Bigirimana et al., 2012 ; Dede, 2014 ; Useni et al., 2019 ; Kabanyegeye et al., 2022). Enfin, les espaces verts urbains étant parmi les écosystèmes les plus dégradés dans les villes africaines (Mensah, 2014), des rares études se sont intéressées à la pression anthropiques exercée sur ceux-ci (Dauvergne, 2012 ; Aziz et al., 2014 ; Gauthier & Célestin, 2017 ; Useni et al., 2017)

Pour la ville de Bujumbura, malgré que son plan directeur détaillé pour l'horizon 2045 ait été validé en 2015, celui-ci n'a pas encore été appliqué actuellement faute d'outils pratiques et formations des acteurs (Kabanyegeye et al., 2021). Ainsi, la croissance de la surface urbanisée est à l'origine de conséquences écologiques, notamment la destruction progressive des espaces verts pour installer de nouvelles maisons et d'autres infrastructures physiques et seule la flore présente sur les espaces verts et jardins domestiques a été identifiée à travers les études antérieures (Bigirimana et al., 2012).

Pourtant, de nombreuses avenues et autres espaces verts publics et privés de la ville abritent une flore, mais leur typologie, leur gestion, les services écosystémiques potentiels fournis et pressions anthropiques auxquelles ils sont exposés sont largement inconnus. Face à cette situation, il est fondamental de réaliser une recherche dans ce domaine qui est moins exploré, afin de disposer des données pour une meilleure optimisation des services écosystémiques.

2.2 Ecologie du paysage et ses approches pour une urbanisation durable

2.2.1 Ecologie du paysage : historique et définition

L'écologie du paysage, nouvelle discipline de l'écologie, née il y a moins d'un siècle, a connu une rapide ascension au point d'être qualifiée de mature (Bogaert et al., 2015). Son développement remonte après la deuxième guerre mondiale dans les pays d'Europe centrale et orientale, puis en Amérique et Asie (Farina, 2006) et tout récemment en Afrique (Bogaert & André, 2013).

Le vocable écologie a été proposé en 1866 par le biologiste allemand Haeckel par l'association des mots grecs *oikos* (habitat) et *logos* (science). Toutefois, il est à noter que l'écologie du paysage s'est érigée comme discipline scientifique durant les années 1960, par le biogéographe allemand Carl Troll (1950,1968). C'est à lui que nous devons l'introduction du terme « écologie du paysage » (Forman & Gdron, 1986) pour indiquer une science à l'intersection de l'écologie et de la géographie (Bogaert & Mahamane, 2005).

L'écologie du paysage est alors définie comme une science qui étudie les interactions entre les processus écologiques et la structure spatiale du paysage (Burel & Baudry, 1999; Antrop, 2001). D'autres définitions sont trouvables dans la littérature (Turner, 1989; Bogaert & Mahamane, 2005; Décamps & Décamps, 2007; Wu & Hobbs, 2007). En tout état de cause, l'écologie du paysage est basée sur une hypothèse centrale connue sous le terme « *pattern/process/paradigm* » pour signifier que la structure du paysage conditionne les processus écologiques qui s'y déroulent et vice versa (Turner, 1989 ; Coulson et al., 1999 ; Bogaert et al., 2004). Hiérarchiquement, le paysage prend donc sa place au-dessus de l'écosystème et en dessous de la région, du continent et de la planète (Forman & Godron, 1986) (Figure 2-3). Il faut souligner cependant qu'il y a une interrelation entre les processus écologiques, les activités anthropiques ainsi que la structure spatiale du paysage (Burel & Baudry , 2003) (Figure 2-4).

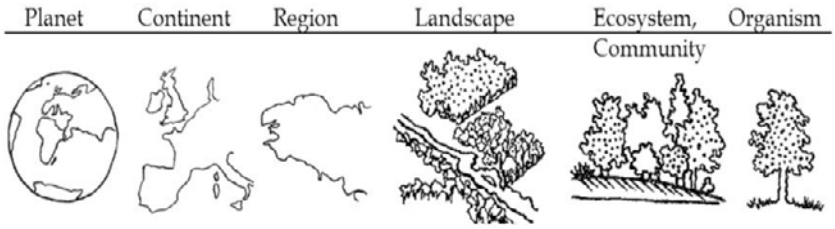


Figure 2-3 Hiérarchisation en écologie du paysage. Le paysage se situe au-dessus de l'écosystème, en dessous de la région, du continent et de la planète (Burel & Baudry, 2003).

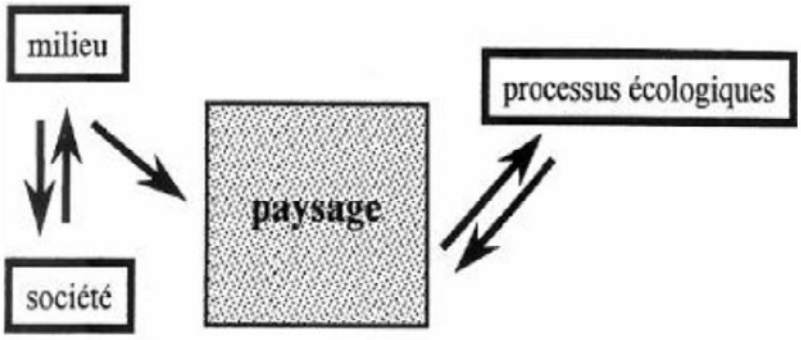


Figure 2-4 Démarche scientifique adoptée en écologie du paysage. Le paysage est la résultante de la dynamique du milieu et de la société qui s'y est développée. La structure, l'organisation et sa dynamique sont en interaction constante avec les processus écologiques qui s'y déroulent (Burel & Baudry , 2003).

2.2.2 Concepts et principes de base de l'écologie du paysage

L'écologie du paysage applique la théorie de la hiérarchie à la biosphère, permet ainsi de définir le paysage comme le niveau spatial ou d'organisation biologique situé entre l'écosystème et le niveau régional (Forman, 1986 ; Bogaert & Mahamane, 2005 ; Burel & Baudry, 2003). Ainsi, en écologie du paysage, l'on considère que le paysage est composé de trois catégories d'éléments : les taches ou les fragments, les corridors et la matrice. Cette subdivision est connue sous le nom de modèle « patch-corridor-matrix » (Figure 2-5) (Forman, 1986 ; Bogaert et al., 1999 ; Burel & Baudry, 2003).

Les taches constituent les éléménts fondamentaux d'un paysage, des écosystèmes différents de leur environnement (Forman, 1986). L'ensemble des taches ayant des caractéristiques similaires pour le processus considéré est appelé « type » ou « classe » (Forman & Godron, 1986). Elles sont incluses

dans la matrice, le type le plus répandu et le moins fragmenté (Federal Interagency Stream Restoration Working Group, 1998 ; Iorgulescu & Schlaepfer, 2002). L'ensemble des taches constitient une mosaïque (Deffontaines, 1995) . La matrice constitue le fond de plan de la mosaïque paysagère et elle engolbe en son sein des taches et des corridors (Formn & Godron, 1986). Les corrodors sont des unités ou des taches ayant une forme linéaire caractéristique et remplissant des fonctions écologiques de passage, de filtre ou de barrière et l'ensemble des corridors forment un réseau (Burel & Baudry, 2003). Selon les espèces, un même élément du paysage pourra jouer le rôle de matrice, de tache d'habitat ou de corridor de déplacement (Clergeau, 2007)

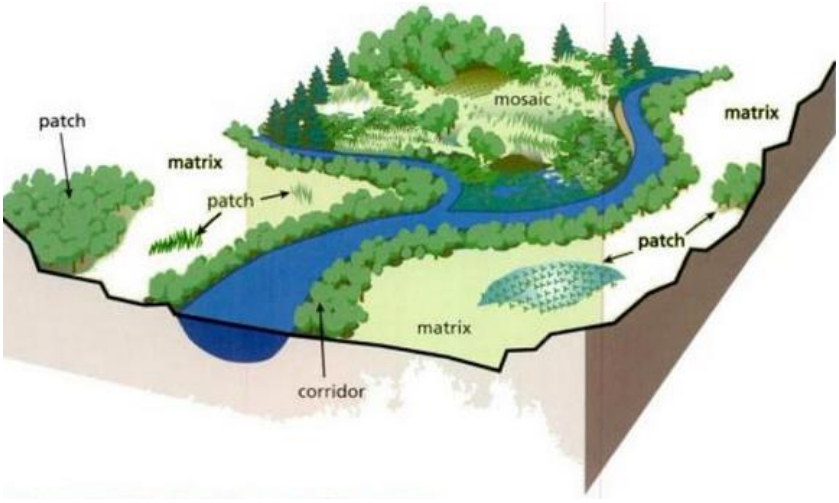


Figure 2-5 Illustration des éléments composant le paysage suivant le modèle tache-corridor et matrice (Federal Interagency Stream Restoration Working Group, 1998).

Aussi, chaque système écologique est-il caractérisé par une interdépendance de trois éléments clés : sa configuration, sa composition et son fonctionnement (Bogaert & Mahamane, 2005) (Figure 2-6). Un changement d'un élément aura des repercussions sur les deux autres (Useni, 2017). La structure spatiale, qui forme le cœur de l'écologie du paysage, est caractérisée par la composition (déterminée par le nombre de classes d'occupation du sol, la nature et la proportion de ces classes) et la configuration (l'organisation spatiale des éléments) du paysage (Antrop, 2000 ; Bogaert et al., 2014). Les processus écologiques à l'origine de l'organisation d'un paysage peuvent être déduits à

partir d'une analyse de la structure spatiale du paysage et de sa dynamique (Coulson et al., 1999 ; Antrop, 2001 ; Noon & Dale, 2002 ; Bogaert & Mahamane, 2005 ; Bogaert et al., 2011 ; Bogaert et al., 2014 ; Havyarimana et al., 2017). L'hypothèse centrale de « *pattern/process/paradigm* » en écologie du paysage découle de cette relation intime entre la structure, la composition et le fonctionnement écologique (Forman & Godron, 1986 ; Bogaert & André, 2013). En écologie du paysage, l'effet de la structure spatiale sur les processus est plus souvent étudié que le contraire (I. Vranken et al., 2015).

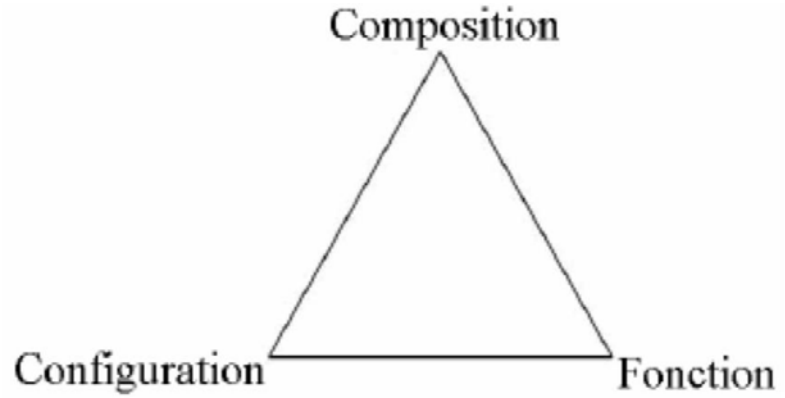


Figure 2-6 Eléments clés de chaque système écologique, applicables à chaque échelle spatiotemporelle *:* la configuration, la composition et les fonctions présentes dans le paysage (Bogaert & Mahamane, 2005). Les éléments sont connectés par un triangle équilatéral pour illustrer leur interdépendance (Noon & Dale, 2002).

Les concepts de fragmentation, de connectivité, d'hétérogénéité sont généralement liés à la structure spatiale (Bamba, 2010) :

- La fragmentation est un phénomène caractérisé par une diminution de la surface totale d'un habitat et son éclatement en fragments ou plus simplement par une rupture de continuité (Burel & Baudry, 2003 ; Bamba, 2010) (Figure 2-7) ;
- La connectivité est le fait que deux taches de même type soient adjacentes, jointes, dans l'espace ; c'est donc un processus essentiel de la dynamique des paysages après perturbation ou abandon des terres agricoles (Burel & Baudry , 2003 ; Bamba, 2010) ;

– L'hétérogénéité : le paysage est souvent défini comme une mosaïque spatialement et temporellement hétérogène (Risser., 1984 ; Forman, 1986 ; Bamba, 2010), d'où l'intérêt de définir le concept d'hétérogénéité qui est divisée en deux composantes qui sont la diversité des éléments (la composition qui est fonction de la richesse et de l'équitabilité) du paysage et la complexité de leurs relations spatiales (la configuration) (Trichon, 1997) (Figure 2-8).

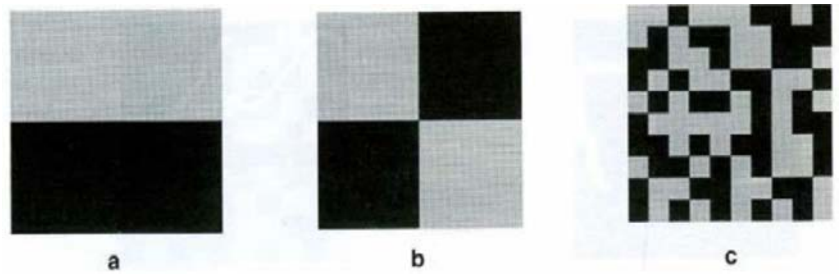


Figure 2-7 Illustration de la fragmentation : de a à c, on observe une augmentation du degré de fragmentation par l'augmentation du nombre de taches, par la diminution de la taille des taches, par la rupture de continuité et l'augmentation de l'isolation (Bogaert & Mahamane, 2005 ; Burel & Baudry, 2003).

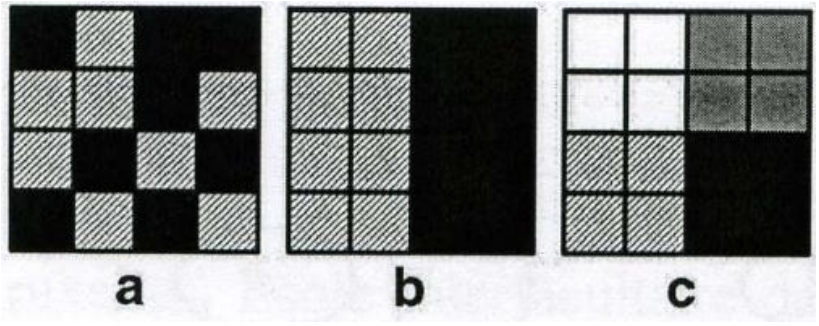


Figure 2-8. Illustration des composantes de l'hétérogénéité spatiale: (a) à (b), l'hétérogénéité diminue parce que la configuration du paysage est moins complexe en (b) qu'en (a) ; de (b) à (c), l'hétérogénéité augmente par un changement de la composition du paysage (nombre d'éléments et leur proportion) (Burel & Baudry , 2003 ; Bogaert & Mahamane, 2005).

2.2.3 Analyse de la dynamique des paysages : outils et méthodes employés

2.2.3.1 Notion d'indices de structure spatiale du paysage

L'analyse quantitative de la structure paysagère est utile pour mieux cerner les rapports entre la configuration du paysage et les processus écologiques qui s'y déroulent (O'Neill et al., 1988 ; Li & Wu, 2004). Cela explique pourquoi une multitude d'indices de structure spatiale ont été développés pour décrire l'organisation spatiale des paysages (O'Neill et al., 1988 ; Li & Wu J, 2004). Ces mesures sont souvent un indicateur de l'impact humain sur la structure du paysage (Burel & Baudry, 2003).

Basés sur les travaux d'O'Neill et al. (1988), différents indices ont été développés et testés dans des configurations très différentes (Riitters et al., 1995 ; Hargis et al., 1998). Quand ils sont appliqués à des données multi-échelles ou multi-temporelles, les indices de structure spatiale peuvent être utilisés pour analyser et décrire le changement du degré d'hétérogénéité spatiale d'un paysage (Wu et al., 2000 ; Bogaert et al., 2014). En plus, ces indices mesurent la structure du paysage, soit en utilisant les statistiques exprimées en termes d'unités de paysage (taille, forme, abondance, dispersion des taches), soit en traduisant le rapport spatial entre les taches d'un paysage et la matrice de ce même paysage (Ripple et al., 1991 ; Bogaert & Mahamane, 2005 ; Farina, 2006). D'autres subdivisions séparent les mesures de configuration (mesurant la géométrie des taches et leur répartition spatiale) des mesures de la composition de paysage (proportion, richesse, équitabilité, dominance) (Botequilha & Ahern, 2002 ; Bogaert & Mahamane, 2005).

Dans le cadre de notre thèse, nous avons choisi les indices susceptibles de quantifier la composition et la configuration des différentes classes d'occupation du sol à différentes échelles spatio-temporelles.

2.2.3.2 La matrice de transition

La matrice de transition est une méthode d'analyse diachronique qui permet des changements de la composition du paysage (Forman & Godron , 1986 ; Dale et al., 2002 ; Bamba et al., 2008 ; Barima et al., 2009 ; Bogaert et al., 2011 ; Diallo et al., 2011 ; Mama et al., 2013 ; Toyi et al., 2013 ; Sadda et al., 2016) à deux entrées et composée de trois groupes de valeurs (Bogaert et al., 2014). Cependant, aucune information sur la distribution spatiale des changements, ni sur les processus et causes qui ont conduit aux changements

n'est disponible dans cette matrice qui peut être obtenue par superposition des deux cartes d'occupation du sol (Bamba, 2010 ; Mama et al., 2013 ; Useni et al., 2018).

D'après Useni (2017), d'une part, les totaux des rangées et des colonnes se rapportent respectivement aux aires de types de taches pour la première et la deuxième carte. Ces données peuvent être utilisées pour l'identification de la matrice paysagère ou pour l'analyse de la composition au moyen de mesures d'hétérogénéité (indices de Simpson ou de Shannon).

D'autre part, la partie centrale peut être divisée en deux groupes : les valeurs sur la diagonale reflétant les zones qui n'ont pas subi de changement de leur occupation du sol et les valeurs hors-diagonales qui renseignent sur le changement de l'occupation du sol. Le rapport de la somme des valeurs sur la diagonale à celles hors-diagonale reflétera la dynamique du paysage. Dans le cas d'une dynamique maximale (chaque unité du paysage est converti en un autre type de taches), ce rapport sera égal à zéro et sera égal à l'infini dans le cas d'un paysage parfaitement statique (Bogaert et al., 2014).

Enfin, les valeurs des lignes et des colonnes permettront une interprétation distincte. Les valeurs de ligne reflètent la tendance d'un type de tache à être converti au profit d'autres sortes et celles des colonnes à augmenter la surface au détriment d'autres types de taches.

Mama (2013) a illustré une matrice de transition entre les temps (T_1 et T_2) correspondant aux catégories i et j d'occupation du sol respectivement de T_1 à T_2 (Tableau 2-1).

Tableau 2-1 Exemple de matrice de transition simplifiée. $P =$ proportion ou fréquence de conversion de i vers j. $P_{i,j} =$ d'une classe i d'occupation du sol au temps T_1 convertie en une classe j au temps T_2. Les changements de classe se font de la ligne i vers la colonne. Les $P_{1,1}$, $P_{2,2}$, $P_{3,3}$, $P_{4,4}$ représentent les classes d'occupation du sol qui n'ont pas changé. Les autres valeurs ou fréquences correspondent aux classes modifiées entre les deux pas temporels par rapport à la superficie originelle de la classe (Mama, 2013).

	T_2				**(Total T_1)**
T_1	**Classe 1**	**Classe 2**	**Classe 3**	**Classe 4**	
Classe 1	$P_{1,1}$	$P_{1,2}$	$P_{1,3}$	$P_{1,4}$	$P_{1,1} + \ldots + P_{1,4}$
Classe 2	$P_{2,1}$	$P_{2,2}$	$P_{2,3}$	$P_{2,4}$	$P_{2,1} + \ldots + P_{2,4}$
Classe 3	$P_{3,1}$	$P_{3,2}$	$P_{3,3}$	$P_{3,4}$	$P_{3,1} + \ldots + P_{3,4}$
Classe 4	$P_{4,1}$	$P_{4,2}$	$P_{4,3}$	$P_{4,4}$	$P_{4,1} + \ldots + P_{4,4}$
Total (T_2)	$P_{1,1} + \ldots + P_{4,1}$	$P_{1,2} + \ldots + P_{4,2}$	$P_{1,3} + \ldots + P_{4,3}$	$P_{1,4} + \ldots + P_{4,4}$	

2.2.3.3 Le processus de transformation spatiale

La dynamique structurelle du paysage peut être caractérisée par l'identification du processus de transformation spatiale correspondant (Forman, 1995 ; Jaeger, 2000 ; Bogaert et al., 2004 ; Koffi et al., 2007 ; Vranken et al., 2011). Un bon nombre d'acteurs dont Forman (1995), Collinge (1998), Collinge et al. (1998), Jaeger (2000) et Bogaert et al. (2004) ont trouvé l'existence dans la nature d'un certain nombre de configurations spatiales qui tiennent comptent de l'aire, du périmètre et du nombre de taches. Le modèle d'identification du processus de transformation spatiale est une approche complémentaire dans l'analyse de la dynamique structurale du paysage (Forman, 1999 ; Bogaert et al., 2004).

Pour mettre en évidence le processus dominant de la transformation du paysage, plusieurs arbres de décision ont été proposés dont le plus récent et le plus adéquat est celui de Bogaert et al.(2004) (Figure 2-9).

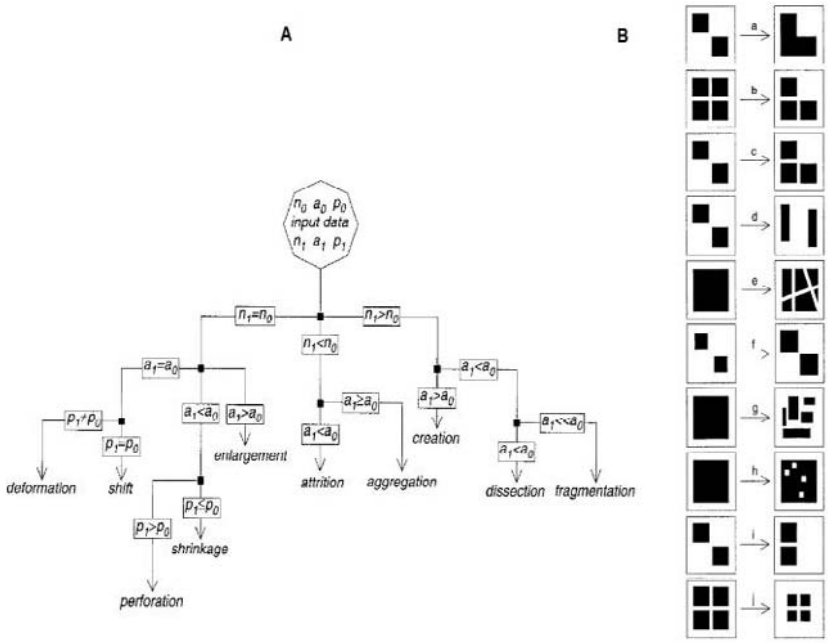


Figure 2-9 Identification des processus de transformation spatiale. (A) identification du processus sur la base de l'aire, du périmètre et du nombre de taches des classes avant et après transformation. (B) illustration schématique des 10 processus de transformation spatiale. a, b, c,…, j représentent respectivement les processus d'agrégation, suppression (attrition), création, déformation, dissection, agrandissement (enlargement), fragmentation, perforation, déplacement (shift) et rétrécissement (shrinkage) (Bogaert et al., 2004).

Comme pour une matrice de transition, deux cartes d'occupation du sol sont nécessaires dans une analyse diachronique qui se fait par type de taches (Useni, 2017). Pour déterminer le processus de transformation, le modèle utilise des comparaisons entre le nombre de taches, l'aire et le périmètre de type de taches avant et après la transformation (Bogaert et al., 2004 ; Diallo et al., 2009). Ainsi, dix processus de transformation spatiale ont été définis, à savoir l'agrégation, la suppression, la création, la déformation, la dissection, l'agrandissement, la fragmentation, la perforation, le déplacement et le rétrécissement (Bogaert et al., 2004). Dans le cas de la dynamique anthropique du paysage, les types de taches naturelles seront caractérisés par la suppression, la déformation, la dissection, la fragmentation, la perforation et/ou le rétrécissement. Les types de taches reflétant les activités anthropiques

affichent l'agrégation, la création, la déformation, l'agrandissement et/ou le déplacement (Bogaert et al., 2011)

Les dix processus susmentionnés montrent souvent des séquences bien définies, c'est-à-dire la fragmentation est généralement précédée de la dissection et/ou de la perforation suivie d'un rétrécissement et d'une suppression. La création est souvent suivie d'un agrandissement qui pourrait à son tour conduire à l'agrégation (Bogaert et al., 2004 ; Forman, 1995) (Figure 2-10). D'autres séquences ne doivent pas être exclues puisque la résolution temporelle des données influence la détermination de ces processus et les longues périodes de temps peuvent cacher une série de processus (Bogaert et al., 2004).

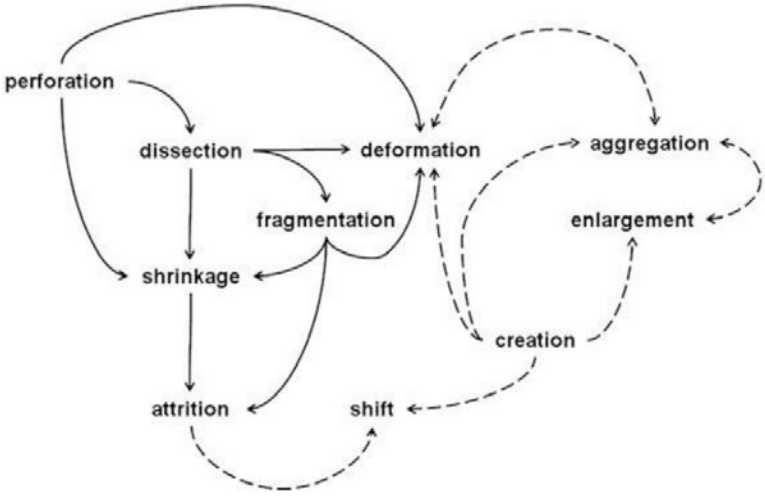


Figure 2-10 Processus de transformation spatiale généralement observés pour les classes naturelles et anthropiques. Les flèches indiquent les relations causales et les conséquences dans le temps. Les flèches solides se réfèrent à des processus caractérisant les classes naturelles. Les flèches pointillées se réfèrent à des processus caractérisant les classes anthropiques (Bogaert et al., 2014a).

Le modèle de l'arbre de décision de Bogaert et al. (2004) permet de faire une distinction entre la fragmentation et la dissection car le rapport entre la surface des taches avant et après la transformation est utilisé comme indicateur d'impact de la transformation. Ainsi, les faibles valeurs du ratio (<0,5) sont interprétées comme une fragmentation tandis que des changements relativement faibles (>0,5) de type de taches suggèrent une dissection (Bogaert et al., 2004 ; Barima et al., 2009 ; Diallo et al., 2011). Dans cette

thèse, quatre processus de transformation spatiale ont été retenus : l'agrégation (fusion des taches), la création (formation de nouvelles taches), la dissection (subdivision des taches par des lignes) et la suppression (disparition d'une ou de plusieurs taches).

2.2.4 Télédétection et Systèmes d'information Géographique : Outil d'analyse du paysage

L'écologie du paysage utilise plusieurs outils pour analyser les paysages, dont la télédétection et les systèmes d'information géographique (SIG) (Saber et al., 2008). Leur contribution à l'analyse du paysage a été largement documentée (Mama et al., 2013 ; Fortin & Dale, 2014). Il sied de souligner que la télédétection est un ensemble de techniques qui permettent, par l'acquisition d'images, d'obtenir de l'information sur la surface de la Terre (y compris l'atmosphère et les océans), sans contact direct avec celle-ci (CCT, 2003). C'est un outil indispensable dans les analyses en écologie du paysage (Sylvestre, 2017). L'utilisation des données fournies par la télédétection permet de mettre en évidence la dynamique de l'occupation du sol dans les zones difficilement accessibles telles que les forêts (Oszwald et al., 2011). La télédétection englobe tout le processus consistant à capter et enregistrer l'énergie d'un rayonnement électromagnétique émis ou réfléchi, à traiter et analyser l'information qu'il représente, pour ensuite mettre en application cette information (Caloz & Collet, 2001 ; CCT, 2003) (Figure 2-11). Le comportement de chaque objet dépend de ses propriétés spectrales et de son attitude face au spectre électromagnétique de la lumière incidente (Sylvestre, 2017).

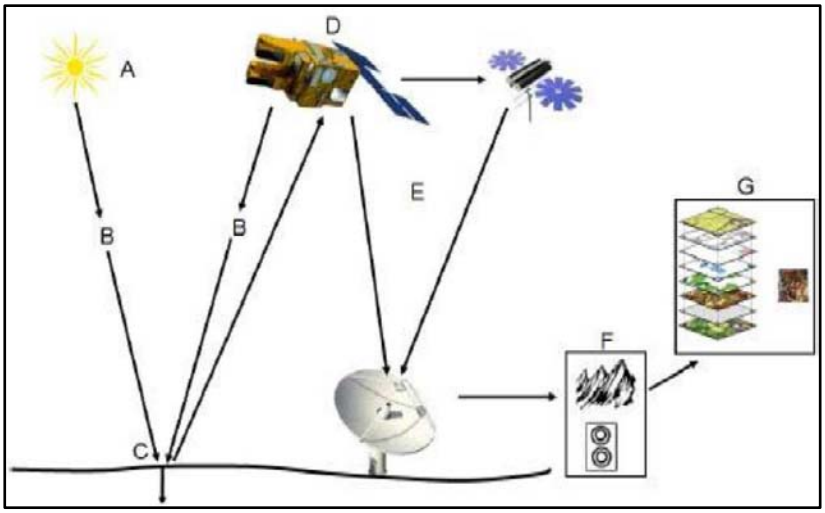


Figure 2-11 Processus de la télédétection passive. Le rayonnement émis par une source d'énergie (A) parcourt une certaine distance et interagit avec l'atmosphère (B) avant d'atteindre la cible (C). L'énergie interagit avec la surface de la cible, en fonction des caractéristiques du rayonnement et des propriétés de la surface. Le rayonnement est réfléchi ou diffusé vers le capteur (D), qui l'enregistre et peut ensuite transmettre l'énergie par des moyens électroniques à une station de réception (E) où l'information est transformée en images (numériques ou photographiques). Une interprétation visuelle et/ou numérique de l'image (F) est ensuite nécessaire pour extraire l'information que l'on désire obtenir sur la cible. La dernière étape du processus consiste à utiliser l'information extraite de l'image pour mieux appréhender la cible, afin de découvrir de nouveaux aspects ou pour aider à résoudre un problème particulier (G) (CCT, 2003).

Les systèmes d'information géographique (SIG) quant à eux désignent des systèmes capables de stocker, partager, consulter et manipuler les objets représentés sur les cartes avec leur description géométrique ainsi que toute l'information appelée « attributs » (Robin, 1995 ; Caloz & Collet, 2001). Ils désignent en outre les moyens de présenter et d'interpréter les faits observés à la surface terrestre (Sylvestre, 2017). Les logiciels utilisés font partie du SIG (Robin, 1995).

2.3 Ecologie urbaine : Définition et historique

L'écologie étant l'étude scientifique des processus déterminant l'abondance et la distribution des organismes, l'interaction entre les organismes et l'environnement et le flux d'énergie et de matières à travers les écosystèmes,

l'écologie urbaine est l'étude de ces questions qui incluent les humains vivant dans les villes et/ou les paysages en voie d'urbanisation (Niemelä, 1999b ; Pickett et al., 1997).

En plus de cette définition, d'autres sont trouvables dans la littérature (Rebele, 1994 ; Luck & Wu, 2002 ; Alberti, 2008 ; Gaston, 2010 ; McDonnell, 2011 ; Pickett et al., 2011 ; Wu, 2014). Même si ces définitions s'inscrivent chacune dans l'une ou l'autre des approches de l'écologie urbaine (Figure 2-12), celle proposée par Wu (2014) a l'avantage d'être une synthèse de la multitude de définitions existantes et d'être schématique donc simple (Figure 2-13). En plus, elle révèle bien le caractère transdisciplinaire de l'écologie urbaine et sa bivalence science et pratique.(Sambieni, 2020).

Reconnue comme sous-discipline de l'écologie vers les années 1980 (Platt, 2004 ; Forman, 2008 ; Marzluff et al., 2008), l'écologie urbaine a émergé récemment comme champ multidisciplinaire dans lequel les biologistes collaborent avec les chercheurs en sciences humaines afin d'aider les sociétés à devenir durable (Gaston, 2010 ; McIntyre, 2011 ; Wu et al., 2011 ; Su et al., 2012).

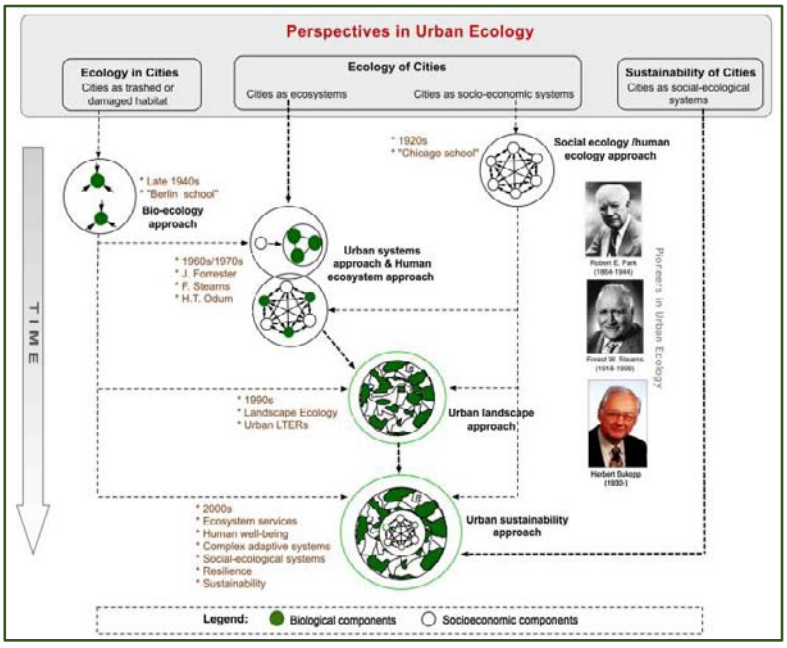


Figure 2-12 Perspectives et approches évolutives de l'écologie urbaine. Les différentes approches de l'écologie urbaine, classées chronologiquement en fonction

du moment approximatif de leur apparition, sont classées en trois grandes perspectives : l'écologie dans les villes, l'écologie des villes et la durabilité des villes. Les lignes pointillées indiquent les relations entre les différentes approches et l'épaisseur des lignes indique la force relative de l'influence. Au cours des dernières décennies, les différentes perspectives tendent à fusionner et le domaine de l'écologie urbaine est devenu de plus en plus interdisciplinaire, dominé par l'approche paysagère et mettant de plus en plus l'accent sur la durabilité urbaine (Wu, 2014).

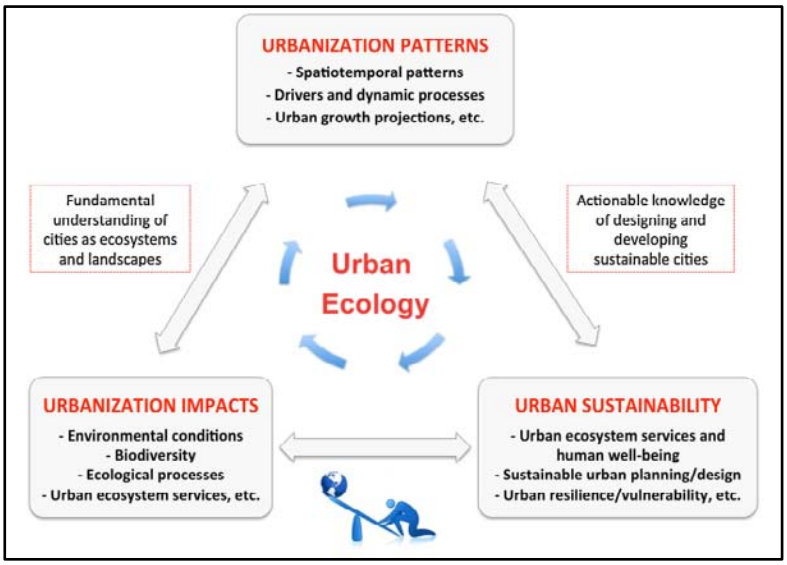


Figure 2-13 Une conceptualisation triadique de l'écologie urbaine contemporaine, montrant que les modèles spatio-temporels, les impacts environnementaux et socio-économiques et la durabilité de l'urbanisation interagissent les uns avec les autres dans l'étude des villes, ce qui fait de l'écologie urbaine une science véritablement interdisciplinaire et transdisciplinaire qui intègre la recherche et la pratique (Wu, 2014).

2.3.1 Approches des études d'écologie urbaine

Plusieurs approches d'écologie urbaine se sont succédées dans le temps et il est reconnu aujourd'hui que l'écologie urbaine s'inscrit dans une approche du paysage orientée vers la durabilité urbaine (Wu, 2014). De ce fait, les théories existantes de l'écologie peuvent être utiles à la compréhension du fonctionnement des écosystèmes écologiques en ville et de leur dynamique. On peut citer plus particulièrement : (i) la théorie biogéographique des îles (MacArthur & Wilson, 1967), (ii) la théorie des métapopulations (Gilpin & Hanski, 1991 ; Hanski et al., 1994), (iii) l'approche de gradient urbain-rural

(McDonnell & Pickett, 1990) et (iv) la théorie des perturbations (Connell, 1978).

La théorie « biogéographique des îles » s'intéresse à la relation entre la richesse des espèces et les caractéristiques des taches d'habitat (Aguejdad, 2009). MacArthur et Wilson (1967) ont fait l'hypothèse que cette théorie, qui met en évidence que l'insularisation est la plus importante quand l'île est petite et isolée. Elle constitue ainsi un obstacle pour la dispersion des espèces. Elle 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 (Niemelä, 1999a). 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 (Aguejdad, 2009).

La théorie des « métapopulations » constitue un autre cadre intéressant pour les études en écologie urbaine (Gilpin & Hanski, 1991). 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 (Aguejdad, 2009). En effet, les espèces de faible mobilité tels que les arthropodes non volants et les autres espèces terrestres, ont des difficultés de dispersion entre des taches isolées (Gilbert, 1989).

L'approche du gradient urbain-rural proposée par McDonnell & Pickett (1990) pour comprendre la structure spatiale de l'urbanisation et évaluer son impact sur les processus écologiques (Hahs & McDonnell, 2006 ; McDonnell & Pickett, 1990 ; Donnell & Hahs, 2008 ; Sambiéni et al., 2018 ; Useni et al., 2018) est également mis en avant en écologie urbaine (Useni, 2017). Il existe en effet, un continuum de diminution d'influence humaine, habituellement supposé être concentrique (Douglas et al., 2011) du noyau urbain vers le milieu rural (Forman, 1986) et qui affecte le type, la taille et la forme de différents types d'occupation/utilisation du sol (Breuste et al., 2008 ; McDonnell & Hahs, 2008 ; Douglas et al., 2011). Dans le cadre de cette thèse, les zones du gradient urbain-rural ont été identifiées à Bujumbura à partir de l'organigramme d'André et al., (2014) (Figure 2-14).

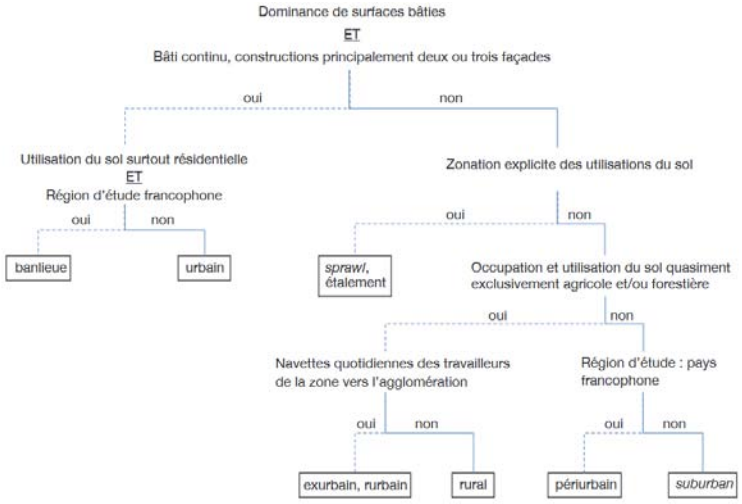


Figure 2-14 Organigramme des définitions des zones présentes dans le gradient urbain-rural. Les flèches en trait discontinu indiquent une réponse «oui» et les flèches en trait continu une réponse « non » ou « non précisé» à au moins un des critères. La zone est alors déterminée grâce aux choix successifs pour les différentes caractéristiques (André et al., 2014).

2.3.2 Biodiversité urbaine : de sa reconnaissance à sa protection

Le concept de « biodiversité » est défini comme suit: « *Variabilité des organismes vivant 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 au sein des espèces et entre les espèces ainsi que celle des écosystèmes* » (Organisation des Nations Unies (ONU, 1992).

La prise de conscience des risques liés à l'érosion de la diversité biologique a été matérialisée par la ratification de la Convention sur la diversité biologique (ONU, 1992) par la plupart des Etats, ce qui apparaît, aujourd'hui, comme un problème environnemental global qui nécessite des solutions urgentes.

Toutefois, autant dans la pratique que dans la recherche, la biodiversité a été considérée dans un contexte non urbain. En effet, pendant longtemps, la conception que l'homme avait de la nature fait référence au primat de celle-ci, dans laquelle l'homme est en quelque sorte un intrus et où elle fonctionne en dehors de toute intervention humaine (Lévêque, 2003). Ce courant de pensée a conduit à l'émergence de l'idée de la protection de la nature où protéger veut

dire, soustraire à l'action humaine (Arce, 2009). Dans cette logique, la protection de la nature a pour objet d'assurer la conservation des écosystèmes peu ou pas modifiés par l'homme ainsi que la diversité biologique qui leur est propre (Lévêque, 2003).

Ainsi, fût-il un temps où de nombreux écologistes professionnels ont fait leurs recherches dans le cadre conceptuel d'une nature fonctionnant sans l'homme (Lévêque, 2003) et conduites dans des zones éloignées de l'influence humaine afin de comprendre la structure et le fonctionnement des écosystèmes « non perturbés» et « en équilibre» (Wallington et al., 2005).

C'est vers les années 2005 que la prise de conscience sur l' importance de la préservation de la biodiversité en milieu urbain a vu le jour (Adams, 2005) tout en s'inspirant des propos de Murphy (1998) : « *our urban centers can be viewed as bellwethers of our global environmental fate. Our success at meeting the challenges of protecting biological diversity in urban areas is a good measure of our commitment to protect functioning ecosystems worldwide. If we cannot act as responsible stewards in our own backyards, the long-term prospects for biological diversity in the rest of this planet are grim indeed*».

2.3.3 Urbanisation et diversité végétale

La diversité des activités humaines menées dans les villes a créé une grande variété d'habitats, allant de ceux qui sont plus naturels que d'autres, hautement modifiés, dont certains ne se retrouvent pas ailleurs (Arce, 2009). Grâce à cette grande diversité d'habitats, les paysages urbains offrent une grande richesse spécifique (Niemelä, 1999 ; Savard et al., 2000 ; Kowarik, 2011). Le pool d'espèces végétales dans les villes est alimenté à partir (a) des espèces indigènes présentes à l'origine dans la région, (b) des espèces indigènes régionales absentes de la région qui colonisent les nouveaux habitats créés par l'urbanisation, (c) des espèces non indigènes introduites par l'homme qui échappent pour établir des populations sauvages en milieu urbain, mais aussi celles qui sont cultivées dans les jardins privés et publics (Castro & Jaksic, 2008 ; Von Der Lippe & Kowarik, 2008 ; Williams et al., 2009). La dernière catégorie n'a été incluse que récemment dans la flore urbaine après avoir reconnu ses rôles écologiques (Castro & Jaksic, 2008).

La flore urbaine constitue un sous-ensemble du pool d'espèces après le passage à travers les filtres qui déterminent le réservoir d'espèces humaines

que sont (a) la transformation de l'habitat (utilisation historique et actuelle des terres), (b) la fragmentation de l'habitat, (c) les conditions environnementales urbaines et (d) les préférences humaines (Figure 2-15) (Williams et al., 2009 ; Kowarik, 2011). La transformation et la fragmentation d'habitats sont des filtres anthropiques présents dans la plupart des écosystèmes alors que les fortes influences des préférences humaines et des conditions de l'environnement urbain sont uniques aux villes (Williams et al., 2009).

Sous l'action de ces filtres ci haut citées, certaines espèces bénéficient de conditions urbaines tandis que d'autres sont négativement affectées et disparaissent (Lososová & Simonová, 2008 ; Williams et al., 2009 ; Kowarik, 2011 ; Trentanovi et al., 2013). Ce constat a conduit à différentes catégorisations pour exprimer l'affinité d'une espèce pour des conditions urbaines. Wittig et al. (1985), Blair (2001), McKinney (2002), Udiger (2005) et Wittig et al. (1985) ont différencié les espèces urbanophobes, des urbanoneutres et des urbanophiles. Blair (2001), quant à lui, a distingué les espèces qui évitent les milieux urbains (*urban avoiders*), qui s'y adaptent (*urban adapters*) et qui exploitent ces milieux (*urban exploiters*) aussi appelés « synanthropes ». Hill et al. (2002) ont enfin discuté des espèces « spécialistes ».

Les trois catégories décrites dans la classification de Blair (2001) sont apparemment les plus adoptées et McKinney (2002) a identifié les types d'espèces végétales qui correspondent à chacune d'elles. Les espèces qui évitent les milieux urbains sont très sensibles aux perturbations de l'habitat et aux perturbations humaines comprenant les espèces indigènes, les espèces de succession tardive (veilles forêts) et les plantes des zones humides qui ont tendance à ne compter que sur les ressources naturelles (cas de la plupart des espèces indigènes des marécages ou des forêts situées en périphérie des villes). Les espèces qui s'adaptent aux milieux urbains sont celles qui peuvent coloniser les habitats anthropisés, mais utilisant largement les ressources naturelles (exemple des espèces rudérales et cultivées, les arbustes envahissants dispersés par le vent et les oiseaux). Les espèces qui exploitent les milieux urbains souvent appelés synanthropes, sont très dépendantes des ressources humaines ; correspondent à un très petit sous-ensemble d'espèces mondiales bien adaptées aux environnements urbains intensément modifiés. Les espèces synanthropes sont pour la plupart exotiques et tendent à être des

espèces rudérales qui tolèrent des niveaux élevés de perturbation, en particulier les graminées et les annuelles (dispersées par le vent, tolérant des niveaux élevés de pollution atmosphérique, de piétinement et aux sols alcalins, compacts et azotés).

Les villes sont reconnues comme les plus importants centres d'introduction et de dispersion d'espèces exotiques ; ce qui constitue un problème clé pour la conservation de la biodiversité (McKinney, 2002, 2006). Plus particulièrement, les interfaces urbaines présentent une *invasibility* (vulnérabilité d'un écosystème aux invasions biologiques selon Alpert et al., (2000)) élevée en raison d'effets de lisière urbaine (Bogaert et al., 2015) et de l'augmentation de la pression de propagules d'espèces non indigènes dans la matrice environnante (Gong et al., 2013). En outre, certaines espèces introduites en ville ont une grande *invasiveness* (l'aptitude d'une espèce à devenir invasive, selon Alpert et al. (2000)), en raison de leur production élevée de semences, la forte capacité de dispersion de graines (de petite taille), la préférence des habitats chauds et riches en azote (Godefroid, 2001 ; Kühn & Klotz, 2006 ; Lososová et al., 2012 ; Knapp et al., 2010 ; La Sorte et al., 2008, 2014). La proportion des espèces invasives augmente du noyau urbain à la périphérie de la ville où on obtient un pic (McDonnell & Hahs, 2008 ; McKinney, 2008 ; Wang et al., 2009), ce qui se justifie par la théorie de perturbation intermédiaire (Catford et al., 2012). En effet, l'urbanisation est considérée comme un gradient de perturbation pour lequel la périphérie de la ville connaît des niveaux intermédiaires de perturbation (Faeth et al., 2011).

Même si l'urbanisation pourrait conduire dans certains cas à l'augmentation de la richesse spécifique, elle induit également une diminution de la diversité phylogénétique et une augmentation de la similarité taxonomique et phylogénétique entre les villes (McKinney, 2006 ; Ricotta et al., 2009) : c'est l'homogénéisation biologique (ou biotique) (McKinney, 2006 ; Olden & Rooney, 2006).

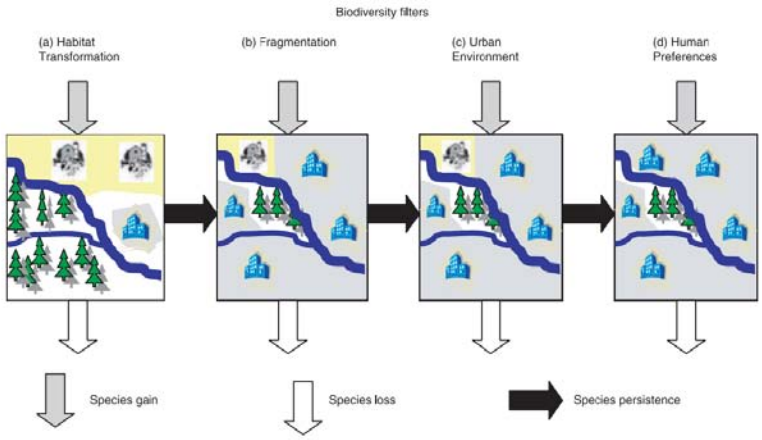


Figure 2-15 Un modèle schématique des principaux filtres urbains qui contribuent à l'introduction (flèches grises) ou élimination (flèches blanches) des espèces végétales en entraînant la persistance des espèces altérées (flèches noires). Les zones urbaines (icône du bâtiment) peuvent être développées à partir de la végétation indigène (icône d'arbre) ou de terres agricoles (icône de la ferme). Les panneaux représentent des filtres de diversité végétale qui peuvent faire la sélection sur la composition floristique, les traits fonctionnels des plantes ou la structure phylogénétique de communautés. A) La transformation de l'habitat ajoute des espèces par la création de nouveaux écosystèmes urbains et détruira d'autres espèces en raison de la perte de végétation indigène. B) La fragmentation élimine les espèces incapables de persister sur des habitats isolés et de petite taille, qui peuvent ensuite être colonisées par d'autres espèces. C) L'environnement urbain est différent de l'environnement non urbain en raison d'une suite de changements environnementaux (pollution, îlots de chaleur urbains, éclairage nocturne…) qui peuvent être en (dé)faveur de certaines espèces. D) Les préférences humaines introduisent et éliminent certaines espèces végétales. Chaque filtre contribue à un ensemble de taxons qui peuvent persister dans les environnements urbains (Williams et al., 2009).

2.3.4 Notions d'espaces verts urbains et d'infrastructure verte

Une riche littérature et variable suivant les disciplines existe pour définir le terme d'espaces verts. En effet, Beatley (2000) définit les espaces verts urbains comme les derniers vestiges de la nature dans les villes et Bonsignure (2003) les considèrent comme des endroits en plein air avec des quantités importantes de végétation. Pour Swanwick et al., (2003), un espace vert est défini comme un sol qui se compose principalement de surfaces perméables (telles que l'herbe, les arbustes et les arbres).

Toutefois, deux définitions ont attiré une attention particulière dans le cadre de cette thèse. Il s'agit de la définition de URGE-Team (2004) qui stipule que les espaces verts sont des « *espaces ouverts publics ou privés dans les zones urbaines, majoritairement recouverts par de la végétation, et qui sont directement (par exemple dans le cas de la récréation active ou passive) ou indirectement (dans le cas d'une influence positive sur l'environnement) disponibles pour les utilisateurs* ». Cette définition est semblable à celle donnée par Baycan-Levent et al. (2009) et qui considèrent les espaces verts urbains comme tous les espaces naturels ou semi naturels situés dans une zone urbaine, majoritairement recouverts de végétation et qui sont disponibles pour l'usage humaine. Jim & Chen (2006) quant à eux définissent l'espace vert urbain comme une « *zone ouverte située dans les limites de la ville avec un bon recouvrement végétal planté délibérément ou hérité de la végétation présente avant l'urbanisation, laissée par conception ou par défaut* ».

Dans cette recherche, la définition adoptée provient de la combinaison des deux définitions énoncées ci-dessus (Jim & Chen, 2006 ; URGE-Team, 2004) : « *un espace vert est défini comme un espace ouvert au public ou privé dans les zones urbaines ou périurbaines, présentant de la végétation, plantée délibérément ou héritée de la végétation présente avant l'urbanisation, laissée par conception ou par défaut, et qui sont directement ou indirectement disponibles pour les utilisateurs* ». Cette définition considère tous les espaces pourvus de végétation aussi petits qu'ils soient dans un contexte d'urbanisation accrue où l'espace devient une ressource rare (Bogaert et al., 2015).

Le terme « infrastructure verte » a vu le jour aux États-Unis et en Europe occidentale à la fin du XXe siècle et s'est répandu dans le monde entier en l'espace de vingt ans (Penko Seidl, 2021). Les premières définitions reposaient sur la dimension physique de l'infrastructure verte alors que l'évolution du concept s'est attachée à l'appréhender en tant qu'approche de la planification (Penko Seidl, 2021). Benedict & McMahon (2002) ont défini l'infrastructure verte comme « un réseau interconnecté d'espaces verts qui préserve les valeurs et les fonctions des écosystèmes naturels et profite aux populations humaines». L'évolution du concept d'infrastructure verte a élargi sa compréhension et a conduit à la définir non seulement comme un système d'éléments interconnectés, mais surtout comme une approche de la

planification (Penko Seidl, 2021). Quelques principes de base du terme « infrastructure verte » stipulent que, pour que l'ensemble du système fonctionne, ses éléments et processus doivent être (i) structurellement et/ou fonctionnellement connectés (l'infrastructure verte étant censée apporter des bénéfices à la société, à l'environnement et à l'économie); (ii) la multifonctionnalité du système, (iii) l'hétérogénéité du système et enfin (iv) sa dimension hiérarchique.

Dans le cadre de notre thèse, nous avons adopté la définition de Rayfield et al. (2015) selon laquelle l'infrastructure verte est un *« ensemble des systèmes naturels et semi naturels, de l'arbre à la trame verte, qui rendent des services essentiels au bien-être des individus et des communautés : de la lutte aux îlots de chaleur en passant par le contrôle des eaux de ruissellement et l'amélioration de la qualité de l'air et de l'eau. Ces services sont multiples et impactent positivement la qualité de l'environnement, la santé publique, le potentiel d'activités récréotouristiques et ont un rôle important à jouer dans la gestion socio-économique des régions urbaines* ».

2.3.5 Importance de la conservation en milieu urbain

Identifier la valeur de conservation fourni par les différents types d'espaces verts urbains est particulièrement important étant donné la croissance continue des zones urbaines, du développement de nouvelles villes et de la promotion de certains types d'espaces verts (Lepczyk et al., 2017).

A mesure que l'urbanisation augmente dans le monde et que l'environnement naturel se fragmente de plus en plus, l'importance des espaces verts urbains pour la conservation de la biodiversité s'accroît (Goddard et al., 2010). Ainsi, la perte de seulement quelques populations peut-elle entraîner une grande déstabilisation des communautés écologiques naturelles et, par conséquent, une diminution de la capacité de ces communautés à nous fournir une panoplie de services écologiques (Murphy, 1998). Néanmoins, les zones urbaines abritent un grand nombre d'espèces, qu'elles soient indigènes et non indigènes à la région environnante (Aronson et al., 2014 ; Ives et al., 2016 ; Lepczyk et al., 2017), et peuvent par conséquent abriter des espèces indigènes endémiques et d'autres d'intérêt pour la conservation à l'échelle régionale et mondiale (Aronson et al., 2014 ; Ives et al., 2016).

En effet, des expériences écologiques, des observations et des développements théoriques montrent le rôle fondamental de la diversité

biologique dans le fonctionnement des écosystèmes et donc dans les avantages environnementaux qu'ils nous fournissent (Arce, 2009). Cela est dû au fait que les écosystèmes dépendent grandement de la biodiversité en termes de caractéristiques fonctionnelles des organismes qui y sont présents ainsi que de leurs répartitions et leurs abondances dans l'espace et le temps (Christensen et al., 1996).

A cet effet, la protection de la biodiversité urbaine s'avère pragmatique car la présence d'écosystèmes naturels en milieux urbains contribue à la santé publique ainsi qu'à la qualité de vie de notre société de plus en plus urbanisée. Cela passe par l'intermédiaire des services écosystémiques, tels que la régulation du microclimat local, la réduction de la pollution atmosphérique, la réduction du bruit, le drainage des eaux pluviales, le traitement des eaux usées et enfin tous les services d'ordre social et psychologique (Bolund & Hunhammar, 1999 ; Chiesura, 2004).

Malheureusement, la plupart de nos villes ne sont pas aménagées d'une manière souhaitable du point de vue écologique (exemple de l'usage d'une grande quantité de fertilisants et de pesticides pour l'aménagement de certains espaces verts peut entraîner, entre autres, la pollution de l'eau souterraine), d'autant plus que les planificateurs et les décideurs n'ont pas incorporé les services écosystémiques dans les processus de planification urbaine (Arce, 2009).

2.4 Principaux problèmes liés au maintien de la biodiversité urbaine à long terme

La biodiversité se génère à travers des processus historiques d'évolution génétique, d'interactions coévolutives, de changements environnementaux et de perturbations (Sandra, 2009). Le maintien à long terme de la biodiversité repose donc sur une gestion qui permet la complexité de tels processus ainsi que de perturbations modérées générant ainsi une pression sélective et le pourvoie des moyens administratifs, techniques et financiers nécessaires pour assurer la survie du plus grand nombre possible de races végétales (Lamotte, 1995 ; Sandra, 2009).

Or, dans les écosystèmes urbains, la tendance est à diminuer la complexité qui caractérise les écosystèmes ; ce qui entraîne la diminution de la variabilité des habitats et donc un appauvrissement de la diversité d'espèces natives à

plusieurs échelles, de l'habitat au paysage urbain. En effet, les impacts de l'urbanisation sur les milieux physiques des villes entraînent des changements considérables tels l'imperméabilisation du sol, l'altération du relief, du climat, du régime hydrique, etc. (Sandra, 2009 ; Bordeaux et al., 2019 ; Boukelouha & Labii, 2019). Egalement, les différents usages des terrains, et en conséquence les aménagements requis, vont aussi affecter la biodiversité qu'on trouve dans les écosystèmes urbains.

Malheureusement, tous les effets issus des processus d'urbanisation, et des différents usages de terrain agissant en synergie sur la biodiversité, concourent à son érosion (Peres et al., 2006 ; Sandra, 2009).

2.4.1 Fragmentation des habitats naturels

La fragmentation de l'habitat induite par le développement urbain est parmi les principales causes du déclin de la biodiversité, particulièrement dans les écosystèmes urbains (McKinney, 2002). Par définition, la fragmentation est « un processus qui, à l'échelle des paysages, morcelle l'habitat d'origine en parcelles de plus petites superficies et plus éloignées les unes des autres, résultant ainsi en une perte d'habitat et en des changement de l'habitat résiduel » (Carignan, 2006 ; Thompson et al., 2010).

En effet, la fragmentation est plus qu'une perte de l'habitat ; c'est une modification de la qualité de l'habitat. Les fragments ainsi isolés diffèrent de l'habitat originaire sous trois aspects essentiels : (1) sur des aspects spatiaux, (2) les effets sur les processus écologiques des habitats fragmentés et (3) les effets sur les espèces (Sandra, 2009).

Les effets de la fragmentation qui engobent des aspects spatiaux des habitats résiduels sont entre autres une diminution des parcelles d'habitats contigus, un isolement des parcelles d'habitats et une augmentation de l'effet lisière (Burel & Baudry, 2003). Cela rend ainsi les fragments très susceptibles aux invasions par les espèces exotiques et les expose aux influences abiotiques en provenance de la matrice adjacente (Carignan, 2006).

Les effets issus de la fragmentation sur les processus écologiques sont multiples : (1) des changements dans les flux d'énergie à l'intérieur et entre les habitats fragmentés, (2) des changements dans les cycles de nutriments et de hydrologie des habitats résiduels et (3) des changements dans la dynamique (succession et distribution des habitats) à l'intérieur des fragments ainsi que

dans le mouvement de matériaux entre habitats au niveau du paysage (Soulé & Khom, 1989).

Les effets de la fragmentation sur les espèces incluent des altérations dans les interactions interspécifiques (prédation, parasitisme, mutualisme, etc.) mais également sur la persistance d'une espèce affectant son taux de reproduction (Soulé & Khom, 1989).

2.4.2 Homogénéisation biotique des écosystèmes urbains par des espèces exogènes

Même si la croissance du tissu urbain est à l'origine de la disparition de nombreuses espèces, elle offre néanmoins de nouvelles opportunités de colonisation pour certaines espèces exogènes qui s'adaptent à de nouveaux environnements urbains. Ceci entraîne un processus d'homogénéisation biotique défini comme le remplacement des espèces natives par des espèces introduites et leur éparpillement à plusieurs échelles spatiales; ce qui n'est pas sans conséquences pour la biodiversité (McKinney, 2006).

La conséquence majeure de l'homogénéisation biotique pour la conservation est que la diversité locale peut augmenter par l'introduction d'espèces exogènes alors que la diversité globale diminue comme conséquences de la disparition d'espèces natives uniques (Alvey, 2006 ; McKinney, 2006 ; Marzluff, 2008). En effet, une espèce introduite peut, au début, augmenter la richesse spécifique d'une aire urbaine, mais, dans certaines circonstances, cette même espèce peut devenir envahissante, réduisant ainsi la biodiversité des aires avoisinantes.

Bien que de nombreuses activités humaines promeuvent l'homogénéisation biotique, l'urbanisation est sans doute la plus importante de l'ensemble des activités pour deux raisons : (1) l'importation croissante, volontaire ou accidentelle, des espèces exogènes et (2) les aires urbaines favorisent l'établissement de ces espèces en apportant des ressources alimentaires, en réduisant ou en éliminant des prédateurs naturels et/ou en modifiant l'environnement physique, notamment avec les effets des îlots de chaleur (McKinney, 2006).

Par ailleurs, les villes agissent aussi comme des sources principales de propagation des espèces exotiques vers la région (Tait et al., 2005). D'où l'importance d'encourager la préservation et la restauration des espèces

indigènes dans les programmes de conservation de la biodiversité et la création des plans de gestion des espèces exogènes envahissantes.

2.5 Services écosystémiques rendus par les espaces verts urbains

L'expression « services écosystémiques » a acquis, ces dernières années, une popularité considérable, popularité qui est à la fois la cause et la conséquence de son accession aux forums hybrides de la gouvernance environnementale (de Sartre et al., 2014). Tout le monde s'accorde plus ou moins sur le sens à donner à la notion, sans qu'une définition en soit clairement partagée.

2.5.1 Définitions des services écosystémiques

Le concept de « services écosystémiques », qui a émergé dans les années 70, a bénéficié pour sa définition, d'une littérature abondante (Sambieni, 2020). Mais, c'est dans les années 90, qu'à la faveur des initiatives d'évaluation monétaire de la biodiversité que les premières définitions concrètes sont proposées. En effet Daily (1997) les définissent comme « *les conditions et les processus par lesquels les écosystèmes naturels, et les espèces qui les composent, soutiennent et accompagnent la vie humaine* ». Costanza et al. (1997) les définissent quant à eux comme « *les bénéfices que les populations humaines tirent, directement ou indirectement, des fonctions des écosystèmes* ».

Toutefois, c'est Bolund & Hunhammar (1999) qui ont appliqué le concept de « services écosystémiques » au milieu urbain. Ces auteurs montrent que la population urbaine bénéficie des services écosystémiques rendus non seulement par les écosystèmes naturels voisins mais aussi par ceux semi-naturels se trouvant au sein de la ville (Sambieni, 2020). Ils estiment en outre que l'exploitation des services écosystémiques rendus par la végétation urbaine permet d'apporter des solutions à des problèmes générés localement.

L'importance du maintien des services écosystémiques pour faire face au changement global a suscité beaucoup d'attentions ces dernières années et plusieurs systèmes de classification et d'évaluation de ces services ont été développés (Useni, 2017).

2.5.2 Types de services écosystémiques des espaces verts

Bien que les auteurs plaident pour l'utilisation d'un cadre conceptuel commun (Luederitz et al., 2015), les études sur les services écosystémiques en général et dans le contexte urbain en particulier sont en progression (Costanza et al., 1997) et ont identifié 17 services écosystémiques. De Groot et al. (2002) en ont répertorié 32 services écosystémiques parmi lesquels plusieurs ne sont pas directement utilisés par les humains mais sont nécessaires au maintien des écosystèmes (Useni, 2017). Toutefois, la typologie de Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) qui définit les services écosystémiques comme les bénéfices que les humains retirent des écosystèmes est la plus utilisée. Cette typologie classe les services écosystémiques en quatre catégories : les services d'approvisionnement, de régulation, de support ou d'appui et les services culturels.

Les services d'approvisionnement incluent les produits directement issus des écosystèmes tels la nourriture (les fruits et légumes), l'eau, les produits primaires (le bois) et les ressources génétiques. Les services de régulation maintiennent les fonctions comme la qualité de l'air et de l'eau, le contrôle des évènements climatiques extrêmes ou le traitement des déchets. Les services culturels incluent les bénéfices non-matériels et socio-écologiques que la population tire du contact de l'environnement comme des bénéfices récréatifs, esthétiques, éducationnels et spirituels. Les services de support sont transversaux et interviennent dans la production des trois premières catégories de services. Ils permettent l'existence des autres services en offrant le milieu de vie aux organismes (la formation des sols, la photosynthèse et les flux d'énergie (MEA, 2005).

Malgré cette diversité d'études, peu d'entre elles ont fourni des preuves cumulatives et suffisamment solides, qui prouvent les bénéfices sanitaires et de bien-être après une exposition à un espace vert. D'après (Zufferey (2015), les preuves les plus fortes suite à un nombre important d'études de qualité, se rapportant à la récupération du stress et à la fatigue de l'attention ; les preuves sur la santé psychique émotionnelle restent relatives. En plus, certaines caractéristiques des espaces verts comme le taux de biodiversité ou la qualité esthétique paraissent importantes pour la santé et le bien-être psychiques mais peu d'études s'y réfèrent. Il en est de même pour les aspects de la santé psychique (émotions, humeur, état de santé générale) dont les preuves ne sont

pas robustes. Enfin, les preuves les plus solides sur les bénéfices physiques découlent d'un effet indirect de l'activité physique.

Rappelons que l'agriculture urbaine, comme service écosystémique d'approvisionnement est d'une importance capitale à la sécurité alimentaire des populations urbaines. En plus, son offre d'une forme active de loisirs, ses ressources pour répondre aux problématiques environnementales, sa participation au maintien de la santé, sa capacité de développer des réseaux sociaux, sa participation à l'embellissement et à un aménagement urbain viable, sa contribution à une économie locale et même sa fonction éducative prouvent leur pertinence (Wegmuller & Duchemin, (2010). Si elle bien organisée, l'agriculture urbaine peut conduire le pays à augmenter la production domestique de produits alimentaires, à réduire les coûts de transport et la consommation de carburant, à accroître la variété des produits pour la consommation des ménages, à garantir l'accès des citadins aux produis frais et de bonne qualité, à élargir les pratiques d'agriculture biologique et d'agro-écologie, à développer la biodiversité, à transformer des terrains vagues en lieux de production agricole, à augmenter les revenus des ménages, à créer de nouveaux emplois (Hanon, 2015).

3

Milieu d’étude et méthodologie

Chapitre 3. Milieu d'étude et méthodologie

3.1 Milieu d'étude

Les caractéristiques biophysiques et socioéconomiques constituent les éléments essentiels permettant de réaliser les portraits spécifiques des sites d'étude. Bujumbura peut ainsi être bien compris s'il est placé dans son contexte de (i) « ville » avec ses communes et ses zones, (ii) « ville » littorale du lac Tanganyika et (iii) ville dans la « plaine » de l'Imbo.

3.1.1 Cadre physique

3.1.1.1 Localisation géographique

Le Burundi est un pays subsaharien situé entre l'Afrique centrale et l'Afrique de l'Est (3° 54'-2.466" latitude sud et 29° 30'-38.776" longitude est), dans la partie appelée Région des Grands Lacs africains. La République du Burundi partage les frontières avec la République Démocratique du Congo (RDC) à l'ouest, la République Unie de Tanzanie à l'est et au sud et la République du Rwanda au nord (Figure 3-1). Sans accès à la mer, le Burundi est l'un des 48 pays enclavés situé à 1100 km de l'océan Indien et à 2100 km de l'océan Atlantique (Bidou & Knight, 1992). Le territoire national a une superficie de 27834 km^2 dont 2280 km^2 occupés par les eaux territoriales du lac Tanganyika (Bigirimana, 2012).

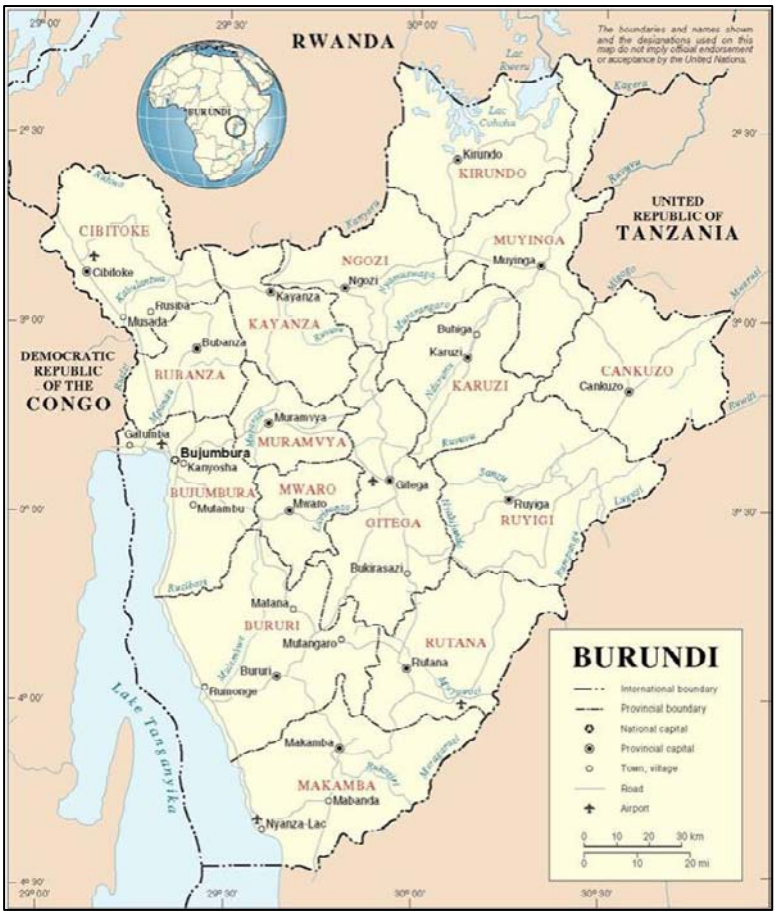


Figure 3-1 Localisation géographique du Burundi (Athman & Way, 2006).

Bujumbura, capitale économique du Burundi, est une ville d'origine coloniale, créée en 1897 au bord du Lac Tanganyika par les Allemands sur un site dénommé Kajaga. Elle est située au bord Est du lac Tanganyika, à l'ouest de la République du Burundi entre 3°30' - 3°51' de latitude sud et 29°31'-29°42' de longitude est et s'étend sur 10 462 hectare. Sur le plan administratif, la ville de Bujumbura est divisée en trois commune (Muha, Mukaza et Ntahangwa), qui s'étendent sur 13 entités administratives érigées en zones urbaines : Buterere, Buyenzi, Bwiza, Cibitoke, Gihosha, Kamenge, kanyosha, Kinama, Kinindo, Musaga, Ngagara, Nyakabiga et Rohero (Figure 3-2).

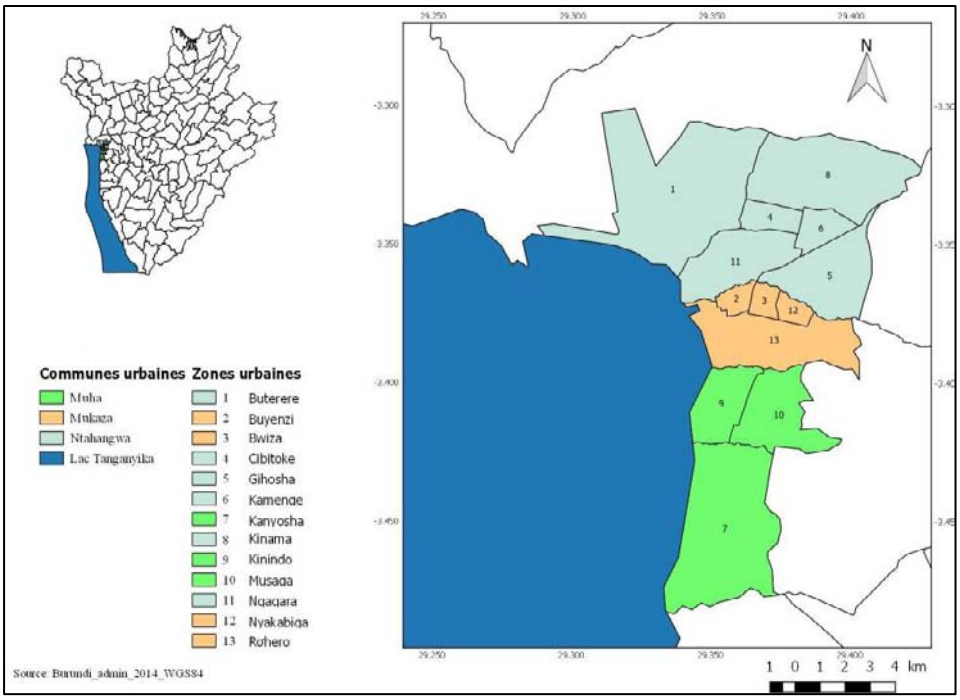


Figure 3-2 Localisation du milieu d'étude et répartition des 13 zones urbaines dans les trois communes de la ville de Bujumbura au Burundi. Carte réalisée par l'auteur en septembre 2019.

3.1.1.2 Hydrologie

Le Burundi est en outre situé sur la ligne de partage de deux grands bassins fluviaux : le bassin du Nil, le plus grand d'Afrique, qui débouche sur la mer Méditerranée au nord-est et le bassin du Congo qui débouche sur l'océan Atlantique (Bidou & Knight, 1992). Les rivières burundaises qui appartiennent au bassin du Congo se jettent dans le lac Tanganyika à l'ouest tandis qu'une grande partie des eaux du pays qui alimentent le bassin du Nil sont drainées par le Ruvubu, le fleuve le plus important du Burundi (Figure 3-3). Les principaux affluents du lac Tanganyika sont la Malagarazi et la Rusizi, cette dernière étant l'exutoire du lac Kivu. Au nord du pays, il existe une multitude de petits lacs, dont les lacs Cohoha et Rweru (140 km^2) sont les plus remarquables. La superficie totale des eaux du Burundi est de 2500 km^2 entourée de marais et de zones humides représentant près d'un dixième de sa superficie (Bizuru, 2005).

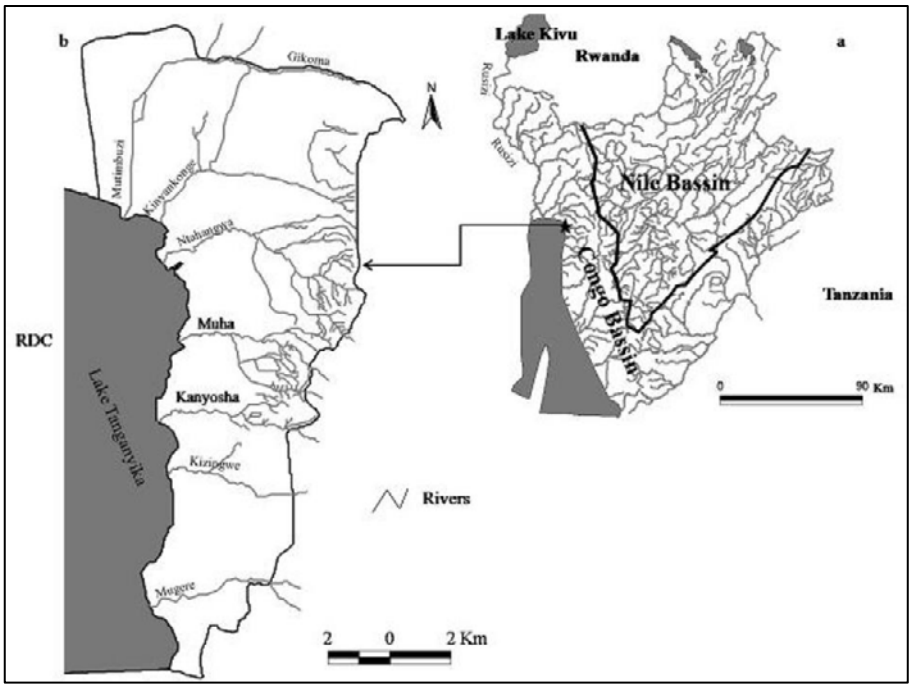


Figure 3-3 Réseaux hydrographiques du Burundi (a) et de la ville de Bujumbura (b) (Bigirimana, 2012).

3.1.1.3 Climat

Dans l'ensemble, le Burundi a un climat tropical humide avec deux saisons (la saison sèche et la saison des pluies). Toutefois, celui-ci est très variable dans l'espace et dans le temps. En effet, avec l'augmentation de l'altitude, les précipitations augmentent et la température diminue (diminution de 0,6 °C par 100 m d'altitude) (Bigirimana, 2012). Sur la crête du Congo-Nil, la précipitation annuelle moyenne la plus élevée enregistrée était de 2000 mm et la température annuelle moyenne la plus basse était de 15°C.

Le climat de la plaine de l'Imbo, dans laquelle se trouve la ville de Bujumbura, est caractérisé par deux saisons (la saison sèche et la saison des pluies) ayant chacune deux variantes : la grande saison sèche (de juin à mi-septembre), la petite saison sèche (de mi-décembre à mi-février), la grande saison des pluies (de mi-février à mai) et la petite saison des pluies (de mi-septembre à décembre) (Kabanyegeye et al., 2020). Cette plaine enregistre des précipitations moyennes annuelles allant de 800 à 1000 m tandis que la température moyenne annuelle est supérieure à 23° (République du Burundi,

2007) (Figure 3-4).

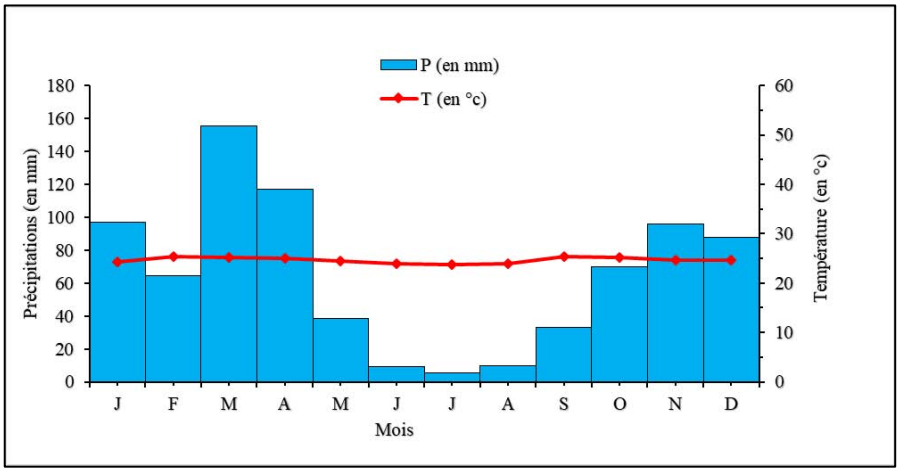


Figure 3-4 Diagramme ombrothermique de Bujumbura. Les données sont issues de l'Institut Géographique du Burundi (IGEBU) pour la période 1996-2007. P : précipitation, T : température, J : janvier, F : février, M : mars, A : avril, M : mai, J : juin, J : juillet, A : août, S : septembre, O : octobre, N : novembre, D : décembre

3.1.2 Aspects démographiques

3.1.2.1 Population et urbanisation

Les résultats du recensement général effectué en 2008 (République du Burundi, 2011) a révélé que la population burundaise s'élevait à 8 053 574 habitants, contre 5 300 000 selon le recensement de 1990 et légèrement au-dessus de 4 000 000 en 1979. Elle est projetée à 13 604 766 habitants en 2025 (République du Burundi, 2017). La population burundaise a donc doublé en vingt-neuf ans, ce qui correspond à un taux de croissance moyen de 2,4 % par an pendant cette période. Même si cette population ne représente que moins de 1% de la population africaine, elle est l'une des populations les plus denses du continent. En effet, sa densité, qui est la 3ème la plus élevée d'Afrique après celle de Maurice (697 hab/km^2) et du Rwanda (406 hab/km^2) est passée à 403 habitants au km² en 2016 (République du Burundi, 2017).

La ville de Bujumbura a une superficie estimée à 10 464 hectares. D'après le recensement de 2008, la population de cette capitale est de 497 166 habitants (République Burundi, 2011) et est projetée à 839 854 habitants en 2025 (Répubique du Burundi, 2017). Depuis que la ville a été fondée en 1897, sa population a connu une augmentation rapide. A titre d'illustration, elle était

de 50 000 habitants en 1960 contre 250 000 habitants en 1980, soit une augmentation de 400% en 20 ans (Bigirimana, 2012). Elle a également augmenté de plus de 111% entre les recensements de 1990 et 2008 (28 ans), passant de 235440 habitants à 497166 habitants, alors que sa superficie n'a augmenté que de 40 km^2 au cours de cette période.

Comme la plupart des villes de création coloniale, la distribution spatiale des entités administratives n'échappe pas à la tripartition classique des villes coloniales : un pôle politique quelque peu isolé, un pôle commercial et des quartiers populaires (Toyi, 2012). Toutefois, suite au phénomène de gentrification qui s'est développé depuis les années 2000, l'architecture de la ville de Bujumbura fait apparaître (i) un urbanisme « hygiénique » visant à loger les cadres de l'administration et un personnel expatrié, (ii) des cités planifiées, destinées à abriter un personnel composite, (iii) des cités populaires historiques, hétéroclites proches du centre-ville qui constituent des centres d'attraction pour le commerce de détail et (iv) des périphéries, mal aménagés qui constituent de fortes agglomérations insalubres (Toyi, 2012).

3.1.2.2 Activités économiques

Le Burundi est un pays à vocation agricole car son secteur agricole compte pour 39,6% du produit intérieur brut (PIB), 84% de l'emploi, 95% de l'approvisionnement alimentaire du pays et 90% des recettes d'exportation (Pedro, 2011 ; Mbago-bhunu et al., 2022). Cette agriculture est essentiellement une activité de subsistance axée principalement sur la banane, le manioc, la patate douce et les haricots. Elle est pratiquée sur les terres dont 38,9% sont des terres arables sur une proportion de 73,3% de terres destinées à l'agriculture au Burundi (Mbago-bhunu et al., 2022). La taille moyenne des exploitations agricoles est de 0,27 hectare par ménage, soit bien en dessous du seuil assurant la viabilité économique fixé à 0,90 hectare (Mbago-bhunu et al., 2022).

L'élevage reste une activité secondaire connexe à la culture et occupe une place importante dans la restauration de la fertilité des terres. On estime qu'il y a au Burundi environ 1 752 764 ménages agricoles dont 70% pratiquent l'élevage (Manirakiza, 2020). Parmi ces derniers, 20% possèdent au moins un bovin, 41% au moins un caprin, 19% au moins un porc, 27% une volaille, ces ménages pouvant avoir des élevages mixtes (République du Burundi, 2018).

La valeur ajoutée de l'élevage a été estimée à 14% PIB national et à 29% du PIB agricole (Manirakiza, 2020).

La pêche est pratiquée principalement dans le lac Tanganyika où la richesse en espèces est estimée à 250 espèces de poissons Cichlidés, dont la quasi-totalité sont endémiques et 150 espèces de non Cichlidés (Bigirimana, 2012 ; Mukabo et al., 2017). A petite échelle, cette activité est également pratiquée dans les lacs du nord du pays, dans les étangs piscicoles et dans certaines rivières (Bigirimana, 2012). La pêche et la pisciculture enregistrent une production insuffisante pour répondre à la demande. En effet, la consommation des produits halieutiques est d'environ 2kg/personne/an contre une moyenne de 8 kg/personne /an pour l'Afrique alors qu'il est recommandé 20kg/personne/an (Mbago-bhunu et al., 2022). Actuellement, l'aquaculture est un secteur en essor sur tout le territoire national surtout dans la plaine de l'Imbo, les plateaux centraux et les dépressions du Nord et de l'Est.

Les secteurs de l'industrie et des services sont concentrés dans les zones urbaines, principalement dans la capitale Bujumbura, une ville portuaire qui abrite également le seul aéroport international du Burundi (Bigirimana, 2012). Cependant, une proportion considérable de la population urbaine est directement liée à la terre pour sa subsistance. Toutefois, l'urbanisation de la ville de Bujumbura a entraîné la conversion des terres agricoles au profit des constructions des nouveaux quartiers (Toyi, 2012 ; Kabanyegeye et al., 2021). La réduction des terres agricoles due à l'urbanisation de la ville de Bujumbura a eu comme résultante directe la disparition totale de l'agriculture urbaine dans un contexte de recherche constante de l'espace pour le logement et les infrastructures socio-économiques de base, situation qui a contribué à la suppression des emplois dans le secteur rizicole et cotonnier (Kabanyegeye et al., 2021).

L'extraction du sable et des pierres dans les rivières traversant la ville de Bujumbura est une autre activité qui n'est pas souvent signalée. Cette exploitation exercée de manière illégale modifie les lits et les berges des rivières, situation qui menace les infrastructures publiques et privées proches.

3.1.3 Pourquoi le choix de la ville de Bujumbura pour l'étude

Après la description plus ou moins détaillée du Burundi, la ville de Bujumbura et sa périphérie, cette section résume les principaux critères qui

ont guidé le choix de Bujumbura parmi d'autres villes du Burundi pour mener cette étude.

Bujumbura, capitale économique du Burundi depuis février 2019 (République du Burundi, 2019), est l'établissement humain qui correspond le mieux à la notion de ville. C'est la plus ancienne (127 ans en 2024), la plus grande (environ 0,38 % de la superficie totale), avec un taux d'urbanisation de 14,4% en 2022 (UNDESA, 2018). Administrativement, elle est subdivisée en trois communes urbaines (Muha, Mukaza et Ntahangwa) qui couvrent treize entités administratives ou zones urbaines. L'aire urbaine de Bujumbura fait partie intégrante de la région naturelle de l'Imbo ; l'une des cinq zones agro-écologiques qui sont (i) la plaine occidentale (correspondant à la région naturelle de l'Imbo), (ii) l'escarpement occidental du Mumirwa, (iii) la crête Congo-Nil (qui comprend les régions naturelles du Mugamba et du Bututsi), (iv) les plateaux centraux (englobant les régions naturelles de Buyenzi, Kirimiro, Buyogoma et Bweru) et (v) les dépressions de Kumoso et de Bugesera (République du Burundi, 2014).

Cette plaine de l'Imbo est à fort potentiel agro-pastoral, dû notamment à sa planéité et ses pâturages, ses zones humides (principalement pour le riz), sa plus grande diversité de sols et le climat le plus chaud (pour une diversité de plantes cultivées et de plantes à cycles courts) (Bigirimana, 2012).

L'expansion rapide de la ville de Bujumbura dans cette région agro-écologique la plus urbanisée du pays implique une perte importante de terres arables, des espaces verts, de pâturages et la végétation des zones tampons le long des rivières et du lac Tanganyika d'une importante richesse floristique. Cette situation compromet gravement l'agriculture urbaine, contribuant ainsi à l'insécurité alimentaire et à la suppression des emplois agricoles d'une économie nationale dominée par l'agriculture. Aussi, menace-t-elle les services écosystémiques rendus par les espaces verts et toutes les formations végétales urbains. De plus, la ville de Bujumbura est voisine du parc national de la Rusizi, situation qui présage une forte pression sur cet écosystème naturel limité et fragile.

Le souci de changer l'image architecturale de la ville de Bujumbura, la doter des infrastructures des conférences et sportives modernes menacent fortement les espaces verts emblématiques de la ville. Il en est de même que la construction des monuments dans l'objectif de commémoration de l'histoire

nationale qui a caractérisé le Burundi depuis son indépendance et l'installations des positions militaires depuis 2015 en vue de protéger les infrastructures publiques stratégiques.

La jeune industrie burundaise et la plupart des secteurs des services sont également concentrées dans cette capitale. Les déchets produits par ces secteurs et par les ménages (une partie des eaux usées et des déchets solides) sont déversés dans le lac Tanganyika et les rivières traversant la ville. Le grand port et l'aéroport international sont installés dans la capitale Bujumbura et la voirie qui traverse toute la ville est dotée d'espaces verts d'accompagnement. Donc, cette ville peut être considérée comme le principal centre d'introduction accidentelle et intentionnelle et dispersion de plantes non indigènes.

La ville de Bujumbura est donc la plus appropriée pour une première analyse les conséquences de l'urbanisation non panifiée sur les écosystèmes naturelles le long du gradient d'urbanisation.

3.2 Méthodologie

3.2.1 Images satellitaires

Les analyses spatiales de cette étude proviennent du traitement des images LandSat (LANDscape SATellite) acquises en saison sèche, de mai à septembre entre 1986 et 2022. Certaines dates d'acquisition des images ont été dictées par les événements nationaux et internationaux relatifs au foncier ainsi que les dates de réalisation des études : la promulgation du premier code foncier au Burundi (1986), la tenue de la deuxième Conférence des Nations Unies sur les établissements humains (1996), l'inventaire des terres domaniales libres et habitables (2001), le lancement du processus de réforme du code foncier burundais (2008), la crise politique (2015).

Les données de type Landsat assurent une couverture globale de la terre grâce aux capteurs MSS (*Multi Spectral Scanner,* opérationnel entre 1972 et 1999), TM (*Thematic Mapper*, opérationnel entre 1982 et 2012), ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*, opérationnel depuis 1999), OLI (*Operational Land Imager,* opérationnel depuis 2013), TIRS (*Thermal InfraRed Sensor*, opérationnel depuis 2013), OLI-2 et TIRS-2 (opérationnel depuis 2021). Les images issues des capteurs TM, ETM et OLI ont été utilisées dans ce travail (Tableau 3-1).

Tableau 3-1 Caractéristiques des images LandSat impliquées dans la couverture de différentes zones d'études. Les capteurs sont: TM (Thematic Mapper), ETM (Enhanced Thematic Mapper), OLI (Operational Land Imager). PIR : Proche infrarouge; IRCLO : Infrarouge à coutre longueur d'onde ; IRT : Infrarouge thermique ; Pan. : Panchromatique.

Capteurs	Bandes spectrales	Longueur d'ondes (µm)	Résolution (m)	Date d'acquisition
TM	Bleu	0,450-0,515	30	03/7/1996
	Vert	0,525-0,605	30	
	Rouge	0,630-0,690	30	
	PIR	0,775-0,900	30	
	IRCLO1	1,550-1,750	30	
ETM	Bleu	0,450 - 0,515	30	2000 02/6/2001 2013 2022
	Vert	0,525 - 0,605	30	
	Rouge	0,630 - 0,690	30	
	PIR	0,730 - 0,900	30	
	IRCLO1	1,550 - 1,750	30	
	IRT	10,40 - 12,5	60/120	
	IRCLO2	2,090 - 2,350	30	
OLI	Côtier/aerosol	0,433-0,453	30	2000, 2013 19/7/2015 16/9/2019 2022
	Bleu	0,450-0,515	30	
	Vert	0,525-0,600	30	
	Rouge	0,630-0,680	30	
	PIR	0,845-0,885	30	
	IRCLO	1,560-1,660	30	
	IRCLO	2,100-2,300	30	
	Pan.	0,500-0,680	15	
	Cirrus	1,360-1,390	30	
	IRT	10,30-11,30	100	
	IRT	11,50-12,50	100	

Plusieurs moyens d'accès aux pages de téléchargement de ces données sont disponibles sur le site web de l'USGS consacré à Landsat: http://landsat.usgs.gov/.

3.2.2 Indices de structure spatiale

Les indices de structure spatiale désignent un ensemble de mesures servant à caractériser la composition et la configuration d'un paysage (Cabala, 2017). Etant donné qu'aucune mesure ne peut résumer à elle

seule la complexité de la configuration du paysage, un ensemble de mesures doit par conséquent être effectué, ce qui explique l'existence d'une abondance d'indices (Cushman & McGarigal, 2002 ; Bogaert & Mahamane, 2005). La difficulté qu'approuvent les écologues, c'est la redondance des indices, ce qui explique le choix de ceux qui sont pertinents ou qui exprimeraient aux mieux les objectifs recherchés (Cabala, 2017). Ainsi, les indices les plus utilisés dans ce travail sont le nombre des taches, l'aire moyenne et totale des taches et la dominance. D'autres indices dont l'indice d'agrégation, la dimension fractale ainsi que l'indice de stabilité ont été employés.

3.2.3 Analyse du potentiel vert existant

En milieu urbain et périurbain, la couverture végétale est connue sous le vocable d' « espace vert ». L'analyse du potentiel vert existant s'est effectuée à travers l'étude des espaces verts existants, en considérant leur typologie, structure spatiale, composition spécifique et leurs services écosystémiques. Ces derniers sont les bénéfices que les humains tirent des écosystèmes.

La typologie des espaces verts est variable selon les villes voire, les continents. D'où la nécessité d'appliquer une analyse typologique adaptée aux différentes villes, surtout celles d'Afrique sub-saharienne en pleine (re)construction (Kong & Nakagoshi, 2005 ; Fuwape & Onyekwelu, 2011 ; Oyebade et al., 2012 ; La Rosa & Privitera, 2013). L'approche d'adaptation des typologies existante a été privilégiée dans cette étude. En vue de trouver la typologie adapté aux espaces verts de la ville de Bujumbura, la revue de la littérature sur les inventaires d'espaces verts existants a été consultée (Jancel, 1997 ; Hermy & Cornelis, 2000 ; Bougé, 2009 ; Mensah, 2014b ; Sambieni et al., 2018 ; Useni et al., 2018). De ces typologies, celles qui ont le plus retenues sont celles qui ont la particularité de classer les espaces verts selon l'occupation du sol. Elles ont été complétées par les observations de terrain.

La structure spatiale de l'infrastructure verte de la ville de Bujumbura a été quantifiée à travers un certains nombres d'indices, en particulier ceux qui renseignent sur la fragmentation du paysage (Bogaert at al., 2014). La santé de l'infrastructure verte de la ville de Bujumbura a été mesurée grâce à l'Indice de Végétation par Différence Normalisée (NDVI) étant donné qu'une dégradation de la végétation d'un écosystème ou une diminution de l'intensité

de la verdure entraîne une diminution de la valeur NDVI (Meneses-Tovar, 2011).

L'inventaire de la flore caractéristique des espaces verts de la ville de Bujumbura qui sont en dehors des habitations a été faite en utilisant la méthode des itinéraires (Amontcha et al., 2017). Cette méthodologie a été guidée par le fait que dans cette recherche, l'objectif a été seulement celui de faire un inventaire de toutes les espèces présentes dans chaque espace vert échantillonné. Après l'inventaire ; les échantillons collectés ont été gardés dans une presse métallique et les des spécimens d'herbiers ont été séchés définitivement à l'étuve pour ensuite être déposés à l'Herbarium de l'Université du Burundi (Kabanyegey et al., 2022).

L'appréciation des services écosystémiques rendus par les espaces verts de la ville de Bujumbura a été faite par les acteurs de la communauté universitaire, considérés comme locaux via une enquête Web et d'un guide d'entretien.

3.2.4 Inventaire et examen des perturbations anthropiques

Les observations exploratoires et des échanges par le biais de focus groupes de 9 à 12 personnes ont permis de déterminer et de valider les perturbations anthropiques identifiées. Ces focus groupes étaient composés par les riverains des espaces verts dont l'accès était possible. Ces riverains étaient constitués des tous les couches socio-économiques de la population suivant que l'espace vert se trouvait dans la partie à statut morphologique urbain ou périurbain. Tous les sexes étaient aussi représentés au sein des focus groupes et l'âge des membres variait entre 20 ans et 70 ans. Un guide d'entretien des questions ouvertes relatives aux les indicateurs des perturbations anthropiques retenues à base de la littérature a facilité les échanges.

L'analyse parcellaire et inférieure au kilomètre carré (André et al., 2014) a permis de noter la présence ou l'absence d'indicateurs dans chaque maille. Un test de Friedman sous SPSS a été conduit afin de comparer les différents types de perturbations en termes de fréquence (Bougé, 2009; Rakotondrasoa et al., 2013). Enfin, un test de Chi-carré d'indépendance a été réalisé afin de vérifier s'il y aurait des associations (Peres et al., 2006) entre les perturbations anthropiques des espaces verts de Bujumbura.

4

Trente-trois ans de dynamique spatiale d'occupation du sol de la ville de Bujumbura, république du Burundi

Chapitre 4. Trente-trois ans de dynamique spatiale de l'occupation du sol de la ville de Bujumbura, République du Burundi

4.1 Références bibliographiques

Henri Kabanyegeye, Yannick Useni Sikuzani, Kouagou Raoul Sambieni, Tatien Masharabu, François Havyarimana et Jan Bogaert. *Afrique SCIENCE* 18(1) (2021) 203 – 215

4.2 Résumé

Cette étude a pour objectif d'analyser la dynamique spatio-temporelle du phénomène d'urbanisation de la ville de Bujumbura. Nous avons effectué cette analyse, à partir de six images Landsat acquises entre 1986 et 2019, par l'approche cartographique couplée aux outils de l'écologie du paysage. Les résultats révèlent qu'au cours des trois dernières décennies, la proportion de la superficie du bâti a quadruplé au détriment notamment de la végétation dont la proportion est réduite de moitié. La dynamique paysagère observée résulte d'une anthropisation illustrée par la dissection de la végétation, par opposition à la création des taches du bâti. Le sol nu a connu une relative stabilité dans le paysage étudié. Ces transformations spatiales du paysage urbain de Bujumbura compromettent la durabilité des services écosystémiques fournis par les espaces verts.

Mots-clés : Urbanisation, paysage urbain, végétation, étalement urbain, Burundi.

4.3 Abstract

The aim of this study is to analyze the spatio-temporal dynamics of the urbanization phenomenon in the city of Bujumbura. We conducted this analysis based on six Landsat images acquired between 1986 and 2019 by the cartographic approach coupled with landscape ecology tools. The results reveal that over the last three decades, the proportion of built area has quadrupled, to the detriment in particular of vegetation, the proportion of which is reduced by half. The observed landscape dynamics is the result of

anthropization illustrated by the dissection of vegetation, as opposed to the creation of built patches. The bare soil was relatively stable in the studied landscape. These spatial transformations of Bujumbura urban landscape compromise the sustainability of the ecosystem services provided by green spaces.

Keywords: Urbanization, urban landscape, vegetation, urban sprawl, Burundi

4.4 Introduction

L'urbanisation est un phénomène d'anthropisation des paysages indéniable à l'heure actuelle (André et al., 2014). La population urbaine mondiale est passée de 30 % en 1950 à 55 % en 2018 et avoisinera près de 70 % d'ici 2050 d'après les statistiques des Nations Unies (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, UNDESA, 2018).

Toutefois, le processus d'urbanisation ralenti dans les pays développés (Turan et al., 2010), se produit actuellement à grande vitesse dans les pays en développement (Attoumani et al., 2019), notamment suite aux effets conjugués de l'accroissement naturel et de l'exode rural.

Dans ce contexte, le développement durable dépendra, entre autres, de la gestion réussie de la croissance spatiale urbaine, en particulier dans les pays à faibles revenus où l'urbanisation la plus rapide est attendue d'ici 2050, comme notamment ceux d'Afrique subsaharienne (UNDESA, 2018). La population urbaine de cette région devrait passer de 200 millions d'individus en 2000 à un milliard en 2050, ce qui augmentera l'emprise des villes de cette région sur les paysages dont elles font partie à travers le processus de dédensification (Angel, 2011). L'expansion spatiale de la ville de Kampala en Ouganda, où les surfaces urbanisées ont quintuplé en passant de 71 km² en 1989 à 386 km² en 2010 (Vermeiren et al., 2012b), en est un exemple frappant.

Il est à noter que les populations vivant dans les villes d'Afrique subsaharienne cherchent à assurer leur logement dans un contexte économique peu favorable, en se souciant peu de la préservation de la végétation, notamment dans les zones périurbaines (Useni et al., 2017), en dépit de son importance pour le bois de feu, la construction, les pâtures et autres (Sambieni et al., 2018). Ainsi, dans la plupart des cas, les changements rapides de l'occupation du sol dans les villes d'Afrique Subsaharienne constituent une

manifestation de l'absence de planification qui prévaut depuis les années 1950 (Vermeiren et al., 2012b).

La croissance spatiale urbaine non planifiée mène en général à la formation de ghettos sociaux, au renforcement des inégalités sociales, à la dégradation visuelle des paysages, à des conflits d'intérêts dus à la multiplication des acteurs y vivant ou y pratiquant une activité (André et al., 2014). Ce processus mène aussi à la détérioration de la qualité de l'environnement urbain notamment à travers la suppression de la couverture végétale originelle (Bogaert, 2008 ; Useni et al., 2017). Or, les éléments et formations végétales en milieux urbanisés (arbres urbains, ceintures vertes et autres forêts périurbaines) deviennent de plus en plus importants pour le développement durable (Vermeiren et al., 2012b).

La ville de Bujumbura, où les différents acteurs, faute d'outils pratiques et de formations, peinent à appliquer le plan directeur d'urbanisme pour l'horizon 2045, n'échappe pas à cette tendance. En effet, à raison d'une forte demande en logements, la croissance spatiale de la ville est marquée par la densification des quartiers centraux existants et des lotissements qui sont à l'origine de la création de nouveaux quartiers en périphérie de la ville (Toyi, 2012). Sa population est passée de 497 166 habitants en 2008 à 743514 habitants en 2020 (République du Burundi, 2017), sur une superficie de la ville estimée à 0,3 km² en 1907 (République du Burundi, 2014) et qui ne cesse de s'étendre.

Cette évolution disproportionnée entre la croissance de la population et la surface urbanisée est à l'origine des conséquences écologiques considérables dont les plus perceptibles sont la disparition des espaces verts emblématiques de la ville.

Pour permettre une planification de l'aménagement urbain adaptée au contexte local, la quantification des changements spatiaux des milieux urbanisés s'avère nécessaire (Sène, 2018). Une telle analyse est utile pour l'évaluation de la dynamique des paysages et ses conséquences sur les processus écologiques (Vermeiren et al., 2012 ; Useni et al., 2018).

La présente étude a pour objectif l'analyse de la dynamique spatiale de l'occupation du sol de la ville de Bujumbura de 1986 à 2019. Elle se base sur l'hypothèse selon laquelle la dynamique du paysage de Bujumbura est caractérisée par une régression importante de la végétation.

4.5 Matériel et méthodes

4.5.1 Milieu d'étude

La ville de Bujumbura a été créée en 1897 au bord du Lac Tanganyika par les Allemands sur un site dénommé Kajaga. Elle est située à l'Ouest de la République du Burundi entre 3° 30' et 3° 51' de latitude Sud et 29°31' et 29° 42' de longitude Est. Avec une superficie estimée à 10 462 hectares (d'après la nouvelle délimitation), elle est subdivisée en trois communes (Muha, Mukaza et Ntahangwa) qui s'étendent sur 13 entités administratives érigées en zones urbaines : Buterere, Buyenzi, Bwiza, Cibitoke, Gihosha, Kamenge, Kanyosha, Kinama, Kinindo, Musaga, Ngagara, Nyakabiga et Rohero (Figure 4-1). Son climat est caractérisé par deux saisons (la saison sèche et la saison des pluies) ayant chacune deux variantes : la grande saison sèche (de juin à mi-septembre), la petite saison sèche (de mi-décembre à mi-février), la grande saison des pluies (de mi-février à mai) et la petite saison des pluies (de mi-septembre à décembre). La ville de Bujumbura enregistre des précipitations moyennes annuelles allant de 800 à 1000 mm tandis que la température moyenne annuelle est supérieure à 23°C (République du Burundi, 2007). Le relief est caractérisé par une plaine qui se relève d'Ouest en Est, avec une altitude moyenne de 820 mètres. La ville est dominée par des sols argileux dans sa partie nord tandis que les sols sableux sont répandus dans sa partie sud. La partie non construite de la ville de Bujumbura est couverte de champs, de jachères et de végétation naturelle résiduelle (Bigirimana, 2012b). Les activités socio-économiques réalisées dans la ville de Bujumbura sont la pêche, l'industrie, les services administratifs et l'agriculture urbaine.

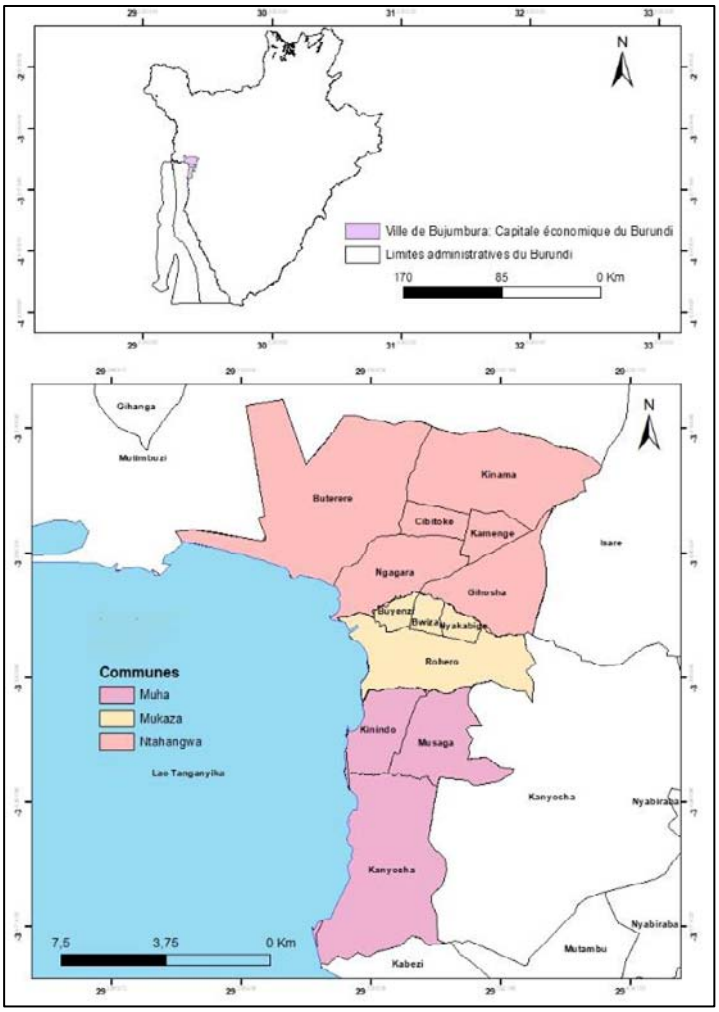


Figure 4-1. Localisation et subdivision administrative de la ville de Bujumbura.

4.5.2 Choix des données

La zone d'étude de 14510 ha, couvrant l'entièreté de la ville de Bujumbura, a été isolée sur six images Landsat de 30 m de résolution. Ces images, issues des capteurs Thematic Mapper (TM), Enhanced Thematic Mapper (ETM) et Operational Land Imager (OLI), ont été téléchargées sur le site Earth Explorer (https://earthexplorer.usgs.gov). Les images Landsat issues des capteurs TM datent du 03/07/1986 et du 30/07/1996 ; celle issue du capteur ETM date du 02/06/2001 et celles du capteur OLI datent du 19/07/2015 et du 16/09/2019. Il est à noter que toutes ces images ont été acquises entre mai et septembre,

période qui correspond à la saison sèche et au cours de laquelle la couverture nuageuse est faible (Salmon et al., 2007). Les événements nationaux et internationaux relatifs au foncier et à l'habitat ont guidé le choix des images, notamment la promulgation du premier code foncier au Burundi (1986), la tenue de la deuxième Conférence des Nations Unies sur les établissements humains (1996), l'inventaire des terres domaniales libres et habitables (2001), le lancement du processus de réforme du code foncier burundais (2008) et la crise politique (2015). Les logiciels ENVI 4.5 et ArcGis 10.0 ont été utilisés respectivement pour la classification des images et la production des cartes thématiques.

4.5.3 Prétraitement des images et classifications

Le prétraitement des images Landsat a été réalisé afin d'augmenter l'apparence des données, facilitant ainsi une meilleure extraction et une interprétation de l'information. Premièrement, les images Landsat utilisées ont été géoréférencées dans le référentiel UTM Zone 36S en utilisant l'image Landsat de 2019 comme référence et 30 points de contrôle de terrain. La précision géométrique du calage entre l'image Landsat de 2019 et les images antérieures était inférieure à 1 pixel, le minimum requis pour une analyse des changements de l'occupation du sol (Mas, 2000). Par la suite, une correction radiométrique, appuyée sur des invariants radiométriques, a été réalisée grâce à l'approche de régression linéaire (Song et al., 2001). Pour cette raison, des points de repère radiométriques, caractérisés par une réflectance invariante, ont été identifiés sur les images Landsat utilisées (Barima et al., 2009). Une composition colorée fausse couleur a été effectuée en associant les bandes proche infrarouge, rouge et vert, les deux premiers canaux étant plus employés pour discriminer au mieux la végétation (Barima et al., 2009). Ensuite, une classification non supervisée a permis de regrouper les occupations du sol en neuf classes. Il est à noter que ce nombre élevé de classes d'occupation du sol offrait la possibilité de fusionner ultérieurement des classes radiométriquement similaires. Ainsi, sur la base des connaissances in situ, acquises lors des visites sur le terrain au mois de juillet 2019, d'anciennes cartes de l'occupation du sol et des images Google Earth, un regroupement des classes de l'occupation du sol a été réalisé à travers une classification supervisée appuyée sur l'algorithme du maximum de vraisemblance. Cet algorithme repose sur les statistiques des zones d'entrainement, en calculant

la probabilité d'appartenance d'un pixel à une classe donnée afin de l'affecter à l'occupation du sol la plus probable (Havyarimana et al., 2018 ; Girard & Girard, 2010). Ainsi, quatre classes pertinentes de l'occupation du sol ont été retenues en fonction de l'objectif de l'étude : le bâti (les maisons, les routes, la piste de l'aéroport), les sols nus (terrains nus), l'eau (les plans d'eau, les stations d'épuration et de décantation) et la végétation (les espaces verts, les champs, les galeries arbustives et les plantations (péri)urbaines). La validation des classifications a été réalisée à partir de la précision globale et du coefficient de Kappa (Girard & Girard, 2010) issus de six matrices de confusion. Les valeurs de Kappa inférieures à 50 %, comprises entre 50 - 75 % et supérieures à 75 %, indiquent respectivement une classification médiocre, acceptable et excellente (Bogaert et al., 2014). Pour chaque occupation du sol, au moins 30 points ont été utilisés pour cette évaluation.

4.5.4 Mise en évidence de la dynamique de la structure spatiale

Trois indices de structure spatiale ont été calculés afin d'étudier les rapports entre la structure spatiale du paysage et les processus écologiques en termes quantifiables. Il s'agit de l'aire totale des taches (a_t), du nombre de taches (n) et de l'indice de dominance (D) défini comme le rapport entre l'aire de la plus grande tache de la classe d'occupation du sol et l'aire totale de la même classe. Ces indices renseignent sur la fragmentation du paysage entre deux dates (Bogaert et al., 2014). Cinq matrices de transition ont été créées afin de quantifier la dynamique de conversion entre les classes d'occupation du sol sur les périodes considérées dans l'étude. La matrice de transition, obtenue par superposition des cartes d'occupation du sol, renseigne, d'une part la conversion entre occupations du sol (proportions en ligne et en colonne) et la stabilité des classes d'occupation du sol (diagonale) (Bogaert et al., 2014) d'autre part. Les processus de transformation spatiale qui sous-tendent les dynamiques spatiales observées (Useni et al., 2017 ; Bogaert et al., 2008) ont été identifiés grâce à un arbre de décision basé sur trois paramètres, à savoir le nombre de taches, l'aire et le périmètre des classes (Barima et al., 2009 ; Bogaert et al., 2004). La valeur prédéfinie de la proportion de diminution d'aire ($t = 0,5$) (Bogaert et al., 2004) a été utilisée pour distinguer le processus de fragmentation de la dissection avec des valeurs supérieures à 0,5 indiquant que le paysage a subi le processus de dissection tandis que celles inférieures

ou égales à 0,5 indiquent la prévalence du processus de fragmentation (Barima et al., 2009).

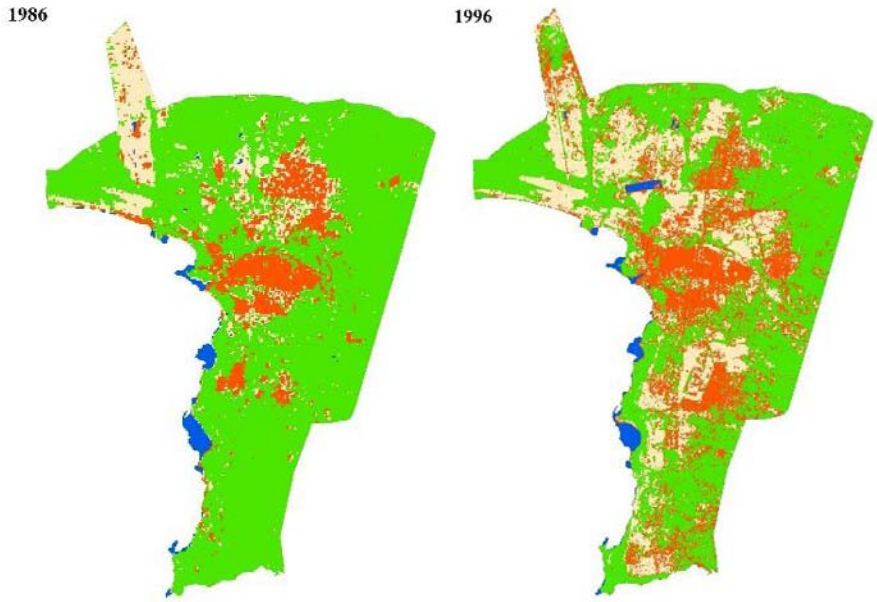
4.6 Résultats

4.6.1 Classifications et cartographie

Les résultats issus de l'analyse de la qualité des classifications supervisées réalisées révèlent que, pour chacune des images, les valeurs de la précision globale et du coefficient de Kappa se rangent respectivement entre 88,1 % et 97,1 % ainsi que 81,0 % et 95,0 % (Tableau 4-1); ce qui indique une discrimination statistiquement fiable entre les différentes classes d'occupation du sol. L'analyse visuelle des cartes obtenues (Figure 4-2) montre que le bâti et le sol nu sont caractérisés par une dynamique progressive au détriment de la végétation. La classe « eau » a été exclue du reste des résultats au regard de sa relative stabilité dans le paysage urbain de Bujumbura.

Tableau 4-1 Précisions des classifications supervisées des images Landsat de 1986, 1996, 2001, 2008, 2015 et 2019 appuyées sur l'algorithme de maximum de vraisemblance.

Indices	**1986**	**1996**	**2001**	**2008**	**2015**	**2019**
Précision globale (%)	97,1	90,9	95,6	97,4	91,5	88,1
Kappa (%)	95,2	86,7	93,3	96,3	86,8	81,4



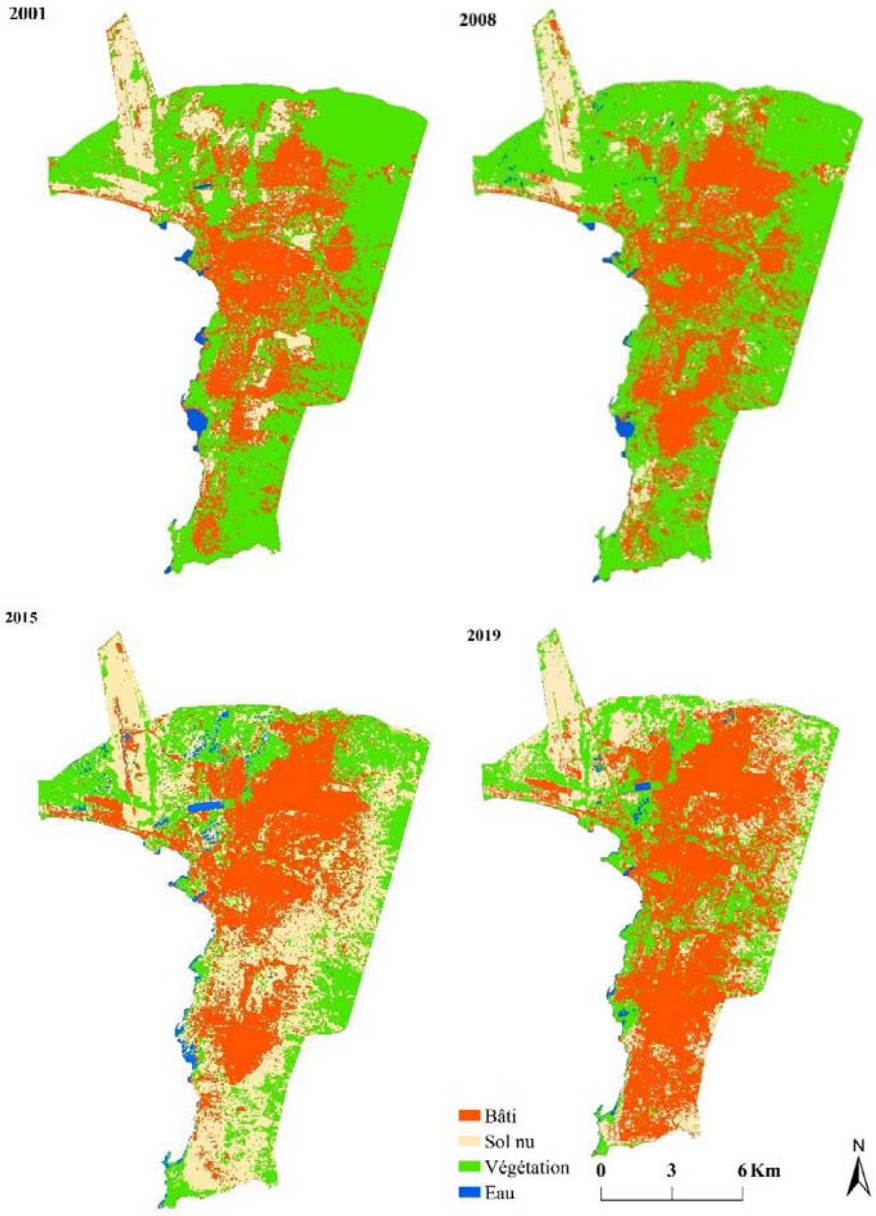


Figure 4-2 Occupation du sol de la ville de Bujumbura. Les cartes sont issues des classifications supervisées des images Landsat de 1986 à 2019 appuyées sur l'algorithme du maximum de vraisemblance.

4.6.2 Dynamique de composition

Durant la période étudiée (1986-2019), le paysage a été dominé par une transition matérialisée par le remplacement de la végétation, matrice du paysage en 1986, par les surfaces bâties qui ont constitué la nouvelle matrice du paysage en 2019 (Tableau 4-2). La période de 1986 à 1996 est caractérisée par la conversion de 12,9 % et de 14,1 % de la végétation, respectivement vers le bâti et le sol nu. Entre 1996 et 2001, 6,1 % du bâti ont évolué vers la végétation. Sur la même période, les sols nus sont convertis en bâti à 8,3 % et en surfaces végétalisées à 5,6 %. Au même moment, le bâti s'est étendu au dépend de la végétation à 8,1 %. La période de 2001 à 2008 est marquée par les changements des surfaces végétalisées qui ont d'un côté augmenté de 6,8 % au dépend du bâti et de l'autre côté ont diminué de 7,2 % en faveur du sol nu. La période de 2008 à 2015 est plutôt marquée par la conversion de 9,0 % du bâti et de 20 % des surfaces végétalisées en sol nu. Par contre, entre 2015 et 2019, les surfaces de sol nu ont diminué de 14,1 % en faveur du bâti et de 14,3 % pour devenir des surfaces végétalisées. Il ressort de ce qui précède qu'entre 1986 et 2019, les changements de l'occupation de sol de la ville de Bujumbura sont caractérisés par une diminution des surfaces végétales parallèlement à une augmentation de la surface du bâti et à une séquence de progression/régression de la surface de sol nu.

Tableau 4-2 Matrice de transition décrivant les changements d'occupation du sol dans la ville de Bujumbura. Les totaux des lignes et des colonnes font référence respectivement aux classes d'occupation du sol pour la première et la deuxième année d'étude. Les valeurs en gras représentent la fraction de l'empreinte urbaine qui n'a pas été transformée entre les deux années considérées. Les autres valeurs de la matrice renseignent sur le changement de l'occupation du sol. Les totaux ne correspondent pas à 100 % car la classe eau a été exclue des analyses.

		Année 1996			
	Classe	Bâti	Sol nu	Végétation	Total
Année 1986	Bâti	**7,2**	2,7	1,9	11,8
	Sol nu	3,3	**5,8**	3,0	12,1
	Végétation	12,9	14,1	**46,7**	73,7
	Total	23,4	22,6	51,6	
		Année 2001			
Année 1996	Bâti	**15,5**	2,0	6,1	23,6
	Sol nu	8,3	**8,8**	5,6	22,7

	Végétation	8,1	3,4	**40,4**	51,9
	Total	31,9	14,2	52,1	
	Année 2008				
Année 2001	Bâti	**23,3**	1,8	6,8	31,9
	Sol nu	4,3	**6,2**	3,8	14,3
	Végétation	7,2	2,8	**42,2**	52,2
	Total	34,8	10,8	52,8	
	Année 2015				
Année 2008	Bâti	**24,4**	9,0	1,3	34,7
	Sol nu	2,6	**6,9**	1,3	10,8
	Végétation	7,3	20,0	**24,3**	51,6
	Total	34,3	35,9	26,9	
	Année 2019				
Année 2015	Bâti	**29,9**	2,1	2,0	34,0
	Sol nu	14,1	**6,8**	14,3	35,2
	Végétation	4,5	3,5	**19,0**	27,0
	Total	48,5	12,4	35,3	

4.6.3 Dynamique structurale

Entre 1986 et 1996, il a été enregistré une création de taches de bâti et de sol nu suite à l'augmentation du nombre de taches et de leur aire totale. Le processus de transformation spatiale caractéristique de la végétation a été la dissection des taches d'autant plus que la diminution de l'aire totale est accompagnée de l'augmentation du nombre de taches, avec une valeur de t supérieure à 0,5. Sur la période de 1996 à 2001, l'agrégation des taches a été le processus de transformation spatiale caractéristique du bâti et de la végétation car l'augmentation de leur aire totale résulte de la diminution du nombre des taches. La suppression a été le processus caractéristique du sol nu car il est noté une diminution simultanée de l'aire totale et du nombre des taches. Entre 2001 et 2008, le bâti et la végétation ont connu la création de taches suite à l'augmentation du nombre de taches et de leur aire totale. Le processus de transformation spatiale caractéristique du sol nu a été la dissection car la diminution de l'aire totale de taches est accompagnée de l'augmentation du nombre de taches. La période de 2008 à 2015 a été caractérisée par l'agrégation des taches de sol nu. En effet, la diminution du nombre de taches de sol nu est suivie par l'augmentation de leur aire totale. Inversement, la dissection a été le processus de transformation spatiale

caractéristique de la végétation suite à une diminution de l'aire totale parallèlement à l'augmentation du nombre des taches (t > 0,5).

Tableau 4-3 Valeurs des paramètres permettant l'identification des processus de transformation spatiale qui sous-tendent les changements observés sur la base de l'arbre de décision utilisé.

	Bâti	Sol nu	Végétation
1986			
n	278	503	12
a_t	1725,0	1769,0	10771,0
D	37,0	35,0	99,8
1996			
n	2736	1800	1102
a_t	3436,0	3291,0	7524,0
D	39,0	19,0	88,0
2001			
n	1445	1564	867
a_t	4668,0	2073,0	7611,0
D	83,0	38,0	81,0
2008			
n	1458	2166	903
a_t	5045,0	1580,0	7698,0
D	77,0	37,0	82,0
2015			
n	1085	1791	1319
a_t	4984,0	5234,0	3976,0
D	64,0	60,5	80,8
2019			
n	1159	1649	1547
a_t	7059,0	1833,0	5252,0
D	91,0	32,6	38,5

n: nombre de taches, at: aire totale (ha). Ces données sont issues de l'analyse des images Landsat de 1986 à 2019 de la ville de Bujumbura.

De manière surprenante, la suppression a été le processus de transformation spatiale caractéristique de bâti suite à la diminution simultanée de l'aire totale et du nombre des taches.

Enfin, sur la période de 2015 à 2019, les taches de bâti et de végétation ont enregistré la création comme processus de transformation spatiale dominant suite à l'augmentation simultanée de l'aire totale et du nombre des taches tandis que la tendance inverse a été observée pour le sol nu à travers le processus de suppression des taches. Entre 1986 et 2019, les valeurs de la dominance de la végétation et du sol nu ont baissé ; ce qui démontre leur disparition progressive, conséquence d'une influence anthropique et aussi d'une suppression de certaines taches fragmentées. Inversement, les valeurs de dominance, faibles en 1986 pour le bâti, ont augmenté de façon remarquable en 2019 indiquant une tendance à la densification du bâti à certains endroits.

Tableau 4-4 Processus de transformation spatiale observé après application de la typologie de l'arbre de décision utilisé pour chacune des classes d'occupation du sol de 1986 à 2019 dans la ville de Bujumbura.

Occupation du sol	1986-1996	1996-2001	2001-2008	2008-2015	2015-2019
Bâti	Création	Agrégation	Création	Suppression	Création
Sol nu	Création	Agrégation	Dissection	Agrégation	Suppression
Végétation	Dissection	Suppression	Création	Dissection	Création

4.7 Discussion

4.7.1 Approche méthodologique

Les images Landsat, bien que peu adaptées pour des études des paysages urbanisés où la surface d'un pixel unique peut couvrir différentes occupations du sol, ont permis de répondre à l'objectif fixé par cette étude grâce au regroupement des classes de l'occupation du sol. Il est à noter que ces images sont largement utilisées pour cartographier et quantifier la dynamique spatio-temporelle des paysages urbains d'Afrique subsaharienne (Messina et al., 2019). Aucune approche de classification des images satellitaires ne se suffit si elle n'est pas appuyée sur la connaissance de la réalité des observations du terrain, qui contribue par ailleurs à atténuer le degré de confusion entre pixels rapprochés thématiquement (Foody, 2010). Grâce aux missions de terrain, des valeurs de Kappa comprises dans la gamme des classifications excellentes (Foody, 2010) sont notées dans la présente étude. Par ailleurs, à l'échelle des paysages, l'anthropisation est souvent marquée par des changements dans la structure spatiale (Bogaert et al., 2004) dont la quantification nécessite le calcul des indices de structure spatiale. Les indices retenus dans cette étude,

le nombre et l'aire des taches sont considérés comme compromis idéal dans la caractérisation de la configuration des paysages (Foody, 2010). Dans le cadre de cette étude, peu d'indices ont été utilisés car la plupart était fortement corrélés (Bogaert et al., 2014).

4.7.2 Dynamique paysagère au sein de la zone urbaine et périurbaine de Bujumbura

L'urbanisation de la ville de Bujumbura a entraîné la conversion des terres agricoles au profit des constructions des nouveaux quartiers (Toyi, 2012). Cela est une conséquence directe des migrations et de la guerre civile qu'a connues le pays depuis 1993 sans ignorer l'accroissement naturel de la démographie. En effet, la rareté combinée à l'infertilité des terres agricoles dans un contexte de démographie galopante ont poussé la population qualifiée de jeunes adultes à migrer en ville à la recherche d'un lendemain supposé meilleur (Burundi, 2017 ; Dumont, 2012). Cette croissance urbaine due à l'exode rural a été décrite comme élevée dans les pays où la proportion de la population rurale dépasse 50 % (Dumont, 2012) comme c'est le cas au Burundi où elle est de près de 87 % (UNDESA, 2018). En outre, la guerre civile que le pays a connue depuis 1993 a contribué drastiquement à l'urbanisation de la ville de Bujumbura comme cela a été noté au Mozambique (Vivet, 2015) et au Soudan (Lavergne, 1999). En effet, pendant qu'il y avait des destructions massives des habitations dues à la guerre, certaines constructions destinées à accueillir les réfugiés à la recherche d'un abri sûr ont été érigées. Inversement, dans les quartiers détruits, les espaces antérieurement occupées par le bâti ont été colonisés par la végétation. Depuis les années 2001, en plus des quartiers informels, des lotissements ont été planifiés et de nouveaux quartiers créés (Toyi, 2012) ; ce qui explique l'évolution croissante du bâti. Au cours de la même période, il a été noté une occupation des sols nus par le bâti étant donné qu'ils constituent des terrains faciles à aménager (Useni et al., 2019). Par ailleurs, il est noté une évolution séquentielle entre les sols nus et la végétation. D'une part, les lotissements des nouveaux quartiers contribuent à la conversion de la végétation en sol nu. D'autre part, quand les permis de construire tardent à être délivrés, ces sols nus sont colonisés par des espèces exotiques invasives dans la plupart des cas (Bigirimana, 2012). La réduction des terres agricoles due à l'urbanisation de la ville de Bujumbura a eu comme résultante directe la disparition totale de l'agriculture urbaine dans un contexte

de recherche constante de l'espace pour le logement et les infrastructures socio-économique de base. Cette situation a contribué à l'insécurité alimentaire à Bujumbura, à la suppression des emplois dans le secteur rizicole et cotonnier ainsi qu'à l'accentuation des inondations des quartiers Nord et Sud de la ville. Au niveau africain, l'exemple de Freetown en Sierra Leone où, en réponse à une croissance démographique rapide, environ 882 ha des terres agricoles en 1986 ont été convertis en résidences en 2000, en particulier dans la zone périurbaine, reste le plus frappant (Forkuor & Cofie, 2011). Par ailleurs, la nature dysfonctionnelle des règlements d'urbanisme, liée à la nature obsolète de ces derniers est un facteur à la base de la régression et de la dégradation de la végétation dans les villes africaines (Useni et al., 2019). Au Burundi, la période 2000-2015 a été marquée par une urbanisation dépourvue d'outils de planification et de gestion urbaine et les documents qui existaient étaient tombés en désuétude. Ainsi, durant cette période, le développement urbain s'est réalisé à travers un pilotage à vue, avec parfois des conséquences néfastes sur l'extension des villes. Cette situation a entraîné la disparition des champs de cultures, de certains espaces verts et des pâturages des hippopotames le long du littoral du lac Tanganyika. Dans le contexte de Bujumbura, les espaces verts sont remplacés par des bâtiments administratifs ou commerciaux compromettant ainsi leur espoir de régénération. La régression des espaces verts consécutive à la croissance spatiale urbaine rapide et peu contrôlée a été également notée à Lubumbashi en RDC (Useni et al., 2017), à Abuja au Nigeria (Fanan et al., 2011) et au centre-Togo (Koumoi et al., 2013). Pourtant, la présence de la végétation en milieux urbanisés est une source non négligeable de divers services écosystémiques tels que la purification de l'air et de l'eau, la régulation du microclimat ou le traitement des déchets, etc. (Useni et al., 2017).

4.8 Conclusion

La présente étude a mis en évidence la dynamique paysagère du phénomène d'urbanisation de la ville de Bujumbura. Les résultats ont révélé une diminution de la surface de la végétation parallèlement à une augmentation de la surface du bâti et une séquence de progression/régression de la surface de sol nu. En 33 ans (entre 1986 et 2019), les valeurs de dominance, faibles en 1986 pour le bâti, ont augmenté de façon remarquable en 2019 indiquant une tendance à la densification du bâti. Sur la même période, les valeurs d'aire

totale de la végétation ont chuté, suivie d'une augmentation du nombre de taches, confirmant ainsi l'existence de la dissection comme processus de transformation spatiale dominant. En raison des facilités d'aménagement, le sol nu est apparu comme pourvoyeur d'espace pour le bâti et est parfois colonisé par la végétation lorsque les terrains trainent à être construits. Nos résultats mettent en évidence la nécessité de la prise en compte de la conservation de la biodiversité dans le processus de développement urbain, dans une zone où les populations dépendent fortement des ressources végétales.

5

Diversité floristique et statut de conservation des espaces verts de la ville de Bujumbura (Burundi)

Chapitre 5. Diversité floristique et statut de conservation des espèces des espaces verts de la ville de Bujumbura (Burundi)

5.1 Références bibliographiques

Henri Kabanyegeye, Joël Ndayishimiye, Paul Hakizimana, Tatien Masharabu, François Malaisse & Jan Bogaert. Geo-Eco-Trop, *46* (1) : 15-28

5.2 Abstract

The alteration of green spaces resulting from the urbanization process has always attracted the curiosity of researchers. It is in this perspective that this study focused on the knowledge of the characteristic flora of green spaces in the city of Bujumbura (Burundi). The results revealed that it consists of 127 species belonging to 109 genera and 53 families. The families of the Euphorbiaceae (7.1%), of the Fabaceae (7.1%), of the Arecaceae (6.3%), of the Poaceae (5.5%), of the Araceae (3.9%) and of the Malvaceae (3.9%) are the most represented and add up, at them only, more than one third (33.9%) of the total number of species listed. They are essentially dominated by introduced species at a level of 74.0%. Two species (*Lantana camara* and *Spathodea campanulata*) are qualified as invasive. It is necessary to take measures to conserve urban biodiversity in order to avoid the homogenization of urban vegetation to the benefit of introduced species.

Key words: Bujumbura, Green space, Floristic diversity, Introduced species.

5.3 Résumé

L'altération des espaces verts résultant du processus d'urbanisation n'a cessé d'attirer la curiosité des chercheurs. C'est dans cette perspective que cette étude a mis l'accent sur la connaissance de la flore caractéristique des espaces verts de la ville de Bujumbura (Burundi). Les résultats ont révélé qu'elle est constituée de 127 espèces relevant de 109 genres et 53 familles. Les familles des Euphorbiaceae (7,1%), des Fabaceae (7,1%), des Arecaceae (6,3%), des Poaceae (5,5%), des Araceae (3,9%) et des Malvaceae (3,9%) sont les plus représentées et totalisent, à elles seules plus d'un tiers (33,9%) du

nombre total des espèces inventoriées. Elles sont dominées essentiellement par les espèces introduites à concurrence de 74,0%. Deux espèces (*Lantana camara* et *Spathodea campanulata*) sont qualifiées d'envahissantes. Il est nécessaire de prendre des mesures de conservation de la biodiversité urbaine afin d'éviter l'homogénéisation de la végétation urbaine au profit d'espèces introduites.

Mots clés : Urbanisation, Espaces verts, Diversité floristique, Espèces introduites.

5.4 Introduction

Au cours des sept dernières décennies, le monde s'est urbanisé rapidement passant de 30% de la population mondiale urbaine en 1950 à 55% en 2018. Il avoisinera près de 70% d'ici 2050 (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (UNDESA), 2018). Malgré les disparités régionales, le pourcentage urbain a augmenté très rapidement en Afrique subsaharienne et a atteint 39 % en 2015 (UNDESA), 2018). Ce rythme accéléré d'urbanisation induit une série d'impacts socio-économiques et environnementaux défavorables, dont la régression de la couverture d'espaces verts menant à une perte de la biodiversité et à la dégradation des services écosystémiques (Bogaert et al., 2015).

L'altération des espaces verts résultant du processus d'urbanisation n'a cessé d'attirer la curiosité des chercheurs en Afrique subsaharienne (Mensah, 2014) et les études convergent sur la nécessité d'un modèle ou d'une politique de gestion durable et optimale des espaces verts qui tiennent compte des réalités socio-économiques de chaque pays (du Toit et al., 2018 ; Marechal et al., 2018 ; Sambieni et al., 2018 ; Useni et al., 2019). Ainsi, au-delà de l'enjeu scientifique, des besoins de connaissances sont formulés par des gestionnaires, des aménageurs du territoire pour une gestion optimale et équilibrée des espaces verts en milieu urbain (Pullin & Knight, 2005).

A cet effet, avec l'urbanisation rapide du monde et l'augmentation subséquente de l'importance de la conservation de la biodiversité et de la sauvegarde des services écosystémiques dans les villes, la flore urbaine est devenue un sujet d'intérêt croissant (Bigirimana, 2012). En Afrique Saharienne, le processus d'urbanisation est marqué par l'absence de planification qui prévaut depuis les années 1950 (Vermeiren et al., 2012b) ; ce

qui contribue à la détérioration de la qualité de l'environnement urbain notamment à travers la suppression de la couverture végétale originelle (Bogaert et al., 2008). C'est le cas de la ville de Lubumbashi de la République Démocratique du Congo qui a enregistré une perte de 16% de la couverture des espaces verts entre 1989 et 2014 (Useni et al., 2017) en même temps qu'une réduction par 4 du nombre d'espèces végétales en 45 ans (Useni et al., 2018). Néanmoins, les études sur les flores urbaines sont rares en Afrique, sauf en Afrique du Sud où les enquêtes n'ont porté que sur des terrains urbains végétalisés spécifiques et la flore totale reste mal connue (Bigirimana, 2012)

Toutefois, en Afrique orientale et centrale, les études sur la flore des villes de Kisangani (Nyakabwa, 1982), Kinshasa (Sambieni et al., 2018) et Lubumbashi (Useni et al., 2017 ; Useni et al., 2019) en RDC, de Nairobi (Stadler et al., 2000) et de Mombasa (Mohamed et al., 2009) au Kenya ont été réalisées.

La ville de Bujumbura dont la croissance spatiale est marquée par la densification des quartiers centraux existants et des lotissements qui sont à l'origine de la création de nouveaux quartiers en périphérie de la ville n'échappe pas à cette réalité. Son expansion spatiale est ponctuée par la destruction progressive des espaces verts pour installer de nouvelles maisons et d'autres infrastructures physiques (Kabanyegeye et al., 2021) et la végétation des zones tampons le long des rivières et du lac Tanganyika a été détruite pour laisser place à des maisons. En outre, dans une moindre mesure, certains écosystèmes naturels ont été remplacés par des forêts artificielles afin de contrer l'aggravation de l'érosion et de faire face à la crise du bois de chauffage, du bois d'œuvre et du bois de construction (Bangirinama et al., 2016). En dépit de cette situation, force est de constater que de nombreuses avenues et d'autres espaces verts publics et privés de la ville abritent une flore importante même si leur typologie reste ignorée.

Les études antérieures ont identifié de la flore présente dans les espaces verts et dans les jardins domestiqués (Bigirimana et al., 2012). Cependant, de nombreux auteurs s'accordent sur le fait que les éléments et les formations végétales en constante régression dans les villes vont devenir très importants dans un avenir proche pour le développement durable (Vermeulen et al., 2012). En effet, à part le fait que l'urbanisation constitue une menace pour les espèces autochtones en raison de l'introduction des espèces exotiques

(McKinney, 2006), elle accentue l'hétérogénéité du paysage au fil du temps (Yan & Yang, 2017), entraînant une très grande diversité d'espèces dans un paysage (Marzluff et al., 2008). L'urbanisation peut également améliorer l'état de la végétation et conserver la biodiversité dans les zones marginales en intégrant les arbres et les arbustes dans la construction de la ville (Bigirimana et al., 2012) ; d'où, l'intérêt qu'il faut accorder aux études sur la flore urbaine.

Cette étude a pour but de connaître la composition floristique et le statut de conservation des seuls espaces verts qui sont en dehors des habitations de la ville de Bujumbura. Elle est basée sur l'hypothèse principale selon laquelle l'urbanisation de la ville de Bujumbura contribue à l'augmentation de la diversité floristique. Cette hypothèse est subdivisée en trois sous-hypothèses : (i) cette diversité floristique est dominée par des espèces exotiques admises dans les écosystèmes urbains (Bigirimana et al., 2012) et invasives ; (ii) les familles les plus dominantes sont les familles des plantes ornementales plantées pour ajouter de la verdure et protéger l'environnement urbain (Bigirimana et al., 2012 ; Clergeau, 2007 ; Useni et al., 2019) ; (iii) la majorité des espèces végétales ne sont pas très vulnérables étant donné qu'elles ne sont pas dans leurs écosystèmes naturels (Sibomana et al., 2008).

Les activités suivantes ont été réalisées dans la cadre de cette étude. Il s'agissait d'inventorier toutes les espèces présentes dans les espaces verts non domestiqués, de déterminer leur statut de conservation au sens de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN, 2020) et la proportion des espèces exotiques par rapport aux espèces autochtones.

5.5 Méthodologie de travail

5.5.1 Zone d'étude

Bujumbura est située à l'Ouest de la République du Burundi entre 3° 30' - 3° 51' Latitude Sud et 29°31'- 29° 42' Longitude Est. D'une superficie de 10 462 hectares (subdivision actuelle), elle est subdivisée en trois communes (Muha, Mukaza et Ntahangwa) qui s'étendent sur 13 entités administratives érigées en zones urbaines (Buterere, Buyenzi, Bwiza, Cibitoke, Gihosha, Kamenge, Kanyosha, Kinama, Kinindo, Musaga, Ngagara, Nyakabiga et Rohero) (Figure 5-1).

Capitale économique du Burundi, depuis février 2019, son climat est caractérisé par deux saisons, ayant chacune deux variantes : la grande saison

sèche (de juin à mi-septembre) et la petite saison sèche (de mi-décembre à mi-février) ; la grande saison des pluies (de mi-février à mai) et la petite saison des pluies (de mi-septembre à décembre). Elle enregistre des précipitations moyennes annuelles allant de 800 à 1000 mm tandis que la température moyenne annuelle est supérieure à 23° (Ndikubwayo et al., 2019). Son relief est caractérisé par une plaine qui se relève d'Ouest en Est avec une altitude moyenne de 820 mètres.

La ville est dominée par des sols argileux dans sa partie nord tandis que les sols sableux sont répandus dans sa partie sud (Kabanyegeye et al., 2021). La partie non construite de la ville de Bujumbura est couverte de champs, de jachères et de végétation naturelle résiduelle (Bigirimana, 2012). Les activités socio-économiques réalisées dans la ville de Bujumbura sont la pêche, celles du secteur industriel, les services et l'agriculture.

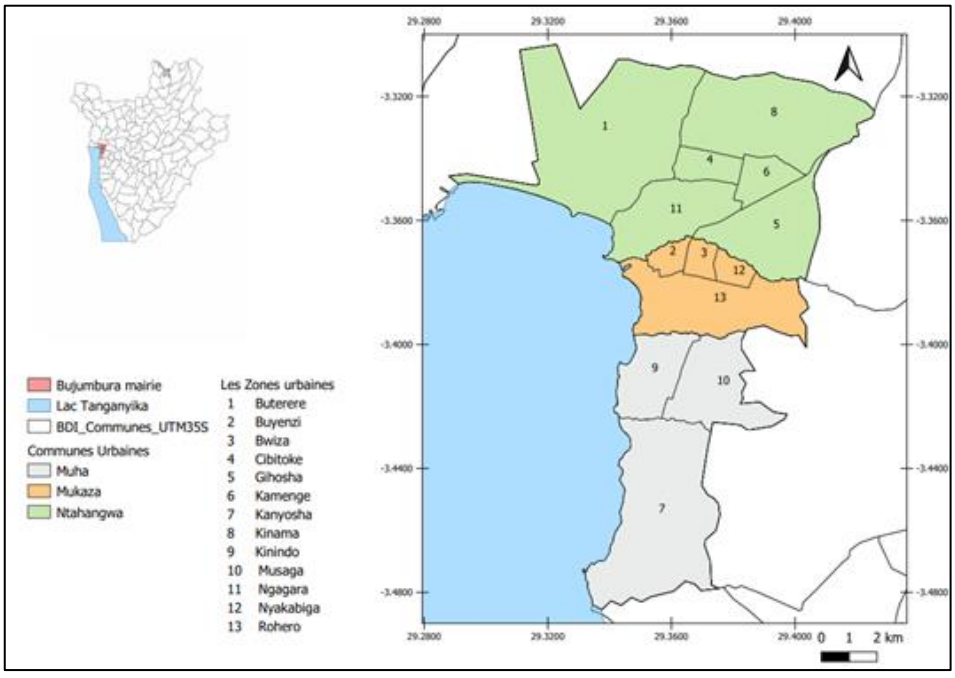


Figure 5-1 Localisation du milieu d'étude et répartition des 13 zones urbaines dans les trois communes de la ville de Bujumbura au Burundi.

5.5.2 Stratégie d'échantillonnage

L'inventaire de la flore des espaces verts non domestiqués de la ville de Bujumbura a été réalisé en février et en mars 2020. Un échantillonnage des

espèces végétales réparties dans 44 espaces verts et dans les espaces verts se trouvant le long des principales routes traversant la ville de Bujumbura a été fait selon la méthode des itinéraires (Amontcha et al., 2017).

Les espaces verts échantillonnés étaient répartis en espace vert de cour collective, d'espace agricole, de place verte, de terrain de jeux, de relique de forêt galerie, de cimetière, de rond-point et d'espace vert d'accompagnement de voies. Au niveau de la répartition spatiale, à part les espaces verts d'accompagnement de voies, 17 étaient de la commune Mukaza, 10 de la commune Muha et 17 de la commune Ntahangwa.

Des spécimens d'herbiers ont été collectés. Un GPS a été utilisé afin d'enregistrer les coordonnées géographiques des sites échantillonnés. Ces coordonnées ont été utilisées pour bien géolocaliser les espaces verts recensés et procéder à leur représentation cartographique à l'aide du logiciel Arc GIS 10.2. (Figure 5-2).

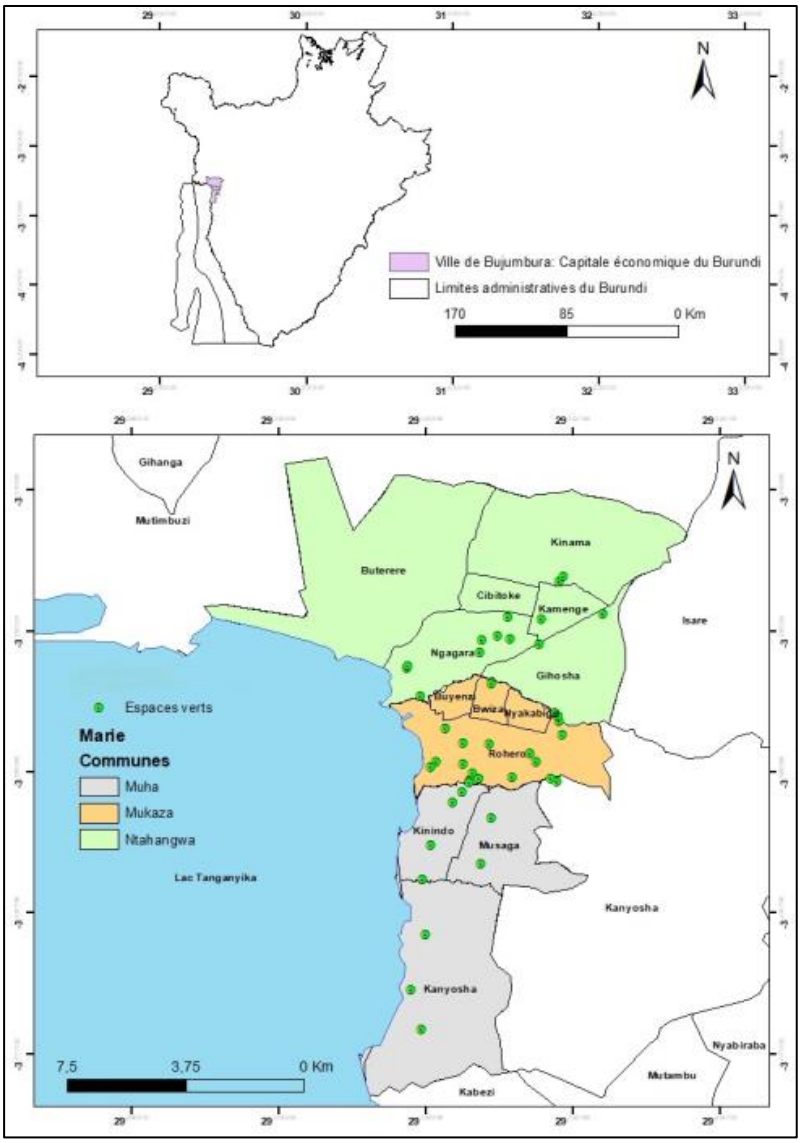


Figure 5-2 Localisation des 44 espaces verts échantillonnés dans les communes urbaines de la ville de Bujumbura (Burundi).

Les échantillons récoltés ont été gardés dans une presse métallique et les spécimens ont été séchés définitivement à l'étuve. Les spécimens d'herbiers ont été déposés à l'Herbarium de l'Université du Burundi (UB).

5.5.3 Traitement des données

L'identification des espèces a été faite sur le terrain quand c'était possible. Pour les espèces non reconnues sur le terrain, des herbiers ont été constitués pour être analysés à l'Herbarium de l'UB.

Divers ouvrages ont été consultés pour la vérification de la nomenclature botanique, notamment Reekmans & Niyongere (1983) et Rodolphe et al. (2012). La mise à jour des noms scientifiques a été faite à l'aide de la base des données des plantes à fleurs d'Afrique tropicale (Lebrun & Stork, 1991-2015) mise en ligne par le Conservatoire et Jardin Botaniques de la ville de Genève et South African National Biodiversity Institute, Pretoria (African Flowering Plants Database version 3.3.4, http://www.ville-ge.ch/musinfo/bd/cjb/africa/).

La terminologie pour le statut d'espèces indigènes et/ou exotiques a été faite sur la base du document de référence de Pyšek et al. (2004).

Afin de se prononcer sur le caractère envahissant ou non des espèces végétales, la base des données de Global Invasive Species Database (GISD, 2015) a été consultée. L'évaluation du statut conservatoire des espèces a été faite à l'aide de la base des données de la liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN, 2020). Les statuts observés sont : Eteinte (EX), Eteinte à l'état sauvage (EW), En danger critique (CR), En danger (EN), Vulnérable (VU), Quasi menacée (NT), Préoccupation mineure (LC), Données insuffisantes (DD), Non évaluée (NE).

5.6 Résultats

Les caractéristiques des espèces des espaces verts échantillonnés dans la ville de Bujumbura (Burundi) sont reprises dans le tableau suivant.

Tableau 5-1 Liste des espèces des espaces verts échantillonnés de la ville de Bujumbura (Burundi) et leurs caractéristiques associées: (i) Origine des espèces (O) : indigène et exotique. (ii) Forme de vie (FV) : Arbre, Arbuste et Herbe, (iii) Etat de conservation (EC) : Eteinte (EX), Eteinte à l'état sauvage (EW), En danger critique (CR), En danger (EN), Vulnérable (VU), Quasi menacée (NT), Préoccupation mineure (LC), Données insuffisantes (DD), Non évaluée (NE). Les données de base sont issues des inventaires effectués dans 44 espaces verts au mois de février et mars 2020.

Familles	Espèces	F V	O	EC
Acanthaceae	*Acanthus polystachius* Delile	Arbuste	Indigène	LC
Asparagaceae	*Cordyline fruticosa* (L.) A.Chev.	Arbuste	Exotique	LC

	Dracaena afromontana Mildbr.	Arbre	Indigène	LC
Aloeaceae	*Aloe vera* (L.) Burm.	Herbe	Exotique	LC
Amaryllidaceae	*Cyrtanthus sanguineus* (Lindl.) Walp.	Herbe	Exotique	LC
Anacardiaceae	*Mangifera indica* L.	Arbre	Exotique	DD
Annonaceae	*Annona muricata* L.	Arbre	Exotique	LC
	Annona reticulata L.	Arbre	Exotique	LC
	Monoon longifolium (Sonn.) B. Xue & R.M.K.	Arbre	Exotique	LC
	Polyalthia suaveolens Engl. & Diels	Arbre	Exotique	LC
Apocynaceae	*Allamanda cathartica* L.	Arbuste	Exotique	LC
	Cataranthus roseus (L.) G.Don.	Herbe	Exotique	LC
	Plumeria rubra L.	Arbre	Exotique	LC
	Voacanga africana Stapf	Arbuste	Indigène	LC
Araceae	*Aglaonema commutatum* Schott	Herbe	Exotique	LC
	Colocasia esculenta (L.) Schott	Herbe	Exotique	LC
	Colocasia gigantea (Blume) J.D.Hooker	Herbe	Exotique	LC
	Dieffenbachia picta Schott	Herbe	Exotique	DD
	Syngonium podophyllum (Lodd.) Schott	Herbe	Exotique	VU
Araliaceae	*Schefflera actinophylla* (Endl.) Harms	Arbre	Exotique	LC
	Schefflera goetzenii Harms	Arbre	Indigène	LC
Arecaceae	*Archontophoenix alexandrae* (F. Muell.) H.Wendl. & Drude	Arbre	Exotique	VU
	Caryota urens L.	Arbre	Exotique	LC
	Cocos nucifera L.	Arbre	Exotique	LC
	Copernicia baileyana León	Arbre	Exotique	LC
	Dypsis lutescens (H.Wendl.) Beentje & J. Dransf.	Arbre	Exotique	LC
	Elaeis guineensis Jacq.	Arbre	Indigène	LC
	Roystonea regia (Kunth) O.F. Cook	Arbre	Exotique	CR
	Washingtonia filifera (Linden ex André) H. Wendl. ex de Bary	Arbre	Exotique	NT
Asparagaceae	*Agave sisalana* Perrine	Herbe	Exotique	LC
	Chlorophytum comosum (Thunb.) Jacques	Arbuste	Exotique	LC
	Sansevieria trifasciata Prain. var. *laurentii* (De Wild.) N.E.Br.	Herbe	Indigène	LC

Asteraceae	*Ageratum conyzoides* L.	Herbe	Indigène	LC
	Bidens pilosa L.	Herbe	Indigène	LC
	Sphaeranthus suaveolens (Forssk.) DC.	Herbe	Indigène	LC
	Vernonia amygdalina Delile	Arbuste	Indigène	LC
Bignoniaceae	*Jacaranda mimosifolia* D. Don.	Arbre	Exotique	VU
	Spathodea campanulata P. Beauv.	Arbre	Exotique	LC
	Tecoma stans L.	Arbre	Exotique	LC
Bromeliaceae	*Ananas comosus* (L.) Merr.	Herbe	Exotique	EN
Cannaceae	*Canna indica* L.	Herbe	Exotique	LC
Caricaceae	*Carica papaya* L.	Arbre	Exotique	DD
Casuarinaceae	*Casuarina equisetifolia* L.	Arbre	Exotique	LC
Combretaceae	*Terminalia catappa* L.	Arbre	Exotique	LC
	Terminalia mentaly H.Perrier	Arbre	Exotique	LC
	Terminalia superba Engl. & Diels	Arbre	Exotique	LC
Commelinaceae	*Cyanotis lanata* Benth.	Herbe	Exotique	LC
	Setcreasea purpurea Benth.	Herbe	Exotique	LC
	Tradescantia spathacea Sw.	Herbe	Exotique	LC
Crassulaceae	*Kalanchoe integra* (Medik.) Kuntze	Herbe	Exotique	VU
Cyperaceae	*Cyperus distans* L.f.	Herbe	Indigène	LC
	Cyperus papyrus L.	Herbe	Indigène	LC
	Mariscus sumatrensis (Retz.) J.Raynal	Herbe	Indigène	LC
Euphorbiaceae	*Acalypha hispida* Burm.f.	Arbuste	Exotique	LC
	Acalypha wilkesiana Müll.Arg.	Arbuste	Exotique	LC
	Codiaeum variegatum (L.) A.Juss.	Arbuste	Exotique	LC
	Euphorbia candelabrum Trémaux ex Kotschy	Arbuste	Indigène	LC
	Euphorbia milii Des Moul. var. *splendens* (Bojer ex Hook.) Ursch & Leandri	Herbe	Exotique	NT
	Euphorbia tirucalli L.	Arbuste	Indigène	NT
	Jatropha curcas L.	Arbuste	Exotique	EN
	Manihot esculenta Crantz	Arbuste	Exotique	DD
	Ricinus communis L.	Arbuste	Indigène	LC
Fabaceae	*Albizia julibrissin* Durazz.	Arbre	Exotique	VU
	Bauhinia purpurea L.	Arbre	Exotique	LC
	Delonix regia (Bojer ex Hook.) Raf.	Arbre	Exotique	LC
	Erythrina abyssinica Lam. ex DC.	Arbre	Exotique	LC

	Erythrina variegata L.	Arbre	Exotique	LC
	Phaseolus vulgaris L.	Herbe	Exotique	LC
	Senna occidentalis (L.) Link	Herbe	Exotique	LC
	Senna siamea Khadim	Arbre	Exotique	LC
	Sesbania macrantha Welw. ex Phillips & Hutch.	Arbuste	Indigène	LC
Hypericaceae	*Harungana madagacariensis* Lam.	Herbe	Exotique	LC
Lamiaceae	*Hoslundia opposita* Vahl	Herbe	Exotique	LC
	Leonotis nepetifolia (L.) R.Br.	Herbe	Indigène	LC
	Plectranthus amboinicus (Lour.) Spreng.	Herbe	Exotique	LC
	Salvia nilotica Jacq.	Herbe	Indigène	LC
Lauraceae	*Persea americana* Mill.	Arbre	Exotique	LC
Lobeliaceae	*Lobelia giberroa* Hemsl.	Arbuste	Indigène	LC
Malvaceae	*Ceiba pentandra* (L.) Gaertn.	Arbre	Exotique	CR
	Hibiscus fragilis DC.	Arbuste	Exotique	CR
	Malvaviscus arboreus Cav.	Arbuste	Exotique	LC
	Pachira aquatica Aubl.	Arbre	Exotique	LC
	Sida acuta Burm.f.	Herbe	Exotique	LC
Marantaceae	*Stromanthe sanguinea* S.Sond.	Herbe	Exotique	VU
Meliaceae	*Cedrella odorata* L.	Arbre	Exotique	NT
Moraceae	*Ficus benjamina* L.	Arbre	Exotique	LC
	Ficus elastica Roxb. ex Hornem.	Arbre	Indigène	LC
	Ficus ovata Warb. var. *octomelifolia* (Warb.) Mildbr. & Burret	Arbre	Indigène	LC
	Ficus vallis-choudae Delile	Arbuste	Exotique	LC
Moringaceae	*Moringa oleifera* Lam.	Arbre	Exotique	LC
Musaceae	*Musa paradisiaca* L.	Herbe	Exotique	LC
Myrtaceae	*Eucalyptus grandis* W.Hill	Arbre	Exotique	NT
	Eucalyptus saligna Sm.	Arbre	Exotique	LC
	Psidium guajava L.	Arbre	Exotique	LC
Nyctaginaceae	*Bougainvillea spectabilis* Wild.	Arbuste	Exotique	CR
Oleaceae	*Jasminum multipartitum* Hochst.	Arbuste	Exotique	VU
Oxalidaceae	*Biophytum helenae* Buscal. & Muschl.	Arbuste	Exotique	VU
Pedaliaceae	*Sesamum angolense* Welw.	Herbe	Indigène	LC
Phyllanthaceae	*Bridelia brideliifolia* (Pax) Fedde	Arbre	Exotique	LC
	Phyllanthus gagniovae Brunel & J.P.Roux	Arbre	Exotique	LC

Pinaceae	*Pinus wallichiana* A.B.Jacks.	Arbre	Exotique	LC
Poaceae	*Cenchrus purpureus* (humah.) Morrone	Herbe	Indigène	LC
	Cynodon nlemfuensis Vanderyst	Herbe	Indigène	LC
	Digitaria abyssinica (A.Rich.) Stapf	Herbe	Indigène	LC
	Eleusine indica (L.) Gaertn.	Herbe	Indigène	LC
	Pennisetum clandestinum Hocht. ex Chiov.	Herbe	Indigène	LC
	Phragmites mauritianus Kunth	Herbe	Indigène	LC
	Shibataea kumasasa (Zoll. ex Steud.) Makino	Herbe	Indigène	LC
Polygonaceae	*Rumex nepalensis* Spreng	Herbe	Indigène	LC
	Rumex usambarensis (Dammer) Dammer	Herbe	Indigène	LC
Proteaceae	*Grevillea robusta* A. Cunn. ex R.Br.	Arbre	Exotique	LC
Punicaceae	*Punica granatum* L.	Arbre	Exotique	LC
Rosaceae	*Fragaria* x *ananassa* Duch.	Herbe	Exotique	LC
	Rosa chinensis Jacq.	Herbe	Exotique	LC
Rubiaceae	*Ixora chinensis* Lam.	Arbuste	Exotique	LC
Rutaceae	*Citrus limon* L.	Arbuste	Exotique	LC
	Citrus reticulata Blanco	Arbuste	Exotique	LC
	Citrus sinensis (L.) Osb.	Arbuste	Exotique	LC
Scrophulariaceae	*Russelia equisetiformis* Schlecht & Cham.	Herbe	Exotique	DD
Solanaceae	*Cyphomandra betacea* (Cav.) Sendtner	Arbuste	Indigène	VU
Strelitziaceae	*Strelitzia reginae* W.T.Aiton subsp. *reginae*	Herbe	Exotique	LC
Verbenaceae	*Clerodendrum thomsoniae* Balf.f.	Arbuste	Exotique	EN
	Duranta erecta L.	Arbuste	Exotique	LC
	Gmelina arborea Roxb. ex Sm.	Arbre	Exotique	LC
	Lantana camara L.	Arbuste	Exotique	LC
Zingiberaceae	*Zingiber officinale* Roscoe	Herbe	Exotique	DD

5.6.1 Inventaire floristique

Au total, 127 espèces relevant de 109 genres et de 52 familles ont été recensées au sein des espaces verts non domestiqués de la ville de Bujumbura (Tableau 5-1). Six familles (Araceae, Arecaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae,

Malvaceae et Poaceae) totalisent à elles seules 43 espèces, soit plus d'un tiers (33,9%) du nombre total des espèces inventoriées (Figure 5-3).

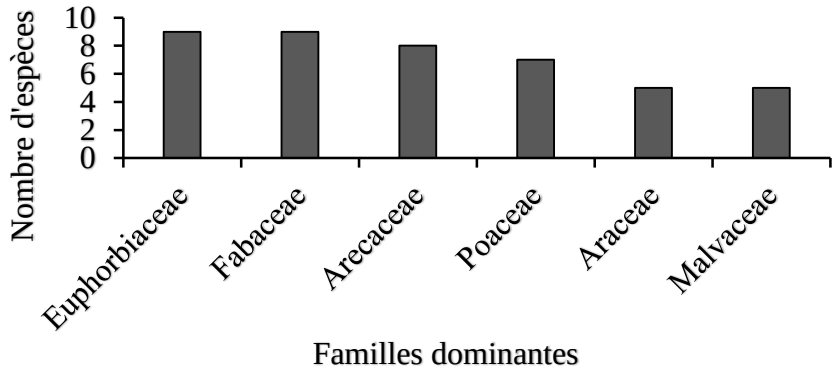


Figure 5-3 Distribution d'espèces des espaces verts échantillonnés de la ville de Bujumbura en fonction des familles. Les données de base sont issues des inventaires effectués dans 44 espaces verts durant les mois de février et mars 2020.

5.6.2 Origine et caractère envahissant

Du point de vue de la chorologie, au total, 94 espèces exotiques, soit 74,1% contre 33 espèces indigènes (25,9%) ont été recensées dans les différents espaces verts (Tableau 5-1). Parmi ces espèces exotiques, deux espèces ont été quantifiées comme envahissantes dans notre échantillon, référence faite à la base de données mondiale sur les espèces envahissantes. Il s'agit de *Lantana camara* et de *Spathodea campanulata*.

5.6.3 Etat de conservation

D'après la liste rouge de l'UICN, parmi les 127 espèces recensées, seize (12,5%) seulement sont menacées d'extinction dont 9 (7,0%) sont dans la catégorie VU, 3 (2,3%) dans la lubrique EN et 4 (3,1%) autres dans la catégorie CR. Mais, dans l'ensemble, le statut conservatoire dominant est celui de préoccupation mineure (LC) : 77,9% (Figure 5-4).

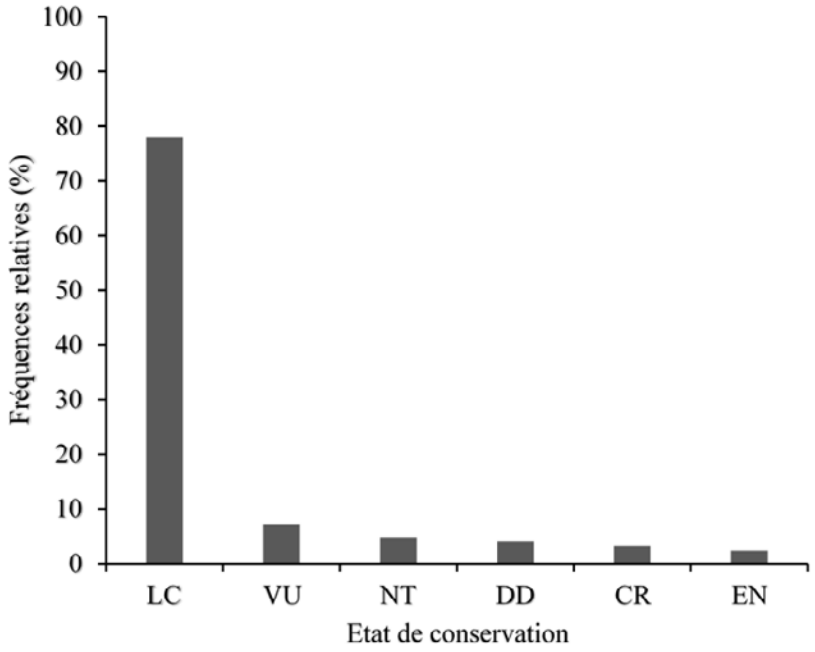


Figure 5-4 . Fréquences relatives de répartition des espèces selon les critères de l'UICN des espaces verts échantillonnés de la ville de Bujumbura. Les données de base sont issues des inventaires effectués dans 44 espaces verts au mois de février et mars 2020.

5.7 Discussion

5.7.1 Méthodologie

Plusieurs méthodes sont utilisées pour faire l'inventaire floristique. La méthode synusiale est utilisée pour faire une étude phytosociologique de la végétation en vue de décrire et de classer des phytocénoses complexes (Gillet, 2000). Existe aussi la méthode sigmatiste qui, elle, est un inventaire pouvant permettre l'amélioration de la conservation des espèces d'un écosystème (Havyarimana et al., 2013).

Nous avons utilisé la méthode des itinéraires car l'objectif de la présente étude est de faire un inventaire de toutes les espèces présentes dans chaque espace vert échantillonné, sans chercher à attribuer à chacun une mesure d'abondance de la couverture (Amontcha et al., 2017).

5.7.2 Richesse floristique

Les résultats obtenus présentent une richesse spécifique s'élevant à 127 espèces recensées dans les espaces verts échantillonnés ; du moment que la richesse floristique de la ville de Bujumbura est de 1025 espèces répartie dans les jardins domestiqués, les zones humides et les terres semi-naturelles (Bigirimana, 2012). Comparée à toute la flore du Burundi qui comprend 2909 espèces végétales (Ndayishimiye et al., 2010), cette diversité floristique des espaces verts échantillonnées semble faible. Mais elle reste riche si on la compare à celle des autres villes comme Kinshasa et Lubumbashi en RDC où elle est de l'ordre respectivement de 60 et 64 espèces (Sambieni et al., 2018 ; Useni et al., 2019). Ces villes sont pourtant plus spacieuses que la ville de Bujumbura.

De plus, on s'attendait à la dominance de la famille des Fabaceae qui s'adapte mieux aux conditions environnementales difficiles (Sreetheran et al., 2011 ; Bigirimana et al., 2012) et dont certaines sont d'une importance socio-économique en termes de production alimentaire, médicaments, fourrage, etc. (Moussa et al., 2019). La dominance de la famille des Euphorbiaceae pourrait s'expliquer par l'engouement que cette famille d'euphorbes de plantes à fleurs a suscité pour les autorités municipales chargées de l'entretien et la gestion des espaces verts eu égard à la dangerosité de certaines espèces pour leurs fruits, leurs feuilles ou leur sève toxiques.

5.7.3 Origine et forme de vie

La flore des espaces verts non domestiqués de la ville de Bujumbura est dominée par les phanérophytes quand bien même les formes chaméphytiques sont aussi présentes. La dominance des phanérophytes pourtant réputées les mieux adaptées aux milieux moins perturbés et moins stressants (Grime, 1977) semble anormale. Cette situation pourrait s'expliquer par le fait que la flore des espaces verts de la ville de Bujumbura est constituée par des arbres qui ont été plantés pour ajouter de la verdure et protéger l'environnement urbain (Useni et al., 2019).

En plus, avec les préoccupations actuelles concernant les changements climatiques, la demande d'arbres devient un problème pressant dans les villes du sud (Clergeau, 2007). Cette demande d'arbres explique pourquoi la flore des espaces verts non domestiqués de la ville de Bujumbura est constituée à 20% d'espèces indigènes contre 80% d'espèces exotiques. Ce faible

pourcentage d'espèces indigènes est contraire aux données de la ville de Lubumbashi (RDC) où leur proportion est de plus de 60% (Useni et al., 2019). Mais cette dernière est proche des résultats trouvés dans la ville de Bangalore (Inde) où elle est de près de 35% (Nagendra & Gopal, 2010) dans les parcs.

Toutefois, ces résultats corroborent l'hypothèse selon laquelle les espèces exotiques sont souvent admises dans les écosystèmes urbains (Bigirimana et al., 2012). En effet, les zones fortement urbanisées entraînent une augmentation du recouvrement d'espèces exotiques peut-être plus adaptées aux conditions difficiles des zones fortement anthropiques (Savoy, 2018).

5.7.4 Caractère envahissante

Les espèces envahissantes sont sélectionnées pour la liste en fonction de deux critères, à savoir leur impact grave sur la diversité biologique et/ou les activités humaines et leur illustration des questions importantes entourant l'invasion biologique (ISSG, 2015). Elles sont en plus, considérées comme envahissantes si elles produisent des descendants reproducteurs, souvent en très grand nombre, à des distances considérables des sites d'introduction (Bigirimana, 2012). Aussi, certaines espèces peuvent-elles n'avoir envahi qu'une région restreinte. Mais, elles ont une forte probabilité de s'étendre et de causer d'autres dégâts importants. Par ailleurs, d'autres espèces peuvent être déjà répandues dans le monde entier et causer des dommages cumulés mais moins visibles (ISSG, 2015).

Le fait que deux espèces (*Lantana camara* et *Spathodea campanulata*) sont qualifiées comme envahissantes dans notre échantillon pourrait s'expliquer par des actions de désherbage, de taillage, d'élagage et d'abatage réalisées lors de l'entretien des espaces verts qui peuvent limiter le pouvoir envahissant des plusieurs espèces.

5.7.5 Implication pour la conservation

Face à la difficulté à reconnaître les statuts de toutes les espèces végétales, la base des données de la liste rouge de l'UICN (2020) a été consultée. Néanmoins, il convient de souligner que pour chaque espèce, la liste rouge de l'UICN fournit des informations sur son aire de répartition, la taille de sa population, son habitat et son écologie. Il fournit également son utilisation et/ou son commerce, les menaces et les mesures de conservation.

Toutefois, dans le cadre des monographies nationales sur la diversité biologique, il importe, selon le Programme des Nations Unies pour

l'Environnement (PNUE) (1993), de choisir des critères tout en examinant minutieusement la question de la biodiversité et de sa conservation en tenant compte des réalités socio-économiques et politiques du pays (Masharabu et al., 2014). En plus, en dépit de cette difficulté à reconnaître les statuts de toutes les espèces végétales, Nzigidahera (2000) et Masharabu (2011) précisent que la diminution ou la menace de disparition de certaines espèces est facile à observer. Cette facilité concerne par exemple des arbres emblématiques, des espèces dont leurs écosystèmes naturels de prédilection ont disparu ou font objet d'une dégradation accrue ou encore des espèces recherchées par la population pour des usages particuliers. C'est ainsi que Sibomana et al. (2008) estiment que le classement des espèces très vulnérables (à protéger prioritairement) dans leurs écosystèmes de prédilection montre que la majorité de ces espèces se trouvent dans les forêts de montagne et dans les galeries forestières.

Toutes les menaces d'extinction de certaines espèces constatées pourraient s'expliquer par la perte de leurs habitats et surtout par l'introduction des essences exotiques. En effet, Habonimana et al. (2004) précisent que l'introduction des espèces exotiques a provoqué des effets dégradeurs incontestables des espèces autochtones qui se sont vues éliminer progressivement pour laisser place à une végétation exotique homogène.

5.8 Conclusion

La présente étude a permis d'identifier la richesse floristique des espaces verts non domestiqués de la ville de Bujumbura. Les résultats ont révélé qu'elle est constituée de 127 espèces relevant de 109 genres et de 53 familles. Six familles sont dominantes, à savoir les Euphorbiaceae, les Fabaceae, les Arecaceae, les Poaceae, les Araceae et les Malvaceae. Cette richesse est constituée par des phanérophytes pourtant réputées les mieux adaptées aux milieux moins perturbés et moins stressants. Une ville étant de nature un milieu anthropisé, ces arbres ont été plantés pour ajouter de la verdure et protéger l'environnement urbain ; d'où, la prédominance des espèces exotiques.

Cette étude a le mérite de contribuer à la connaissance de la richesse floristique des espaces verts de la ville de Bujumbura. Toutefois, si aucune mesure de conservation de la biodiversité n'est prise, le processus

d'urbanisation de la ville de Bujumbura conduira à l'homogénéisation de la végétation au profit d'espèces introduites. Même si les actions d'entretien des espaces verts limitent le pouvoir envahissant d'espèces introduites, les espèces autochtones ont été remplacées par une végétation exotique.

6

Analysis of anthropogenic disturbances of green spaces along an urban-rural gradient of the city of Bujumbura (Burundi)

Chapitre 6. Analysis of anthropogenic disturbances of green spaces along an urban-rural gradient of the city of Bujumbura (Burundi)

6.1 References

Henri Kabanyegeye, Yannick Useni Sikuzani, Kouagou Raoul Sambieni, Didier Mbarushimana, Tatien Masharabu and Jan Bogaert. *Land* 2023, *12*, 465.

6.2 Abstract

Bujumbura city has diversified but unevenly distributed green spaces. The typology and anthropogenic disturbances of these green spaces are still unknown. This study presents a typology of green spaces along the urban–rural gradient through a literature review. It assesses the presence of anthropogenic disturbances through inventories in 100 m × 100 m grids. Data reveal that Bujumbura's green spaces are made up of green squares concentrated exclusively in urban areas, cemeteries present in peri-urban areas and sports green spaces observable all along the urbanization gradient. These green spaces are more exposed to trampling, which is more present in administrative entities with a peri-urban morphological status, as opposed to various constructions in administrative entities with an urban status. Finally, significative pairwise associations of anthropogenic disturbances were observed. The results show the need to protect these green spaces from all kinds of anthropogenic disturbances by raising the eco-responsible awareness of both population and the municipal authorities.

Keywords: green spaces; Bujumbura; peri-urbanization; anthropogenic disturbances; urban ecology

6.3 Résumé

La ville de Bujumbura dispose des espaces verts diversifiés, mais inégalement répartis. La typologie et l'ampleur des perturbations anthropiques de ces espaces verts sont méconnus. Cette étude présente la typologie des

espaces verts le long du gradient urbain-rural à travers une revue de la littérature. L'ampleur des perturbations anthropiques sur les espaces verts a été appréciée à travers des inventaires dans des mailles de 100m x 100m. Nos observations révèlent que les espaces verts de Bujumbura sont plus concentrés dans la partie de la ville à statut morphologique urbain que celle à statut morphologique périurbain et sont composées essentiellement des places vertes, d'espaces verts sportifs et des cimetières. En plus, les inventaires sur terrain montrent que ces espaces verts sont davantage exposés aux piétinements plus présents dans les entités administratives à statut morphologique périurbain et aux constructions diverses dans les entités administratives à statut morphologique urbain. Enfin, des associations entre perturbations anthropiques pris deux à deux ont été observées le long du gradient d'urbanisation. Ces résultats témoignent de la nécessité de protéger ces espaces contre toute sorte de perturbations anthropiques par un réveil chez la population et des autorités municipales d'une conscience éco-responsable.

Mots clés : Espaces verts, Bujumbura, péri-urbanisation, Perturbations anthropiques, écologie urbaine

6.4 Introduction

Urbanization has become a global phenomenon as a result of the urban transition that started in the second half of the 20th century (Halleux, 2015 ; Özen Turan et al., 2010). Indeed, in 1950, only 30% of the world's population lived in urban areas, a proportion that has increased to 57% in 2021(UNDESA, 2010). Urbanized areas, which occupy nearly six million square kilometers, or 1.17% of the Earth's surface, are expected to increase by more than one million square kilometers by 2030 (Tian et al., 2005).

In developing countries, particularly in Sub-Saharan Africa, urbanization is currently happening at a high speed due to the combined effects of rural–urban migration, natural population growth and civil wars (Kabanyegeye et al., 2021). In addition, this demographic explosion in urbanized areas takes place in a context of absence of planning that has prevailed since the 1950s (Vermeiren et al., 2012b). The result is an accelerated urban spatial dynamic materialized through a dual process of densification of already built spaces and generally of an anarchic extension of the built environment in an area that conserves its rural characteristics, leading to the creation of urban and peri-

urban areas, respectively (Sambieni et al., 2018 ; Useni et al., 2018). This situation is not without environmental consequences.

Indeed, through uncontrolled urban spatial expansion, urbanization puts significant pressure on natural ecosystems through their fragmentation, leading to a regression of the green space coverage (Useni et al., 2017, 2018) and an alteration of their ecological functionality (Alberti, 2005 ; Maréchal et al., 2018 ; Useni et al., 2018 ; Useni et al., 2018 ; Useni et al., 2019). Yet, green spaces, considered as vegetated surfaces in urbanized environments, are essential in urbanized environments to mitigate several scourges, such as temperature increase, biodiversity loss, and degradation of social interactions, health conditions and the wellbeing of inhabitants (Rasidi et al., 2012 ; Buyadi et al., 2013 ; Robert & Yengué, 2017 ; Wood et al., 2018). However, the degree of influence of green spaces on the wellbeing of urban dwellers varies according to several criteria, such as the type of green space and the types and magnitudes of anthropogenic disturbances (Gonzales & Magnaye, 2017 ; Xiao et al., 2018 ; Aram et al., 2019).

Several typologies of green spaces have been proposed based on function, ownership status and physical characteristics (Jancel, 1997 ; Hermy & Cornelis, 2000 ; Kong & Nakagoshi, 2005 ; Guerin, 2013 ; Neuenschwander et al., 2014 ; Rupprecht & Byrne, 2014 ; Amontcha et al., 2017 ; Hansen et al., 2017). Other typologies have been based on the degree of naturalness by distinguishing between natural, rural and peri-urban green spaces (Mili, 2018). However, these typologies focus rather on European and Asian cities, and rarely on African cities where the few existing typologies focus only on the city of Kumasi in Ghana (Mensah, 2014) and the cities of Kinshasa (Sambieni et al., 2018) and Lubumbashi (Useni et al., 2018 ; Useni et al., 2019) in the Democratic Republic of the Congo. No typology, however, has a universal scope due to the high variability in environmental and urban planning contexts, a situation that makes it difficult to compare studies (Rall et al., 2015).

In African cities, green spaces in urbanized areas are subject to anthropogenic disturbances (Useni et al., 2018 ; Useni et al., 2018). These disturbances are consequent to the observed gaps in their land tenure security, the uncooperative attitude of the general public, the low level of coordination

among stakeholders involved in their management and the low priority given to them in the municipal budgets (Mensah, 2014a ; Osseni et al., 2015).

Bujumbura city, the political and economic capital of the Republic of Burundi, is not spared by this alarming trend since its spatial growth is marked by the densification of existing central neighborhoods, and by the progressive destruction of green spaces to install new habitats and other infrastructures such as roads and monuments (Kabanyegeye et al., 2020 ; Kabanyegeye et al., 2021). In addition, housing estates are being created on the outskirts of the city without any overall plan or coherence in order to contain the constantly increasing demand for housing (Kabanyegeye et al., 2021), amplifying the anthropogenic disturbance of the various residual green spaces in the city, which are unevenly distributed and whose ecological functionality is still poorly known (Kabanyegeye et al., 2020). It has recently been known that the recent green spaces typology of Bujumbura was only based on soil moisture (terra firma and wetland green spaces) and socio-economic factors (domestic garden) (Bigirimana, 2012). There is, on the one hand, a need for a more detailed typological analysis of the public green spaces of Bujumbura to improve and adapt their management. On the other hand, adapting the green spaces preservation measures is important to characterize the anthropogenic disturbances to which they are subjected, and which are assumed to act in a synergistic manner. However, considering the spatial pattern, the ecological functionalities and management of green spaces change according to the extent of urbanization (Useni et al., 2018), which is crucial to study green spaces within cities by considering separately urban and peri-urban areas.

Thus, the purpose of our study is based on three hypotheses: (i) the green spaces of Bujumbura city are not only less diversified in types but also more concentrated in the urban area due to the proximity of diverse public services involved in their management; (ii) due to building extension and modernization, the most important anthropogenic disturbances of the green spaces of the city of Bujumbura are constructions, which are present in zones with urban morphological status; (iii) there are associations of anthropogenic disturbances in the studied green spaces in the urban and peri-urban zones.

6.5 Materials and methods

6.5.1 Study area

The city of Bujumbura was created in 1897 on the borders of Tanganyika lake by the Germans on a site called Kajaga. Since then, it was known as the economic and political capital of the country until February 2019 (République du Burundi, 2019). Located in the western part of Burundi (Figure 6-1), between latitudes 3°300 and 3°510 S and longitudes 29°310 and 29°420 E, it covers an area of 10462 hectares, whereas it was estimated at 30 hectares in 1907 (Burundi, 2014). It is administratively split into three communes (Muha, Mukaza and Ntahangwa) that cover thirteen administrative entities or urban zones. A municipality, whether urban or rural, is a decentralized territorial authority with legal personality and organic and financial autonomy (République du Burundi, 2014). A group of rural municipalities form a province; a group of urban municipalities compose a city. A rural municipality is subdivided into zones and census hills while the urban municipality is subdivided into zones and districts. Consequently, a zone is a deconcentrated district of the municipality, an intermediate between the municipality and the census hill or district.

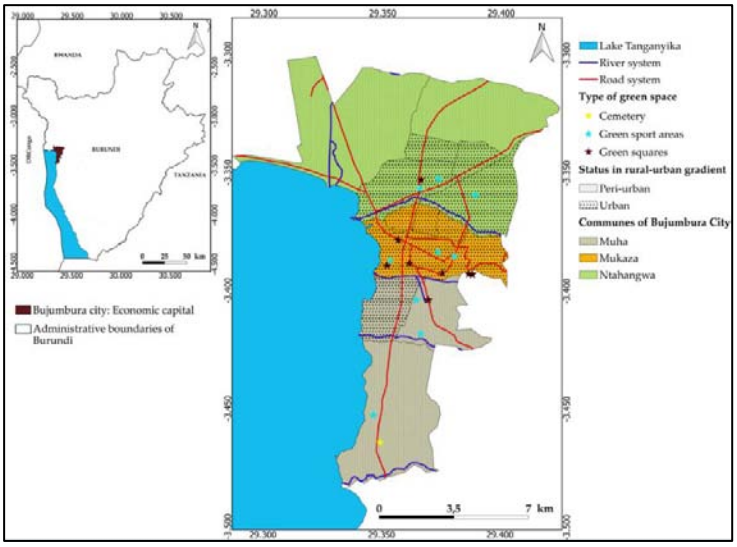


Figure 6-1. Location of Bujumbura city in the Republic of Burundi, near Tanganyika Lake. The municipalities of the city have both morphological statuses of urban and peri-urban areas. Within these areas, three types of green spaces have been found and located.

The climate of Bujumbura is characterized by a dry season and a rainy season, each with two variations: the long dry season (June to mid-September), the short dry season (mid-December to mid-February), the long rainy season (mid-February to May) and the short rainy season (mid-September to December). The average annual temperature is above 23°C with a total rainfall of between 800 and 1000 mm (République du Burundi, 2007). The relief is characterized by a plain that rises from west to east, with an average altitude of 820 m. Ntahangwa is the largest river flowing through the city. If clay soils dominate the north of this river, the south is dominated by sandy soils (Kabanyegeye et al., 2020). Water-logged or flooded during the rainy season, clay soils become very hard during the dry season and show shrinkage cracks. The natural vegetation of the region is savanna, miombo woodland and wetlands (Bigirimana et al., 2011). Miombo woodland is mainly dominated by trees of the genus Brachystegia and Uapaca. The undergrowth is very sparse and is dominated by grass species (Hakizimana et al., 2012). According to the phytogeographical classification of White (1983), Burundi is covered by two regional centers of endemism: the Afromontane region (an archipelago-like regional center of endemism) and the Lake Victoria Regional Mosaic. Bujumbura belongs to the Lake Victoria Regional Mosaic. The natural vegetation has almost disappeared in the Bujumbura region, except in the Rusizi Natural Reserve (5932 ha), located 15 km north of the city, and in Kibira National Park, the largest mountain rain forest reserve of the country (40,000 ha), located less than 35 km to the northeast (Bigirimana, 2012a). This is due, among other reasons, to the use of charcoal as the main energy source for the urban population of Bujumbura (Bangirinama et al., 2016). It has previously been demonstrated that, when studying the spontaneous vegetation in the city of Bujumbura, ruderal plant assemblages dominate in the most urbanized areas, while in the outskirts of the city, the vegetation shows similarities to natural plant assemblages in the region (Bigirimana et al., 2011). Fishing, industry, administration and urban agriculture are the main socioeconomic activities carried out by the city's population, estimated at 497,166 inhabitants in 2008 (République du Burundi, 2011) and 792,504 inhabitants in 2022 (République du Burundi, 2017). In this city, urban agriculture has considerable importance. It is dominant in 50% of the urban territory that is not built. All food plants adapted to the soils and

climate of the region are grown in these spaces (e.g., maize, cassava, soybeans, peanuts and vegetables), mainly for consumption at the household level. Cultivation of rice in the swamps northwest of the city (Kiyange and Carama) and cotton is an important source of income for urban farmers. Urban horticulture is also under development within this city, and it currently receives support (since November 2001) from the Burundian Ministry of Agriculture and the Food Agriculture Organization (FAO). It has been reported that the average number of children per household and the literacy rate were about 4.8 and 82.6%, respectively, in 2017 (République du Burundi , 2018). Traditional practitioners of Burundian medicine collect further plants from these wetlands and from terra firma vegetation to treat various diseases of humans and livestock (Byavu et al., 2000).

6.5.2 Segmentation of the urban-rural gradient zones

In order to analyze the morphological status of the different administrative entities composing the city, Bujumbura was gridded by 698 square grids of 25 ha each, enabling the observation of urbanization morphology on Google Earth (Sambiéni et al., 2018). A flowchart based on the morphological characteristics of the different zones along the urban–rural gradient was used to qualify each of the sub-zones as urban or peri-urban (André et al., 2014). Urban zones combine high densities and proportions of built-up zones as opposed to peri-urban zones that have some discontinuity of the built-up area at lower proportions (André et al., 2014). In the context of Bujumbura (Figure 6-1), the zones with an urban morphological status area are characterized by popular neighborhoods and medium standing, very dense buildings and paved streets. Unfortunately, with houses that date from 1850 to 1983, they can have a small part with no marked roads. Zones with peri-urban morphological status are under development and generally not characterized by a clear road infrastructure. The older part of the peri-urban area consists of houses that date from 1983.

6.5.3 Data collection

6.5.3.1 Green space sampling

To facilitate a parcel analysis (André et al., 2014), we first made a pre-identification on Google Earth of the green spaces that have a minimum surface of one hectare. These were identified in the field in November 2020, in a rather random and simple way by following the boulevards, pavements

and avenues of the city (Sambieni et al., 2018 ; Osseni et al., 2015; Polorigni et al., 2014 ; Tra et al., 2014). The geographical coordinates of the sampled green spaces were mapped using Arc GIS 10.2 software (Figure 6-1).

6.5.3.2 Typological analysis

The inventory focused on public green spaces without taking into account their management type. The literature review of existing green space inventories as well as the field observations allowed the establishment of an adapted typology.

In the absence of a single typology that covers all these particularities, we combined four existing typologies to characterize the green spaces of Bujumbura: (i) the typology of the Association of Engineers of the Cities of France (1995) described by Bougé (2009), (ii) the typology of Jancel (1997) in France, (iii) the typology implemented by Hermy & Cornelis (2000) in Belgium and (iv) the typology used by Sambieni et al. (2018) in the Democratic Republic of the Congo. Among the existing typologies, those of Mensah (2014b); Sambieni et al. (2018); Useni et al., (2018) were used in this study since they are adapted to the socio-ecological context of the city since they have the particularity of classifying green spaces on the land use.

6.5.3.3 Definition and inventory of anthropogenic disturbances of Bujumbura's green spaces and their indicators

Definitions of the types of anthropogenic disturbances and their indicators were developed prior to the fieldwork. They were based on exploratory observations and contacts with the population living close to the green spaces. Indeed, exchanges with local populations, through focus groups of 9 to 12 people, made it possible to identify and validate the types of anthropogenic disturbance. In total, ten focus groups were organized, as more than eight new indicators were no longer cited. Eight disturbance types were selected (Table 6-1) and their identification consisted of noting the presence or absence of the corresponding indicator(s) in each grid cell in which green spaces were identified. The size of the selected grid cells allowed for a parcel-based and sub-square kilometer analysis (André et al., 2014). The number of grid cells for each green space depended on its area and shape. In total, 18 green spaces were identified. These green spaces were located in five administrative entities with different morphological statuses. A total of 14 green spaces, with 111 grid cells, were located in entities with urban morphological status. Four green

spaces, located in two entities with peri-urban morphological status, were covered by 48 grid cells.

Table 6-1 List of types and indicators of anthropogenic disturbances of green spaces in the city of Bujumbura, based on exploratory observations made from September to October 2021.

Types of Disturbance	Indicators
Buildings	Presence of houses, monuments, parking lots, tiles, sports surfaces, bleachers, makeshift housing
Crops	Presence of crop plants
Rubble	Presence of construction debris
Flooding	Presence of stagnant water from washing vehicles, carpets or tents
Military installations	Presence of tents, obstacles, shelters, trenches, etc.
Household waste	Unauthorized dumping of household waste
Improvised parking lots	Presence of vehicles, motorcycles and bicycles
Bare floors	Observation of the ground without vegetation cover, mainly due to trampling and livestock grazing

Based on the study of Rakotondrasoa et al. (2013), the data analysis was based on the model which describes disturbance processes according to a set of characteristics ; notably, type of disturbance (classification of events or observations), frequency (extent of the disturbance), the spatial structure of the disturbance (in this case the urban–rural gradient) and synergy (the interaction with other disturbances). Relative frequencies were calculated for each type of anthropogenic disturbance from the presence-absence data (Rakotondrasoa et al., 2013). To test that the most important anthropogenic disturbances of the green spaces of the city of Bujumbura are constructions, mainly present in zones with urban morphological status, the Friedman test, an alternative procedure to the analysis of variance method for repeated measures (Pereira et al., 2015 ; Demšar, 2006), was performed under SPSS to compare the different types of disturbance in terms of their frequencies (Bougé, 2009 ; Rakotondrasoa et al., 2013). It allowed the comparison of more than two matched samples by determining whether the values of the samples were different from those of the other samples (Calavas et al., 1998 ; Demšar, 2006). When the null hypothesis of the Friedman test, assuming there is no difference between the frequencies of occurrence of the eight disturbance types along the urbanization gradient, was rejected, post hoc tests were applied (Demšar, 2006 ; Pereira et al., 2015) to compare pairwise the different types

of disturbance in order to identify those disturbances that would be different from each other in terms of frequency of occurrence. To verify the existence of associations of anthropogenic disturbances in the studied green spaces in the urban and peri-urban zones, a Chi-square test of independence was performed to assess the presence of positive or negative associations between disturbance types (Sambiéni et al., 2018).

6.6 Results

6.6.1 Typology of green spaces along the urban-rural gradient of the city of Bujumbura

The literature review and the field observations revealed that the green spaces in Bujumbura are mainly made up of green sports areas (stadiums and sports centers), green spaces accompanying roads, green spaces accompanying public buildings (whose role is to enhance the building), green spaces accompanying industrial and commercial establishments, green spaces of social and educational establishments (gardens of nurseries, primary and secondary schools and universities), trees of alignment, green squares, cemeteries, traffic circles and nurseries. These green spaces can be grouped into three distinct types: green squares, green sports areas and cemeteries, and are rather small in size, only up to 20 hectares for the largest green space (Table 6-2).

Table 6-2 Spatial data of the 18 green spaces present along the urban–rural gradient of the Bujumbura city. EA: administrative entity, GC: geographic coordinates, SL: southern latitude, EL: eastern longitude, MS: morphological status, NC: number of grid cells, P: perimeter, TG: type of green space, GS: green squares, GA: green sports area, CE: cemetery.

GS	AE	GC		MS	NC	Area (m^2)	P (m)	TG
		SL	EL					
1	Rohero	3°22'42.43"	29°21'24.24"	U	35	207,800.00	2011.89	GS
2	Kanyosha	3°27'09.54"	29°20'47.20"	PU	18	97,441.96	1274.12	GA
3	Musaga	3°24'13.74"	29°22'10.29"	PU	10	56,600.50	1034.88	GS
4	Kanyosha	3°27'50.94"	29°20'57.39"	PU	10	47,051.50	965.45	CE
5	Rohero	3°23'32.67"	29°22'31.64"	U	11	62,860.08	932.60	GS
6	Gihosha	3°21'33.89"	29°23'21.23"	U	9	43,474.50	859.68	GA
7	Rohero	3°23'00.59"	29°22'24.81"	U	9	49,677.99	846.90	GA
8	Rohero	3°23'13.48"	29°21'12.48"	U	6	39,878.50	842.18	GA
9	Rohero	3°23'21.44"	29°21'07.40"	U	6	39,236.00	833.60	GS
10	Rohero	3°23'34.76"	29°23'17.02"	U	8	35,719.96	795.65	GS
11	Ngagara	3°21'10.58"	29°21'58.83"	U	4	37,514.10	787.11	GS
12	Ngagara	3°21'23.97"	29°21'56.81"	U	6	30,754.55	757.94	GA
13	Rohero	3°23'33.83"	29°23'11.44"	U	7	31,144.50	742.86	GS
14	Musaga	3°24'13.73"	29°21'51.95"	PU	6	22,272.00	653.29	GA
15	Rohero	3°23'07.56"	29°22'49.81"	U	4	14,071.00	477.12	GA
16	Ngagara	3°21'08.67"	29°22'25.13"	U	4	11,440.00	432.09	GA
17	Musaga	3°25'05.41"	29°21'58.85"	PU	4	10,054.93	421.35	GA
18	Rohero	3°23'17.93"	29°21'41.29"	U	2	10,680.51	405.18	GS

In relation to the number of green spaces found in urban and peri-urban zones, cemeteries are absent in urban zones but present in peri-urban zones in small proportions (20.0%). Green sports areas are present in urban (46.2%) and peri-urban (60.0%) zones. Green squares are also present in urban (53.8%) and peri-urban zones (20.0%). Considering the importance of each type of green space as a proportion of the total area, cemeteries represent 20.2% in the zones with peri-urban morphological status, against 55.6% and 24.3% for green sports areas and green squares, respectively. In the zones with urban morphology, green squares dominate green sports areas (69.15% vs. 30.82%) while cemeteries are absent.

Figure ***6-2*** Presence and abundance of green spaces in the urban and peri-urban parts of Bujumbura expressed as a proportion of the number of green spaces (N) or as a function of the total area (A) of the green spaces.

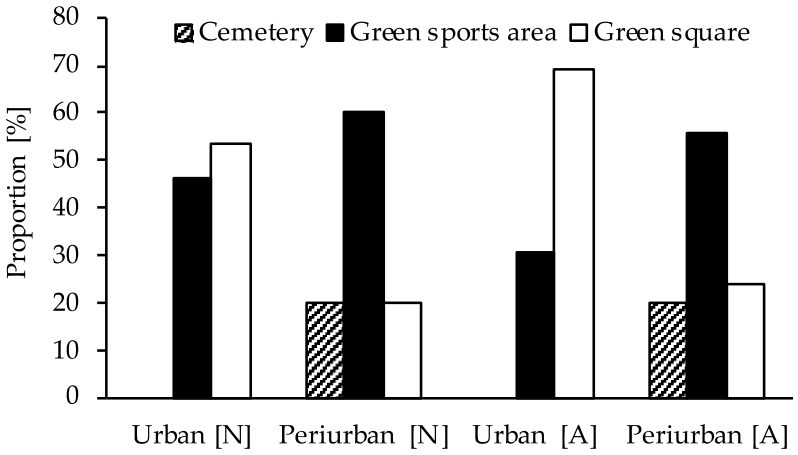


Figure 6-2 Presence and abundance of green spaces in the urban and peri-urban parts of Bujumbura expressed as a proportion of the number of green spaces (N) or as a function of the total area (A) of the green spaces.

6.6.2 Types and indicators of disturbance of green spaces in Bujumbura

6.6.2.1 Distribution of the types of anthropogenic disturbances of the green spaces of Bujumbura observed in the field

A study of the distribution of the eight types of anthropogenic disturbance on the identified green spaces indicated different frequencies of occurrence according to the urbanization gradient considered. In the administrative entities with an urban morphological status, bare soil and constructions were the most frequent types of disturbance, with proportions of about 79.3% and 47.7%, respectively, of the total number of grid cells inventoried. The other types of disturbance showed low or zero frequencies, as is the case of rubble. In the administrative entities with a peri-urban morphological status, bare soil, constructions and crops were the dominant types of disturbance with proportions of about 85.4%, 35.4% and 39.6% of the total inventoried grid cells, respectively. Rubble and military installations showed low frequencies while flooding, garbage and improvised parking lots showed zero frequencies (Figure 6-3).

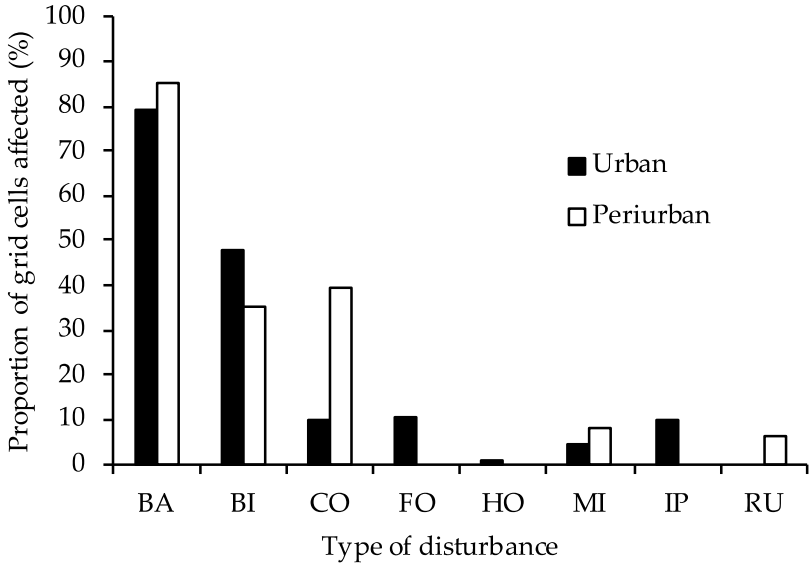


Figure 6-3 Proportion of grid cells affected by type of disturbance in sampled green spaces in urban and peri-urban zones of the city of Bujumbura. BA: bare ground, BI: building, CO: crops, FO: flooding, HO: household waste, MI: military installations, IP: improvised parking lot, RU: rubble.

In addition, the results of the Friedman test with χ^2= 368.86 ($p < 0.001$) in urban and χ^2 = 146.43 ($p < 0.001$) in peri-urban entities showed a highly significant difference between the frequencies of the eight disturbance types along the urbanization gradient. The results of the post hoc test indicated that the disturbance types "buildings" and "bare soil" showed significant differences ($p < 0.05$) from the other disturbance types in terms of frequencies of occurrence. For the other frequencies regarding crops, rubble, flooding, military installations, garbage and improvised parking lots, significant differences were not observed.

6.6.2.2 Association between the types of anthropogenic disturbance of the green spaces of Bujumbura

In the parts of the city with a peri-urban morphological status, one single association was observed, that of which between buildings and bare soil. In the parts of the city with an urban morphological status, buildings were linked to military installations and improvised parking. An association between crops

and military installations was also observed; the military installations interact with the improvised parking lots (Table 6-3).

Table 6-3 Results of χ^2 independence tests for association of anthropogenic disturbances in Bujumbura green spaces (* = $p < 0.05$).The baseline data are from gridded inventories of these disturbance types conducted on 18 green spaces in the city of Bujumbura of at least 1 ha in area in November 2020. BA: bare ground, BI: building, CO: crops, FO: flooding, HO: household waste, MI: military installations, IP: improvised parking lot, RU: rubble.

Peri-urban zones				
	BA	RU	CO	MI
BI	4.49*	1.76	2.84	2.39
BA		0.90	3.48	0.75
RU			2.10	2.62
CO				0.39

Urban zones						
	BA	FO	HO	CO	MI	IP
BI	3.49	1.12	0.92	0.63	0.52*	9.12*
BA		0.14	0.26	0.05	1.37	1.01
FO			0.12	1.48	0.64	3.43
HO				0.11	0.05	0.11
CO					14.71*	1.34
MI						5.31*

6.7 Discussion

6.7.1 Typology of green spaces in Bujumbura

Several typologies of green spaces have been proposed and no inventory is able to cover all the particularities that exist in every city around the world due to the differences in natural conditions (geomorphological, climatic, biological), history and social composition (Rall et al., 2015). In a European context, Bell et al. (2007) clearly showed differences between green spaces as parks and gardens; natural and semi-natural spaces; green corridors; allotments, community gardens and urban farms; outdoor sports facilities; amenity green spaces; provisions for children and young people; cemeteries,

churchyards and other burial grounds; and other public spaces. Swanwick et al. (2003) produced an inventory of 25 urban green space types, falling into 10 subgroups and 4 main groups (amenity green spaces, functional green spaces, semi-natural habitats and linear green spaces). Other inventories are based on usage (Hofmann & Gerstenberg, 2014), based mainly on scale (Byrne & Sipe, 2010) or cover informal urban green spaces (Rupprecht & Byrne, 2014). Some typologies combine urban green spaces with other open spaces such as squares, pedestrian areas, or cycling areas (DTLR, 2002). In China, Kong & Nakagoshi (2005) reclassified green spaces into nine types (public parks, plaza-green spaces, nurseries, green buffer zones, attached green spaces, residential green spaces, roadside green spaces, riparian green spaces and scenery forests). This classification is based on urban green space functions, land use and property information. In Africa, Mensah (2014) revealed that there are different forms of urban green spaces and grouped them into seven categories (semi-private spaces; parks, street trees and roadside plantations; public green areas; public and private tree plantations on vacant lots; green belts; woodlands and peri-urban farming areas; rangelands and forests close to urban areas; natural forests under urban influence; and trees planted for environmental protection and aesthetic purposes).

Furthermore, social initiatives, technological advances, environmental awareness and the creativity of urban planners and city dwellers are perpetually leading to new types of urban green spaces (Rall et al., 2015). In this study, we combined four existing typologies, which have the advantage of associating each type of green space with the corresponding land use, as well as the status of the owner (Sambieni et al., 2018). Consequently, these typologies allowed us to classify the green spaces of the city of Bujumbura into green squares, green sports spaces and cemeteries on the basis of their land use. These green spaces are present with varying frequencies along the urbanization gradient. In fact, green squares are present exclusively in urban entities, while sport green areas are present in urban and peri-urban zones and cemeteries are present in peri-urban zones only, hence confirming our first hypothesis. Indeed, the distribution of green spaces in Bujumbura city is based on the age of the different neighborhoods of the city and their socio-economic diversity (Toyi, 2012 ; Kabanyegeye et al., 2020). Thus, in the Rohero zone, the oldest, inherited from the colonization period and characterized by a high

standard of living, there are many green squares and sports green areas. In contrast, in the Kanyosha zone, the most recent city part and characterized by a precarious standard of living, only a few sports green areas and a cemetery are present.

6.7.2 Anthropogenic disturbances of green spaces in Bujumbura

Urban green spaces are among the most degraded ecosystems in African cities (Mensah, 2014), in particular, due to the rapid and unplanned expansion of built-up areas (Alberti, 2005 ; Useni et al., 2018). In this context, the desire to transform the architectural image of Bujumbura city, the objective of the public authorities to provide sports infrastructure and the phenomenon of gentrification (Toyi, 2012) were at the origin of the construction of new infrastructures such as hotel residences, offices, commercial buildings and banks. In addition, the concern to commemorate the history of Burundi following the socio-political events that have characterized it since its independence, together with the objective to protect military strategic places in the city, are at the origin of the fragmentation and the shrinking of some emblematic green spaces in favor of monuments and military positions. In the African context, this situation is quite similar to the one observed in the municipalities of Treichville in Abidjan (Ivory Coast), in Lubumbashi and in Kolwezi (both situated in the southeastern part of the Democratic Republic of the Congo) where green spaces are threatened by the construction of shops, informal businesses, the installation of car garages, residential landmarks, etc., (Gauthier & Célestin, 2017 ; Useni et al., 2021 ; Useni et al., 2022). However, the installation of military positions in green spaces is a particularity of Bujumbura city, in order to protect strategic positions in the city. Muteya et al. (2022) specify that peri-urbanization and associated actions on green spaces will continue until 2090 without any planning.

In addition, with the repeated passages of residents on green spaces, bare soil areas appear rapidly, leading to a modification of soil properties by sealing them (Lorenz & Lal, 2009 ; Boukelouha & Labii, 2019). However, our results underline that the green spaces of Bujumbura are not only threatened by bare soil resulting from trampling following improvised passages, but also from various constructions along the urbanization gradient at different frequencies. Indeed, residents of green spaces consider these areas as shortcuts, thus testifying to the presence of trampling (Boukelouha & Labii, 2019). These

observations confirm partly our second hypothesis according to which various constructions as well as bare soil, especially due to trampling, is visible along the urbanization gradient, while military positions are only present in administrative entities with an urban morphological status. These perturbations are largely due to the incivility and absence of eco-responsible behavior of local populations who consider these spaces free of any restriction (Gauthier & Célestin, 2017).

In Sub-Saharan Africa, agriculture is a growing activity for survival in peri-urban areas, but its development threatens (semi-)natural vegetation elements and formations, which are considered crucial for sustainable development. This corroborates our findings that crop disturbances are significantly more present in peri-urban green spaces in Bujumbura and confirm the second part of our second hypothesis. Demšar (2006), Trefon & Cogels (2007), Rakotondrasoa et al. (2013) argue that populations living in peri-urban areas seek to ensure their survival, by any means, in a context of economic degradation and with little concern for the preservation of vegetation. This is typically the case of the military forces who install small fields next to their positions, a practice also observed concerning the guards of sports infrastructures.

6.7.3 Association between types of anthropogenic disturbances of green spaces in Bujumbura

The authors of Peres et al. (2006) state that human disturbances often interact synergistically, hence confirming our results. Indeed, within the green spaces of Bujumbura, each time constructions such as monuments or sports facilities were erected, access paths were laid out and parking lots were created. In addition, the Republic of Burundi has experienced a decade of socio-political instability leading to a certain degree of insecurity in the cities, including Bujumbura (Havyarimana et al., 2017 ; Havyarimana et al., 2018). To improve this situation, military positions have been set up in green spaces, which required the construction of housing or shelters, in addition to parking lots for their vehicles on which water could stagnate after cleaning them. Similarly, according to the UNDP, 64.9% of the Burundi population lives on less than USD 14.16 (BIF 41 054) per adult per month in the context of acute food insecurity (République du Burundi, 2019). As a result, there is an economy of scavenging characterized by, among other things, the development of

vegetable gardens by the military, near their positions in green spaces, a situation also observed in Lubumbashi in the south eastern part of the Democratic Republic of the Congo (Useni et al., 2018). The tendency for vegetable gardening development is also another phenomenon observed within sports infrastructures. Indeed, the guards arrange vegetable gardens for the production of food for their respective families, due to the scarcity of the land (Bogaert et al., 2015), thus supporting our third hypothesis related to the association of anthropogenic disturbances. It corroborates the findings of Rakotondrasoa et al. (2013) that certain anthropogenic disturbances are often related to other types of degradation. Urban developments coupled with anthropogenic actions have been reported by Aziz et al. (2014), who state that they are the main constraints to the sustainability of urban vegetation.

6.8 Conclusions

This study presented a typology of the green spaces of Bujumbura city. It also identified the anthropogenic disturbances to which these spaces are subjected. A literature review revealed that green squares, green sports areas and cemeteries are among the types of green spaces encountered in Bujumbura. On the basis of the inventories, it appears that green spaces are exposed to anthropogenic disturbances, notably agriculture in peri-urban areas, as opposed to the development of military positions and the construction of monuments, buildings and sports facilities, which are more pronounced in urban areas. Trampling as a type of anthropogenic disturbance is present on green spaces in urban and peri-urban areas. The synergies between the different types of anthropogenic disturbances amplify their negative impact.

This study is a continuation of our research on green spaces in the city of Bujumbura and on the analysis of the anthropogenic pressures to which they are exposed. It was written to raise awareness. All stakeholders (municipal technical services, local administrations, non-profit associations and sports club associations) in charge of managing green spaces should invest more in protecting their green spaces against all kinds of disturbances. They should also promote environmental education in order to safeguard them and the ecosystem goods and services that they provide.

7

Perception sur les espaces verts et leurs services écosystémiques par les acteurs locaux de la ville de Bujumbura (République du Burundi)

Chapitre 7. Perception sur les espaces verts et leurs services écosystémiques par les acteurs locaux de la ville de Bujumbura (République du Burundi)

7.1 Références bibliographiques

Henri Kabanyegeye, Tatien Masharabu, Yannick Useni Sikuzani & Jan Bogaert. *Tropicultura*, **38**(3-4), 2295-8010.

7.2 Résumé

La prise de conscience de l'importance des espaces verts et des services écosystémiques qu'ils rendent est primordiale pour tout programme de leur protection en milieu urbain. Pour cette raison, la perception des espaces verts des communes de la ville de Bujumbura (Muha, Mukaza et Ntahangwa) au Burundi et de leurs services écosystémiques par les acteurs locaux à partir d'une enquête en ligne et semi-dirigée a été appréciée. Les résultats révèlent que les espaces verts de la ville de Bujumbura sont concentrés dans la commune de Mukaza et suggèrent une répartition inégale. En outre, quelle que soit l'enquête, les terrains de jeux constituent le type d'espaces verts dominants à Bujumbura. Plus de 80 % des espaces verts sont qualifiés de publics et pour ceux qui sont privés, les acteurs ne sont pas unanimes quant à leur coût d'accessibilité. La qualité de leurs gestion et entretien est moyenne à Mukaza et faible dans d'autres communes de la ville. Les enquêtés perçoivent que les espaces verts offrent potentiellement la possibilité de loisir et du bien-être physique et psychologique comme services écosystémiques dominants. Des mesures de préservation d'espaces verts existants et ceux de création dans les parties de la ville en extension s'imposent.

Mots-clés : Bujumbura, Espaces verts, Services écosystémiques, Perception, Acteurs locaux.

7.3 Abstract

Awareness of the importance of green spaces and the ecosystem services they provide is essential for any program to protect them in urban areas. For

this reason, the perception of the green spaces of the communes of the city of Bujumbura (Muha, Mukaza and Ntahangwa) in Burundi and their ecosystem services by local actors from an online and semi-directed survey was appreciated. The results reveal that the green spaces of the city of Bujumbura are concentrated in the commune of Mukaza and suggest an uneven distribution. In addition, regardless of the survey, playgrounds are the dominant type of green space in Bujumbura. More than 80% of green spaces are qualified as public and for those which are private, the players are not unanimous on the cost of accessibility. The quality of their management and maintenance is average in Mukaza and low in other communes of the city. Respondents perceive that green spaces potentially offer the possibility of leisure and physical and psychological well-being as dominant ecosystem services. Measures to preserve existing green spaces and those of creation in the expanding parts of the city are needed.

Keywords: Bujumbura, Green spaces, Ecosystem services, Perception, Local actors

7.4 Introduction

La population urbaine mondiale n'a cessé d'augmenter rapidement depuis 1950. Elle est passée de 30% de la population mondiale à 54% en 2014. Elle devrait atteindre 70% en 2050 selon diverses projections (United Nations, Departement of Economic and Social Affairs, Population Division (UNDESA), 2019). Il est à noter que 90% de cette croissance démographique urbaine sera localisée en Afrique et en Asie, démontrant de l'intérêt qu'il convient d'accorder au processus d'urbanisation dans les pays en développement.

L'expansion rapide et peu contrôlée du bâti causée par cette urbanisation induit une série d'impacts socio-économiques et environnementaux défavorables. Il s'agit notamment de la perte des terres arables, de l'insécurité foncière persistante, de l'insuffisance des équipements appropriés, et de la régression de la couverture d'espaces verts menant à une perte de la biodiversité et à la dégradation des services écosystémiques (André et al., 2014 ; Bogaert et al., 2015 ; Grimm et al., 2008).

Pourtant, les espaces verts, éléments de la nature urbaine, sont, avant tout, un moyen d'accès pour la population à un lieu protégé et entretenu, consacré notamment à des fins récréatives ou décoratives (Choumert & Travers, 2010).

Dans la plupart des métropoles d'Afrique subsaharienne, les aménagements d'espaces verts n'arrivent pas à suivre le rythme d'expansion spatiale des villes (Atake, 2014 ; Useni et al., 2017). À titre illustratif, l'expansion spatiale urbaine de la ville de Lubumbashi en RDC a entrainé une fragmentation menant à une régression de la couverture d'espaces verts de l'ordre de 3,6 km² par an (Useni et al., 2018), d'une part, et à une altération des fonctionnalités écologiques (protection contre les inondations, régulation du micro climat, etc.) sur les espaces verts qui persistent (Useni et al., 2019), d'autre part.

Le processus d'urbanisation et l'altération des espaces verts qui en résulte n'ont cessé d'attirer la curiosité des chercheurs en Afrique subsaharienne (Mensah, 2014).Les études convergent en plus sur la nécessité d'un modèle ou d'une politique de gestion durable et optimale des espaces verts qui tiennent compte des réalités socio-économiques de chaque pays (du Toit et al., 2018 ; Bogaert et al., 2018 ; Osseni et al., 2015 ; Sambieni et al., 2018 ; Useni et al., 2018 ; Useni et al., 2019).

Ainsi, au-delà de l'enjeu scientifique, des besoins de connaissances sont formulés par des gestionnaires et des aménageurs du territoire pour une gestion optimale et équilibrée des espaces verts (Pullin & Knight, 2005) en milieux urbains. Ce besoin se fait sentir pour la ville de Bujumbura où les travaux d'aménagement urbain accordent peu d'intérêts aux aspects écologiques (Colin & Information, 2007). Malgré la validation en 2015 du plan directeur détaillé de la grande ville de Bujumbura pour l'horizon 2045, celui-ci n'a pas encore été appliqué faute d'outils pratiques et de formations des acteurs.

Par conséquent, les espaces verts sont progressivement détruits pour installer de nouvelles maisons et d'autres infrastructures physiques comme les routes. Au cours de cette expansion spatiale urbaine, même la végétation des zones tampons le long des rivières et du lac Tanganyika a été détruite pour la construction des maisons (kabanyegeye et al. 2021).

En effet, les écosystèmes naturels ont considérablement régressé en raison de la forte pression anthropique (Bigirimana, 2012b), en plus du mauvais entretien des espaces verts présents dans la ville de Bujumbura. Dans une

moindre mesure, certains écosystèmes naturels ont également été remplacés par des forêts artificielles, afin de contrer l'aggravation de l'érosion et faire face à la crise du bois de chauffage, du bois d'œuvre et du bois de construction (Bangirinama et al., 2016). En outre, de nombreuses avenues et d'autres espaces verts publics et privés de la ville abritent une flore importante dont la typologie, la gestion et les services écosystémiques potentiels qu'elle fournit sont largement méconnus.

Malgré cette situation chaotique sur le plan écologique en ville de Bujumbura, force est de constater que seule la flore présente sur les espaces verts et les jardins domestiques a été identifiée à travers les études antérieures. Aucune étude ne s'est focalisée sur le ressenti des usagers quant à la présence relative aux services écosystémiques des espaces verts en ville de Bujumbura.

Pour combler ce déficit d'informations, la présente étude évalue la perception qu'ont les acteurs locaux des espaces verts de la ville de Bujumbura et les services écosystémiques qu'ils rendent.

Il est à noter que l'appréciation des espaces verts et de leurs fonctionnalités peut se faire sur la base de l'approche cartographique, d'inventaires et d'enquêtes.

Lorsque plusieurs catégories d'espaces verts et de services écosystémiques qu'ils offrent sont considérées, le recours à une consultation d'un panel d'experts à travers des enquêtes constitue une approche pertinente (United Nations Environment World Conservation Monitoring Centre, 2010).

La présente étude teste l'hypothèse principale selon laquelle les quartiers de haut standing hérités de la colonisation sont bien pourvus en espaces verts et les services écosystémiques qu'ils rendent sont essentiellement culturels.

Cette hypothèse est subdivisée en hypothèses spécifiques suivantes : (i) il existe en ville de Bujumbura une diversité d'espaces verts inégalement répartis pouvant être regroupés en catégories ; (ii) les espaces verts de la ville de Bujumbura seraient pour la plupart privés, largement ouverts au public et à la gestion mitigée ; (iii) les espaces verts de la ville de Bujumbura fournissent potentiellement des services écosystémiques qui peuvent être évalués.

7.5 Matériel et Méthodes

7.5.1 Milieu d'étude

La ville de Bujumbura est située au bord Est du lac Tanganyika, à l'ouest de la République du Burundi entre 3°30' - 3°51' de latitude Sud et 29°31'- 29°42' de longitude Est (Figure 7-1). S'étendant sur 10 462 hectares, elle comprend trois communes : Muha au nord, Mukaza au centre et Ntahangwa au sud (Figure 7-1 Localisation du milieu d'étude et répartition des 13 zones urbaines dans les trois communes de la ville de Bujumbura au Burundi. Carte réalisée par l'auteur en septembre 2019.

) qui sont subdivisées en 13 entités administratives érigées en zones urbaines (République du Burundi, 2014). Le climat est de type tropical avec une température moyenne annuelle de 23° C et des précipitations moyennes annuelles oscillant entre 1000 mm et 1200 mm (République du Burundi, 2007).

Bujumbura enregistre deux grandes saisons, à savoir la saison des pluies et la saison sèche. Cependant, sur la base d'observations de la quantité de pluies et de la température, il existe la grande (juin à mi-septembre) et la petite saison sèche (mi-décembre à mi -février), la grande (mi-février à mai) et la petite saison des pluies (mi-septembre à décembre). Le relief est caractérisé par une plaine de basse altitude qui se relève d'ouest en est avec une altitude moyenne de 820 m (Nzigidahera, 2012).

L'hydrographie est dominée par le lac Tanganyika situé dans le bassin du fleuve Congo. D'après Kabeya (1992), la texture du sol de Bujumbura est composée de sable, de marécages avec de l'argile gonflante, d'argile simple, d'argile avec du sable, d'argile mélangé avec du sable et du limon. Sur le territoire urbain de Bujumbura, les 50 % de la superficie qui n'est pas encore construite seraient couverts de champs, de jachères et d'une végétation naturelle résiduelle (Bigirimana, 2012).

La pêche, le secteur industriel et des services ainsi que l'agriculture sont les principales activités économiques réalisées par une population qui est passée de 500 000 en 2008 à 900 000 habitants en 2018.

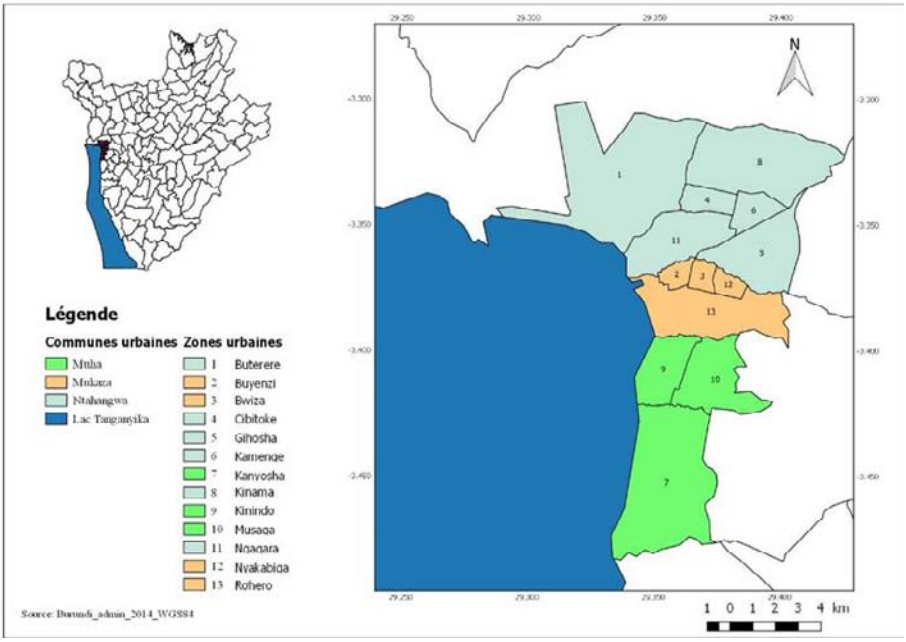


Figure 7-1 Localisation du milieu d'étude et répartition des 13 zones urbaines dans les trois communes de la ville de Bujumbura au Burundi. Carte réalisée par l'auteur en septembre 2019.

7.5.2 Collecte des données

Un questionnaire d'enquête anonyme a été administré aux acteurs locaux de la ville de Bujumbura afin de connaître leur perception des espaces verts et des services écosystémiques qu'ils rendent dans ses trois communes à standing diversifiés. Ces acteurs étaient composés de professeurs, d'enseignants-chercheurs, de doctorants au nombre de 97, d'une part, et de 50 étudiants, d'autre part, repartis en Sciences Appliquées, Naturelles et de la Vie et en Sciences Humaines et Sociales de l'Université du Burundi. Les professeurs et les enseignants-chercheurs étaient des campus Mutanga, Rohero et Kiriri sis en commune de Mukaza et du campus Kamenge sis en commune Ntahangwa, les doctorants étaient du campus Ecole doctorale sis dans la commune Ntahangwa tandis que les étudiants étaient du campus Kiriri sis à Mukaza.

Pour les professeurs, les enseignants-chercheurs et les doctorants, le questionnaire a été administré en ligne via le logiciel Google Forms au mois de juillet 2019 tandis que l'enquête semi-dirigée a été administrée aux

étudiants au mois de septembre 2019. L'enquête web est une technique d'enquête qui ne nécessite pas de contact physique avec les enquêtés contrairement à l'enquête semi-dirigée qui nécessite un contact physique non seulement avec le questionnaire d'enquête, mais aussi avec l'enquêteur lui-même (Bayart, 2009).

L'accès plus ou moins relatif d'utilisation des techniques de l'information et de la communication pour la première catégorie d'acteurs par rapport à la deuxième a guidé cette différenciation. Les répondants (n) à notre questionnaire ont été au nombre de 50 pour l'enquête en ligne et de 46 pour l'enquête semi-dirigée. Le genre, les domaines de formation et le statut professionnel des répondants sont détaillés dans le Tableau 7-1. L'enquête a permis la constitution d'une base de données qui reprend la localisation des espaces verts dans les communes de la ville, le type d'espace vert suivant la couverture végétale sur la base de la typologie de Kong & Nakagoshi (2005) et de Mensah (2014) telle qu'unifiée par Sambieni et al. (2018).

Cette typologie permet d'identifier une catégorie d'espace vert sur la base du couvert végétal et de l'utilisation de l'espace vert. Le statut de propriété de l'espace vert (public ou privé) a été apprécié à travers son degré d'ouverture au public (Useni et al., 2019) tandis que son niveau de gestion et d'entretien a été apprécié grâce au degré de dégradation de sa couverture végétale, son aspect esthétique (Brunet, 1992) et en fonction des activités dont il est le support (Méjean et al., 1996). En outre, le niveau d'accessibilité des espaces verts a été mis en exergue à partir du régime du droit de la propriété foncière qui le régit ou de son ouverture aux usagers (Mehdi & Di Pietro, 2009).

Enfin, les services écosystémiques potentiels rendus par les espaces verts de la ville de Bujumbura, appréciables par les bénéfices matériels et non matériels que les acteurs obtiennent des écosystèmes (Bolund & Hunhammar, 1999) ont été cités par les enquêtés. Seuls 6 services écosystémiques pertinents ont été proposés aux enquêtés : la purification de l'air et de l'eau, la régulation du micro climat, le traitement des déchets, le plaisir esthétique, la possibilité de loisir et le bien-être physique et psychologique.

Ces services étudiés sont en lien avec les grands défis auxquels la ville de Bujumbura doit faire face. Aussi, le choix de ces services écosystémiques a-t-il été guidé par les résultats d'une pré-enquête réalisée en ligne au mois de mai 2019 afin de tester le questionnaire et où parmi les acteurs ciblés, certains

semblaient ignorer les services rendus par les espaces verts et d'autres proposaient ceux qu'ils connaissaient.

Tableau 7-1 La catégorisation des répondants selon le sexe, le domaine de formation et le statut professionnel suivant les deux types des questionnaires utilisés.

		Type de questionnaire		
Caractéristiques démographiques		En ligne	Semi dirigé	Total
Sexe	Féminin	8	2	10
	Masculin	42	44	86
Total		50	46	96
Domaine de formation	Sciences appliquées, naturelles et de la vie	25	46	71
	Sciences humaines et sociales	25	0	25
Total		50	46	96
Statut professionnel	Professeurs	5	0	5
	Enseignants-chercheurs	4	0	4
	Niveau baccalauréat	0	30	30
	Niveau master	0	16	16
	Doctorants	41	0	41
Total		50	46	96

7.5.3 Analyse des données

Les données de l'enquête en ligne ont été analysées automatiquement par le logiciel Google Forms et le résumé des réponses a été téléchargé dans le fichier Excel afin de pouvoir créer des graphiques personnalisés. Il s'agit

notamment de la construction d'une base de données de réponses et de procéder à un codage de celles-ci, opération préalable à tout traitement. La représentation graphique comparée des fréquences relatives exprimées en pourcentage des résultats des deux enquêtes a été réalisée grâce au tableur Excel.

7.6 Résultats

Les espaces verts sont inégalement répartis dans les trois communes urbaines (Figure 7-2) de la ville de Bujumbura. Les enquêtés ont perçu que le nombre d'espaces verts diminue lorsqu'on passe de la commune centrale (Mukaza) vers les communes périphériques (Muha et Ntahangwa). Les fréquences relatives de citation par les acteurs suggèrent en effet que la commune de Mukaza concentre plus de la moitié de tous les espaces verts de la ville de Bujumbura (80-89%) comparativement aux communes Muha (4-10%) et Ntahangwa (7-10%). L'enquête en ligne, comparativement à l'enquête semi-dirigée, a permis d'identifier davantage d'espaces verts dans les communes de Muha et Ntahangwa, excepté à Mukaza où c'est la tendance inverse qui a été observée.

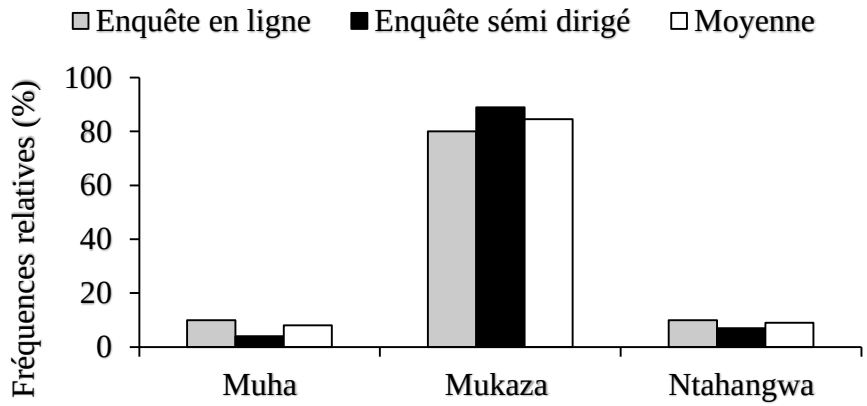


Figure 7-2 Fréquences relatives de la répartition des espaces verts dans les trois communes urbaines de la ville de Bujumbura. n correspond respectivement à 50 et 46 pour les enquêtes en ligne et semi-dirigée. Les enquêtes ont été réalisées en 2019 notamment en juillet pour celle en ligne et en septembre 2019 pour celle semi-dirigée essentiellement auprès des professeurs, des enseignants-chercheurs, des doctorants et des étudiants des diverses facultés de l'Université du Burundi.

Huit types d'espaces verts sont cités par les acteurs comme présents dans la ville de Bujumbura pour les deux enquêtes combinées. Les acteurs de l'enquête en ligne ont cité huit types d'espaces verts (accompagnement de voies, espace vert de cours collective, jardin/potager, espace agricole, place verte, friche, terrain de jeux et relique de forêt galerie) contre six pour ceux de l'enquête semi-dirigée (accompagnement de voies, espace vert de cour collective, jardin/potager, espace agricole, place verte et terrain de jeux).

La définition de ces types d'espaces verts se réfère à celle de Sambieni et al. (2018) de la manière suivante : accompagnent de voies, espace vert de cour collective, jardin/potager, pépinière, place verte, relique de forêt galerie, espace agricole, friche, plantation et terrain de football.

Les terrains de jeux sont cités à travers les deux types d'enquêtes comme étant les espaces verts les plus dominants de la ville de Bujumbura avec une fréquence relative de citation de plus de 20 % pour l'enquête en ligne et plus 50% pour l'enquête semi dirigé (Tableau 7-2).

Les espaces verts d'accompagnement de voie se trouvent essentiellement le long des chaussées présentes dans les communes Mukaza et Ntahangwa et du boulevard principal traversant la commune Muha. En ce qui concerne les espaces verts de cour collective et les places vertes, ils sont davantage concentrés dans la commune Mukaza tandis que les espaces agricoles et les friches sont plus localisés dans les communes de Muha et Ntahangwa.

Les jardins/potagers et les reliques de forêt galerie sont présents dans toutes les communes. Toutefois, il est à noter que leur occurrence augmente au fur et à mesure qu'on s'éloigne du centre de la ville contrairement aux terrains de jeux qui sont plus concentrés au centre-ville.

Tableau 7-2 Fréquences relatives (en pourcentage) de citations des types d'espaces verts de la ville de Bujumbura au Burundi.

Type d'enquête	Types d'espaces verts							
	AV	EVC	JP	EA	PV	F	TJ	RFG
En ligne	20	10	12	2	20	4	26	6

Semi dirigé	8	7	17	7	9	0	52	0
Moyenne de citation	14	8,5	13,5	4,5	14,5	2	39	3

AV: accompagnement de voies, EVC : espace vert de cour collective, JP : jardin/potager, EA : espace agricole, PV : place verte, F : friche, TJ : terrain de jeux, RFG : relique de forêt galerie. $n = 46$ pour l'enquête semi-dirigée ; $n = 50$ pour l'enquête en ligne.

Le tableau 2 renseigne que dans la ville de Bujumbura, quel que soit le type d'enquêtes, les espaces verts sont qualifiés d'espaces publics à plus de 80% par les répondants. Pour ceux qui sont privés et dont leur ouverture aux usagers est payante, l'unanimité manque quant à leur coût d'accessibilité.

Du moment que certains acteurs trouvent ce coût d'accès aux espaces verts privés de la ville de Bujumbura très cher, les autres le trouvent cher, moyen, abordable et d'autres presque gratuit avec des fréquences relatives de citations variant sur une échelle de 10 et 24% pour l'enquête en ligne et 6 à 39 % pour l'enquête semi dirige (Tableau 7-3).

Tableau 7-3 Fréquences relatives supposées du coût d'accessibilité des espaces verts privés de la ville de Bujumbura au Burundi.

Type d'Enquête	Coût d'accès aux espaces verts				
	Très cher	Cher	Moyen	Abordable	Presque gratuit
En ligne	14	16	26	24	20
Semi dirigé	39	33	22	6	0
Moyenne de citation	26,5	24,5	24	15	10

$n = 50$ pour l'enquête en ligne, $n = 36$ pour l'enquête semi dirigé

Le tableau 3 indique que la Mairie de Bujumbura est citée comme l'acteur principal intervenant dans la gestion et l'entretien des espaces verts de la ville de Bujumbura. Toutefois, d'autres intervenants comme les associations sans

buts lucratifs, les associations des clubs de sport et les administrations locales sont également cités comme impliqués, dans une certaine mesure, dans la gestion des espaces verts. Le niveau de gestion et d'entretien des espaces verts est jugé respectivement par les enquêtés en ligne et en semi dirigé de très satisfaisant par 14 et 4%, de satisfaisant par 32 et 9%, de moyen par 46 et 59%, et de faible par 8 et 28% (Tableau 7-4).

Tableau 7-4 Fréquences relatives de citation du niveau de gestion et d'entretien des espaces verts de la ville de Bujumbura au Burundi.

Type d'enquête	Niveau de gestion et d'entretien des espaces verts			
	Très satisfaisant	Satisfaisant	Moyen	Faible
En ligne	14	32	46	8
Semi dirigé	4	9	59	28
Moyenne	9	20,5	52,5	18

$n = 50$ pour l'enquête en ligne, $n = 46$n pour l'enquête semi dirigée

En analysant la Figure 7-3, on remarque que les services écosystémiques cités par les répondants comme les plus potentiellement rendus par les espaces verts de la ville de Bujumbura sont au nombre de six. Il s'agit de la purification de l'air et de l'eau, de la régulation du micro-climat, du traitement des déchets, du plaisir esthétique, de la possibilité de loisir et du bien-être physique et psychologique.

Parmi ces six services écosystémiques, deux sont majoritairement cités dans les deux enquêtes comme les plus dominants. Il s'agit de la possibilité de loisir et du bien-être physique et psychologique. La fréquence de citation pour les autres services écosystémiques varie avec le type d'enquête (Figure 7-3).

Le traitement de déchets comme service écosystémique n'a été identifié qu'à travers l'enquête semi-dirigée. Le plaisir esthétique, la purification de l'air et de l'eau sont davantage cités à travers l'enquête semi-dirigée comparativement à l'enquête en ligne. Seule la régulation du microclimat, la possibilité de loisir et le bien-être (physique et psychologique) sont davantage cités par l'enquête en ligne comparativement à celle semi-dirigée.

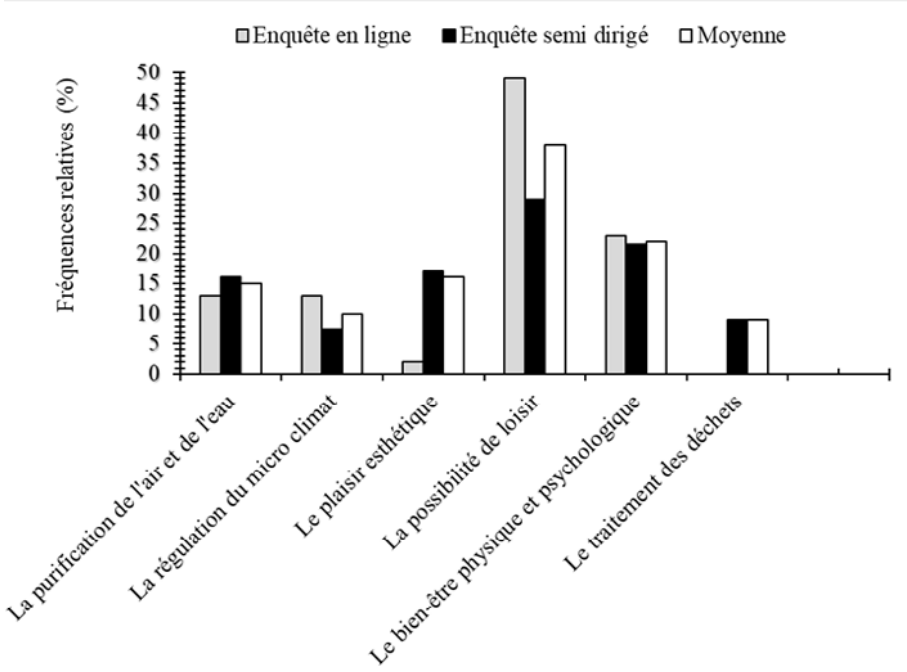


Figure 7-3 Fréquences relatives de citations des services écosystémiques potentiellement fournis par les espaces verts de la ville de Bujumbura au Burundi. $n = 46$ pour les enquêtes en ligne ; $n = 50$pour les enquêtes semi-dirigées.

7.7 Discussion

Plusieurs approches sont utilisées pour apprécier les espaces verts urbains dont la cartographie et les inventaires. Lorsqu'il s'agit d'analyser la perception des espaces verts et de leurs services écosystémiques, les enquêtes sont souvent préconisées. Pour cette étude, nous avons utilisé l'enquête Web couplée à l'enquête semi dirigé. Le souci de minimiser la tendance à la baisse du taux de réponses aux enquêtes classiques consécutive au développement du téléphone des années 1980 et des nouvelles technologies (Caroline Bayart, 2009) a guidé cette combinaison de méthodes.

L'utilisation de l'enquête en ligne pour l'étude des espaces verts urbains a été confirmée par Bertram & Rehdanz (2015) qui estiment que la méthode permet d'interroger le plus de personnes et est adaptée pour étudier le rôle des espaces verts urbains pour le bien-être des personnes vivant en milieu urbain.

L'enquête par questionnaire, quant à elle, permet de centrer le discours des personnes interrogées autour de différents thèmes définis au préalable et est

considérée comme une méthode efficace et puissante pour documenter surtout le savoir écologique traditionnel (Huntington, 1998) et une méthode efficace pour analyser des représentations sociales de l'espace (Goeldner-Gianella & Humain-Lamoure, 2010).

Les non réponses des acteurs membres en même temps de la société civile œuvrant dans le domaine environnemental pour des raisons de risque de partialité, d'une part et de manque de temps pour répondre (Bayart, 2009), d'autre part, surtout chez les doctorants et les étudiants pourraient penser à la représentativité des réponses des acteurs. S'il est vrai que les non réponses peuvent fortement altérer la qualité des résultats, les réponses à une enquête sont représentatives à l'égard de l'échantillon si les probabilités de réponse de tous les éléments de la population sont égales et si la réponse d'un élément est indépendante de celle de tous les autres éléments (Bethlehem & Cobben, 2009), ce qui est le cas pour cette étude.

Quand bien même la typologie des espaces verts de Hansen et al. (2017) est plus exhaustive car composée de 44 éléments répartis en huit groupes et reliés à des preuves scientifiques sur leurs services écosystémiques correspondants, la typologie utilisée dans la présente étude a l'avantage d'être plus simple et adaptée à la réalité de la zone d'étude. Elle permet aussi d'associer à chaque type d'espace vert l'occupation du sol correspondant.

Les acteurs ont été choisis dans le milieu académique parmi ceux des sciences humaines et sociales et ceux des sciences appliquées, naturelles et de la vie. Cela a été guidé par le postulat selon lequel lorsque plusieurs services sont considérés, le recours à une consultation d'un panel d'experts constitue une approche pertinente (Bogaert et al., 2018). La sensibilité relative des acteurs des sciences humaines et sociales aux questions environnementales a orienté leur choix.

Le même constat a été fait dans Maréchal et al. (2018) qui ont trouvé que les experts en sciences humaines et sociales semblent plus sensibles aux problématiques qui touchent les populations telles que la pollution sonore, la gestion des eaux usées et le besoin d'espaces de récréation.

Quant aux acteurs des sciences appliquées, naturelles et de la vie, en plus d'être sensibilisés à ces problématiques, ils sont formés à y apporter des solutions.

L'utilisation de la typologie de Bolund & Hunhammar (1999) se révèle pertinente dans le cas de la ville de Bujumbura, comme cela a été récemment prouvé à Lubumbashi au sud-est de la RDC (Kong & Nakagoshi, 2005). D'après Bogaert et al. (2018), cette typologie demeure simple d'autant plus qu'elle se base sur un nombre limité de services écosystémiques. En plus, les services écosystémiques étudiés sont en lien avec les défis socio-écologiques auxquels la ville de Bujumbura fait face.

Cependant, cette typologie ne permet pas d'aller dans le détail des autres services écosystémiques pouvant se révéler pertinents à Bujumbura (comme la production des fruits/légumes sur les espaces agricoles), du fait que l'offre des services écosystémiques dépend de la saisonnalité.

La présence relative d'espaces verts dans la ville de Bujumbura suit l'ancienneté des quartiers et le niveau socio-économique des résidents. Ainsi, les zones urbaines, particulièrement celles héritées de la colonisation sont les plus pourvues en espaces verts. Les zones des résidents de moyen standing et les zones périphériques caractérisées par un cadre de vie précaire ont peu d'espaces verts. Cette situation corrobore les résultats de Toyi (2016) selon lesquels les espaces verts dans la ville de Bujumbura suivent les inégalités de l'espace résidentiel des années 1960-2000.

Le niveau de gestion et d'entretien des espaces verts varie aussi avec le niveau du standing du quartier. Il est qualifié de moyen par les acteurs locaux des deux enquêtes dans la commune Mukaza et faible dans les deux autres communes en réponse à la multiplicité des intervenants.

Ce constat est semblable à celui de Geoffroy (2017) car du moment qu'il existe plusieurs acteurs, notamment les services étatiques, dans la gestion et l'entretien des espaces verts, ceux-ci ne bénéficient ni de la même intensité ni de la même nature de soins. Dans la ville de Bujumbura, les services techniques municipaux et les administrations locales, les associations sans buts lucratifs et les associations des clubs interviennent dans l'entretien et dans la gestion des espaces.

Cette multiplicité des intervenants porte préjudice à l'entretien et à la gestion des espaces verts en raison de la divergence de leurs intérêts. À Beni à l'est de la RDC, Kaleghana & Mweru (2016) ont suggéré que lorsque les services étatiques mettent plus d'accent sur la mobilisation des recettes au détriment

des actions environnementales, la gestion et l'entretien rationnels des espaces verts deviennent problématiques.

Huit types d'espaces verts ont été cités par les répondants comme présents dans la ville de Bujumbura par les deux enquêtes. Séparément, les répondants de l'enquête web en ont dénombré huit tandis que ceux de l'enquête semi dirigée en ont dénombré six. Ce déséquilibre a été décrit dans Bayart (2009) qui précise qu'une certaine lassitude des enquêtes associées à l'appréhension de révéler des informations personnelles tend à se généraliser pour les enquêtes semi dirigé ; ce qui n'est pas le cas pour les enquêtes web.

Dans l'ensemble, il s'est avéré que les terrains de jeu ont été les plus cités par les acteurs locaux comme les espaces verts les plus dominants dans la ville de Bujumbura. Cela peut s'expliquer par le fait que la ville de Bujumbura est composée de 52,3% d'une population d'âge compris entre 15 ans et 44 ans (République du Burundi, 2011), dotée en général d'une activité physique intense.

Par ailleurs, dans les villes africaines, les zones péri-urbaines sont le siège de nombreuses activités économiques permettant aux ménages d'être moins vulnérables aux fluctuations économiques (André et al., 2014). Cela justifie la présence des espaces verts de type agricole dans les communes périphériques de la ville de Bujumbura.

Les acteurs des deux enquêtes ont signalé à l'unanimité que les espaces verts de la ville de Bujumbura sont majoritairement publics. Pour Choumert & Travers (2010), les caractéristiques de non- exclusivité et de non-rivalité des espaces verts constituent un obstacle au financement de leur production et de leur entretien. Par conséquent, il n'existe pas d'incitation pour les agents privés à fournir des espaces verts. Pour ceux qui sont privés, l'unanimité manque quant au coût de leur accessibilité.

Cette situation est due à la disparité des revenus de notre échantillon. Ceux qui ont un revenu élevé comme les professeurs trouvent le coût d'accès aux espaces verts privés moins cher ou presque gratuit alors que les étudiants le trouvent très cher. Cette controverse a été identifiée par Gueymard (2006) qui suggère que le consentement à payer pour un bien environnemental dépend du revenu et du niveau de formation de l'usager.

Six services écosystémiques potentiellement rendus par les espaces verts de la ville de Bujumbura ont été proposés aux acteurs faute d'une quantification

et d'une cartographie (Sartre et al., 2014) de ceux-ci. Ces services vont de ceux proprement écologiques aux culturels (Raymond & Simon, 2012). Parmi ceux-là, deux sont majoritairement cités par les acteurs dans les deux enquêtes. Il s'agit de la possibilité de loisir et du bien-être physique et psychologique, des services écosystémiques considérés comme culturels (du Toit et al., 2018).

Ces résultats, liés à d'autres comme notamment la prédominance des aires de jeux dans la ville de Bujumbura, s'explique par la jeunesse de la population de Bujumbura et la constante recherche du bien-être sur le plan sanitaire. La présence des places vertes et des espaces verts d'accompagnement des voies (plantées d'arbres) dans la ville de Bujumbura s'explique par le fait que les effets bénéfiques des arbres sur les climats locaux sont indéniables et les populations en sont conscientes (Useni et al., 2018) .

Ainsi, avec l'actuelle préoccupation du changement climatique au niveau des villes (Bastin et al., 2019), les demandes en arbres et la nécessité des surfaces d'infiltration des eaux sont attendues d'être très pressantes.

En effet, la contribution des espaces verts d'accompagnement des voies et des places vertes dans la lutte contre la poussière, dans la fourniture d'ombrage et des fruits, a été démontrée dans les agglomérations de Bele Bele et Tzaneem (province de Limpopo en Afrique du Sud) par Shackleton et al. (2015) et à Karachi (Pakistan) par Qureshi et al. (2013).

7.8 Conclusion

Cette étude s'est penchée sur les espaces verts de la ville de Bujumbura et les services écosystémiques qu'ils rendent. Elle révèle qu'ils sont inégalement répartis dans les communes urbaines bien qu'ils soient diversifiés. Dans la commune de Mukaza et particulièrement dans la zone Rohero, les espaces verts sont en grande quantité et leur présence diminue au fur et à mesure qu'on quitte le centre-ville (commune Mukaza) vers la périphérie (communes Muha et Ntahangwa). Ces résultats confirment notre hypothèse de départ relative à l'inégale répartition des espaces verts dans la ville de Bujumbura.

La dominance des terrains de jeux dans la ville de Bujumbura renseigne sur les services écosystémiques offerts. Les plus dominants sont les possibilités de loisir et le bien-être physique et psychologique. Ceux-ci sont des services d'appui comme énoncé dans notre hypothèse centrale.

À travers cette étude, les acteurs ont proposé la plantation des arbres fruitiers surtout le long des voies routières et les essences à forte capacité de rétention des inondations qui menacent la ville de Bujumbura. L'étude suggère que les responsables de la planification urbaine de la ville de Bujumbura prévoient des terres réservées aux espaces verts dans les nouveaux quartiers en viabilisation des communes Muha et Ntahangwa en extension actuellement tout en veillant à leur gestion.

La préservation des espaces verts existants dans la partie centrale de la ville devrait être renforcée et les rôles des acteurs impliqués dans leur gestion devraient être clarifiés.

En définitive, l'étude suggère la nécessité de construire un champ disciplinaire visant à quantifier et à cartographier les services écosystémiques afin d'opérationnaliser la notion de services écosystémiques dans la ville de Bujumbura.

8

Mapping and quantifying green infrastructure along the urban-rural gradient of the cities of Bujumbura, Kinshasa and Lubumbashi

Chapitre 8. Spatio-temporal analysis of green infrastructure along the urban-rural gradient of the cities of Bujumbura, Kinshasa and Lubumbashi

8.1 References

Henri Kabanyegeye, Nadège Cirezi Cizungu, Héritier Khoji Muteya, Didier Mbarushimana, Léa Mukubu Pika, Waselin Salomon, Yannick Useni Sikuzani, Kouagou Raoul Sambieni, Tatien Masharabu et Jan Bogaert. *Land* **2024**, 13 (9), 1647

8.2 Abstract

This study analyses the dynamics of green infrastructure (GI) in the cities of Bujumbura, Kinshasa, and Lubumbashi. A remote sensing approach, combined with landscape ecology metrics, characterized this analysis, which was based on three Landsat images acquired in 2000, 2013, and 2022 for each city. Spatial pattern indices reveal that GI was suppressed in Bujumbura and Kinshasa, in contrast to Lubumbashi, which exhibited fragmentation. Furthermore, the values of stability, aggregation, and fractal dimension metrics suggest that Bujumbura experienced rather intense dynamics and a reduction in the continuity of its GI, while Kinshasa showed weaker dynamics and tendencies towards patch aggregation during the study period. In contrast, Lubumbashi exhibited strong dynamics and aggregation of its GI, within a context of significant anthropization. The evolution of the Normalized Difference Vegetation Index demonstrates a sawtooth pattern in the evolution of tall vegetation patches in Bujumbura, compared to a gradual decrease in Kinshasa and Lubumbashi. It is recommended that urban growth in these cities should be carefully planned to ensure the integration of sufficient GI.

Keywords: Spatial analysis, remote sensing, fragmentation, green infrastructure, region.

8.3 Résumé

Cette étude analyse la dynamique de l'infrastructure verte (IV) dans les villes de Bujumbura, Kinshasa et Lubumbashi. Une approche de télédétection, combinée aux outils de l'écologie paysagère, ont été utilisés en vue de caractériser cette analyse, qui était basée sur trois images Landsat acquises en 2000, 2013 et 2022 pour chaque ville. Les indices de structure spatiale révèlent la suppression de l'IV à Bujumbura et à Kinshasa, contrairement à Lubumbashi, qui a subi la fragmentation des taches. De plus, les valeurs des métriques de stabilité, d'agrégation et de dimension fractale suggèrent que Bujumbura a connu des dynamiques plutôt intenses et une réduction de la continuité de son IV, tandis que Kinshasa a montré des dynamiques plus faibles et des tendances à l'agrégation des parcelles pendant la période d'étude. En revanche, Lubumbashi a présenté de fortes dynamiques et une agrégation de son IV, dans un contexte d'anthropisation significative. L'évolution de l'Indice de Végétation par Différence Normalisée montre un motif en dents de scie dans l'évolution des parcelles de végétation haute à Bujumbura, comparé à une diminution progressive à Kinshasa et Lubumbashi. Il est recommandé que la croissance urbaine dans ces villes soit soigneusement planifiée pour garantir l'intégration d'une IV suffisante.

Mots-clés : Analyse spatiale, télédétection, fragmentation, infrastructure verte, région

8.4 Introduction

With its urban population increasing from 27 million to 567 million between 1950 and 2015, Africa is currently the world's most rapidly urbanizing region (OECD, 2020). The urban population of sub-Saharan Africa is the fastest-growing of all developing regions, followed by South and Central Asia (Angel et al., 2011). This accelerating urbanization presents several environmental challenges, especially in Africa, thereby contributing to the development of urban ecology.

In this region, wars, natural population growth, and mass migration from rural areas to cities remain significant trends, leading to the expansion of ever-larger cities that are often adequately equipped to accommodate new

inhabitants (Sanyal, 2011). The spatial expansion of the town of Kampala in Uganda, where the urbanized area has increased fivefold from 71 km^2 in 1989 to 386 km^2 in 2010, is a striking example (Vermeiren et al.,2012). In Mozambique and South Sudan, high levels of urbanization have also occurred as a consequence of civil wars (Vivet, 2015 ; Lavergne, 1999). These new urban residents often move into underprivileged, informal neighborhoods that are unhealthy and lack basic infrastructure and services within the context of unplanned urban growth that has prevailed in sub-Saharan cities since the 1950s (Vermeiren et al., 2012 ; Schäffler & Swilling, 2013).

This lack of planning generally leads to the formation of social ghettos, the reinforcement of social inequalities, and the visual degradation of landscapes (Bogaert et al., 2014). Green elements and formations in urbanized environments (such as urban trees, green belts, and other peri-urban forests) are becoming increasingly important for sustainable development (Vermeiren et al., 2012b), due to their multifunctionality (Madureira & Cormier, 2017). Consequently, understanding the ecological functioning of urban ecosystems, particularly in tropical regions, has become a crucial area of research.

Although urban green infrastructure (GI) and its ecosystem services (Zhou et al., 2024) are often conceptualized from a predominantly Western perspective of cities and their social, economic, and environmental challenges (Osseni et al., 2015), studies of urban GI in sub-Saharan cities and their ecological functions have already been conducted (du Toit et al., 2018). Examples include the comparison of the GI of the towns of Bahir Dar and Hawassa (Gashu & Egziabher, 2018) and the cities of Bamako and Sikasso (Fomba et al., 2003), as well as the characterization of fruit tree diversity in the cities of Lubumbashi and Kolwezi (Useni et al., 2021). However, isolated studies of individual cities do not always allow pertinent comparisons that would enable the development of large-scale regional or even supranational policies due to the application of different methodological approaches and non-standardized data sets.

Despite these methodological issues and the differing ecological, social, and economic contexts, comparative analyses of GI that extend beyond regional and sub-regional scales are valuable for formulating general conclusions that are not confined to a particular city (Turner et al., 2011; Washbourne, 2022).

In this context, a comparison of the GI of five different urban areas, including Cape Town, Durban, and Johannesburg in South Africa, and Birmingham and London in the UK, was undertaken (Washbourne, 2022). This study examined how GI concepts were integrated into the decision-making processes of these cities. The pivotal role of GI in urban planning was confirmed by Delgado-Capel & Cariñanos (2020) for southern and eastern Africa. Similarly, Washbourne (2022) emphasizes the need for local governments to incorporate GI in development and climate adaptation strategies. Thus, comparative studies are justified to better understand and theorize the dynamics of tropical cities and the role of GI within them.

This study compares the GI of the cities of Bujumbura, Kinshasa, and Lubumbashi. Although these three cities have distinct socio-economic, demographic, morphological, and political contexts, they share certain commonalities. Firstly, they were all founded during the colonial era and are characterized by rapid demographic growth, reinforced by rural exodus and migrations due to political instability (Turner,1989). Additionally, their development is marked by increasing anthropogenic pressure on GI, resulting from a lack of urban planning (Messina Ndzomo et al., 2019), and by considerable population densities, estimated in 2023 at 11,686, 1730, and 3764 inhabitants per square kilometer for Bujumbura, Kinshasa and Lubumbashi, respectively. These cities were also selected because of the availability of studies on their ecosystems, which can be illustrated by several examples. For Bujumbura, data on floristic diversity and ecosystem services are available (Bigirimana, 2012). The typology, spatial structure, plant composition, management practices, state of maintenance, and ecosystem services of GI in the city of Kinshasa have already been analyzed (Mavunda et al., 2022). For Lubumbashi, studies concerning the spatial pattern of GI along the urban-rural gradient (Useni et al., 2017), the perception by local experts of GI and their ecosystem services (Maréchal et al., 2018 ; Mashagiro et al., 2024), and the diversity of street-lining trees (Useni et al., 2022) are available; in addition, peri-urban areas have been intensively described with regard to their tree and shrub vegetation (Useni et al., 2019). Despite these individual studies, no comparative study has yet been conducted to identify commonalities between the GI of these three cities.

The aim of this study is to provide a spatio-temporal analysis of the GI of the cities of Bujumbura, Kinshasa, and Lubumbashi from 2000 to 2022, using remote sensing and spatial pattern indices. The central hypothesis posits that while the GI in each of these three cities is undergoing a unique dynamic, it is also characterized by common trends such as the regression of vegetation, an increasing prevalence of herbaceous vegetation, a rise in the level of anthropization, and a decrease in the spatial continuity of the GI. This hypothesis is subdivided into three sub-hypotheses: (i) the GI in all three cities exhibits significant instability and a regressive surface trend, particularly in favor of built-up areas, (ii) the GI of all cities shows an increasing level of anthropization and a decreasing level of spatial continuity over time, (iii) each city demonstrates a specific dynamic in the composition of the GI in terms of low (herbaceous) and high (tree) vegetation that is specific to it, yet with a common trend towards the dominance of lower biomass in GI.

8.5 Materials and Methods

8.5.1 Study Area

This study was conducted in three cities: Bujumbura, Kinshasa, and Lubumbashi (Figure 8-1). The city of Bujumbura was founded in 1897 on the shores of Lake Tanganyika by the Germans on a site called Kajaga. It is situated in the western part of the Republic of Burundi, between 3°30′ and 3°51′ S and 29°31′ and 29°42′ E. Bujumbura covers 10,462 hectares and comprises three communes (Table 8-1), which are subdivided into 13 administrative entities. These entities are set up as urban areas. The city-province of Kinshasa, founded in 1881 by explorer and journalist Henry Morton Stanley on the southern bank of the Pool Malebo, is located in the western part of the Democratic Republic of Congo, between 4° and 5° S and 15°–16° E, and covers an area of 9965 km^2. Since 1968, it has been administratively subdivided into 24 communes (Table 8-1). For this study, the rural commune of Maluku was excluded from the analyses, not only because of its size (it alone covers an area of 82.8% of the entire city of Kinshasa) but also because of the lack of cloud-free multi-temporal images (Madiela et al., 2017). The city of Lubumbashi and its outskirts are located in the province of Haut-Katanga in the southeastern part of the Democratic Republic of Congo. It covers an area of almost 747 km^2 and is located between 11°27′ and 11°47′

S and 27°19′ and −27°40′ E, and it comprises 7 communes. The town was created in 1910 following the discovery and development of large copper deposits by the Haut-Katanga Mining Union (HKMU) and is the capital of Haut-Katanga province (Table 8-1).

Table 8-1 Characteristics of the cities of Bujumbura, Kinshasa and Lubumbashi.

	Bujumbura	**Kinshasa**	**Lubumbashi**
Year of creation	1897	1881	1910
Location	Between 3°30' and 3°51' S and 29°31' and 29°42' E	Between 4°-5° S and 15°-16° E	Between 11°27' and 11°47' S and 27°19' and -27°40' E
Area	10462 hectares	9965 km^2	747 km^2
Number of communes	3	24	7
Population	1,225,142 residents	17,329,463 residents	2,812,000 residents

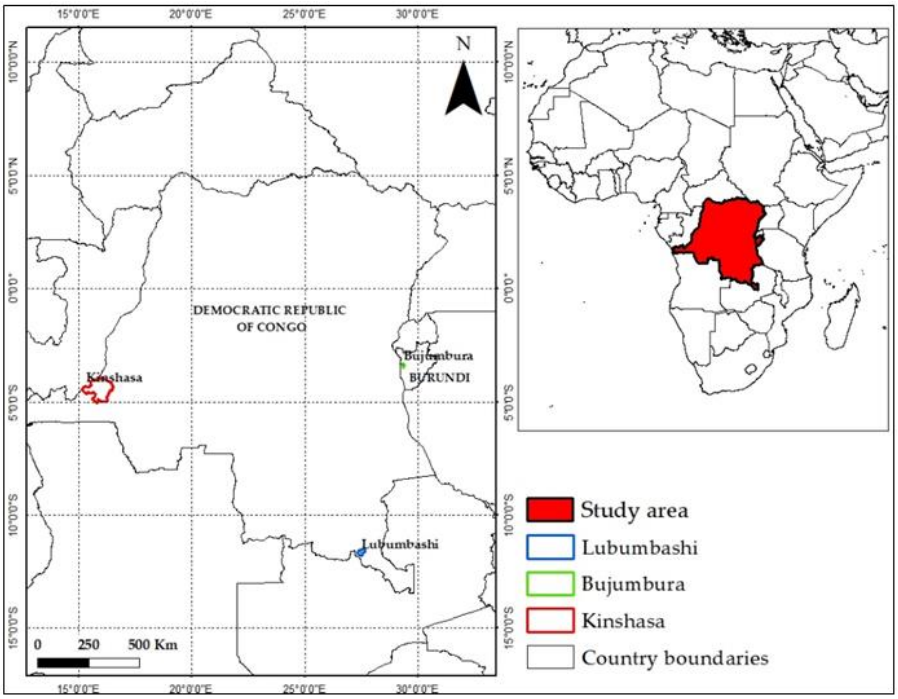


Figure 8-1 Bujumbura is located in Burundi and Kinshasa and Lubumbashi in the Democratic Republic of Congo

8.5.2 Selection of satellite images

The cities of Bujumbura, Kinshasa, and Lubumbashi were each isolated by three 30 m resolution Landsat images acquired and processed on the Google Earth Engine (GEE) geospatial platform. The median images were obtained by selecting the median values of each pixel during the dry season from June to August. Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) and Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) sensors were used to obtain images from 2000, 2013, and 2022, respectively. The choice of years and intervals was guided by three primary factors. Firstly, the city of Bujumbura underwent urbanization without planning and management tools between 2000 and 2015. It was only from 2015 to 2023 that an urban master plan was developed, outlining a vision for the city up to 2045. Secondly, for the cities of Kinshasa and Lubumbashi, the period from 2000 to 2010 was largely influenced by the liberalization of the mining sector (2002), the first electoral cycle (2006), infrastructure modernization, and the global financial crisis (2008). The period

from 2010 to 2022 included further electoral cycles (2011 and 2018), provincial restructuring (2015), and a change in political regime (2019) (Useni et al., 2024). Thirdly, the city of Kinshasa is characterized by persistent heavy cloud cover, which limits the availability of satellite imagery. This constraint led us to consider only three specific dates, which we believe are sufficient to understand the phenomenon of urbanization in the cities studied, considering the availability of imagery for these periods. We used surface reflectance data from the Level 2 Collection 2 Tier 1 datasets, collected over a time step of 13 and 9 years, depending on availability, quality, and study objectives. The image acquisition period corresponds to the dry season when cloud cover is low (Salmon et al., 2007). The training points collected on the GEE platform were supplemented by ground truth points collected jointly in the 3 cities in July 2022. For each class, a total of 20 GPS coordinates were collected, yielding a maximum of 180 GPS points. Additionally, the results for our final year (2022) were compared with those provided by the ESRI_Global-LULC_10m_TS project in for the three cities. The consistency in trends across the results provided reassurance of the credibility of our findings. ArcGIS 10.8.1 software was then used to produce land-use maps.

8.5.3 Image pre-processing, processing and classification

The pre-processing involved applying a cloud mask applied to each data set to create a synthetic image with an acceptable cloud cover (Soucy-Gonthier et al., 2003). The pre-processing involved applying a cloud mask applied to each data set to create a synthetic image with an acceptable cloud cover (Zurqani et al., 2018 ; Zhu & Woodcock, 2012).

A false-color composition was created by combining the near-infrared, red, and green bands, with the first two channels being used to discriminate vegetation (Bonn & Rochon, 1992). Three relevant land cover classes were selected according to the study's objectives and the composition of each landscape: vegetation (forests, savannahs, fields, fallow lands, and green spaces), built-up and bare soil (built-up and bare soil complexes, including mines) and other (sewage and decantation plants, flooded areas, ponds, swamps). For each of these land cover classes, sample polygons representing the training zones (ROIs) were collected on the same platform (GEE) using

Google Earth images of finer resolution (1 m) and completed with ground truth GPS points. A classification based on the "Random Forest" supervised classification algorithm was then performed using the training model obtained from the selected ROIs (Floreano & de Moraes, 2021). Classifications were validated based on the overall accuracy and the Kappa coefficient derived from six confusion matrices (Girard & Girard, 2010). Kappa values below 50%, between 50 and 75%, and above 75% indicate poor, acceptable, and excellent classification, respectively (Mama & Oloukoi, 2003). For each land cover, at least 30% of the total points were used for this assessment.

8.5.4 Calculation of spatial structure indices and detection of landscape dynamics

Pattern metrics for each land use class were calculated using the "landscape metrics" and "Landscape tools" packages in R studio 4.2.2. The selected indices provide information on landscape fragmentation (Bogaert et al., 2014). The number of patches belonging to a given class $j(n_j)$. This index offers insight into the fragmentation of a class. A high number of patches in a class may be due to its fragmentation (Davidson, 1998). The total area (a_{tj}) occupied by the class j (in km^2) was calculated according to equation (1) where a_{ij} is the area of i^{th} patch of class j.

$$a_{tj} = \sum_{i=1}^{n_j} a_{ij} \qquad (1)$$

The index of largest patch of class j or dominance $D_j(a)$ was calculated using the area of the largest patch $(a_{\max j})$

$$D_j(a) = \frac{a_{max\,j}}{a_{tj}} \times 100 \qquad (2)$$

With $0 < D_j(a) \leq 100$. The higher the dominance value, the less fragmented the class.

The average area $\bar{a}_j$ of the patches of class j was calculated as follows:

$$\bar{a}_j = \frac{a_{tj}}{n_j} \qquad (3)$$

The aggregation index indicates the frequency with which pairs of patches of the same class are adjacent (He et al., 2000). Its value is equal to 0 for

maximally disaggregated classes and 100 for maximally aggregated classes (Hesselbarth et al., 2019):

$$\left[\frac{g_{ii}}{max-g_{ii}}\right] \times (100) \qquad (4)$$

where g_{ii} is the number of similar adjacencies based on the single count method and $max - g_{ii}$ is the maximum number of similar adjacencies per class for this class.

The fractal dimension index, which assesses the relationship between the landscape transformation process and the geometry of the resulting patches, is calculated as follows according to Diallo et al. (2011):

$$\log(P) = \frac{D}{2\ \log(A)+\log(K)} \qquad (5)$$

where p represents the perimeter, A the class area and D the fractal dimension. A log-log surface-perimeter plot for a set of patches therefore generates D (slope) and K (intercept). This technique is based on the analysis of patches of different sizes at a given scale as a "surrogate" for a change of scale (krummel et al., 1987).

To quantify the dynamics of conversion between land-use classes over the periods considered in the study, two transition matrices, were created for each city. The transition matrix, obtained by juxtaposing the land-use maps, provides information on the conversion between land uses (row and column proportions) on the one hand, and the stability of land use classes (diagonal) on the other (Bogaert et al., 2014). The stability index was calculated to determine the conversions between the different land-use classes. This index is defined as the ratio of the sum of the diagonal values and the sum of the off-diagonal values of the transition matrix (Bogaert et al., 2014). The underlying spatial transformation processes responsible for the observed changes were identified using the decision tree proposed by Bogaert et al. (2004). The distinction between fragmentation and dissection was made using the predefined area decrease value $t = 0.75$ (de Haulleville et al., 2018). Values less than or equal to 0.75 indicate fragmentation, while values greater than 0.75 suggest dissection (de Haulleville et al., 2018).

The aggregation index (AI), which illustrates the spatial organization of patches corresponding to land use types, was also calculated. A high IA value indicates adjacent units and therefore aggregated patches (Tente et al, 2019).

The other index calculated is the fractal dimension index (DF), which indicates that the patches have complex shapes and more tortuous contours when it is higher (approaching 2) and when it is lower (close to 1); this indicates a more regular shape of the patches and smoother contours (anthropogenic) (Krummel et al., 1987).

8.5.5 Vegetation index

A variety of vegetation indices have been developed for the purpose of monitoring vegetation distribution and phenology.(Razagui & Bachari, 2014 ; Vani & Mandla, 2017). The NDVI is defined as the normalized difference of spectral reflectance measurements acquired in the "Near Infrared (NIR)" and "Red" (RED) wavelength zones (Huete et al., 2011 ; Razagui & Bachari, 2014 ; Vani & Mandla, 2017).

$$NDVI = \frac{(PIR-RED)}{(PIR+RED)} \quad (6)$$

The theoretical value of NDVI varies between −1 and 1. Values below 0.1are indicative to bodies of water and bare soil, while higher values are associated with high photosynthetic activity, which is typical of shrublands, temperate forests, rainforests and agricultural land (Meneses-Tovar, 2011). In practice, an open water surface (ocean, lake, etc.) will exhibit NDVI values close to 0, bare soil will have values of 0.1 to 0.2, while dense vegetation will have values of 0.5 to 0.8 (Meneses-Tovar, 2011).

8.6 Results

8.6.1 Satellite data analysis: Classification and mapping (2000 to 2022)

The overall accuracy of supervised classification of Landsat images covering the areas of Bujumbura, Kinshasa, and Lubumbashi is between 89% and 99%, with Kappa values between 69% and 97% (Table 8-2). These values indicate that the discrimination between different land-use classes is statistically reliable (Landis & Koch, 1997).

Table 8-2 Accuracy of supervised classifications of Landsat images from 2000, 2013, and 2022 based on the Random Forest algorithm.

Year	Bujumbura		Kinshasa		Lubumbashi	
	Overall accuracy	Kappa	Overall accuracy	Kappa	Overall accuracy	Kappa
2000	0,89	0,69	0,95	0,86	0,95	0,92
2013	0,93	0,79	0,97	0,88	0,95	0,94
2022	0,97	0,91	0,99	0,94	0,98	0,97

A visual analysis of the land-use maps reveals significant spatial changes in the landscape of Bujumbura and Lubumbashi between 2000 and 2013, and 2022. These changes are evidenced by a regression of the "vegetation" class and the "other" class, which have been replaced by the "built-up" class. In contrast, the city of Kinshasa exhibited minimal change (Figure 8-2).

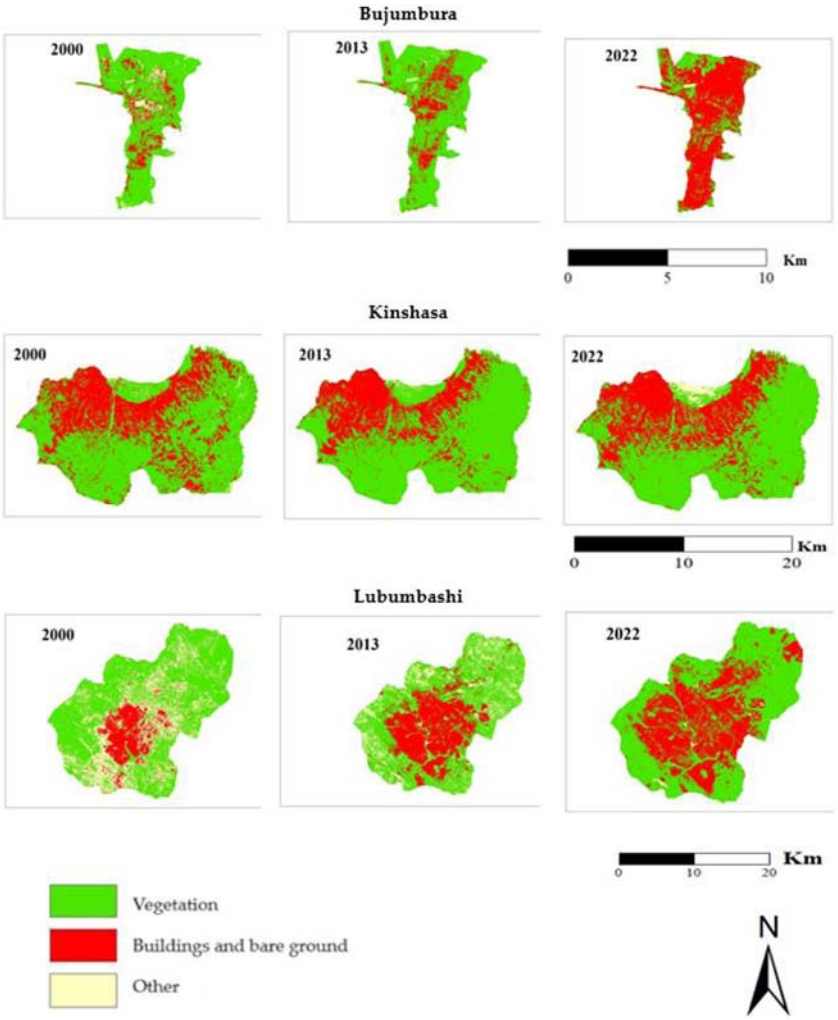


Figure 8-2 Land use maps of Bujumbura (Burundi), Kinshasa, and Lubumbashi (DRC) from supervised classification of Landsat images from 2000, 2013 and 2022 based on the Random Forest algorithm

8.6.2 Changes in land use between 2000 and 2022

Table 8-3 illustrates the percentage changes between the various land use classes between the years 2000 and 2022 in the cities of Bujumbura, Kinshasa, and Lubumbashi. In the cities of Bujumbura and Lubumbashi, the period studied (2000-2022) was characterized by a transition in which the GI, which constituted the landscape matrix in 2000, was replaced by built-up areas,

which became the dominant matrix in 2022. During the period under review, the landscape of Kinshasa underwent no significant modifications, and its GI remained the dominant matrix in 2022 (**Table *8-3***).

Table 8-3 The following transition matrix describes the changes in land-use in the cities of Bujumbura (Burundi), Kinshasa, and Lubumbashi (DRC) between the periods 2000-2013 and 2013-2022 in percentages of area (%). The column and row totals correspond to the land-use classes for the initial and subsequent study periods, respectively. The values in bold represent the proportion of the urban footprint that has not undergone transformation between the two specified time points. The remaining values within the matrix provide insight into the nature of the observed changes in land use.

Bujumbura		Year 2013			
		Vegetation	**Buildings and bare ground**	**Other**	**Total**
Year 2000	Vegetation	9,78	47,52	0,36	57,66
	Buildings and bare ground	30,42	5,01	0,05	35,48
	Other	4,38	1,90	0,59	6,87
	Total	44,58	54,43	1,00	100
		Year 2022			
Year 2013	Vegetation	18,17	26,36	0,06	44,59
	Buildings and bare ground	1,69	52,17	0,56	54,42
	Other	0,04	0,37	0,58	1,00
	Total	19,90	78,90	1,20	100
Kinshasa		Year 2013			
Year 2000	Vegetation	58,31	6,69	0,46	65,45
	Buildings and bare ground	11,17	21,94	0,03	33,14
	Other	1,12	0,07	0,21	0,40
	Total	70,59	28,70	0,70	100
		Year 2022			
Year 2013	Vegetation	60,78	8,28	1,54	70,59
	Buildings and bare ground	3,86	24,80	0,05	28,71
	Other	0,29	0,02	0,40	0,70

	Total	64,91	33,10	1,99	100
Lubumbashi		Year 2013			
Year 2000	Vegetation	30,82	17,90	21,65	70,37
	Buildings and bare ground	1,08	12,75	7,75	16,58
	Other	3,44	4,62	4,99	13,05
	Total	35,34	35,27	29,40	100
		Year 2022			
Year 201 3	Vegetation	18,92	7,54	8,97	35,43
	Buildings and bare ground	1,88	30,91	2,36	35,16
	Other	5,48	15,50	8,43	29,41
	Total	26,28	53,96	19,76	100

For the city of Bujumbura, the period from 2000 to 2013 was marked by a 47.52% increase in built-up and bare soil at the expense of vegetation. The same period was characterized by the conversion of 30.42% of built-up and bare ground and 4.38% of the “other” class to vegetation. At the same time, areas in the "other" class decreased by 1.9% in favour of built-up and bare ground. Between 2013 and 2022, built-up and bare ground expanded by 26.36% at the expense of vegetation. At the same time, 1.69% of built-up and bare ground was converted to vegetation.

The period between 2000 and 2013 was characterized by a significant increase in built-up and bare soil areas in the city of Bujumbura, with a 47.52% expansion at the expense of vegetation. The same period was characterized by the conversion of 30.42% of built-up and bare ground, as well as 4.38% of the “other” category, to vegetation. Concurrently, the “other” category experienced a 1.9% reduction in area with an increase in built-up and bare ground. Between 2013 and 2022, built-up and bare ground expanded by 26.36% at the expense of vegetation. Concurrently, 1.69% of built-up and bare ground was converted to vegetation.

Regarding the city of Lubumbashi, between the years 2000 and 2013, 1.08% of buildings and bare soil, and 3.44% of other areas, were converted to accommodate vegetation. Conversely, 17.9% of built-up and bare ground and 21.65% of the “other” category expanded at the expense of vegetation. Concurrently, the "other" category exhibited an increase of 7.75% at the

expense of built-up and bare ground. The period between years 2013 and 2022 is characterized by the conversion of 1.88% of built-up and bare ground and 5.48% of other to vegetation, and of 15.5% of the "other" class to built-up and bare ground. During the same period, 7.54% of the built-up area and soil, and 8.97% of the "other" class, were converted to vegetation. Concurrently, 2.36% of the "other" class was converted to bare ground and buildings.

The preceding data illustrate a notable decline in GI and an accompanying surge in the surface area of built-up and bare soil within the urban cores of Bujumbura and Lubumbashi between the years 2000 and 2022. In the case of Kinshasa, there was a slight decrease in GI, but no increase in the surface area of built-up and bare soil. However, there was an increase in the "other" class. A sequence of progression/regression of vegetated surfaces was recorded.

Table 8-4 illustrates the stability index values for land use classes in the cities of Bujumbura, Kinshasa, and Lubumbashi between the years 2000 and 2022. This index exhibits high values in landscapes that have undergone minimal dynamic change.

Over the period 2000-2013, the vegetation stability index for Kinshasa is 25 times that of Bujumbura and 4 times that of Lubumbashi. Over the same period, the value of the stability index for buildings and bare soil in Kinshasa was 20 times that of Bujumbura and 3 times that of Lubumbashi. Furthermore, the stability index for the "other" category is identical for the cities of Kinshasa and Lubumbashi and is 1.5 times that of Bujumbura.

From 2013 to 2022, the vegetation stability index for Kinshasa was sevenfold that of Bujumbura and 5.5 times that of Lubumbashi. Over the same period, the stability index for buildings and bare soil in Kinshasa was found to be twofold that of Bujumbura and Lubumbashi. Conversely, the stability index for the "other" class in Bujumbura was three times that of Kinshasa and Lubumbashi.

From the aforementioned data, it can be observed that vegetation, buildings and bare soil in the city of Kinshasa exhibited minimal change over the period 2000-2022. In contrast, the "other" class demonstrated robust growth in all cities (Table 8-4).

Table 8-4 Stability index for the vegetation, built-up and bare soil classes as well as the "other" class for the cities of Bujumbura (Burundi), Kinshasa and Lubumbashi over the period 2000 to 2022.

		Bujumbura	Kinshasa	Lubumbashi
2000-2013	Vegetation	0.12	3.00	0.70
	Buildings and bare ground	0.06	1.22	0.41
	Other	0.09	0.13	0.13
2013-2022	Vegetation	0.65	4.35	0.79
	Buildings and bare ground	1.80	2.03	1.13
	Other	0.56	0.21	0.26

8.6.3 Dynamics of the spatial structure of vegetation

In Bujumbura, between 2000 and 2013, the characteristic spatial transformation process of vegetation was the dissection of patches, particularly as the increase in the number of patches was accompanied by a decrease in total area, with a t-value greater than 0.75.

From 2013 to 2022, the characteristic spatial transformation process of vegetation was identified as suppression, which was observed concurrently with a reduction in the number of patches and total area. Between 2000 and 2022, the values assigned to vegetation dominance increased, indicating the presence of undeveloped vegetation areas on the city's periphery that had not yet been developed. The Aggregation Index (AI), which reflects the spatial organization of patches, showed a 6.96% decline over the study period. The fractal dimension (FD) approached a value of 1, suggesting a reduction in spatial continuity and an increase in anthropization over time.

Between the years 2000 and 2013, the vegetation in the city of Kinshasa exhibited a distinctive pattern characterized by patch aggregation. This was evidenced by a significant increase in the total area of vegetation, which was the result of a simultaneous decrease in the number of patches. From 2013 to 2022, the process of spatial transformation of vegetation was suppressed due to a decrease in both the total area and the number of patches. Over the period 2000 to 2022, the values of vegetated area dominance exhibited a slight decline. The aggregation index demonstrated an increase of 1.72% over the period 2000 to 2022, and the fractal dimension reached 1.04. This indicates a

high level of vegetation dominance, which is indicative of a slight increase in spatial continuity and a notable rise in anthropization over time.

In Lubumbashi, the dominant spatial transformation process of vegetation be-tween 2000 and 2013 was suppression, characterized by a simultaneous decrease in both the total area and the number of patches. From 2013 to 2022, the characteristic spatial transformation of vegetation was dissection, with a concomitant increase in the number of patches despite a decrease in total patch area. Between 2000 and 2022, the value of vegetation dominance declined, indicating its gradual disappearance due to anthropogenic influence. The AI demonstrated an increase of 7.77% over the study period. The FD is close to 1, which suggests an increasing level of spatial continuity and anthropization over time (Table 8-5).

Table 8-5 Spatial structure indices were calculated in 2000, 2013 and 2022 of the vegetation class for the cities of Bujumbura (Burundi), Kinshasa, and Lubumbashi (DRC). These indices enable the identification of the underlying spatial transformation processes that have result in the observed based changes. The data were derived from supervised classification of Landsat images using the Random Forest algorithm. n: number of patches, a_t: total area (ha), $\bar{a}_j$: average area, D: dominance index of the largest patch (%), DF: fractal dimension, IA : aggregation index.

City	Year	n	a_t	D	$\bar{a}_j$	IA	DF
Bujumbura	2000	1246	6032,39	1,55	1,45	92,47	1,04
	2013	1349	4665,01	5,15	1,79	91,99	1,04
	2022	1007	2081,94	3,36	1,62	86,03	1,04
Kinshasa	2000	7704	652209,25	57,47	15,36	92,80	1,04
	2013	4623	703429,35	63,49	27,61	95,50	1,04
	2022	6685	646828,15	56,57	17,56	94,40	1,04
Lubumbashi	2000	6925	55453,28	47,12	8,00	85,46	1,04
	2013	5386	28034,65	10,77	5,20	83,30	1,04
	2022	11173	20904,10	15,96	1,87	92,10	1,04

Figure 8-3 shows the evolution of the spatial structure indices calculated for the vegetation class of the cities of Bujumbura, Kinshasa, and Lubumbashi for the years 2000, 2013 and 2022.

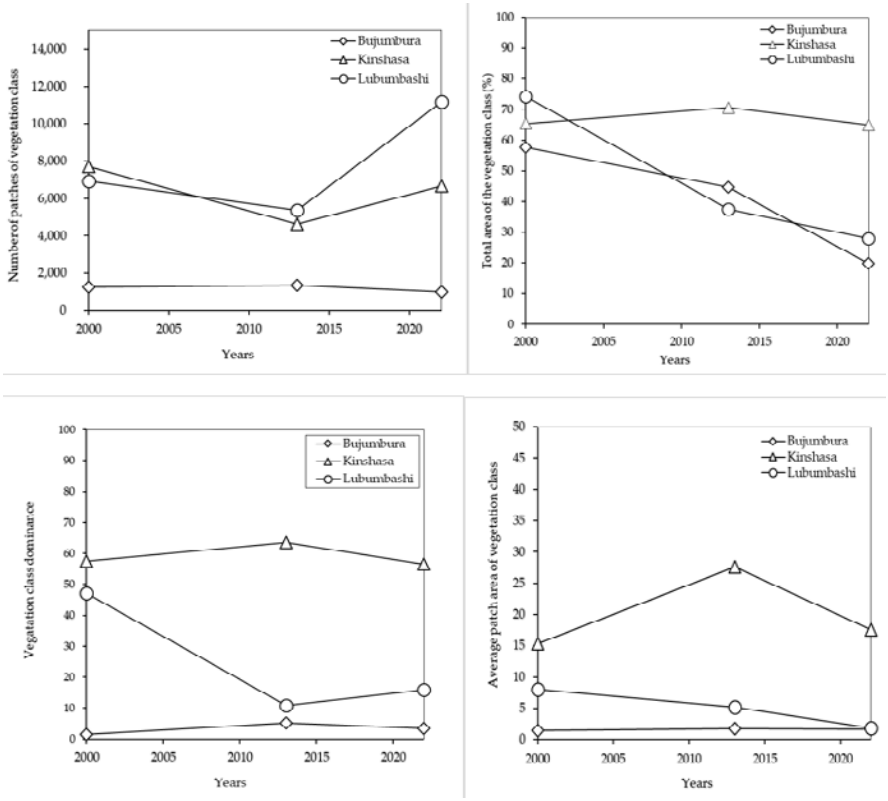


Figure 8-3 Trends in number of patches, total area, average patch area and vegetation class dominance for the cities of Bujumbura (Burundi), Kinshasa, and Lubumbashi (DRC) for the years 2000, 2013 and 2022

8.6.4 The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)

The maps generated after calculating the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) for the years 2000, 2013, and 2022 show that the values range from −0.22 to 0.85 for Bujumbura, from −0.21 to 0.92 for Kinshasa (DRC) and from −0.50 to 0.83 for Lubumbashi (DRC) (Figure 8-4).

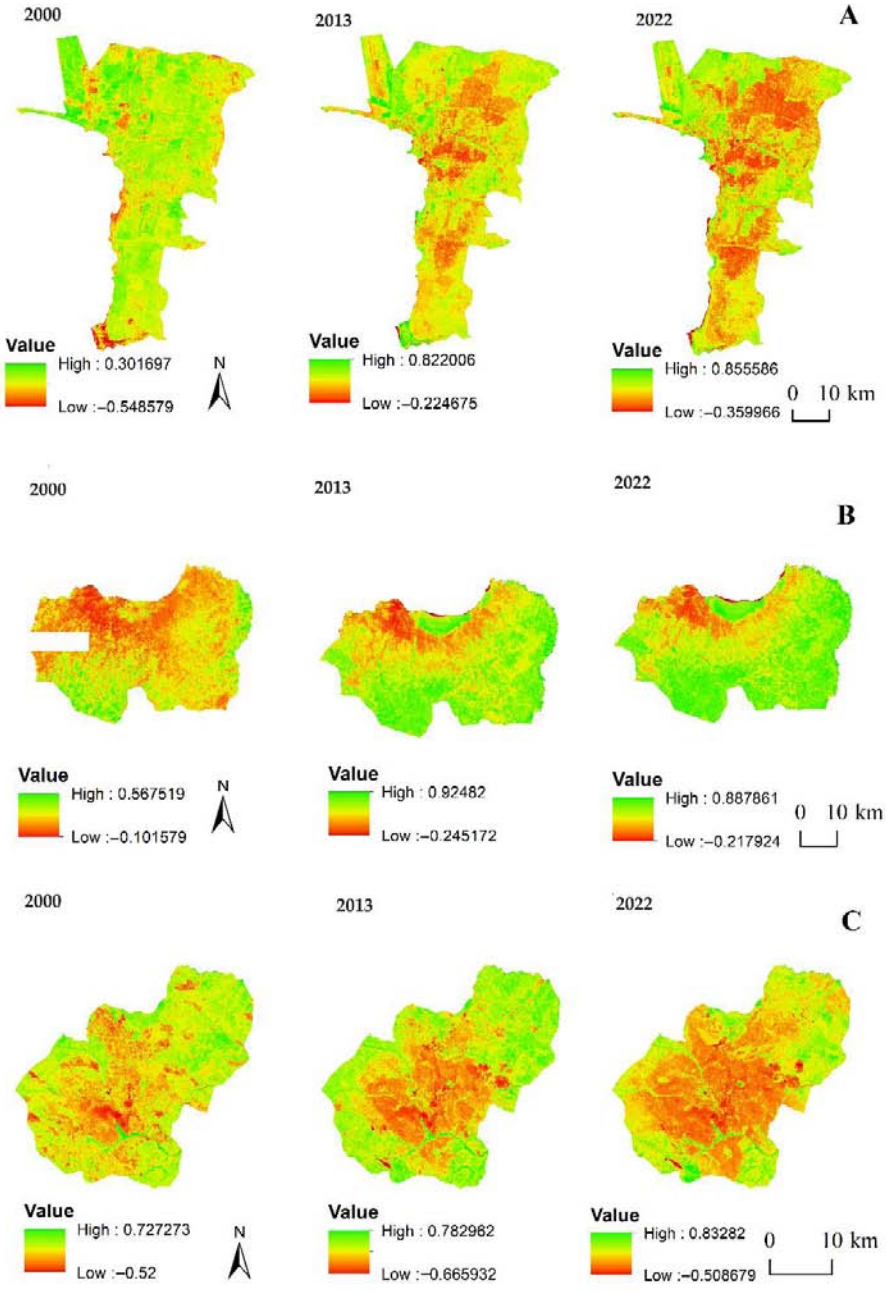

2000
2013
2022
A
Value
High : 0.301697
Low :-0.548579
N
Value
High : 0.822006
Low :-0.224675
Value
High : 0.855586
Low :-0.359966
0 10 km
2000
2013
2022
B
Value
High : 0.567519
Low :-0.101579
N
Value
High : 0.92482
Low :-0.245172
Value
High : 0.887861
Low :-0.217924
0 10 km
2000
2013
2022
C
Value
High : 0.727273
Low :-0.52
N
Value
High : 0.782962
Low :-0.665932
Value
High : 0.83282
Low :-0.508679
0 10 km

Figure 8-4 Normalized difference vegetation maps of the cities of Bujumbura (Burundi) (A) , Kinshasa (B), and Lubumbashi (DRC) (C) for the years 2020, 2013, and 2022

Figure 8-5 illustrates the proportions of GI areas across the NDVI intervals identified for each city under study during the specified time periods of 2000, 2013, and 2022. The evolution of tall vegetation in Bujumbura shows a sawtooth pattern, whereas in Kinshasa and Lubumbashi, there is a gradual decline.

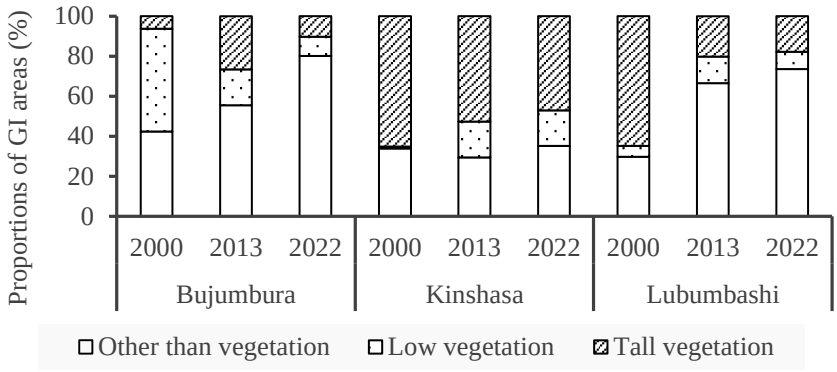


Figure 8-5 Proportions of GI areas over NDVI intervals found for the cities of Bujumbura, Kinshasa and Lubumbashi for the years 2000, 2013 and 2022

8.7 Discussion

8.7.1 Methodological approach

While Landsat images are not optimal for examining urbanized landscapes, where a single pixel may encompass disparate land uses, they have nonetheless enabled the fulfillment of the study's objective through the consolidation of land use classes. It is also noteworthy that these images are frequently employed for the mapping of urban landscapes in sub-Saharan Africa (Messina et al., 2019). Moreover, any approach to classifying satellite images must be based on knowledge of the reality of field observations, which helps to mitigate the degree of confusion between thematically similar pixels (Foody, 2010). Based on in situ knowledge acquired during field missions, old maps, Google Earth images, and processing on the GEE platform, Kappa values are among the classifications deemed acceptable and excellent in this study (Bogaert et al., 2014). Furthermore, the indices selected in this study,

including the number and area of patches, are considered optimal compromises for characterizing landscape configuration (Foody, 2010). The utilization of the R language and its extensions (packages) was informed by the fact that, since its inception in 1995, it has currently one of the most prevalent programming languages, particularly within the field of ecology. Additionally, it is a language exclusively designed for statistical programming (Hesselbarth et al., 2021). This methodology has been employed in other countries and contexts. In Rwanda, for instance, the methodology was employed to quantify the physical degradation of forests and to monitor forest cover change and fragmentation (Kayiranga et al., 2016). Furthermore, it has been employed for the spatial analysis of urban surface heat islands in four rapidly developing African cities (Ethiopia, Kenya, Nigeria, and Zambia) (Simwanda et al., 2019).

8.7.2 Spatial structure indices

Several indices have been put forth with the aim of quantifying and measuring landscape structure (Forman et al., 1986 ; Burel et al., 2003). The calculation of spatial structure indices serves to elucidate the spatial configuration of class patches within the landscape (Tente et al., 2019). It is thus possible to calculate a wide range of indices, although this may result in redundant measurements (Tente at al., 2019). In this study, we used indices derived directly from fragmentation. In general, ecology and landscape ecology, in particular, habitat fragmentation, has emerged as a pivotal theme in conservation research (Haila, 2002). Indeed, fragmentation results in a reduction in total area and an increase in the number of patches (Davidson, 1998). Furthermore, we considered the dominance of the largest patch in the class, as fragmentation implies fragmentation and, therefore, a decrease in patch size towards smaller patches of similar size (Mouhamadou et al., 2012). The mean area value was employed as an indicator of spatial integrity (Simwanda et al., 2019). The shape index was not considered in this study. Indeed, the quantification of shape is a challenging endeavor, as it can give rise to multiple interpretations (Ducrot, 2005). Furthermore, it is linked to degrees of artificialization (Mouhamadou et al., 2012). It is also associated with landscape heterogeneity (Delcros, 1994). It can be observed that the

value of the shape index is inversely proportional to the degree of elongation or irregularity of the shapes of the patches (Bogaert et al., 2000). In contrast, the fractal dimension index was employed. A higher index value (approaching 2) indicates more complex shapes and contours that are more tortuous and natural. Conversely, a low index value (close to 1) suggests a more regular shape and contours that are smoother and anthropogenic (Krummel et al., 1987). These indices have been used in various contexts to analyze the degree of anthropization of urban or forest landscapes, such as the characterization of dense forest islands in the Monts Kouffé classified forest with the aim of highlighting their spatio-temporal dynamics (Mouhamadou et al., 2013) as well as the analysis of the spatial structure of forests in Katanga (Dupin et al., 2013). They were also employed to assess the anthropogenic impact on the dynamics of landscape units, including the quality of ecosystem services in the Kinshasa conurbation (Mavunda et al., 2015). The aggregation index (AI) was also calculated in this study. This index illustrates the spatial organization of patches corresponding to land use types. A high AI value indicates the presence of adjacent units and, consequently, aggregated patches (Tente et al., 2019). This index has been employed in other contexts, including the monitoring of landscape anthropization in the Babagulu forest region (DRC) (Kabuanga et al., 2020) and the assessment of links between landscape elements, their reciprocal influences, and the main transformations observed over time and space for the rational and sustainable management of the Zè commune in Benin (Tente et al., 2019). Additionally, this study utilized the stability index, which enables the evaluation of the permanence of the initial landscape (Bogaert et al., 2014) in diachronic studies. All these indices were used to test the first two sub-hypotheses of our research.

8.7.3 Standardized differential vegetation index and green infrastructure composition dynamics

Spectral vegetation indices are among the most widely used satellite data products for assessments of vegetation cover, change, and processes (Huete et al. 2011). The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) provides estimated values of forest “green intensity” based on the analysis of satellite data. The approach is based on the premise that NDVI is an indicator of plant health insofar as a degradation of an ecosystem’s vegetation or a decrease in green intensity would result in a decrease in the NDVI value (Meneses-Tovar,

2011). Consequently, NDVI values have been employed in a multitude of contexts, including the assessment of vegetation cover variability across Algeria (Razagui & Bachari, 2014), the observation of forest degradation in Mexico (Romero-Sanchez & Ponce-Hernandez, 2017), the monitoring of climatic variability in the Nakambé watershed in Burkina Faso (Diello et al., 2005) and the establishment of the link between vegetation NDVI, temperature, and precipitation, in the upper catchments of the Yellow River in China (Hao et al, 2012). In this study, the NDVI was calculated to facilitate a comparison of the health of GI in the cities of Bujumbura, Kinshasa, and Lubumbashi and to test our last sub-hypothesis. The NDVI values observed for the cities under investigation exhibited a range between −1 and 1, indicating that the GI of these cities is not solely comprised of vegetation at high and low levels but also includes other elements such as water bodies and soils devoid of water (Meneses-Tovar, 2011). Indeed, Bujumbura's GI comprises a variety of elements, including artificial forests (Bangirinama et al., 2016), GI adjacent to roads, playgrounds, green squares, and agricultural areas. Additionally, it encompasses bare soil, a consequence of land subdivision for new residential developments, particularly in the southern periphery of the city. Furthermore, since the 2020s, the rising waters of Lake Tanganyika have resulted in the formation of swamps in the western part of the coastal city situated on its shores. In addition to the GI that dates back to the pre-independence period, the city of Kinshasa also encompasses private GI, residential GI, swampy areas and erosion expansion at the edge of watercourses (Mavunda et al., 2022). Bare soils resulting from urbanization and slash-and-burn agriculture (Mavunda et al., 2022) are also noted. . In addition to GI accompanying roads in the urban part and buffer zones, fields, abandoned areas, and informal spaces in peri-urban areas (Mavunda et al., 2022), the city of Lubumbashi also features bare surfaces resulting from mining, especially on the outskirts of the city. This presence can be attributed to the destruction of vegetation cover near mining sites, probably due to the developments carried out to establish mining sites (Useni et al., 2019). The proportions of the surface areas of the various GI categories on the NDVI intervals demonstrate variability between cities over the period (2000-2023. This variability is evidenced by a sawtooth trend in tall vegetation for the city

of Bujumbura and a gradual decrease for the cities of Kinshasa and Lubumbashi.

8.7.4 Urbanization and loss of natural cover in the cities of Bujumbura, Kinshasa and Lubumbashi

Urban vegetation plays an instrumental role in the provision of diverse ecosystem services, including the purification of air and water, the regulation of microclimate, and the treatment of waste (Bolund & Hunhammar, 1999). Moreover, its presence offers people aesthetic pleasures, recreational opportunities, and physical and psychological well-being (Lotfi et al., 2017). It is regrettable that the current rate of urbanization in developing countries (Attoumani et al., 2019), is accompanied by the elimination of GI and their replacement by anthropogenic land uses (Kong & Nakagoshi, 2006 ; Mcdonald et al., 2010). Cities such as Bujumbura in Burundi, Kinshasa, and Lubumbashi in the Democratic Republic of the Congo illustrate this phenomenon. Indeed, Bujumbura's urbanization is characterized by the conversion of agricultural land for the construction of new neighborhoods (Toyi, 2012). Furthermore, the expansion of the city is marked by the gradual destruction of GI and other natural ecosystems to make way for new housing and other physical infrastructure, including roads and monuments. Additionally, the vegetation in buffer zones along rivers and Lake Tanganyika has been cleared to accommodate residential development (Bangirinama et al., 2016). The urban growth of Kinshasa occurs through the aggregation of built-up areas, which has a detrimental impact on green zones, including residual GI and market gardens (Mangenda et al., 2023). This results in two distinct patterns of urban growth : extreme densification of certain central districts and low-density peripheral extensions (Mangenda et al., 2023). The city of Lubumbashi has experienced a similar expansionary trajectory, with the built-up area extending towards the peri-urban zone, where plot prices are relatively affordable compared to the city center (Useni, 2017). The regression of GI in all communes has been caused by the combination of strong demographic pressure and the absence of a program to preserve them (Maréchal et al., 2018 ; Useni et al., 2022). Our results illustrate the regression and fragmentation of urban vegetation as a result of urbanization. The phenomenon of urban vegetation regression in the wake of rapid and uncontrolled urban spatial growth has also been observed in other African

cities, including Abuja in Nigeria (Ujoh et al., 2011) , Kampala in Uganda (Vermeiren et al., 2012b) and in central Togo (Koumoi et al., 2013). The removal of GI from the city of Bujumbura can be attributed to the emergence of subdivisions, particularly on the outskirts of the city, which have given rise to new neighborhoods. The increasing evolution of built-up and bare soil is thought to have contributed to the disappearance of GI in the city of Kinshasa. This is believed to have originated in the destruction of GI to satisfy the wood energy needs of artisanal pastry businesses and "nganda ntaba" (various corners where kebabs, chicken legs, and grilled goat meat are sold) on the one hand, and their use for various constructions on the other (Tungi et al., 2022). Additionally, the high consumption of wood energy by restaurants, brickmakers, bakeries, and blacksmiths is a contributing factor (Tungi et al., 2022). Regarding to the fragmentation of GI in the city of Lubumbashi, this is attributable to a combination of factors, including the city's rapid urbanization and the expansion of energy production (Twite & Balume, 2000). Additionally, the fragmentation is a consequence of the patchwork nature of the city's GI, which comprises GI alongside roads in the urban area and buffer zones, fields, abandoned areas, and informal spaces in the peri-urban zones (Useni., 2017). The urban expansion of the cities of Lubumbashi and Kinshasa and the resulting quest for wood energy are threatening the protected areas around these cities. In the city of Bujumbura, specifically, peri-urban agriculture is under threat.

8.7.5 Implications in Public Policy

In African cities, GI is still considered by the population and certain authorities in charge of urban planning secondary spaces that are merely decorative or spaces that are free of all occupation and passage (Arnaud & Célestin, 2016). In reality, however, it needs to be preserved and developed, hence the need for scientific assistance in the conservation and development of GI. Our results highlighted the decline in GI in the cities studied and a decrease in tall vegetation, all in the context of increasing anthropization. Indeed, for all the cities studied, urbanization is the primary cause of the reduction in their GI following the installation of new houses or other infrastructures such as monuments, the densification of neighborhoods, and

peripheral extensions. This situation should attract the attention of municipal planners and decision-makers and involve a range of policies along the urbanization gradient (kabisch, 2015). These policies concern the legal security of GI and its integration into land use planning, as well as the planning of their management, maintenance, and control (Larson et al., 2016). Law enforcement, transparency, reliability, and the absence of corruption are crucial elements for sustainable urbanization that incorporate the conservation of vegetated ecosystems and economic development in the city (Angel et al., 2011 ; Cohen, 2004). The demolition of infrastructure or other facilities built on GI should also be considered. In the (peri)urban area, avenue trees should be planted along the main roads running through it and should, above all, be included in the urban development plan for new neighborhoods. The new occupants of these neighborhoods should be made aware of planting trees on secondary roads running through their neighborhoods along their plots, in addition to landscaping them. Priority should be given to preserving and increasing the connectivity of the GI of the cities studied (Angelone & Holderegger, 2009) and, above all, to encouraging the creation of GI for buildings and roads. All these cities should adopt a master plan for the sustainable integration of GI into the urban fabric as a matter of urgency. The authorities responsible for urban planning should devote part of the municipal budget to the creation of green infrastructure in the peri-urban and rural parts of cities.

8.8 Conclusion

The present study conducted a comparative analysis of the GI of the cities of Bujumbura, Kinshasa, and Lubumbashi. The spatial structure indices revealed that Bujumbura and Kinshasa's GI is characterized by the suppression of patches, whereas Lubumbashi exhibits fragmentation. The mean area of the GI slightly increased in Bujumbura and Kinshasa but decreased significantly in Lubumbashi. Dominance values rose in Bujumbura, while they declined in Kinshasa and Lubumbashi. The stability index indicated weak dynamics in Kinshasa, contrasting with more active changes in Bujumbura and Lubumbashi. The aggregation index suggested a decline in patch continuity in Bujumbura, while Kinshasa and Lubumbashi showed increased patch aggregation. The fractal dimension index highlighted the

human impact on the GI of all three cities. These findings substantiate our hypothesis that the GI of these three cities exhibits a distinctive dynamic. However, the NDVI values showed a sawtooth evolution of tall vegetation in Bujumbura, with a gradual decrease in Kinshasa and Lubumbashi. The findings emphasize the need for urban planning to ensure adequate, multi-functional, and interconnected GI, which is vital not only for urban biodiversity but also for the sustainability of ecosystem services. Greening cities is essential for their social, environmental, and economic benefits, making the preservation and enhancement of natural capital imperative.

9

Discussion générale

Chapitre 9. Discussion générale

9.1 Système d'information géographiques (SIG) et télédétection

En vue de suivre et cartographier les zones urbanisées et en cours d'urbanisation, eu égard à leur caractère hétérogène (Useni, 2017), le recours à la télédétection satellitaire offre plusieurs avantages (Foresman et al., 1997 ; Mumby et al., 1999 ; Hubert-Moy et al., 2001; Epstein et al., 2002 ; Couch et al., 2005 ; Laroche et al., 2006 ; Aguejdad et al, 2009 ; Skupinski et al., 2010 ; Vermeiren et al., 2012a). D'une part, la réduction du temps de travail sur terrain est rendu possible grâce à la vision de grandes étendues qui offre une vue élargie des formes et des structures urbaines et les changements qu'elles subissent (Nsiami , 2009 ; Puissant, 2010). D'autre part, les images satellitaires sont un outil incontournable pour la planification et l'aménagement du territoire à cause de la périodicité des prises de vue, des résolutions spatiales de plus en plus performantes et de leur faible coût (Skupinski et al., 2010 ; Demaze, 2010). Enfin, elles permettent de produire des cartes de l'occupation du sol qui soient à jour. Ces cartes sont le point de départ pour la production des cartes d'affectation des sols qui nécessitent la prise en compte d'autres facteurs (la pente, la direction du vent, la texture du sol, etc.) (Puissant, 2010 ; Useni, 2017).

Il convient toutefois de souligner que pour être en mesure d'utiliser les images satellitaires, il est impératif de connaître la radiométrie (ou luminance) des objets observés à la surface du sol. Caloz & Collet (2001) précisent que la connaissance de la radiométrie des objets observés suppose que chaque objet ait une réflectance propre (signature spectrale) et que celle-ci soit indépendante de la météo et du milieu. Cette question se pose plus en Afrique sub-saharienne, en raison d'une grande ressemblance entre les signatures spectrales du bâti et du sol nu, notamment pendant la saison sèche (Congedo & Munafò, 2012 ; Useni, 2017). La variation saisonnière et la dynamique urbaine très rapide peuvent conduire à des erreurs de classification à cause d'un éventuel décalage entre l'enquête sur le terrain et la date de prise de vue de l'image, question exacerbée dans les zones où les pratiques de feu anthropique sont courantes (Useni, 2017). Aussi, les paysages urbains sont-ils

composés d'un mélange d'éléments naturels et anthropiques (Herold et al., 2004 ; Diallo & Bao, 2010), ce qui implique que la surface d'un pixel unique peut couvrir différentes occupations du sol, phénomène connu sous le nom de «mixel» (Pham & Yamaguchi, 2011). C'est pourquoi l'analyse de l'occupation et de l'utilisation du sol en milieu urbain doit prendre en considération au moins les deux principaux types d'occupation du sol, (i) les surfaces bâties (bâti et réseaux de transport) et (ii) le complexe végétation-eau (Weber, 1995 ; Aguejdad, 2009).

Les images satellitaires utilisées dans cette étude peuvent être considérées comme adaptées au contexte local car l'évolution spatio-temporelle des classes d'occupation du sol a pu être diagnostiquée. Même si la résolution spatiale des images utilisées était adaptée à cette problématique, il importe de souligner que les images de résolution spatiale plus fine auraient conduit à des résultats encore plus satisfaisants (Useni, 2017). Néanmoins, en dessous de la résolution minimale permettant d'identifier un objet, on différencie les éléments constitutifs de l'objet et non pas l'objet entier (Caloz & Collet, 2001).

Pour déterminer les types d'occupations du sol, on fait appel à l'application des méthodes de classification. Toutefois, le problème de la qualité des classifications existe encore, étant donné qu'aucune méthode de classification n'a jusqu'à présent été retenue pour sa solidité (Ridd & Liu, 1998 ; Caloz & Collet, 2001 ; Foody, 2010). Seule la connaissance de la réalité des observations du terrain couplée à l''utilisation des algorithmes développés au sein des logiciels, permet d'atténuer le degré de confusions entre pixels (Caloz & Collet, 2001 ; Foody, 2010 ; Mama et al., 2013). La réduction du nombre de classes d'occupation du sol a permis également de limiter les erreurs de classification (Byomkesh et al., 2012). La fiabilité globale obtenue dans cette étude (Kappa supérieur à 80 % en moyenne) permet de valider les classifications effectuées.

9.2 Dynamique spatiale

Les urbanistes et les décideurs ont besoin d'informations circonstanciées et exactes sur le développement spatial urbain et la transformation du paysage, afin de déterminer les surfaces de terre à développer, leur localisation et

caractéristiques ; ce qui est approprié pour éclairer sur les conséquences ultérieures à ce développement souhaité (Arsanjani et al., 2013). Les indices de structure spatiale permettent d'apprécier l'état de la structure spatiale des paysages, sans donner des informations complémentaires sur la conversion entre classes d'occupation du sol ainsi que la quantification des conversions (Useni, 2017). Pour expliquer cette situation, des matrices de transitions ont été utilisées et nos analyses du chapitre 4 et du chapitre 8 ont montré qu'elles sont appropriées.

Les matrices de transition utilisées dans les analyses de la dynamique en écologie du paysage pour estimer quantitativement les changements des classes d'occupation du sol entre différentes périodes de prise de vue ne peuvent être comparées directement du fait que les transitions entre les classes d'occupation du sol sont régies directement ou indirectement par les causes d'ordre politique, économique accentuées par la croissance démographique associées aux zones d'études (Verburg et al., 2002 ; Takada et al., 2010 ; Sohl et al., 2012 ; Fox et al., 2012 ; Kamyab & Mahiny, 2013). Aussi, les matrices de transition issues des classifications bruitées contiennent nécessairement des parasites qui couplés avec des images multidates prises à des périodes d'observations irrégulières présentent certains inconvénients (Tucker et al., 2004). Toutefois, malgré tous ces inconvénients, les matrices de transition permettent de quantifier le taux de changement, identifier chaque type de changement (dynamique de conversion), interpréter le processus qui sous-tend chaque type de changement et de renseigner sur les forces directrices de la dynamique paysagère (Bamba et al., 2010).

9.3 Indices de structure spatiale

La structure spatiale de l'occupation du sol de la ville de Bujumbura a été quantifiée à partir d'indices paysagers. Les indices particulièrement retenus et testés font référence au nombre, à l'aire de taches des classes d'occupation du sol. Ces indices sont considérés en écologie du paysage comme un compromis idéal dans la caractérisation de la configuration et composition du paysage (Giles & Trani, 1999 ; Vos et al., 2001 ; Bogaert & Mahamane, 2005 ; Koffi et al., 2007 ; Bogaert & Barima, 2008 ; Foody, 2010). Dans le cadre de cette étude, peu d'indices ont été utilisés car la plupart étaient fortement corrélés (Li & Wu , 2004 ; Bogaert et al., 2014 ; Li et al., 2015). L'analyse paysagère

effectuée a été minutieuse car les indices ont été sélectionnés en fonction de leur pertinence écologique. Une attention particulière a été portée afin de ne pas utiliser les indices corrélés pour quantifier la structure spatiale.

La multiplicité d'indices paysagers explique la complexité d'études de la structure paysagère, à tel enseigne qu'il est difficile, voire impossible, qu'une seule valeur résume la configuration du paysage (Li & Reynolds, 1994), plutôt un nombre infini d'indices (Bogaert & Mahamane, 2005). L'important est de relier la configuration spatiale du paysage aux questions écologiques (O'Neill et al., 1988 ; Burel F. & Baudry , 2003). Malgré la pertinence de ces indices, ils ne sont que quantitatifs, l'aspect qualitatif pour caractériser un phénomène écologique recourt à d'autres disciplines ou méthodes, lesquelles permettront de ressortir les limites du niveau d'anthropisation dans la zone d'étude (Cabala, 2017).

9.4 Indice de végétation par différence normalisée

Les différents indices de végétation sont développés pour surveiller la distribution et la phénologie de la végétation (Cabala, 2017). L'indice de végétation par différence normalisée (NDVI, de l'anglais vegetation index) est l'indice de végétation le plus couramment utilisé. C'est une mesure de la vigueur de la végétation ; un indicateur de l'activité chlorophyllienne de celle-ci et fournit des valeurs estimées de «l'intensité de vert» des forêts, résultant de l'analyse de données satellitaires (Cabala, 2017).

Il se définit comme la différence normalisée des mesures de réflectance spectrale acquises dans les zones de longueurs d'onde « Proche Infra-Rouge (« PIR ») et « Rouge » (Cabala, 2017). La démarche part du principe que le NDVI est un indicateur de la santé végétale, dans la mesure où une dégradation de la végétation d'un écosystème, ou une diminution de l'intensité de vert, se traduirait par une diminution de la valeur du NDVI (Cabala, 2017).

Sa valeur théorique varie entre -1 et 1. Les valeurs situées en dessous de 0,1 correspondent aux étendues d'eau et aux sols nus, tandis que les valeurs plus élevées indiquent une forte activité de photosynthèse, propre aux terres arbustives, aux forêts tempérées, aux forêts humides et aux terres agricoles (Cabala, 2017). En pratique, une surface d'eau libre (océan, lac) prendra les

valeurs de NDVI proche de 0, un sol nu prendra des valeurs de 0,1 à 0,2, alors qu'une végétation dense aura des valeurs de 0,5 à 0,8 (Meneses-Tovar, 2011).

Ainsi, les valeurs du NDVI ont-elles été utilisées dans plusieurs contextes comme pour dresser un état du lieu sur la variabilité du couvert végétal à travers le territoire de l'Algérie (Razagui & Bachari, 2014), l'observation de la dégradation des forêts au Mexique (Meneses-Tovar, 2011), le suivi de la variabilité climatique du bassin versant du Nakambé au Burkina Faso (Diello et al., 2005) et l'établissement du lien entre le NDVI de la végétation, la température et les précipitations dans les bassins versants supérieurs du fleuve Jaune en Chine (Cabala, 2017).

9.5 Processus de transformation spatiale

Les conversions des paysages naturels en paysages anthropisés se traduisent par des changements très importants de la structure spatiale du paysage (Turner, 1989 ; Bogaert et al., 2004).

L'appréciation des processus de transformation spatiale du « bâti », des « sols nus », de l' « eau » et de la « végétation » a fait intervenir l'analyse de l'aire totale des taches et le nombre de taches. Ces paramètres ont été discutés dans ce travail pour identifier les processus dominants des modifications paysagers à partir de l'arbre de décision proposé par Bogaert et al. (2004). Cet arbre d'aide à la prise de décision combine à la fois les processus associés à la variation des taches d'une classe étudiée et les informations sur les causes de transformation du paysage (Bogaert & Mahamane, 2005). Ces deux approches du modèle défini par Bogaert et al. (2004) le distinguent des modèles conceptuels des scenarii de conversions du paysage définis par Forman (1995), Collinge (1998), Collinge & Forman (1998), Jaeger (2000) et Farina (2006). Les processus de transformation spatiale s'identifient dans un intervalle de temps bien défini (Cabala, 2017). Ainsi, une dynamique temporelle suffisamment grande ou petite peut toutefois faire observer des phénomènes complexes de transformation (Bogaert & Mahamane, 2005). Partant du lien existant entre dynamique temporelle et spatiale, selon que l'espace est grand ou petit, d'autres phénomènes peuvent émerger (Wiens , 1989 ; Wiens et al., 1993).

Dans son utilisation, l'arbre de décision ne définit aucun seuil idéal pour d'autres indices comme la moyenne des taches dans les classes étudiées, la

connectivité et/ou l'isolement des taches. En plus, l'application de l'arbre de décision soulève une subjectivité relative au choix de la valeur prédéfinie de la proportion de diminution d'aire (t) qui permet de séparer le processus de dissection de la fragmentation. Cependant, il existe une différence entre ces deux processus. En effet, la perte de surface est bien supérieure avec la fragmentation qu'avec la dissection qui se traduit par la subdivision des taches par des lignes de largeur uniforme et de petite dimension alors que la fragmentation consiste en une rupture de continuité en plusieurs taches disjointes de forme et de taille différentes (Forman, 1995). Toutefois, les travaux de Barima et al. (2009), Bamba (2010), Munyemba (2010), Inoussa et al. (2011) et Mama (2013), ont admis un seuillage de (t) à 0,5 qui est considéré le moins subjectif possible selon eux (Cabala, 2017).

Malgré cette limite, l'arbre de décision accorde une grande priorité au nombre de taches de la classe d'occupation du sol étudiée, car la disparition ou la création d'une seule tache peut influencer l'identification d'un autre processus de transformation spatiale (Jaeger, 2000). En plus, il reste une méthode rapide, solide et facilement reproductible pour les écologues du paysage et les environnementalistes pour déterminer les processus de transformations dominant du paysage.

9.6 Principaux résultats obtenus

9.6.1 Dynamique paysagère du phénomène d'urbanisation à Bujumbura

Bujumbura observe un processus d'urbanisation rapide et non contrôlé dans certains endroits comme c'est la cas dans la plupart des villes des pays en développement, contrairement à ce qui est observé dans les pays développés (Vermeiren et al., 2012 ; Kuang et al., 2014). Cette situation constitue l'une des principales causes des changements de l'occupation du sol, et reste intimement lié à la croissance démographique (Grimm et al., 2008; Angel et al., 2011). En effet, l'augmentation rapide de la population est due au mouvement de l'exode rural, à la croissance naturelle de la population, à l'instabilité politique et aux guerres très fréquentes dont la stabilité après conflit ne garantit pas le retour des déplacés (Cohen, 2006). Une population qui croit rapidement, comme c'est le cas de la population burundaise, pose des problèmes, notamment celui de l'insertion spatiale, qui se manifeste par la

consommation de nouveaux terrains internes dans une moindre mesure et surtout d'une manière inquiétante à la périphérie.

L'expansion spatiale urbaine serait aussi en lien direct avec le contexte socio-économique et politique, menaçant les performances économiques du paysage (Useni, 2017). La période de 1993 à 2000, marquée par une guerre civile au Burundi, a été caractérisée par un faible taux de croissance urbaine. Par contre, après la signature de l'accord d'Arusha pour la paix et la réconciliation au Burundi d'août 2000 (République du Burundi, 2000), l'espoir d'un lendemain meilleur par la population burundaise et le retour massif des réfugiés a eu des répercussions sur l'expansion spatiale urbaine rapide. En effet, en plus des quartiers informels, de nouveaux lotissements ont été planifiés et de nouveaux quartiers ont vu le jour. L'expansion spatiale urbaine de la période post-conflit, causée par une croissance économique importante combinée à une croissance démographique a été confirmée par Camagni et al. (2002), Liu et al. (2005), Deng et al. (2010), Angel et al. (2011) et Chen et al. (2014).

Dans la partie nord de la ville, l'urbanisation de Bujumbura se caractérise par l'acquisition des terres sans aucune autorisation administrative, par la précarité et l'insalubrité des habitations, la dégradation du milieu naturel, l'absence d'infrastructures, d'équipements et de services de base. La même situation a été documentée par Useni (2017) pour la ville de Lubumbashi. Quant à la partie sud de la ville, les détenteurs des terres s'organisent en associations de propriétaires et négocient avec une entreprise de viabilisation moyennant un pourcentage de leurs propriétés. Ces situations favorisent un développement des marchés fonciers informels, avec des transactions qui ne tiennent pas compte du coût réel du foncier. Dans ces quartiers, des parcelles sont construites sans aucune autorisation de bâtir délivrée par des responsables de l'urbanisme et les occupants ne pourront pas bénéficier de titres de propriété.

En périphérie de la ville, et en l'absence de terres domaniales, il existe des nouveaux quartiers dans lesquelles les constructions ne sont soumises à aucun plan particulier. Dans ces quartiers, aucune réservation n'est prévue pour accueillir dans l'avenir les infrastructures économiques et sociales de base. Pour avoir accès à leurs propriétés, les résidents de ces quartiers procèdent à des arrangements faute de voiries prévues. Malgré cette situation, certains

ménages sont raccordés au réseau de distribution d'eau et électricité. Pour d'autres, la régie de distribution d'eau et d'électricité disponibilise des bornes fontaines publiques à des ménages qui ne peuvent pas disposer d'un compteur d'eau chez eux. L'assainissement au sein de ces quartiers est précaire et, par conséquent, en saison pluvieuse, on assiste à la prolifération des maladies des mains sales. La végétation est quasi inexistante car les sols sont complètement dénudés presque partout, à l'exception des rares arbres fruitiers et des plantes ornementales qu'on peut trouver au sein des logements.

Les services d'urbanisme du Burundi ne peuvent pas répondre efficacement aux demandes des parcelles urbaines et assumer leur rôle dans la gestion. En effet, ils ne disposent pas des parcelles, mais aussi, ils ne maîtrisent pas leur attribution. Dans les quartiers anciens, surtout au centre-ville, il n'existe quasiment pas de terrains à bâtir. Cependant, d'anciennes maisons sont détruites pour y construire de nouvelles plus modernes au niveau architectural. Aussi, les maisons qui se trouvent le long des grands axes routiers, des échoppes sont construites, contribuant à la densification de ces quartiers. Cette situation occasionne la surcharge des équipements et installations d'assainissement, provoquant par conséquent des inondations de la ville pendant la saison des pluies.

Les municipalités peinent à planifier et à contrôler la croissance urbaine et à fournir des terrains et des infrastructures, dans un contexte d'une gestion urbaine hautement centralisée avec des normes légales irréalistes (Useni, 2017). Pour surmonter ce défi, Kombe & Kreibich (2000) préconisent que des progrès peuvent être réalisés pour surmonter les déficits du système formel en intégrant progressivement le secteur informel dans la prise de décisions concernant l'offre foncière, la sécurité des droits fonciers, la réglementation des aménagements et l'entretien des terres. Pour y arriver, la reconnaissance des institutions informelles existantes, la décentralisation des responsabilités en matière de gestion des terres et l'extension de la législation actuelle en matière d'urbanisme pour couvrir des telles situations s'avèrent indispensables (Kombe & Kreibich, 2000).

La croissance spatiale de Bujumbura est marquée par densification des quartiers centraux existants et des lotissements qui sont à l'origine de la création de nouveaux quartiers en périphérie de la ville, tel que confirmé par

nos observations dans le chapitre 4. Bujumbura gagnerait à se doter d'un nouveau schéma directeur d'aménagement et d'urbanisme tenant compte des réalités actuelles du foncier, étant donné que le plan directeur de la ville de Bujumbura et ses alentours, vision 2045, inauguré en 2017 n'a pas jusqu'aujourd'hui été mis en application. En plus de définir les grandes lignes du développement intégré de la ville de Bujumbura et ses zones d'influence directe, ledit schéma directeur, devrait mettre en avant la restructuration urbaine.

9.6.2 Espaces verts (péri)urbains et risques d'homogénéisation biotique à Bujumbura

Les villes du monde se sont développées en faisant abstraction de la nature qui les entourait durant plusieurs décennies (Osseni et al., 2015). Il en découle l'érosion de la biodiversité consécutive à étalement urbain, l'imperméabilisation des sols et la gestion excessive des espaces urbains (Li et al., 2015). C'est le cas de Bujumbura, où les espaces verts sont progressivement détruits pour installer de nouvelles maisons et d'autres infrastructures physiques comme les monuments. En plus, la végétation des zones tampons le long des rivières et du lac Tanganyika a été détruite pour la construction des maisons (chapitre 4).

Dans une moindre mesure, certains écosystèmes naturels ont été remplacés par des forêts artificielles afin de contrer l'aggravation de l'érosion et faire face à la crise du bois de chauffage, du bois d'œuvre et de bois de construction (Bangirinama et al., 2016). En plus, des arbres ont été plantés, surtout le long des grands axes routiers, afin d'ajouter de la verdure urbaine et protéger l'environnement urbain. Cette situation correspond avec celle de la ville de Lubumbashi (Useni et al., 2019).

Comme dans la plupart des grandes villes du monde, il a été constaté que la zone (péri)urbaine de Bujumbura renferme relativement une grande richesse spécifique en raison de l'hétérogénéité des types d'espaces verts (chapitre 5-7) : des espaces verts sportifs (stades et centres de sport), des espaces verts d'accompagnement des voies, les espaces verts d'accompagnement des bâtiments publics (ayant pour rôle la mise en valeur du bâtiment), les espaces verts d'accompagnement des établissements industriels et commerciaux, les espaces verts des établissements sociaux et éducatifs (jardins des crèches, des écoles primaires, secondaires et universités…), les arbres d'alignement, des

places vertes, des cimetières, des ronds-points et des pépinières. Les assemblages de plantes dans ces espaces verts sont régis principalement par le degré d'anthropisation, matérialisé par l'urbanisation et les préférences humaines, mais aussi par des filtres géographiques et écologiques (chapitre 6). Ces résultats corroborent avec ceux d'Useni (2017) pour la ville de Lubumbashi (DRC). Toutefois, comparés aux villes de certains pays asiatiques et africains, nos résultats ont également montré que la richesse en espèces indigènes à Bujumbura (20% de la liste) reste plutôt faible (chapitre 5). L'anthropisation causée par l'urbanisation est pressentie comme étant la meilleure explication de cette situation.

Bien que la flore de Bujumbura présente une grande richesse en espèces végétales (chapitre 5), la végétation indigène typique subit une élimination progressive au profit d'espèces exotiques. Godefroid & Koedam (2007) trouvent que les espèces indigènes courent les risques d'extinction car comme Bigirimana et al. (2011) le remarquent, elles se développent sur des friches et espaces verts informels qui sont constamment déclassés pour la construction de nouvelles maisons ou infrastructures à Bujumbura. Cela a conduit à la simplification de la végétation et à une diminution de la diversité phylogénétique (Bigirimana, 2012 ; Useni, 2017). En fait, avec 74,1 % de couverture moyenne dans la végétation des espaces verts, les espèces exotiques dont la plupart seraient rudérales et adaptées aux conditions urbaines, dominent les assemblages de plantes à Bujumbura, quels que soient les types d'espaces verts et la zone du gradient urbain-rural (chapitre 5).

Par contre, les espèces exotiques sont mieux adaptées à coloniser la diversité d'habitats fragmentés en zone (péri)urbaine que les espèces indigènes qui ne s'adaptent pas aux perturbations anthropiques (Mckinney, 2002). La présence d'espèces exotiques est principalement due aux introductions délibérées et accidentelles d'espèces non natives en milieu (péri)urbain (Rija et al., 2014). Les espèces exotiques de la ville proviennent principalement d'autres régions tropicales du monde, majoritairement de l'Amérique tropicale (Useni, 2017). La représentation d'espèces exotiques originaires d'Asie, d'autres pays africains et d'Australie n'est pas à négliger et serait dû probablement aux échanges entre Bujumbura et ces régions intertropicales. Ainsi, l'urbanisation qui entraîne une perte d'habitats naturels, crée aussi un ensemble de nouveaux

habitats anthropisés (Kowarik, 2011), identifiés également à Bujumbura (par exemple les espaces verts d'accompagnement de la voirie), favorables pour les espèces exotiques. C'est ainsi qu'on note la présence de nombreuses espèces d'arbres et arbustes exotiques à travers la ville, et introduites par l'autorité municipale pour le design urbain (chapitres 5).

9.6.3 Valeurs de conservation de la biodiversité et services écosystémiques des espaces verts à Bujumbura

L'urbanisation accélérée du monde et spécialement du continent africain induit une série d'impacts socio-économiques et environnementaux défavorables, dont la régression de la couverture d'espaces verts menant à une perte de la biodiversité et la dégradation des services écosystémiques (Bogaert et al., 2015).

La richesse en espèces de Bujumbura était élevée et comprenait un grand nombre d'espèces indigènes intéressantes pour la conservation de la biodiversité indigène. Ces espèces indigènes fournissent également plusieurs services écosystémiques aux citoyens et aux populations des environs de la ville. Même si « les mauvaises herbes » exotiques ont des effets négatifs sur la conservation de la biodiversité indigène et sur la productivité de l'agriculture, elles représentent curieusement aussi des avantages socio-économiques substantiels.

Les valeurs de conservation individuelles des trois types d'utilisation des sols de la ville n'étaient pas équivalentes : les terres fermes, les zones humides et les jardins domestiques (Bigirimana, 2012). Néanmoins, le fait qu'ils forment de réseaux interconnectés dans un paysage urbain de plus en plus fragmenté chacun de ces terrains végétalisés joue un rôle clé dans la conservation de la biodiversité à l'échelle de la ville.

9.6.4 Anthropisation de l'infrastructure verte des villes de Bujumbura, de Kinshasa et de Lubumbashi

L'infrastructure verte (IV) offre de multiples avantages, à la fois écologiques, sociaux et économiques sur un même territoire et présente des liens étroits avec l'aménagement du territoire. Bien que la compréhension du fonctionnement écologique des écosystèmes urbains et notamment tropicaux reste un champ de recherche florissant, des études sur l'IV dans cette partie du monde ont jusqu'à présent été abordées que ponctuellement, via des

initiatives très locales de type plan communal de développement de la nature (Bruggeman et al., 2019).

Les villes de Bujumbura (Burundi), de Kinshasa et de Lubumbashi (RDC), qui malgré qu'elles présentent des caractéristiques différentes tant sur le plan socio-économique, démographique, morphologique et politique, présentent quelques ressemblances. En effet, elles ont toutes été fondées à l'époque coloniale et sont caractérisées par une croissance démographique rapide soutenue par l'exode rural, les mouvements des populations dus aux instabilités politiques et à l'accroissement naturel (Useni, 2017 ; Kabanyegeye et al., 2021 ; Estenne, 2022). En plus, l'urbanisation de ces villes est marquée par des pressions anthropiques sur les espaces verts, consécutives à un manque de planification (Useni, 2017 ; Kabanyegeye et al., 2021 ; Estenne, 2022). Aussi, ces trois villes sont-elles soumises à une forte urbanisation et présente un gradient de densité croissant ; qui est de 11686 hab/Km pour la ville de Bujumbura, de 28 387 hab/Km^2 pour la ville de Kinshasa et de 3 764 hab/Km^2 pour la ville de Lubumbashi.

En dépit de ces ressemblances, aucune étude comparative de leurs infrastructures vertes n'avait jusqu'à présent été réalisée, sauf des études dans un cadre local. Ainsi pour la ville de Bujumbura, des études sur sa diversité floristique (Bigirimana, 2012 ; Kabanyegeye et al., 2022), les services ecosystémiques qu'ils rendent (Kabanyegeye et al., 2020) ainsi que les perturbations auxquelles ils sont exposés (Kabanyegeye et al., 2022) ont été faites. Pour la ville de Kinshasa, la typologie, la structure spatiale, la composition végétale, le mode de gestion, l'état d'entretien et des services écosystémiques des espaces verts de la ville de Kinshasa ont été analysés (Sambieni et al., 2018). Quant à la ville de Lubumbashi, plusieurs études portant sur son IV ont été réalisées. Il s'agit de celles portant sur la caractérisation de la configuration spatiale des espaces verts et l'ampleur des changements induits par l'urbanisation le long du gradient urbain-rural (Useni et al., 2018), la perception par des experts locaux des espaces verts et de leurs services écosystémiques (Maréchal et al., 2018) et la caractérisation de la diversité, la structure et les mesures de protection des arbres d'alignement le long des rues de la ville (Useni et al, 2022). Il s'agit en plus de la

caractérisation de la végétation arborée et arbustive d'un paysage protégé en zone périurbaine (Useni et al., 2020), ainsi que la diversité et structure des arbres dans les espaces verts des zones urbaines et périurbaines (Estenne, 2022). Enfin, la cartographie des infrastructures vertes de Lubumbashi, l'importance de la prise en compte des variations saisonnières de la signature spectrale a été faite (Estenne, 2022).

Une analyse comparative de l'IV des villes ci haut citées prouve que celle des villes de Bujumbura et de Kinshasa est caractérisée par la suppression des taches, et un phénomène de fragmentation des taches de la ville de Lubumbashi. Aussi, les valeurs des indices de stabilité, d'agrégation et de dimension fractale ont montré que la ville de Bujumbura a subi une forte dynamique et une continuité décroissante des taches ; celle de Kinshasa a connu une faible dynamique et une agrégation des taches tandis que celle de Lubumbashi a observé une forte dynamique ainsi qu'une agrégation de leurs taches, dans un contexte d'un niveau élevé d'anthropisation. Les valeurs de l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) ont montré une évolution en dent de scie de la végétation haute pour la ville de Bujumbura et une diminution progressive de celle-ci pour les villes de Kinshasa et de Lubumbashi.

9.7 Propositions pour l'aménagement, la gestion et la restructuration durable des territoires urbains et périurbains de Bujumbura

9.7.1 Politique d'aménagement des zones urbaines et périurbaines

La lettre de politique de l'habitat et d'urbanisation adoptée par le gouvernement du Burundi en 2008 avait l'objectif global à l'horizon 2020, de doter le Burundi d'une armature urbaine équilibrée, bien structurée et rayonnant régionalement comme pôles de développement socioéconomique et, d'autre part, de permettre à chaque burundais d'accéder à un habitat décent et à des services de base de qualité. Cette politique répondait à un besoin urgent car la période 2000 à 2015 avait été marquée par une planification urbaine dépourvue des outils de planification et de gestion urbaine et les documents existants n'étaient plus à jour. Il est évident que pendant toute cette période, et jusqu'à maintenant, le développement urbain se réalise à travers un

pilotage à vue, avec parfois des conséquences néfastes sur l'extension des villes. En effet, malgré le lancement officiellement en novembre 2017 du plan directeur de la ville de Bujumbura et ses alentours, vision 2045, par le Ministère de l'eau, de l'environnement, de l'aménagement du territoire et de l'urbanisme, ce plan peine à être appliqué fautes d'outils pratiques et de formations des acteurs. Ledit plan directeur était salutaire car il envisageait une nouvelle distribution de l'occupation des sols : 17% des terres agricoles, 47% d'espaces naturels (réserves naturelles, rivières, zones humides) et 36% d'espace urbain (République du Burundi, 2015). Toutefois, ce plan directeur avait été élaboré sans l'association de la population urbaine, dans un contexte actuel de la primauté d'une gestion intégrée et durable du paysage. A cet effet, les populations devront être associées aux projets d'aménagement urbain et de conservation des écosystèmes végétalisés (Useni, 2017). Tout projet de redistribution de l'occupation des sols devrait s'accompagner de campagnes de sensibilisation des populations et des autorités municipales en charge de l'urbanisme. Aussi, les populations devront-elles être considérées comme acteurs incontournables de la gestion et du suivi de tels projets.

En plus, dans la logique de la vision « Burundi pays émergent en 2040 et pays développé en 2060 » (République du Burundi, 2023), le plan d'aménagement urbain de nouveaux quartiers devrait privilégier les constructions en hauteur dans le souci de préserver la surface cultivable et dégager les parcelles dédiées aux espaces verts, de l'agriculture urbaine et périurbaine. Aussi, la prévention de la spéculation foncière à travers la production des lotissements échelonnés selon les besoins des populations serait-elle à privilégier. La corruption qui se manifeste lors de la viabilisation de nouveaux quartiers devrait être bannie. La taille des parcelles lors des lotissements devrait être contrôlée sauf pour les infrastructures économiques et sociales de base. Les quartiers spontanés devraient être restructurés en les dotant notamment des voies de communication et les réseaux divers tout en respectant les prescriptions réglementaires (République du Burundi, 2011).

9.7.2 Proposition d'aménagement et de gestion des espaces verts

Dans les villes africaines, et en particulier à Bujumbura, les espaces verts sont encore considérés par les populations et certaines autorités en charge de l'aménagement urbain comme des espaces secondaires uniquement décoratifs

ou comme des espaces libres de toute occupation et de tout passage (Arnaud & Célestin, 2016). Or, en réalité, ils doivent être préservés et développés, d'où la nécessité d'une assistance scientifique dans la conservation et l'aménagement des espaces verts (Useni, 2017). Notre étude a montré une disparité dans la couverture d'espaces verts qui suit l'ancienneté des quartiers et le niveau socio-économique des résidents. En effet, les zones urbaines héritées de la colonisation sont les plus pourvues en espaces verts contrairement aux zones des résidents de moyen standing et les zones périphériques caractérisées par un cadre de vie précaire. Cette situation devrait attirer l'attention des planificateurs et des décideurs municipaux, et impliquer un ensemble de politiques cohérentes à toutes les échelles spatiales décrites dans notre thèse (Kabisch, 2015). Ces politiques concernent la sécurisation juridique des espaces verts et leur intégration dans l'aménagement du territoire, ainsi que la planification de leur gestion, leur entretien et contrôle (Larson et al., 2016). L'application des lois, la transparence, la fiabilité, et l'absence de la corruption sont les éléments cruciaux à une urbanisation durable qui incorpore la conservation des écosystèmes végétalisés et le développement économique dans la ville (Cohen, 2004 ; Angel et al., 2011).

Les autorités chargées de la planification urbaine pourraient promouvoir l'usage des espèces indigènes dans la voie d'accroître la diversité végétale de la ville pour une bonne planification et gestion future des espaces verts, d'autant plus qu'elles constituent la base de la biodiversité locale (Useni, 2017). L'introduction d'espèces exotiques dans la ville devrait passer par la sensibilisation de la population urbaine et des autorités en charge de la planification urbaine à la conservation de la flore indigène. Dans le même ordre d'idée, comme McKinney (2002) le précise, la préservation de la flore indigène sur les espaces verts pourraient passer par la conservation des espaces verts existants en zone périurbaine et rurale, et la restauration des espaces verts dégradés ou fortement aménagés en zone urbaine. La démolition des infrastructures ou autres installations construites sur les espaces verts devraient aussi être envisagée.

Dans la zone (péri)urbaine, les arbres d'alignement devraient être plantés le long des routes principales la traversant et devraient surtout être inclus dans le plan d'aménagement urbain de nouveaux quartiers. Les nouveaux occupants de ces quartiers devraient être sensibilisés à planter des arbres sur des voies

secondaires traversant leurs quartiers le long de leurs parcelles, en plus de les engazonner. La clarification des rôles et responsabilités des acteurs impliqués dans l'aménagement urbain, la prévention de la spéculation foncière à travers la production des lotissements échelonnés selon les besoins des populations s'avèrent urgents (Useni, 2017).

La priorité devrait être accordée à la préservation et l'augmentation de la connectivité des espaces verts de la commune Mukaza. Pour les communes Ntahangwa et Muha, la création des espaces verts d'accompagnement du bâti et de la voirie, en utilisant les espèces végétales indigènes, est à promouvoir et à encourager. Un plan directeur d'intégration durable des espaces verts dans le tissu urbain devrait être adopté urgemment. Il est important et crucial de concevoir et de mettre en œuvre des mesures d'aménagement de la zone rurale de Bujumbura en vue d'augmenter la connectivité entre taches et d'y préserver la biodiversité par l'établissement des îles d'habitats intermédiaires qui connectent les taches d'habitats dans la matrice paysagère, en réduisant les distances à traverser par les organismes vivants pour se déplacer entre ces taches (Angelone & Holderegger, 2009). Les autorités en charge de l'aménagement urbain devraient consacrer une partie du budget de la municipalité à la création d'espaces verts dans la partie périurbaine et rurale de la ville.

Les cimetières se trouvant dans le zones péri-urbaines, à défaut de les déplacer vers les zones rurales, doivent être aménagés afin qu'ils soient des lieux de souvenir, de promenade et de mémoire. Ils doivent par conséquent être des espaces de verdure, fleuris, agréables et reposant du fait qu'un cimetière est un lieu qui facilite le recueillement et qui peut également contribuer à perpétuer le lien familial. Dans un proche avenir, le manque de place dans les zones (péri)urbaine suite à la demande incessante et plus en plus croissante en logements, pourra pousser les autorités nationales à organiser des consultations nationales en vue de proposer l'enterrement des défunts dans leurs localités d'origine.

9.7.3 Politique de restructuration de l'agriculture urbaine et périurbaine

L'agriculture urbaine et périurbaine sont aujourd'hui considérées comme une solution viable et durable pour remédier à l'insécurité alimentaire, au

chômage, au sous-emploi et à la dégradation de l'environnement (Rejeb, 2011 ; Ba & Cantoreggi, 2018). La question qui se pose est celle du potentiel de l'agriculture urbaine et péri-urbaine à créer de la résilience face à la pauvreté, à l'insécurité alimentaire et aux défis environnementaux dans les villes des pays en développement (Akotto et al., 2020).

La ville de Bujumbura est menacée par l'insécurité alimentaire, la suppression des emplois dans le secteur rizicole et cotonnier ainsi que l'accentuation des inondations dans les quartiers nord et sud de la ville ; conséquence d'une l'urbanisation non planifiée (Kabanyegeye et al., 2021). Ainsi, la redynamisation du secteur cotonnier et rizicole pourvoyeur d'emplois agricoles pour la population urbaine et (péri)urbaine et rurale devrait être une priorité. Aussi, la culture industrielle du palmier à huile devrait-elle être revitalisée ainsi que la sensibilisation et l'encouragement des fermiers à utiliser les effluents des cultures. Pour assurer la durabilité de l'agriculture urbaine, la recherche d'espèces et variétés de riz, de coton et de palmier à huile mieux adaptés et plus rentables devrait être une priorité. Il en est de même pour la culture de la canne à sucre. La population pourrait utiliser le son de riz pour la production énergétique et pour l'alimentation du bétail. Dans les zones rurales, l'éducation et la sensibilisation des paysans à l'intensification durable de l'agriculture par les grands fermiers, l'amélioration de la sécurité foncière et la réduction des spéculations au niveau du marché foncier pourraient contribuer à la protection des rares terres arables encore disponibles.

Des actions en faveur d'agriculture urbaine et périurbaine devraient être faites, en particulier, par une meilleure structuration institutionnelle dans le but de rapprocher les administrations qui gèrent la ville et l'agriculture. Par conséquent, celle-ci devrait être orientée vers une nouvelle cartographie agri paysagère afin de respecter les spécificités agricoles. Des efforts doivent aussi être fournis afin d'aider les agriculteurs à accéder aux marchés locaux et régionaux en vue de maximiser leurs gains.

9.7.4 Proposition de gestion de risques liés aux inondations

Les inondations constituent un risque naturel majeur et récurrent dans le monde. Elles représentent ainsi une menace permanente qui pèse sur les villes tropicales côtières et un défi de l'urbanisation depuis 2000 (Tchindjang et al., 2019). L'occurrence des risques naturels impose à l'humanité des défis de plus en plus croissants en termes d'aménagement de l'espace, de protection des

populations, de résilience desdites populations et de gestion des ressources (Nouaceur, 2020).

Dans la ville de Bujumbura, depuis les années 2021, de fortes pluies persistantes suivies de vents violents ont créés d'inondations suite à la montée des eaux du lac Tanganyika à des niveaux dangereux, occasionnant de glissements de terrain ; engloutissant des routes entières, des marchés, des cours d'écoles, des habitations ainsi que la destruction des champs entières. En outre, il a été observé la diminution de la surface de la ville de Bujumbura, la disparition de presque toutes les plages et de l'agriculture urbaine riveraine du Lac Tanganyika, le dérangement de la circulation le long du Lac Tanganyika, la fermeture de certains services comme les restaurants, certains hôpitaux et lieux de culture, etc.

Des mesures doivent être prises en vue de lutter contre ce risque environnemental qui dégrade le visage de la ville de Bujumbura et hypothèque l'épanouissement des citadins. Ainsi, lors de l'attribution des parcelles, le code de l'eau et celui de l'environnement devraient être appliqués avec rigueur en vue de réserver des zones tampon et la distance de marche-pieds servant à libérer ces zones tampons (République du Burundi, 2012 ; 2021). En particulier, l'article 5, alinéa 3 du code de l'eau au Burundi (République du Burundi, 2012) devrait être revu en vue de déterminer la largeur de protection à partir du niveau le plus élevé qu'ont atteint les eaux du lac Tanganyika dans ses crues historiques. Cet amendement éviterait des constructions au bord du lac Tanganyika et le long des rivières traversant la ville de Bujumbura et favoriserait la régénération de la végétation de ces zones. Il limiterait aussi les déplacements des populations riveraines du lac Tanganyika surtout lors des inondations consécutives à la montée des eaux de ce dernier.

Aussi, des documents de planification urbaine doivent-ils intégrer des plans de réduction des risques afin de réduire de l'ampleur des dégâts humains et matériels. Ces documents doivent être publiés, diffusés et mis à la disposition des citadins en vue de les aider à respecter les zones inconstructibles et libérer les lits des rivières traversant la ville de Bujumbura, des plages et zones tampons du lac Tanganyika. Tous les plans de développement urbains, communaux ou locaux se devront d'intégrer le problème du changement climatique et des inondations. Ainsi, la mise à jour du plan directeur de

Bujumbura (République du Burundi, 2015) est nécessaire et doit tenir compte des directives de la vision « Burundi pays émergent en 2040 et pays développé en 2060 » (République du Burundi, 2023) en matière d'urbanisme, ce qui limitera l'occupation inappropriée de l'espace urbain et périurbain.

La Plateforme nationale de prévention des risques et de gestion des catastrophes devrait mettre en place un système d'information et de communication pour la prévention des risques et la gestion des catastrophes afin de permettre aux décideurs une célérité dans la prise de décisions, d'aider les communautés à mieux apprécier leur environnement, de faciliter la tâche aux humanitaires en cas de catastrophe et d'éclairer les planificateurs du développement. Aussi, la direction générale de la protection civile devrait être équipée en infrastructures et équipements adaptés, performants et en quantité suffisante afin d'être à la hauteur des opérations de secours d'urgence en cas de catastrophes comme les inondations. Enfin, les fonds de fonctionnement de la plateforme nationale de prévention des risques et de gestion des catastrophes prévus par le budget ordinaire de l'Etat doivent être revus à la hausse.

10

Conclusion générale et perspectives

Chapitre 10. Conclusion générale et perspectives

10.1 Conclusion générale

L'urbanisation rapide et non planifiée entraine des conséquences socio-économiques environnementales. Afin de pouvoir orienter les décideurs et urbanistes, il est important de disposer une série d'informations sur les conséquences de l'urbanisation d'une ville sur les écosystèmes naturelles.

Dans cette perspective, cette thèse s'est fixé comme objectif général de fournir des connaissances à l'analyse spatiotemporelle des dynamiques d'occupation du sol le long du gradient urbain-rural à Bujumbura en vue de contribuer à la gestion et à la conservation des écosystèmes végétalisés dans le but de la valorisation de leur potentialité biologique, notamment les services écosystémiques. Les études ont été menées sur la ville de Bujumbura, la plus ancienne et la plus vaste du Burundi, qui jusque-là, restait mal connue. Un autre chapitre a été réservé à la comparaison de l'infrastructure des villes de Bujumbura, de Kinshasa et Lubumbashi. Ce travail a combiné des approches diversifiées dont la télédétection, les systèmes d'informations géographiques, les enquêtes, les échantillonnages de la végétation et les analyses statistiques.

Cette étude comporte l'intérêt d'avoir fourni la première analyse de la dynamique d'urbanisation de la ville de Bujumbura de 1986 à 2019 caractérisée par une diminution de la surface de la végétation parallèlement à une augmentation de la surface du bâti et une séquence de progression/régression de la surface de sol nu. Sur cette période, les valeurs d'aire totale de la végétation ont chuté, suivi d'une augmentation du nombre de tache, confirmant ainsi l'existence notre premier hypothèse de la dissection comme processus de transformation spatiale dominant. En outre, elle porte les jalons d'une étude ne se rapportant pas seulement sur des cas particuliers des pays, mais à une comparaison qui dépasse le seul cadre national. Cette étude compare la dynamique de l'infrastructure verte des villes de Bujumbura, de Kinshasa et de Lubumbashi de 2000 à 2022. Les indices de structure spatiale ont révélé la suppression de l'infrastructure verte de la ville de Bujumbura et de celle de la ville de Kinshasa, contrairement à celle de la ville de

Lubumbashi qui subit la fragmentation des taches. Aussi, la ville de Bujumbura a subi une forte dynamique et une continuité décroissante des taches ; celle de Kinshasa a connu une faible dynamique et une agrégation des taches tandis que celle de Lubumbashi a observé une forte dynamique ainsi qu'une agrégation de leurs taches, dans un contexte d'un niveau élevé d'anthropisation. Enfin, une évolution en dent de scie de la végétation haute pour la ville de Bujumbura et une diminution progressive de celle-ci pour les villes de Kinshasa et de Lubumbashi ont été observées, ce qui confirme notre cinquième hypothèse selon laquelle l'infrastructure verte des trois villes connait pour chacune d'elle une dynamique particulière.

L'inventaire floristique des espaces verts non domestiqués de la ville de Bujumbura a inventorié qu'elle est constituée de 127 espèces relevant de 109 genres et de 53 familles. Six familles, à savoir les Euphorbiaceae, les Fabaceae, les Arecaceae, les Poaceae, les Araceae et les Malvaceae, sont les plus dominantes. Cette richesse est dominée par des phanérophytes exotiques plantés pour ajouter de la verdure et protéger l'environnement urbain. Ces résultats corroborent notre deuxième hypothèse selon laquelle l'urbanisation de la ville de Bujumbura contribue à l'augmentation de la diversité floristique. Cette dernière est dominée par des espèces exotiques, invasives. Toutefois la vulnérabilité de la diversité floristique des espaces verts de la ville de Bujumbura n'a pas été approuvée.

L'analyse de la typologie et des perturbations anthropiques des espaces verts de la ville de Bujumbura a révélé qu'ils sont constitués essentiellement des places vertes, des espaces verts sportifs ainsi que des cimetières. Ils sont perturbés par l'agriculture dans les zones à statut morphologiques périurbain. Les positions militaires, la construction des monuments, des bâtiments et les installations sportives sont des perturbations anthropiques présentes dans zones à statut morphologique urbain. Les piétinements sont présents dans les espaces verts des zones à statut morphologique urbain et périurbain. En outre, les synergies entre les différents types de perturbations anthropiques amplifient leur impact négatif. Ces conclusions valident notre troisième hypothèse stipulant que les espaces verts de la ville de Bujumbura sont moins diversifiés et sont concentrés dans les zones à statut morphologique urbain, avec les constructions comme principales perturbations anthropiques, surtout dans les zones à statut morphologique urbain et l'existence des associations

entre les perturbations anthropiques des espaces verts tout le long du gradient d'urbanisation.

Les acteurs locaux de la ville de Bujumbura soulignent que les espaces verts de la ville de Bujumbura sont inégalement répartis dans les communes urbaines bien qu'ils soient diversifiés et que leur fréquence diminue au fur et à mesure qu'on quitte le centre-ville (commune Mukaza) vers la périphérie (communes Muha et Ntahangwa) et sont dominées par terrains de jeux. C'est pour cette raison que les acteurs locaux estiment qu'ils offrent les possibilités de loisir, le bien-être physique et psychologique comme services ecosystémiques dominants. Cela vérifie notre quatrième hypothèse d'une répartition inégale des espaces verts de la ville de Bujumbura d'héritage coloniale, qui sont à majorité publics et dont les services écosystémiques qu'ils rendent peuvent être évalués.

Enfin, du point de vue de l'applicabilité, les résultats de cette étude serviront aux responsables de la planification urbaine ainsi que toutes les parties prenantes en charge de la gestion et l'entretien des espaces verts de la ville de Bujumbura. En effet, ces résultats constituent une contribution à la compréhension du phénomène d'urbanisation de la ville de Bujumbura et pourront alors influencer l'orientation des programmes de planification urbaine et gestion durable de la biodiversité de la ville. Ils permettront en outre d'avoir des éléments de référence pour la planification urbaine des autres villes du pays.

Cela passera par un contrôle rigoureux de l'aménagement et l'attribution des parcelles sans oublier la promotion de la biodiversité urbaine et périurbaine ainsi que l'association du public dans toute politique d'aménagement urbain. Dans cette perspective, dans les quartiers viabilisés et non encore construits, la politique de construction en hauteur devrait être privilégiée. Ces quartiers devraient être dotés d'une infrastructure verte suffisante. Le phénomène de gentrification qui s'observé actuellement, surtout dans la commune urbaine de Muha devrait être administré dans un but d'avoir une cohésion et une harmonie architecturales. L'embellissement des axes routiers et des autres lieux symboliques et stratégiques la ville de Bujumbura, devrait privilégier les espèces indigènes ou à défaut, des espèces exogènes non envahissantes. En outre, un renforcement de l'écocitoyenneté à la population urbaine et

périurbaine en vue d'un changement de regard eut égard à l'infrastructure verte est plus que nécessaire. Il en est de même des villes de Kinshasa et de Lubumbashi.

10.2 Perspectives

La connaissance de la croissance urbaine à Bujumbura est loin d'être complète. Bien qu'ayant caractérisé la croissance urbaine à Bujumbura et évalué ses conséquences à différentes échelles, nous ne prétendons pas avoir épuisé les divers aspects. C'est dans cette perspective qu'en vue de dégager une solution durable permettant de concilier la conservation de la biodiversité et la satisfaction des besoins en espaces d'une population sans cesse croissante, nous proposons de nouvelles pistes de recherche à travers la formulation des perspectives d'avenir :

1. La caractérisation de la dynamique spatio-temporelle de différents types d'espaces verts à travers une classification très détaillée ;
2. Bujumbura étant une ville à vocation agricole, une analyse des conditions socio-économiques et environnementales des populations riveraines devrait être entreprise ;
3. Il est nécessaire de faire des recherches sur la restructuration de l'urbanisation de la ville de Bujumbura ;
4. Il est urgent d'évaluer l'impact des spéculations autour du marché foncier sur l'expansion de la ville ;
5. Il conviendrait en outre d'étudier les raisons qui sont à l'origine des îlots de chaleurs ressentis dans certains quartiers du la ville de Bujumbura, leurs causes et comment y faire face ;
6. La ville de Bujumbura étant installé dans la plaine de l'imbo et surplombée par les contreforts des Mirwa, il faudrait des études sur les interactions entre le degré d'expansion de la ville, les structures géologiques et le drainage des sols ;
7. Enfin, la croissance spatiale des villes moyennes et secondaires mériteraient d'être aussi investiguée pour évaluer leur contribution à l'anthropisation des écosystèmes.

En plus de ces perspectives d'avenir, les résultats de cette recherche seront diffusés lors de la semaine de l'Université (summer school) organisée chaque année par l'Université du Burundi et lors des journées de vulgarisation et de

dissémination des résultats de recherche atteints par les chercheurs de l'Université du Burundi, organisées par la Direction de la Recherche et de l'Innovation. Ils seront aussi présentés lors du Forum/Exhibition Academia-Public-Private Partnership organisé chaque année par le Ministère de l'éducation nationale et de la recherche scientifique à travers la commission nationale de la science, la technologie et de l'innovation. Ce forum requiert la participation des différentes parties prenantes du monde académique, des secteurs publics et privés, de la jeunesse, de la société civile, des médias et du monde des affaires. Enfin en concertation avec le Ministère de l'environnement, de l'agriculture et de l'élevage et celui des infrastructures, de l'équipement et des logements sociaux, une note technique sera produite afin d'influencer la politique de gestion de la planification urbaine et de son patrimoine naturel.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

Adams, L. W. (2005). Urban wildlife ecology and conservation: a brief history of the discipline. *Urban ecosystems*, *8*, 139-156.

Aguejdad, R. (2009). *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*. Thèse de doctorat, Université Rennes 2, Rennes, France.

Akotto, P., Boccanfuso, D., & Yergeau, M. (2020). Agriculture urbaine et péri-urbaine, pauvreté, sécurité alimentaire et environnement dans les pays en développement: une revue exploratoire des méthodologies et des impacts. *Cahier de recherche/Working Paper*, 20(03).

Al-sharif, A. A. A., & Pradhan, B. (2014). Monitoring and predicting land use change in Tripoli Metropolitan City using an integrated Markov chain and cellular automata models in GIS. *Arabian Journal of Geosciences*, *7*(10), 4291–4301.

Alberti, M. (2005). The effects of urban patterns on ecosystem function. *International Regional Science Review*, *28*(2), 168–192.

Alberti, M. (2008). Advances in urban ecology: integrating humans and ecological processes in urban ecosystems. Springer, Vol. 1999, Issue December.

Alpert, P., Bone, E., & Holzapfel, C. (2000). Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *3*(1), 52–66.

Amontcha, A. A. M., Djego, J. G., Lougbegnon, T. O., & Sinsin, B. A. (2017). Typologie Et Répartition Des Espaces Verts Publics Dans Le Grand Nokoué (Sud Bénin). *European Scientific Journal*, *13*(21), 79-97.

André, M., Mahy, G., Lejeune, P., & Bogaert, J. (2014). Vers une synthèse de la conception et une définition des zones dans le gradient urbain-rural. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, *18*(1), 61–74.

Angel, S., Parent, J., Civco, D. L., & Blei, A. M. (2011). Making room for a planet of cities. Lincoln Institute of Land Policy. Policy Focus Report.

Angel, S. (2020). "Making Room for a Planet of Cities": from Planet of Cities (2012). In *The City Reader* (pp. 665-677). Routledge.

Angel, S., Parent, J., Civco, D. L., Blei, A., & Potere, D. (2011). The dimensions of global urban expansion: Estimates and projections for all

countries, 2000-2050. *Progress in Planning*, *75*(2), 53–107.

Angelone, S., & Holderegger, R. (2009). Population genetics suggests effectiveness of habitat connectivity measures for the European tree frog in Switzerland. *Journal of Applied Ecology*, *46*(4), 879–887.

Antrop, M. (2001). The language of landscape ecologists and planners. A comparative content analysis of concepts used in landscape ecology. *Landscape and Urban Planning*, *55*(3), 163–173.

Antrop, M. (2000). Changing patterns in the urbanized countryside of Western Europe. *Landscape Ecology*, *15*(3), 257–270.

Aram, F., García, E. H., Solgi, E., & Mansournia, S. (2019). Urban green space cooling effect in cities. *Heliyon*, *5*(4).

Arce, S. (2009). *Conservation de la biodiversité en milieu urbain : considérations écologiques et analyse du cas de Montréal*. Maîtrise en sciences de l'Environnement. Université de Québec, Montréal, 150 p.

Arnaud, Y.P, Célestin, A. Y. (2016). Problématique de la gestion durable de la forêt périurbaine de l'Anguededou (Abidjan, Cote d'Ivoire). *Revue Scientifique du Tchad*, 36,40-50.

Aronson, M. F. J., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, N. S. G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., Macgregor-Fors, I., Mcdonnell, M., Mörtberg, U., Pysek, P., Siebert, S., Sushinsky, J., Werner, Peter. & Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *281*(1780), 20133330.

Arsanjani, J. J., Helbich, M., & de Noronha Vaz, E. (2013). Spatiotemporal simulation of urban growth patterns using agent-based modeling: The case of Tehran. *Cities*, *32*, 33-42.

Assessment, M. E. (2005). Ecosystems and human well-being wetlands and water. In *Green Chemistry Letters and Reviews* (Island pre, Vol. 5, Issue 1). https://doi.org/10.1080/17518253.2011.584217

Atake. (2014). *Aménagement urbain et problématique des espaces verts publics dans l'agglomératio urbaine de Lomé (Togo) : analyse spatiale et gestion*. Mémoire de master de recherche. Laboratoire d'Etudes urbaines. Université de Lomé, 127 p.

Athman, C., & Way, C. (2006). *Technical Assistance to the US Government*

Mission in Burundi on Natural Resource Management and Land Use Policy. *20005*(202).

Attoumani, A., Victor, R., & Randriamampandry, C. (2019). La croissance de la ville d ' Antananarivo et ses conséquences. *Madamines*, *1*, 1–25.

Aziz, O. A., Brice, S., & Ismaila, T. I. (2014). Analyse des contraintes de viabilités de la végétation urbaine: cas des arbres d'alignement dans la ville de Porto-Novo au Bénin. *European Scientific Journal*, *10*(32), 1–15.

Ba, A., & Cantoreggi, N. (2018). Agriculture urbaine et périurbaine (AUP) et économie des ménages agri-urbains à Dakar (Sénégal). *International Journal of Environment, Agriculture and Biotechnology*, *3*(1), 195-207

Bamba, I, Mama, A., Neuba, D., Koffi, K., Traore, D., Visser, M., Sinsin, B., Lejoly, J., & Bogaert, J. (2008). Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Bas-Congo (R.D. Congo). *Sciences & Nature*, *5*(1), 49–60.

Bamba, I. (2010). *Anthropisation et dynamique spatiotemporelle des paysages forestiers en République Démocratique du Congo*. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles (Belgique), 186 p.

Bamba, I., Barima, Y. S. S., & Bogaert, J. (2010). Influence de la densité de la population sur la structure spatiale d'un paysage forestier dans le bassin du Congo en RD Congo. *Tropical Conservation Science*, *3*(1), 31-44.

Bangirinama, F., Nzitwanayo, B., & Hakizimana, P. (2016). Utilisation du charbon de bois comme principale source d'énergie de la population urbaine : un sérieux problème pour la conservation du couvert forestier au Burundi. *Bois & Forêts des Tropiques*, *8*(328), 45–53.

Barima, Y. S. S., Barbier, N., Bamba, I., Traoré, D., Lejoly, J., & Bogaert, J. (2009). Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne. *Bois & Forêts des tropiques*, *299*, 15-25.

Bastin, J. F., Clark, E., Elliott, T., Hart, S., Van Den Hoogen, J., Hordijk, I., Ma, H., Majumder, S., Manoli, G., Maschler, J., Mo, L., Routh, D., Yu, K., Zohner, C. M., & Crowther, T. W. (2019). Understanding climate change from a global analysis of city analogues. *PloS one*, *14*(7), e0217592.

Bayart, C. (2009). *Le potentiel du web pour les enquêtes de mobilité urbaine.* Thèse de doctorat, Université Lumière-Lyon II, 372 p.

Beatley T. (2000). Beatley, T. (2000). Preserving biodiversity: Challenges for

planners. *Journal of the American Planning Association*, *66*(1), 5-20.

Bell, S., Montarzino, A., & Travlou, P. (2007). Mapping research priorities for green and public urban space in the UK. *Urban Forestry and Urban Greening*, *6*(2), 103–115.

Benedict, M. A., & McMahon, E. T. (2002). Green infrastructure: smart conservation for the 21st century. *Renewable resources journal*, *20*(3), 12-17.

Bertram, C., & Rehdanz, K. (2015). The role of urban green space for human well-being. *Ecological Economics*, *120*, 139-152.

Bethlehem, J., Cobben, F., & Schouten, B. (2008). Des indicateurs de la représentativité des réponses aux enquêtes. *Canada: Statistique Canada*, 1-10.

Bigirimana, J., Bogaert, J., De Canniere Charles, C., Lejoly, J., & Parmentier, I. (2011). Alien plant species dominate the vegetation in a city of Sub-Saharan Africa. *Landscape and Urban Planning*, *100*(3), 251–267.

Bigirimana, J. (2012). *Plant Diversity Patterns, Processes and Conservation Value in Bujumbura (Burundi), an Urban Ecology Study in Sub-Saharan Africa* (Thèse de doctorat, Université libre de Bruxelles (Belgique), 197 p

Bigirimana, J., Bogaert, J., De Cannière, C., Bigendako, M. J., & Parmentier, I. (2012). Domestic garden plant diversity in Bujumbura, Burundi: Role of the socio-economical status of the neighborhood and alien species invasion risk. *Landscape and Urban Planning*, *107*(2), 118–126.

Biodiversity Indicators Partnership (2010). Biodiversity indicators and the 2010 target: experiences and lessons learnt from the 2010 Biodiversity Indicators Partnership. In *Montreal, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity*.

Bizuru, E. (2005). *Etude de la flore et de la végétation des marais du Burundi*. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles (Belgique), 299p.

Blair, R. B. (2001). Birds and Butterflies Along Urban Gradients in Two Ecoregions of the United States: Is Urbanization Creating a Homogeneous Fauna? *Biotic Homogenization*, 33–56.

Bogaert, J., Van Hecke, P., Moermans, R., & Impens, I. (1999). Twist number statistics as an additional measure of habitat perimeter irregularity. *Environmental and Ecological Statistics*, *6*(3), 275–290.

Bogaert, J., Rousseau, R., Van Hecke, P., & Impens, I. (2000). Alternative

area-perimeter ratios for measurement of 2D shape compactness of habitats. *Applied Mathematics and Computation*, *111*(1), 71–85.

Bogaert, J., Ceulemans, R., & Salvador-Van Eysenrode, D. (2004). Decision Tree Algorithm for Detection of Spatial Processes in Landscape Transformation. *Environmental Management*, *33*(1), 62–73.

Bogaert, J., & Mahamane, A. (2005). Ecologie du paysage: cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Annales des Sciences Agronomiques*, *7*(1), 1–18.

Bogaert, J., Bamba, I., Koffi, K. J., Sibomana, S., Djibu, J. P. K., Champluvier, D., Robbrecht, E., De Cannière, C., & Visser, M. N. (2008). Fragmentation of forest landscapes in Central Africa: causes, consequences and management. In *Patterns and processes in forest landscapes: Multiple use and sustainable management* (pp. 67-87). Dordrecht: Springer Netherlands.

Bogaert, J., & Barima, Y. (2008). On the transferability of concepts and its significance for landscape ecology. *Journal of Mediterranean Ecology*, *9*(9), 35–39.

Bogaert, J., Barima, Y. S. S., Mongo, L. I. W., Bamba, I., Mama, A., Toyi, M., & Lafortezza, R. (2011). Forest Fragmentation: Causes, Ecological Impacts and Implications for Landscape Management. *Landscape Ecology in Forest Management and Conservation*, 273–296.

Bogaert, J., Barima, Y. S. S., Ji, J., Jiang, H., Bamba, I., Mongo, L. I. W., Mama, A., Nyssen, E., Dahdouh-Guebas, F. & Koedam, N. (2011). A methodological framework to quantify anthropogenic effects on landscape patterns. *Landscape ecology in Asian cultures*, 141-167.

Bogaert, J., & André, M. (2013). L' écologie du paysage : une discipline unificatrice. *Tropicultura*, *31*(1), 1–2.

Bogaert, J., Vranken, I., & Andre, M. (2014). Anthropogenic effects in landscapes: historical context and spatial pattern. *Biocultural landscapes: diversity, functions and values*, 89-112.

Bogaert, J., & Halleux, J. M. (2015). *Territoires périurbains: développement, enjeux et perspectives dans les pays du Sud*. Presses agronomiques de Gembloux.

Bogaert, J., Biloso, A., Vranken, I., & André, M. (2015). Bogaert, J., Biloso, A., Vranken, I., & Andre, M. Peri-urban dynamics: landscape ecology perspectives (2015) Territoires periurbains: developpement, enjeux et perspectives dans les pays du sud. *Les Presses Agronomiques de*

Gembloux, Gembloux, Belgique, 63-73.

Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological economics*, *29*(2), 293-301.

Bonn, F., & Rochon, G. (1992). Précis de Télédétection: Principes et Méthodes, vol 1. Presses de l'Université du Québec. *Sillery, Qc*.

Bonsignore, R. E. (2003). Urban green space: effects on water and climate. *Design Center for American Urban Landscape, Design Brief*, *3*, 1-10.

Botequilha Leitão, A., & Ahern, J. (2002). Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, *59*(2), 65–93.

Bougé, F. (2009). *Caractérisation des Espaces verts Publics en Fonction de leur Place dans le Gradient Urbain Rural. Cas d'étude : La Trame verte de l'Agglomération Tourangelle.* Projet de Fin d'Etudes, Université François- Rabelais, Tours, France, 86p.

Boukelouha, R., & Labii, B. (2019). Re-Définir la Marchabilité Urbaine: Une revue de littérature. *Les Annales de l'université d'Alger 1*, *33*(4), 776–800.

Breuste, J., Niemelä, J., & Snep, R. P. H. (2008). Applying landscape ecological principles in urban environments. *Landscape Ecology*, *23*(10), 1139–1142.

Bruggeman, D., Defer, V., Hendrickx, S., Legrand, A., Verelst, S., Godart, M. F., & Teller, J. (2019). Opérationnalisation d'une infrastructure verte pourvoyeuse de services écosystémiques: rapport final de la subvention 2019.

Brunet, P. (Ed.). (1992). *L'Atlas des paysages ruraux de France*. Editions Jean-Pierre de Monza.

Burel F. & Baudry J. (2003). *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. TEC & DOC.

Buyadi, S. N. A., Mohd, W. M. N. W., & Misni, A. (2013). Impact of Land Use Changes on the Surface Temperature Distribution of Area Surrounding the National Botanic Garden, Shah Alam. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, *101*, 516–525.

Byavu, N., Henrard, C., Dubois, M., & Malaisse, F. (2000). Phytothérapie traditionnelle des bovins dans les élevages de la plaine de la Ruzizi. *Biotechnology, Agronomy and Society and Environment*, *4*(3), 135–156.

Byomkesh, T., Nakagoshi, N., & Dewan, A. M. (2012). Urbanization and

green space dynamics in Greater Dhaka, Bangladesh. *Landscape and Ecological Engineering*, *8*(1), 45–58.

Byrne, J., & Sipe, N. (2010). Green and open space planning for urban consolidation–A review of the literature and best practice. *Urban Research Program*, *11*, 60.

Cabala, K. S. (2017). *Dynamique spatiale forestière au sein de l'Arc Cuprifère Katangais (ACK) en République Démocratique du Congo.* Thèse de doctorat. Université de Lubumbashi, Faculté des Sciences Agronomiques, Département de gestion des ressources naturelles renouvelables, 220 p.

Calavas, D., Sulpice, P., Lepetitcolin, E., & Bugnard, F. (1998). Appréciation de la fidélité de la pratique d'une méthode de notation de l'état corporel des brebis dans un cadre professionnel. *Veterinary Research*, *29*(2), 129-138.

Caloz, R., & Collet, C. (2001). *Précis de télédétection-Volume 3: Traitements numériques d'images de télédétection* (Vol. 3). PUQ.

Camagni, R., Gibelli, M. C., & Rigamonti, P. (2002). Urban mobility and urban form: The social and environmental costs of different patterns of urban expansion. *Ecological Economics*, *40*(2), 199–216.

Carignan, V. (2007). *Détermination de la valeur écologique des forêts du sud-ouest du Québec pour l'avifaune sensible à la fragmentation*. Bibliothèque et Archives Canada, Ottawa.

Castro, S. A., & Jaksic, F. M. (2008). How general are global trends in biotic homogenization? Floristic tracking in Chile, South America. *Global Ecology and Biogeography*, *17*(4), 524–531.

Catford, J. A., Daehler, C. C., Murphy, H. T., Sheppard, A. W., Hardesty, B. D., Westcott, D. A., Rejmánek, M., Bellingham, P. J., Pergl, J., Horvitz, C. C., & Hulme, P. E. (2012). The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: Implications for species richness and management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *14*(3), 231–241.

Centre Canadien de Télédétection. (2003). *Notions fondamentales de télédétection*.

Chen, J., Chang, K. tsung, Karacsonyi, D., & Zhang, X. (2014). Comparing urban land expansion and its driving factors in Shenzhen and Dongguan, China. *Habitat International*, *43*, 61–71.

Chiesura, A. (2004). The role of urban parks for the sustainable city.

Landscape and Urban Planning, *68*(1), 129–138.

Choumert, J., & Travers, M. (2010). La capitalisation immobilière des espaces verts dans la ville d'Angers. *Revue Économique*, *61*(5), 821.

Chouquer, G. (2003). Françoise Burel et Jacques Baudry, Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications. *Études Rurales*, *167–168*, 329–333.

Christensen, N. L., Bartuska, A. M., Brown, J. H., Carpenter, S., D'Antonio, C., Francis, R., Franklin, J. F., MacMahon, J. A., Noss, R. F., Parsons, D. J., Peterson, C. H., Turner, M. G., & Woodmansee, R. G. (1996). The report of the ecological society of america committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications*, *6*(3), 665–691.

Cohen, B. (2004). Urban growth in developing countries: A review of current trends and a caution regarding existing forecasts. *World Development*, *32*(1), 23–51.

Cohen, B. (2006). Urbanization in developing countries: Current trends, future projections, and key challenges for sustainability. *Technology in Society*, *28*(1–2), 63–80.

Collinge, S. K. (1998). Spatial arrangement of habitat patches and corridors: Clues from ecological field experiments. *Landscape and Urban Planning*, *42*(2–4), 157–168.

Collinge, S. K., & Forman, R. T. (1998). A conceptual model of land conversion processes: predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. *Oikos*, 66-84.

Congedo, L., & Munafò, M. (2012). *Development of a Methodology for Land Cover Classification in Dar es Salaam using SPOT Imagery*. *January 2012*. http://www.planning4adaptation.eu/Docs/papers/09_NWP-DoM_for_LCC_in_Dar_using_SPOT_Imagery.pdf

Connell J.H. (1978). Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science*, *199*, 1302–1310.

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, *387*(6630), 253-260. .

Coulson, R. N., Saarenmaa, H., Daugherity, W. C., Jr, E. J. R., Saunders, M. C., & Fitzgerald, J. W. (1999). *for Ecosystem Management 1*. 57–58.

Cushman, S. A., & McGarigal, K. (2002). Hierarchical, multi-scale decomposition of species-environment relationships. *Landscape Ecology*, *17*, 637-646.

Daily, G. (1997). Chapter 1: What are ecosystem services. *Scientist*, *January*, 7–8.

Dale, M. R., & Fortin, M. J. (2014). *Spatial analysis: a guide for ecologists*. Cambridge University Press.

Dauvergne, P. (Ed.). (2012). Handbook of global environmental politics. University of British Columbia, Canada

Davidson, C. (1998). Issues in measuring landscape fragmentation. *Wildlife Society Bulletin*, 32–37.

De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, *41*(3), 393–408.

De Haulleville, T., Rakotondrasoa, O. L., Rakoto Ratsimba, H., Bastin, J. F., Brostaux, Y., Verheggen, F. J., Rajoelison, G.L., Malaisse, F., Poncelet, M., Haubruge, E, Beeckman, H. & Bogaert, J. (2018). Fourteen years of anthropization dynamics in the Uapaca bojeri Baill. forest of Madagascar. *Landscape and ecological engineering*, *14*, 135-146.

De Sartre, X. A., Oszwald, J., Castro, M., & Dufour, S. (2014). *Political ecology des services écosystémiques* (Vol. 21). PIE Peter lang, 21, 1-40.

De Poorter, M., & Browne, M. (2005). The Global Invasive Species Database (GISD) and international information exchange: using global expertise to help in the fight against invasive alien species. *BCPC Symposium Proceedings*, *81*, 49–54.

Décamps, H., & Décamps, O. (2007). Organisation de l'espace et processus écologiques. *Économie Rurale*, *297–298*, 41–54.

Dede, Y. N. (2014). Inventaire de la flore urbaine de Kisangani. Université de Kisangani, Faculté des Sciences, Départment d'écologie et de gestion des ressources végétales.

Deffontaines, J. P. (1995). Dynamique physionomique d'un paysage rural. Essai de modélisation de la composante agricole. *Cahiers Agricultures*, *4*(6), 434-439.

Delcros, P. (1994). *Ecologie du paysage et dynamique végétale post-culturale en zone de montagne*. Cemagref Editions.

Delgado-Capel, M., & Cariñanos, P. (2020). Towards a standard framework

to identify green infrastructure key elements in dense Mediterranean cities. *Forests*, 11(12), 1246.

Demaze, M. T. (2010). Un panorama de la télédétection de l'étalement urbain. *ESO Travaux et Documents*, (29), 99-124.

Demšar, J. (2006). Statistical comparisons of classifiers over multiple data sets. *Journal of Machine Learning Research, 7*, 1–30.

Deng, X., Huang, J., Rozelle, S., & Uchida, E. (2010). Economic growth and the expansion of urban land in China. *Urban studies*, *47*(4), 813-843.

Diallo, B. A., & Bao, Z. (2010). Land cover change assessment using Remote Sensing: case study of Bamako, Mali. *Researcher*, *2*(4), 7–17.

Diallo, H., Bamba, I., Barima, Y. S. S., Visser, M., Ballo, A., Mama, A., Vranken, I., Maiga, M., & Bogaert, J. (2011). Effets combinés du climat et des pressions anthropiques sur la dynamique évolutive de la végétation d'une zone protégée du Mali (Réserve de Fina, Boucle du Baoulé). *Science et changements planétaires/Sécheresse*, *22*(2), 97-107.

Diello, P., Mahe, G., Paturel, J. E., Dezetter, A., Delclaux, F., Servat, E., & Ouattara, F. (2005). Relations indices de Végétation–Pluie au Burkina Faso: Cas du Bassin Versant du Nakambé. *Hydrological Sciences Journal*, 50(2).

Diallo, H., Bamba, I., Barima, Y. S. S., Visser, M., Ballo, A., Mama, A., Vranken, I., Maiga, M. & Bogaert, J. (2011). Effets combinés du climat et des pressions anthropiques sur la dynamique évolutive de la végétation d'une zone protégée du Mali (Réserve de Fina, Boucle du Baoulé). *Science et changements planétaires/Sécheresse*, *22*(2), 97-107.

Douglas, I., Goode, D., Houck, M. C., & Maddox, D. (Eds.). (2010). *Handbook of urban ecology*. Routledge, 220 p.

DTLR–Department for Transport, Local Government and the Regions (2002). *Green Spaces, Better Places. Final Report of the Urban Green Spaces Taskforce*. DTLR–Department for Transport, Local Government and the Regions, London, UK.

Du Toit, M. J., Cilliers, S. S., Dallimer, M., Goddard, M., Guenat, S., & Cornelius, S. F. (2018). Urban green infrastructure and ecosystem services in sub-Saharan Africa. *Landscape and Urban Planning*, *180*, 249-261.

Ducrot, D. (2005). Méthodes d'analyse et d'interprétation d'images de télédétection multi-sources. *Extraction de caractéristiques du paysage. Mémoire de recherche. INP, Toulouse, France*.

Dumont, G. F. (2012). L ’ urbanisation dans le monde : Un processus diversifié. *Accomex*, 2–8.

Dupin, L., Nkono, C., Burlet, C., Muhashi, F., & Vanbrabant, Y. (2013). Land cover fragmentation using multi-temporal remote sensing on major mine sites in Southern Katanga (Democratic Republic of Congo). *Advances in Remote Sensing*, *2*(2), 127-139.

Egoh, B. N., O'Farrell, P. J., Charef, A., Josephine Gurney, L., Koellner, T., Nibam Abi, H., Egoh, M., & Willemen, L. (2012). An African account of ecosystem service provision: Use, threats and policy options for sustainable livelihoods. *Ecosystem Services*, *2*, 71–81.

Emelianoff, C. (2007). La ville durable: l'hypothèse d'un tournant urbanistique en Europe. *L'Information géographique*, *71*(3), 48-65.

Epstein, J., Payne, K., & Kramer, E. (2002). Techniques for mapping suburban sprawl. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, *68*(9), 913-918.

Estenne, G. (2022). Cartographie des infrastructures vertes de Lubumbashi, l'importance de la prise en compte des variations saisonnières de la signature spectrale.

Faeth, S. H., Bang, C., & Saari, S. (2011). Urban biodiversity: Patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1223*(1), 69–81.

Farina, A. (2006). Principles and methods in landscape ecology. Towards a science of landscape. *Springer*, *3*, 2–6.

Federal Interagency Stream Restoration Working Group (US). (1998). *Stream corridor restoration: Principles, processes, and practices*. National Technical Info Svc.

Floreano, I. X., & de Moraes, L. A. F. (2021). Land use/land cover (LULC) analysis (2009–2019) with Google Earth Engine and 2030 prediction using Markov-CA in the Rondônia State, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, *193*(4), 239.

Fomba, M., Osunde, Z. D., Traoré, S. S., Okhimamhe, A., Kleemann, J., & Fürst, C. (2024). Urban Green Spaces in Bamako and Sikasso, Mali: Land Use Changes and Perceptions. *Land*, 13(1), 59.

Foody, G. M. (2010). Assessing the accuracy of land cover change with imperfect ground reference data. *Remote Sensing of Environment*, *114*(10), 2271-2285.

Foresman, T. W., & Pickett, S. T. a. (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*, *1*, 201–216.

Forkuor, G., & Cofie, O. (2011). Dynamics of land-use and land-cover change in Freetown, Sierra Leone and its effects on urban and peri-urban agriculture - a remote sensing approach. *International Journal of Remote Sensing*, *32*(4), 1017–1037.

Forman, R. T., & Godron, M. (1986). Landscape ecology John Wiley & Sons. *New York*, *4*, 22-28.

Forman, R. T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape ecology*, *10*, 133-142.

Forman, R. T. T. (1999). Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. *NCASI Technical Bulletin*, *781 I*, 174.

Fournet-Guérin, C. (2007). Le pire des mondes possibles. *Géographie et Cultures*, *62*, 132–134.

Fousséni, F., Wouyo, A., Madjouma, K., Djibril, K., Kissao, G., Kperkouma, W., & Koffi, A. (2020). Flore des espaces verts urbains de la ville d'Atakpamé au Togo. *Synthèse: Revue Des Sciences et de La Technologie*, *25*, 25–39.

Fox, J., Vogler, J. B., Sen, O. L., Giambelluca, T. W., & Ziegler, A. D. (2012). Simulating land-cover change in Montane mainland southeast Asia. *Environmental Management*, *49*(5), 968–979.

Gashu, K., & Gebre-Egziabher, T. (2018). Spatiotemporal trends of urban land use/land cover and green infrastructure change in two Ethiopian cities: Bahir Dar and Hawassa. *Environmental Systems Research*, *7*(1), 1-15.

Gaston, K. J. (Ed.). (2010). *Urban ecology*. Oxford University Press.

Gauthier, K. B. A. A., & Célestin, A. Y. (2017). Problématique de la gestion durable des espaces verts publics urbains à Abidjan: Cas de Treichville (côte d'ivoire). *Revue Scientifique du Tchad*, *1*, 63-72.

Geoffroy, D. (2017). Biodiversité urbaine: quelle biodiversité observée et quelle biodiversité perçue sur les espaces verts et les espaces marginaux? Biodiversité et Ecologie. Hal-01623886v2.

Gilbert, O. (2012). *The ecology of urban habitats*. Springer Science & Business Media, 90 p.

Giles, R. H., & Trani, M. K. (1999). Key elements of landscape pattern

measures. *Environmental Management*, *23*(4), 477–481.

G Gillet, F. (2000). La phytosociologie synusiale intégrée: Guide méthodologique. *Laboratoire d'écologie végétale et de phytosociologie de l'Université de Neuchatel, Institut de Botanique*, 68 p.

Girard, M. C., & Girard, C. M. (2010). *Traitement des données de télédétection-2e éd.: Environnement et ressources naturelles*. Dunod, 529 p.

Goddard, M. A., Dougill, A. J., & Benton, T. G. (2010). Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology and Evolution*, *25*(2), 90–98.

Godefroid, S. (2001). Temporal analysis of the Brussels flora as indicator for changing environmental quality. *Landscape and urban planning*, *52*(4), 203-224.

Godefroid, S., & Koedam, N. (2007). Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. *Landscape Ecology*, *22*(8), 1227–1239.

Goeldner-Gianella, L., & Humain-Lamoure, A.-L. (2010). Les enquêtes par questionnaire en géographie de l'environnement. *Espace Géographique*, *39*(4), 325.

Gong, C., Chen, J., & Yu, S. (2013). Biotic homogenization and differentiation of the flora in artificial and near-natural habitats across urban green spaces. *Landscape and Urban Planning*, *120*, 158–169.

Gonzales, L. P., & Magnaye, D. C. (2017). Measuring the Urban Biodiversity of Green Spaces in a Highly Urbanizing Environment and Its Implications for Human Settlement Resiliency Planning: The Case of Manila City, Philippines. *Procedia Environmental Sciences*, *37*, 83–100.

Grime, J. P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The american naturalist*, *111*(982), 1169-1194.

Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, *319*(5864), 756-760.

Groenewegen, P. P., Van den Berg, A. E., De Vries, S., & Verheij, R. A. (2006). Vitamin G: effects of green space on health, well-being, and social safety. *BMC public health*, *6*(1), 1-9.

Guerin, M. (2013). Etablissement d'une Typologie pour la Sélection des

Espaces verts de la Région Centre du Programme SERVEUR.

Gueymard, S. (2006). Facteurs environnementaux de proximité et choix résidentiels. Le rôle de l'ancrage communal, des représentations et des pratiques des espaces verts. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie, Dossier 7*, 0–19.

Habonimana, B., Nzigidahera, B., & Inamahoro M. (2004). Approche participative d'identification des espèces végétales autochtones menacées au Burundi : Diagnostic des connaissances traditionnelles. *Bulletin scientifique de l'Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature, 2*, 10–16.

Hahs, A. K., & McDonnell, M. J. (2006). Selecting independent measures to quantify Melbourne's urban-rural gradient. *Landscape and Urban Planning*, *78*(4), 435–448.

Haila, Y. (2002). A conceptual genealogy of fragmentation research: From island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, *12*(2), 321–334.

Hakizimana, P., Bangirinama, F., Masharabu, T., Habonimana, B., De Cannière, C., & Bogaert, J. (2012). Caractérisation de la végétation de la forêt dense de Kigwena et de la forêt claire de Rumonge au Burundi. *Bois & Forêts des tropiques*, *312*, 43-52.

Halleux J-M. (2015). Les territoires périurbains et leur développement dans le monde : un monde en voie d'urbanisation et de périurbanisation. In Bogaert J. & Halleux J.M. (eds). *Territoires périurbains: développement, enjeux et perspectives dans les pays du sud*. Les presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, Belgique, pp 43-61.

Hanon, I. (2015). Agriculture urbaine et autogestion à Cuba. Revue internationale de l'économie sociale, (337), 84-99.. Agriculture urbaine et autogestion à Cuba. *Revue internationale de l'économie sociale*, *337*, 84-99.

Hansen, R., Rall, E., Chapman, E., Rolf, W., & Pauleit, S. (2017). Urban green infrastructure planning: A guide for practitioners. *Green Surge*, *1*, 94.

Hanski, G. M. I. (1991). Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations.

Hanski, I., Kuussaari, M., & Nieminen, M. (1994). Metapopulation structure and migration in the butterfly Melitaea cinxia. *Ecology*, *75*(3), 747-762.

Hao, F., Zhang, X., Ouyang, W., Skidmore, A. K., & Toxopeus, A. G. (2012). Vegetation NDVI linked to temperature and precipitation in the upper

catchments of Yellow River. *Environmental Modeling & Assessment*, 17, 389-398.

Hargis, C. D., Bissonette, J. A., & David, J. L. (1998). The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape ecology*, *13*, 167-186.

Havyarimana, F., Bigendako, M., Masharabu, T., Bangirinama, F., Lejoly, J., Barima, Y., De Cannière, C., & Bogaert, J. (2013). Diversité et distribution d'abondances des plantes d'un écosystème protégé dans un paysage anthropisé: cas de la Réserve Naturelle Forestière de Bururi, Burundi. *Tropicultura*, *31*(1), 28–35.

Havyarimana, F., Masharabu, T., Kouao, J. K., Bamba, I., Nduwarugira, D., Bigendako, M.-J., Hakizimana, P., Mama, A., Bangirinama, F., Banyankimbona, G., Bogaert, J., & De Canniere, C. (2017). La dynamique spatiale de la foret situee dans la reserve naturelle forestiere de Bururi au Burundi. *Tropicultura*, *35*(3), 158-172.

Havyarimana, F., Bamba, I., Barima, Y. S. S., Masharabu, T., Nduwarugira, D., Bigendako, M. J., Mama, A., Bangirinama, F., De Cannière, C., & Bogaert, J. (2018). La contribution des camps de déplacés à la dynamique paysagère au sud et au sud-est du Burundi. *Tropicultura*, *36*(2), 243–257.

He, H. S., DeZonia, B. E., & Mladenoff, D. J. (2000). An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape ecology*, *15*, 591-601.

Hermy, M., & Cornelis, J. (2000). Towards a monitoring method and a number of multifaceted and hierarchical biodiversity indicators for urban and suburban parks. *Landscape and Urban Planning*, *49*(3–4), 149–162.

Herold, M., Roberts, D. A., Gardner, M. E., & Dennison, P. E. (2004). Spectrometry for urban area remote sensing - Development and analysis of a spectral library from 350 to 2400 nm. *Remote Sensing of Environment*, *91*(3–4), 304–319.

Hesselbarth, M. H. K., Nowosad, J., Signer, J., & Graham, L. J. (2021). Open-source Tools in R for Landscape Ecology. *Current Landscape Ecology Reports*, *6*(3), 97–111.

Hill, M. O., Roy, D. B., & Thompson, K. (2002). Hemeroby, urbanity and ruderality: bioindicators of disturbance and human impact. *Journal of Applied Ecology*, *39*(5), 708-720.

Hofmann, M., & Gerstenberg, T. (2014, June). A user-generated typology of

urban green spaces. In *17th International Conference of the European Forum on Urban Forestry (EFUF), Lausanne, Switzerland* (pp. 3-7).

Hong, S. K., Bogaert, J., & Min, Q. (2014). Biocultural landscapes. *SPRINGER*, *2*, 158-173.

Hubert-Moy, L., Cotonnec, A., Le Du, L., Chardin, A., & Perez, P. (2001). A comparison of parametric classification procedures of remotely sensed data applied on different landscape units. *Remote Sensing of Environment*, *75*(2), 174–187.

Huete, A., Didan, K., Van Leeuwen, W., Miura, T., & Glenn, E. (2011). MODIS vegetation indices. *Land remote sensing and global environmental change: NASA's earth observing system and the science of ASTER and MODIS*, 579-602.

Huntington, Henry, P. (1998). Observations on the Utility of the Semi-directive Interview for Documenting Traditional Ecological Knowledge. *Arctic*, *51*(3), 237–242.

Inoussa M.M., Mahamane A., Mbow C., S. M. & Y. B. (2011). Dynamique spatiotemporelle des forêts claires dans le parc national du W du Niger (Afrique de l'Ouest). *Sécheresse*, *22*(2), 108–116.

Iorgulescu, I., & Schlaepfer, R. (2002). Paysage en tant qu'écocomplexe: définition, types, caractéristiques, fonctionnement et fonctions. *Fiche d'enseignement 4.1., Laboratoire de Gestion des Ecosystèmes, Ecole Polytechnique de Lausanne, Suisse, 24 p*.

Invasive Species Specialist Group (ISSG), (2015). *The Global Invasive Species Database*. Version 2015.1. Available from: http://www.iucngisd.org/gisd/ [Accessed 05 November 2020].

IUCN (2020). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2020-2. https://www.iucnredlist.org. Downloaded on 09 July 2020

Ives, C. D., Lentini, P. E., Threlfall, C. G., Ikin, K., Shanahan, D. F., Garrard, G. E., Bekessy, S. A., Fuller, R. A., Mumaw, L., Rayner, L., Rowe, R., Valentine, L. E., & Kendal, D. (2016). Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and Biogeography*, *25*(1), 117–126.

Jaeger, J. A. G. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, *15*(2), 115–130.

Jancel, R. (1997). Typologie Des Espaces Verts. In *Les Plantes dans la Ville: Angers (France)*; Les Colloques, N., Ed.; COLLOQUES-INRA. Paris, France, pp. 69–80.

Jim, C. Y., & Chen, W. Y. (2006). Impacts of urban environmental elements on residential housing prices in Guangzhou (China). *Landscape and Urban Planning*, *78*(4), 422–434.

Joseph, A. F. & Onyekwelu, J. C. (2011). Urban forest development in West Africa: benefits and challenges. *Journal of Biodiversity and Ecological Sciences*, *1*(1), 77-93.

Kabanyegeye, H., Masharabu, T., Yannick, U. S., & Bogaert, J. (2020). Perception sur les espaces verts et leurs services écosystémiques par les acteurs locaux de la ville de Bujumbura (République du Burundi). *Tropicultura*, *38*, 1–17.

Kabanyegeye, H., Useni Sikuzani, Y., Sambieni, K. R., Masharabu, T., Havyarimana, F., & Bogaert, J. (2021). Trente-trois ans de dynamique spatiale de l'occupation du sol de la ville de Bujumbura, République du Burundi. *Afrique Science: Revue Internationale des Sciences et Technologie*, *18*(1), 203–2015.

Kabanyegeye, H., Ndayishimiye, J., Hakizimana, P., Masharabu, T., Malaisse, F., & Bogaert, J. (2022). Diversité floristique et statut de conservation des espaces verts de la ville de Bujumbura (Burundi) Floristic diversity and conservation status of species in green spaces in the city of Bujumbura (Burundi). *Geo-Eco-Trop*, *46*(1), 15–28.

Kabanyegeye, H., Sikuzani, Y. U., Sambieni, K. R., Mbarushimana, D., Masharabu, T., & Bogaert, J. (2023). Analysis of Anthropogenic Disturbances of Green Spaces along an Urban–Rural Gradient of the City of Bujumbura (Burundi). *Land*, *12*(2).

Kabeya, K. A. (1992). La zone urbaine de Bujumbura: les phénomènes géomorphologiques et leur impact sur les aménagements. *Thèse de maîtrise non publiée. Université du Burundi. Bujumbura, Burundi.*

Kabisch, N. (2015). Ecosystem service implementation and governance challenges in urban green space planning-The case of Berlin, Germany. *Land Use Policy*, *42*, 557–567.

Kabuanga, J. M., Adipalina Guguya, B., Ngenda Okito, E., Maestripieri, N., Saqalli, M., Rossi, V., & Iyongo Waya Mongo, L. (2020). Suivi de l'anthropisation du paysage dans la région forestière de Babagulu, République Démocratique du Congo. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, *20*(2).

Kabulu, D. J., Bamba, I., Munyemba, K. F., Defourny, P., Vancutsem, C., Nyembwe, N. S., Ngongo, L. M., & Bogaert, J. (2015). Analyse de la structure spatiale des forêts au Katanga. *Annales de la Faculté des*

Sciences Agronomiques, Université de Lubumbashi, *2*, 12–18.

Kaleghana, K. K., & Mweru, J. P. (2018). Gouvernance environnementale de la ville de Butembo par les services publics urbains (Nord-Kivu, République Démocratique du Congo). *Tropicultura*, *36*(3).

Kamyab, H. R., & Salman Mahiny, A. (2013). Modeling urban growth effects on landscape structure in Gorgan city area. *Ecopersia*, *1*(2), 99-112.

Kayiranga, A., Kurban, A., Ndayisaba, F., Nahayo, L., Karamage, F., Ablekim, A., Li, H., & Ilniyaz, O. (2016). Monitoring Forest Cover Change and Fragmentation Using Remote Sensing and Landscape Metrics in Nyungwe-Kibira Park. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, *04*(11), 13–33.

Kestemont, B., Frendo, L., & Zaccaï, E. (2011). Indicators of the impacts of development on environment : A comparison of Africa and Europe. *Ecological Indicators*, *11*(3), 848–856.

Klaus Lorenz, R. L. (2009). Biogeochemical C and N cycles in urban soils. *Environnement International*, *35*, 1–8.

Knapp, S., Kühn, I., Stolle, J., & Klotz, S. (2010). Changes in the functional composition of a Central European urban flora over three centuries. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *12*(3), 235–244.

Koffi, K. J., Deblauwe, V., Sibomana, S., Neuba, D. F. R., Champluvier, D., Canniere, C. De, Barbier, N., Traore, D., Habonimana, B., Robbrecht, E., Lejoly, J., & Bogaert, J. (2007). Spatial pattern analysis as a focus of landscape ecology to support evaluation of human impact on landscapes and diversity. *Landscape Ecological Applications in Man-Influenced Areas: Linking Man and Nature Systems*, *6663*, 7–32.

Kombe, W. J., & Kreibich, V. (2000). Reconciling informal and formal land management: An agenda for improving tenure security and urban governance in poor countries. *Habitat International*, *24*(2), 231–240.

Kong, F., & Nakagoshi, N. (2005). Changes of Urban Green Spaces and Their Driving Forces : a Case Study of Jinan City, China. *Journal of International Development and Cooperation*, *11*(2), 97–109.

Kong, F., & Nakagoshi, N. (2006). Spatial-temporal gradient analysis of urban green spaces in Jinan, China. *Landscape and urban Planning*, *78*(3), 147-164.

Koumoi, Z., Alassane, A., Djangbedja, M., Boukpessi, T., & Kouya, A.-E. (2013). Dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans le

centre-Togo. *Revue de Géographie Du LARDYMES, Université de Lomé*, *7*(10), 163–172.

Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, *159*(8–9), 1974–1983.

Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., O'neill, R. V., & Coleman, P. R. (1987). Landscape patterns in a disturbed environment. *Oikos*, 321-324.

Kuang, W., Chi, W., Lu, D., & Dou, Y. (2014). A comparative analysis of megacityfile:///C:/Users/Henri KABANYEGEYE/Desktop/cohen, 2006_urbanisation.pdf expansions in China and the U.S.: Patterns, rates and driving forces. *Landscape and Urban Planning*, *132*, 121–135.

Kühn, I., & Klotz, S. (2006). Urbanization and homogenization - Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological Conservation*, *127*(3), 292–300.

L La Rosa, D., & Privitera, R. (2013). Characterization of non-urbanized areas for land-use planning of agricultural and green infrastructure in urban contexts. *Landscape and Urban Planning*, *109*(1), 94–106.

La Sorte, F. A., Aronson, M. F. J., Williams, N. S. G., Celesti-Grapow, L., Cilliers, S., Clarkson, B. D., Dolan, R. W., Hipp, A., Klotz, S., Kühn, I., Pyšek, P., Siebert, S., & Winter, M. (2014). Beta diversity of urban floras among European and non-European cities. *Global Ecology and Biogeography*, *23*(7), 769–779.

La Sorte, F. A., Mckinney, M. L., Pyšek, P., Klotz, S., Rapson, G. L., Celesti-Grapow, L., & Thompson, K. (2008). Distance decay of similarity among European urban floras: The impact of anthropogenic activities on β diversity. *Global Ecology and Biogeography*, *17*(3), 363–371.

Lamotte, M. (1995). A propos de la biodiversité. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, *24*, 5–12.

Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 159-174.

Larson, K. L., Nelson, K. C., Samples, S. R., Hall, S. J., Bettez, N., Cavender-Bares, J., Groffman, P. M., Grove, M., Heffernan, J. B., Hobbie, S. E., Learned, J., Morse, J. L., Neill, C., Ogden, L. A., O'Neil-Dunne, J., Pataki, D. E., Polsky, C., Chowdhury, R. R., Steele, M., & Trammell, T. L. E. (2016). Ecosystem services in managing residential landscapes: priorities, value dimensions, and cross-regional patterns. *Urban Ecosystems*, *19*(1), 95–113.

Lavergne, M. (1999). De la cuvette du Haut-Nil aux faubourgs de Khartoum: les déplacés du Sud-Soudan. *Déplacés et réfugiés, la mobilité sous la contrainte, Editions de l'IRD, Paris*, 109-136.

Lebrun, J. P., & Stork, A. L. (1991). Enumération des plantes à fleurs d'Afrique tropicale et Tropical African Flowering Plants: Ecology and Distribution. *Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève*, *2015*, 1-7.

Lepczyk, C. A., Aronson, M. F., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., & MacIvor, J. S. (2017). Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. *BioScience*, *67*(9), 799-807.

Lévêque, C. (2003). Vous avez dit nature ...Quelle place pour l'homme dans les sciences écologique? In S. V. de L. Christian Lévêque (Ed.), *Quelles natures voulons-nous? Pour une approche socio-écologique du champs de l'environnement*, 325, 23–43).

Li, H., & Reynolds, J. F. (1994). A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology*, *75*(8), 2446-2455.

Li H., & Wu J. (2004). Use and misuse of landscape indices. *Australian Prescriber*, *19*, 389–399.

Li, J., Li, C., Zhu, F., Song, C., & Wu, J. (2013). Spatiotemporal pattern of urbanization in Shanghai, China between 1989 and 2005. *Landscape Ecology*, *28*(8), 1545–1565.

Li, M., De Pinto, A., Ulimwengu, J. M., You, L., & Robertson, R. D. (2015). Impacts of road expansion on deforestation and biological carbon loss in the Democratic Republic of Congo. *Environmental and Resource Economics*, *60*, 433-469.

Li, Y., Du, D., Xiu, N., & Xu, D. (2015). Improved Approximation Algorithms for the Facility Location Problems with Linear/Submodular Penalties. *Algorithmica*, *73*(2), 460–482.

Lindley, S., Pauleit, S., Yeshitela, K., Cilliers, S., & Shackleton, C. (2018). Rethinking urban green infrastructure and ecosystem services from the perspective of sub-Saharan African cities. Landscape and Urban Planning, 180, 328-338.

Liping, C., Yujun, S., & Saeed, S. (2018). Monitoring and predicting land use and land cover changes using remote sensing and GIS techniques—A case study of a hilly area, Jiangle, China. *PloS one*, *13*(7), e0200493.

Lososová, Z., Chytrý, M., Tichý, L., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O.,

Kintrová, K., Kühn, I., Láníková, D., Otýpková, Z., & Řehořek, V. (2012). Native and alien floras in urban habitats: A comparison across 32 cities of central Europe. *Global Ecology and Biogeography*, *21*(5), 545–555.

Lososová, Z., & Simonová, D. (2008). Changes during the 20th century in species composition of synanthropic vegetation in Moravia (Czech Republic). *Preslia*, *80*(3), 291–305.

Lotfi, M., Christiane, W., Pietro Francesca, D., & Wissal, S. (2017). Les services écosystémiques urbains, vers une multifonctionnalité des espaces verts publics: revue de littérature. *Environnement Urbain/Urban Environment*, (Volume 11).

Luck, M., & Wu, J. (2002). A gradient analysis of urban landscape pattern: A case study from the Phoenix metropolitan region, Arizona, USA. *Landscape Ecology*, *17*(4), 327–339.

Luederitz, C., Brink, E., Gralla, F., Hermelingmeier, V., Meyer, M., Niven, L., Panzer, L., Partelow, S., Rau, A. L., Sasaki, R., Abson, D. J., Lang, D. J., Wamsler, C., & von Wehrden, H. (2015). A review of urban ecosystem services: six key challenges for future research. *Ecosystem services*, *14*, 98-112.

MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (2001). *The theory of island biogeography* (Vol. 1). Princeton university press.

Madiela, B. D. L., Arvor, D., Biona, C. B., & Durieux, L. (2018). Classification des séries temporelles landsat-8 pour la cartographie du gradient de végétation dans le nord de la République du Congo. *Annale des Sciences et Techniques*, 16(1).

Madureira, H., & Cormier, L. (2014). La complexité de l ' application du concept d ' infrastructure verte à l ' échelle locale : exemples de Paris et Porto. *Urbanités et biodiversité. Entre villes fertiles et campagnes urbaines, Quelle place pour la biodiversité ? hal-01597292.*

Mama, V. J., & Oloukoi, J. (2003). Évaluation de la précision des traitements analogiques des images satellitaires dans l'étude de la dynamique de l'occupation du sol. *Télédétection*, *3*(5), 429-441.

Mama, A., Sinsin, B., Cannière, C. De, & Bogaert, J. (2013). Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanienne au nord du Bénin. *Tropcultura*, *31*, 78–88.

Mama Adi. (2013). *Anthropisation des paysages au Bénin: dynamique, fragmentation et développement agricole*. Thèse de Doctorat, Université

Libre de Bruxelles, Belgique, 198 p.

Mangenda, H. H., Tshibuabua, F. M., Bokako, C. E., Dihoka, F., & Kandala, D. (2023). Urban growth and environmental degradation in the municipality of Kalamu, Kinshasa. *Hal*-04151946.

Manirakiza, J. (2020). *Paramètres génétiques des ruminants et typologie socioéconomique des élevages en milieu rural Burundais*. Thèse de doctorat, Université de Liège, 168 p.

Maréchal, J., Useni, S. Y., Bogaert, J., Munyemba, K. F., & Mahy, G. (2018). La perception par des experts locaux des espaces verts et de leurs services écosystémiques dans une ville tropicale en expansion: le cas de Lubumbashi. *Bogaert J., Colinet G., Mahy G.(éds). Anthropisation des paysages katangais. Liège, Belgique, Les Presses universitaires de Liège*, 59-69.

Marzluff, J. M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., ZumBrunnen, C., & Simon, U. (2008). *An international perspective on the interaction between humans and nature*. Springer Science and Business Media, New York.

Mas, J. F. (2000). Une revue des méthodes et des techniques de télédétection du changement. *Canadian Journal of Remote Sensing*, *26*(4), 349–362.

Mashagiro, G. Q., Mujinya, B. B., Colinet, G., & Mahy, G. (2024). Vegetation degradation alters soil physicochemical properties and potentially affects ecosystem services in green spaces of a tropical megacity (Lubumbashi, DR Congo). *Geoderma Regional*, 37, e00810.

Masharabu, T. (2012). *Flore et végétation du Parc National de la Ruvubu au Burundi: diversité, structure et implications pour la conservation*. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles (Belgique), 247 p.

Masharabu, T., Manirakiza, O., Ndayishimiye, J., Bangirinama, F., & Havyarimana, F. (2014). Diversité et conservation des plantes ligneuses autochtones en paysage anthropisé: cas de la zone Kabuye en commune Matongo (Burundi). *Bulletin scientifique de l'Institut nationale pour l' environnement et la conservation de la nature*, *13*, 35-42.

Mavunda, C. A., Kanda, M., Folega, F., Egbelou, V., Bosela, F. B., Drazo, N. A., Yoka, J, Dourma, M., & Akpagana, K. (2022). Dynamique spatio-temporelle des changements d'occupation du sol sous incidence anthropique dans la ville de Kinshasa (RDC) de 2001 à 2021. *Geo-Eco-Trop*, 46(1), 137-148.

McDonald, R. I., Forman, R. T., & Kareiva, P. (2010). Open space loss and

land inequality in United States' cities, 1990–2000. *PLoS One*, *5*(3), e9509.

McDonnell, M. J., & Pickett, S. T. (1990). Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*, 1232-1237.

McDonnell, M. J., & Niemelä, J. (2011). The history of urban ecology. *Urban ecology: Patterns, processes, and applications*, 5-13.

McDonnell, Mark J., & Hahs, A. K. (2008). The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: Current status and future directions. *Landscape Ecology*, *23*(10), 1143–1155.

McGarigal, K. (1995). *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure* (Vol. 351). US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

McIntyre, N. E. (2000). Ecology of urban arthropods: A review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America*, *93*(4), 825–835.

McKinney. (2002). Urbanization, biodiversand Conservation. *Bioscience*, *52*(10), 883–890.

McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, *127*(3), 247–260.

McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, *11*(2), 161–176.

Mehdi, L., Weber, C., Di Pietro, F. & Selmi, W. (2017). Les services écosystémiques urbains, vers une multifonctionnalité des espaces verts publics : revue de littérature. *Environnement Urbain, 1*1

Mehdi, L., & Pietro, F. D. (2009). L'espace vert public, lieu d'interactions entre société et biodiversité. *Projets de paysage. Revue scientifique sur la conception et l'aménagement de l'espace*, (3).

Méjean, P., Vignon, B., & Benoit, M. (1996). Étude Des Critères D'Appréciation Des Acteurs Du Paysage Dans Trois Espaces Agricoles Lorrains. *Espace Géographique*, *25*(3), 245–256.

Meneses-Tovar, C. L. (2011). L'indice différentiel normalisé de végétation comme indicateur de la dégradation. Unasylva, 62(2), 39-46.

Mensah, C. A. (2014 a). Is Kumasi still a garden city? Land use analysis between 1980-2010. *Journal of Environment and Ecology*, 5*(2)*, 83-101

Mensah, C. A. (2014b). Urban Green Spaces in Africa: Nature and Challenges. *International Journal of Ecosystem*, *2014*(1), 1–11.

Messina Ndzomo, J. P., Sambieni, K. R., Mbevo Fendoung, P., Mate Mweru, J. P., Bogaert, J., & Halleux, J. M. (2019). La croissance de l'urbanisation morphologique à Kinshasa entre 1979 et 2015: Analyse densimétrique et de la fragmentation du bâti. *BSGLg*, *73*(2), 85–103.

Mili, M (2018). *Module: Espaces Verts*, Université Mohamed Boudiaf de M'sila, Institut de Gestion des Techniques Urbaines: M'Sila, Algeria.

Mohamed, M. O. S., Neukermans, G., Kairo, J. G., Dahdouh-Guebas, F., & Koedam, N. (2009). Mangrove forests in a peri-urban setting: The case of Mombasa (Kenya). *Wetlands Ecology and Management*, *17*(3), 243–255.

Mouhamadou, I. T., Touré, F., Imorou, I. T., & Sinsin, B. (2012). Indices de structures spatiales des îlots de forêts denses dans la région des Monts Kouffé. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, *12* (3), 1–17.

Moussa, S., Kyereh, B., Kuyah, S., Tougiani, A., & Saadou, M. (2019). Composition Floristique et Structure des Forêts Urbaines des Villes Sahéliennes: Cas de Niamey et Maradi, Niger . *Science de La Vie, de La Terre et Agronomie*, *7*, 56–65.

Mukabo, G., Micha, O. J., Habarugira, J. B., Ntakimazi, G., Muderhwa, V. N., Bizuru, P., & Muhirwa, B. G. (2017). Socio-économie de la pêche artisanale dans les eaux burundaises du lac Tanganyika à Mvugo et Muguruka Socio-economy of the small-scale fishing in the burundian waters of lake Tanganika at Mvugo and Muguruka. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, *11*(1), 247–265.

Mumby, P. J., Green, E. P., Edwards, A. J., & Clark, C. D. (1999). The cost-effectiveness of remote sensing for tropical coastal resources assessment and management. *Journal of Environmental Management*, *55*(3), 157–166.

Munyemba, K. F. (2010). *Quantification et modélisation de la dynamique paysagère dans la région de Lubumbashi: évaluation de l'impact écologique des dépositions issues de la pyrométallurgie*. Thèse de doctorat, Université de Lubumbashi. Faculté des sciences agronomiques, République Démocratique du Congo, 284p.

Murphy, D. D. (1988). Challenges to biological diversity in urban areas. *Biodiversity*, 71-76.

Muteya, H. K., Nghonda, D. D. N., Malaisse, F., Waselin, S., Sambiéni, K. R., Kaleba, S. C., Kankumbi, F. M., Bastin, J. F., Bogaert, J., & Sikuzani, Y. U. (2022). Quantification and simulation of landscape anthropization around the mining agglomerations of Southeastern Katanga (DR Congo) between 1979 and 2090. *Land*, *11*(6), 850.

Nagendra, H., & Gopal, D. (2010). Street trees in Bangalore: Density, diversity, composition and distribution. *Urban Forestry and Urban Greening*, *9*(2), 129–137.

Ndayishimiye, J. P., Bidou, J. E., & Knight, C. G. (1992). Geography in Burundi. *The Professional Geographer*, *44*(2), 219-223.

Ndayishimiye J., Sibomana S., Bigendako M.J., L. J. & B. J. (2010). Diversité et distribution géographique des légumineuses de la flore du Burundi. *Bulletin Scientifique de l'Institut National Pour l'Environnement et La Conservation de La Nature*, *8*, 77–85.

Ndikubwayo E. (2019). *Contribution de la télédétection et des systèmes d'information géographique (SIG) dans l'étude de la dynamique spatio-temporelle de l'environnement urbain et périurbain de la partie nord de la mairie de Bujumbura, Burundi*. Travail de fin d'études. Université du Burundi, 83p.

Neuenschwander, N., Wissen Hayek, U., & Grêt-Regamey, A. (2014). Integrating an urban green space typology into procedural 3D visualization for collaborative planning. *Computers, Environment and Urban Systems*, *48*, 99–110.

Niemelä, J. (1999a). Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation*, *8*(1), 119–131.

Niemelä, J. (1999b). Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosystems*, *3*(1), 57–65.

Noon, B. R., & Dale, V. H. (2002). Broad-scale ecological science and its application. *Applying landscape ecology in biological conservation*, 34-52.

Nouaceur, Z. (2020). La reprise des pluies et la recrudescence des inondations en Afrique de l'Ouest sahélienne. *Physio-Géo. Géographie physique et environnement*, *15*, 89-109.

Nsiami, M. C. (2009). *Analyse texturale de l'image panchromatique Quickbird à très haute résolution spatiale: Application à la différentiation des types d'occupation du sol à Lubumbashi*. Thèse de doctorat, Faculté des Sciences, Université de Lubumbashi. République

Démocratique du Congo, 207 p.

Nyakabwa M. (1982). *Phytocénoses de l'écosystème urbain de Kisangani*. Unpublished doctoral dissertation, Université de Kisangani, République Démocratique du Congo, 418 p.

Nzigidahera, B. (2012). Description du Burundi : Aspects physiques. In *Ministère de l'eau, de l'environnement, de l'aménagement du territoire et de l'urbanisme*. Bujumbura, Burundi.

Nzigidahera, B. (2000). *Analyse de la diversité biologique végétale nationale et identification des priorités pour sa conservation.* Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature. Bujumbura, Burundi,128 p.

O'Neill R.V., Krummel J.R., Gardener R.H., S., G., Jacksin B., DeAngelis D.L., M. B. T., Turner M.G., Zygmunt B., C. S. W., & R.L., D. V. H. & G. (1988). Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, *1*(3), 153–162.

OECD/CSAQ. (2020). *Cahiers de l'Afrique de l'Ouest: Dynamiques de l'urbanisation africaine 2020: Africapolis, une nouvelle géographie urbaine.* OECD: Paris, France, ISBN 9789264349025.

Olden, J. D., & Rooney, T. P. (2006). On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, *15*(2), 113–120.

ONU. (1992). Convention sur la diversité biologique nations unies 1992. *Terre à Rio de Janeiro (1992)*, 32.

Osseni, A. A., Mouhamadou, T., Tohoain, B. A. C., & Sinsin, B. (2015). SIG et gestion des espaces verts dans la ville de Porto-Novo au Benin. *Tropicultura*, *332*(2), 146–156.

Oszwald, J., Gond, V., Dolédec, S., & Lavelle, P. (2011). Identification d'indicateurs de changement d'occupation du sol pour le suivi des mosaïques paysagères. *Bois et forêts des tropiques*, *307*(1), 7-21.

Oyebade, B. A., Popo-ola, F. S., & Itam, E. S. (2012). Growth characteristics and diversity of urban tree species in selected areas of Uyo Metropolis, Akwa Ibom State, Nigeria. *Advances in Applied Science Research*, *3*(3), 1655–1662.

Özen Turan, S., Kadioğullari, A. I., & Günlü, A. (2010). Spatial and temporal dynamics of land use pattern response to urbanization in Kastamonu. *African Journal of Biotechnology*, *9*(5), 640–647.

Pagnac-Baudry, H. (2015). Environnement urbain et marchabilité: l'exemple

du quartier des Aubiers à Bordeaux. *Environnement urbain*, *9*.

Pasquini, L., & Enqvist, J. P. (2019). Green infrastructure in South African cities. *Report for Cities Support Programme. African Centre for Cities, National Treasury, South Africa*, 20 p

Pauleit, S. (2018). Rethinking urban green infrastructure and ecosystem services from the perspective of sub-Saharan African cities. *Landscape and Urban Planning*, *180*, 328–338.

Pedro, P. S. (2011). Investing in Agriculture in Burundi: Improving food security and conditions for women farmers. *Oxfam Policy and Practice: Agriculture, Food and Land*, *11*(7), 179-182.

Penko Seidl, N. (2021). Le développement du concept d'infrastructure verte dans la pratique de la planification spatiale slovène. *Sciences Eaux & Territoires*, *N° 36*(2), 16–21.

Pereira, D. G., Afonso, A., & Medeiros, F. M. (2015). Overview of Friedmans Test and Post-hoc Analysis. *Communications in Statistics: Simulation and Computation*, *44*(10), 2636–2653.

Peres, C. A., Barlow, J., & Laurance, W. F. (2006). Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, *21*(5), 227–229.

Pham H.M. & Yamaguchi Y. (2011). Urban growth and change analysis using remote sensing and spatial metrics from 1975 to 2003 for Hanoi, Vietnam. *International Journal of Remote Sensing*, *32*, 1901–1915.

Philippe, C. (2007). Une écologie du paysage urbain. *Rennes, Éditions Apogée*.

Pickett, S., Burch Jr., W., Dalton, S., Foresman, T., Grove, J. M., & Rowntree, R. (1997). A conceptual framework for the study of human ecosystems in urban areas. *Urban Ecosystems*, *1*(4), 185–199.

Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Boone, C. G., Groffman, P. M., Irwin, E., Kaushal, S. S., Marshall, V., McGrath, B. P., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Szlavecz, K., Troy, A., & Warren, P. (2011). Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, *92*(3), 331–362.

Platt, R. H. (2004). Toward Ecological Cities: Adapting to the 21st Century Metropolis. *Environment*, *46*(5), 10–27.

Polorigni, B., Radji, R., & Kokou, K. (2014). Perceptions , Tendances Et Préférences En Foresterie Urbaine : Cas De La Ville De Lomé Au Togo.

European Scientific Journal, *10*(5), 261–277.

Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE). (1993). Lignes directrices concernant les monographies nationales sur la diversité biologique. *UNEP/Bio. Div. /Guidelines/CS/Rev*, **2**. 130 p.

Puissant, A. (2003). *Information Géographique et Images à Très Haute Résolution Utilité et Applications en Milieu Urbain.* Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur-Strasbourg I, France, 447 p.

Pullin, A. S., & Knight, T. M. (2005). Assessing conservation management's evidence base: A survey of management-plan compilers in the United Kingdom and Australia. *Conservation Biology*, *19*(6), 1989–1996.

Pye, N. (1985). The Vegetation of Africa: A Descriptive Memoir to Accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO Vegetation Map of Africa. *The Royal Geographical Society*, 132-134.

Pyšek, P., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Webster, G. L., Williamson, M., & Kirschner, J. (2004). Alien plants in checklists and floras: Towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, *53*(1), 131–143.

Qureshi, S., Breuste, J. H., & Jim, C. Y. (2013). Differential community and the perception of urban green spaces and their contents in the megacity of Karachi, Pakistan. *Urban Ecosystems*, *16*(4), 853–870.

Rakotondrasoa, L. O., Ayral, A., Stein, J., Gabrielle L. Rajoelison, Quentin Ponette, François Malaisse, Bruno S. Ramamonjisoa, Noromalala Raminosoa, François J. Verheggen, Marc Poncelet, Eric Haubruge, & Jan Bogaert. (2013). Analyse des facteurs anthropiques de dégradation des bois de tapia (Uapaca bojeri) d'Arivonimamo. *Presses Agronomiques de Gembloux*, 151–162.

Rakotondrasoa, O. L., Malaisse, F., Rajoelison, G. L., Rabearisoa, M. R., Ramamonjisoa, B. S., Raminosoa, N., Verheggen, F. J., Poncelet, M., Haubruge, E., & Bogaert, J. (2013). Identification des indicateurs de dégradation de la forêt de tapia (Uapaca bojeri) par une analyse sylvicole. *Tropicultura*, *31*, 10–19.

Rall, L., Niemela, J., Pauleit, S., Pintar, M., Lafortezza, R., Santos, A., & Železnikar, Š. (2015). A typology of urban green spaces, eco-system services provisioning services and demands. *Report D3, 1*.

Ramachandra, T. V., Bharath, H. A., & Sowmyashree, M. V. (2013). Analysis of spatial patterns of urbanisation using geoinformatics and spatial metrics. *Theoretical and Empirical Researches in Urban Management*,

8(4), 5-24.

Rasidi, M. H., Jamirsah, N., & Said, I. (2012). Urban Green Space Design Affects Urban Residents' Social Interaction. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, *68*, 464–480.

Rayfield B. (2015). *Les infrastructures vertes.* Bibliothèque numérique canadienne. Ottawa, Ontario.

Raymond, R., & Simon, L. (2012). Biodiversité: Les services écosystémiques et la nature en ville. *Revue Forestiere Francaise*, *64*(3), 339–350.

Razagui, A., & Bachari, N. E. I. (2014). Analyse spatio-temporelle de l'indice de végétation NDVI calculé à partir des images satellites NOAA et MSG. *Journal of Renewable Energies*, *17*(3), 497-506.

Rebele Franz. (1994). Urban Ecology and Special Features of Urban Ecosystems. *Global Ecology and Biogeography Letters*. *4*(6), 173–187.

Reekmans, M. & Niyongere, L. (1983). *Lexique vernaculaire des plantes vasculaires du Burundi*. Travaux de la Faculté des Sciences de l'Université du Burundi. 55 p.

Rejeb, H. (2011). Les enjeux de l'agriculture urbaine et périurbaine en Tunisie. *Revue Lettre de Veille-Agricultures urbaines en Méditerranée*, *18*, 5-7.

République du Burundi (2007). *Plan d'Action National d'Adaptation Aux Changements Climatique.* Ministère de l'Aménagement du Territoire, du Territoire et de l'Environnement. Bujumbura, Burundi.

République du Burundi (2011). *Recensement Général de la Population et de l'habitat du Burundi 2008, Synthèse des Résultats Définitifs*. Ministère de l'intérieur, Bureau Central du Recensement, Bujumbura, Burundi.

République du Burundi (2011). *Loi n°1/13 du 9 août 2011 portant révision du code foncier du Burundi.* Cabinet du Président, Bujumbura, Burundi.

République du Burundi (2012). *Loi n° 1/02 du 26 mars 2012 portant Code de l'eau au Burundi.* Cabinet du Président, Bujumbura, Burundi.

République du Burundi (2014). Analyse des facteurs de risques, évaluation des dommages et propositions pour un relèvement et une reconstruction durables. In *Evaluation Rapide Conjointe Suite à la Catastrophe des 9-10 Février 1014 aux Alentours de Bujumbura*. Ministère des Finances, Bujumbura, Burundi.

République du Burundi (2014). *Cinquième rapport du Burundi à la Convention sur la Diversité Biologique*. Ministère de l'Eau, de

l'Aménagement du territoire et de l'urbanisme, Bujumbura, Burundi.

République du Burundi (2014). *Loi n◦1/33 du 28 Novembre 2014 Portant Révision de la loi n◦1/20 du 25 Janvier 2010 Portant Organisation de l'administration Communale*. Présidence de la République, Bujumbura, Burundi.

République du Burundi (2015). *Plan Directeur de Bujumbura, Burundi.* Ministère de l'Eau, de l'Environnement, de l'Aménagement du Territoire et de l'urbanisme. Services de Conseil en Urbanisme et Planification Urbaine, Bujumbura, Burundi.

République du Burundi (2017). *Projections Démographiques 2010–2050 Niveau National et Provincial, ProService Des Etudes et Statistiques Démographiques*, Bujumbura, Burundi.

République de Burundi (2018). *Enquête Démographique et de Santé au Burundi 2016-2017: Rapport de synthèse* . Ministère à la Présidence chargé de la Bonne Gouvernance et du Plan, Ministère de la Santé Publique et de la Lutte contre le Sida, Institut de Statistiques et d'Études Économiques du Burundi. Bujumbura, Burundi.

République du Burundi (2019). *Loi n◦1/04 du 04 Février 2019 Portant Fixation de la Capitale Politique et de la Économique du Burundi*. Cabinet du Président: Bujumbura, Burundi.

République du Burundi (2019). *Rapport National sur le Développement Humain*. Programme de Nations Unies pour le Développement. Bujumbura, Burundi.

République du Burundi. (2000). *Accord d ' Arusha pour la paix la paix et la reconciliation au Burundi*. Arusha, République Uni de Tanzanie.

République du Burundi (2021). *Loi n°1/09 du 25 mai 2021 portant modification du code de l'environnement de la République du Burudi.* Cabinet du Président, Bujumbura, Burundi.

République de Burundi (2022). *Evaluation de la stratégie et du Programme*. Fonds international de développement agricole (Ed.).

Republique du Burundi (2023). *Vision du Burundi pays émergent en 2040 et pays développé en 2060*. Cabinet du Président, Bujumbura, Burundi.

Ricotta, C., La Sorte, F. A., Pyšek, P., Rapson, G. L., Celesti-Grapow, L., & Thompson, K. (2009). Phyloecology of urban alien floras. *Journal of Ecology*, *97*(6), 1243–1251.

Ridd M.K. & Liu J. (1998). A comparison of four algorithms for change

detection in an urban environment. *Remote Sensing of Environment*, *63*, 95–100.

Riitters, K. H., O'Neill, R. V., Hunsaker, C. T., Wickham, J. D., Yankee, D. H., Timmins, S. P., Jones, K. B., & Jackson, B. L. (1995). A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*, *10*(1), 23–39.

Ripple, W.J., Bradshaw, G.A. and Spies, T. A. (1991). *Measuring forest landscape patterns in the Cascade Range of Oregon, USA*. 73–88.

Risser, P. G., Karr, J. R., & Forman, R. T. (1984). Landscape ecology: directions and approaches. *Illinois Natural History Survey Special Publication*, *02*, 9–25.

Robert, A., & Yengué, J. L. (2017). When Allotment Gardens Become Urban Green Spaces like Others, Providing Cultural Ecosystem Services. *Environment and Ecology Research*, *5*(6), 453–460.

Robin, M. (1995). *La télédétection: des satellites aux systèmes d'information géographiques*. Nathan, 318 p.

Rodolphe, E.S., Vincent, V.S., Mireille, F. & Daniel, J. (2012). Botanique systématique des plantes à fleurs. *Presses Polytechniques et Universitaires Romandes*, Troisième édition revue et corrigée, Lausanne, 413 p.

Romero-Sanchez, M. E., & Ponce-Hernandez, R. (2017). Assessing and monitoring forest degradation in a deciduous tropical forest in Mexico via remote sensing indicators. *Forests*, *8*(9), 302.

Rupprecht, C. D. D., & Byrne, J. A. (2014). Informal urban greenspace: A typology and trilingual systematic review of its role for urban residents and trends in the literature. *Urban Forestry and Urban Greening*, *13*(4), 597–611.

Saber, E. R., Rhazi, M., Rhazi, L., & Ballais, J. L. (2008). Utilisation de la télédétection et des systèmes d'informations géographiques pour l'évaluation de la dynamique du paysage: cas d'une zone boisée de la province de Benslimane (Maroc occidental). *Revue forestière française*, *60*(5), 657-666.

Sadda, A. S., Diouf, A., Lawali, S., Ouedraogo, M., Bogaert, J., & Mahamane, A. (2016). Pression anthropique et dynamique paysagère en zone rurale semi-aride: cas de la commune de Tibiri, région de Maradi (Niger). *Tropicultura*, *34*(2), 27–139.

Salmon, M., Ozer, A., & Pissart, A. (2007). Les images satellitaires prises en

période de sécheresse, outil utile pour la cartographie géologique de la Belgique. *Bulletin de La Société Géographique de Liège*, *49*, 67–74.

Salomon, W. (2017). *Caractérisation de la dynamique de l'occupation du sol en zone urbaine et périurbaine de Cap-Haïtien (Haïti)*.

Sambieni, K. R., Useni Sikuzani, Y., Cabala Kaleba, C., Biloso Moyene, A., Munyemba Kankumbi, F., Lelo Nzuzi, F., Occhiuto, R. & Bogaert, J. (2018). Les espaces verts en zone urbaine et périurbaine de Kinshasa en République Démocratique du Congo. *Tropicultura*, 478–491.

Sambieni, K. R., Biloso, M. A., Toyi, M. scholastique, Occhiuto, R., Bogaert, J., & DOSSOU, B. (2018). La végétation arborée domestique dans le paysage urbain et périurbain de la ville de Kinshasa, République Démocratique du Congo. *Afrique Science: Revue Internationale Des Sciences et Technologie*, *14*(2), 197–208.

Sambieni, K. R., Messina Ndzomo, J. P., Biloso Moyene, A., Halleux, J. M., Occhiuto, R., & Bogaert, J. (2018). Les statuts morphologiques d'urbanisation des communes de Kinshasa en République Démocratique du Congo. *Tropicultura*, *3*(36), 520-530.

Sambieni, K. R. (2019). *Dynamique du paysage de la ville province de Kinshasa sous la pression de la périurbanisation: l'infrastructure verte comme moteur d'aménagement.* Thèse de doctorat. Ecole Régionale Post-universitaire d'Aménagement et de gestion Intégrés des Forêts et Territoires Tropicaux (ERAIFT) et Université de Liège, 295 p.

Sanyal, S. (2011). The end of population growth. *London: Deutsche Bank*. 1-13

Savard, J. P. L., Clergeau, P., & Mennechez, G. (2000). Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, *48*(3–4), 131–142.

Savoy, A. (2015). *Flore urbaine: entre diversité et homogénéisation*. Thèse de doctorat, Université de Lorraine.

Schäffler, A., & Swilling, M. (2013). Valuing green infrastructure in an urban environment under pressure - The Johannesburg case. *Ecological Economics*, *86*, 246–257.

Sène Abdourahmane Mbade. (2018). L'étalement urbain au détriment des espaces agricoles périurbains à Bignona (Sénégal). *Espace Géographique et Société Maricaine*, *23*, 91-112

Shackleton, S., Chinyimba, A., Hebinck, P., Shackleton, C., & Kaoma, H. (2015). Landscape and Urban Planning Multiple benefits and values of

trees in urban landscapes in two towns in northern South Africa. *Landscape and Urban Planning*, *136*, 76–86.

Sibomana, Koffi, Robbrecht, E., Habonimana, Lejoly, J., & Bogaert, J. (2008). Identification des plantes menacées du Burundi par l'analyse de la vulnérabilité. *Annales de La Faculté Des Sciences , Université de Kisangani*, *13*, 77–85.

Simwanda, M., Ranagalage, M., Estoque, R. C., & Murayama, Y. (2019). Spatial analysis of surface urban heat Islands in four rapidly growing african cities. *Remote Sensing*, *11*(14), 1–20.

Skupinski, G., Binhtran, D., Demaze, M. T., & Bretagnolle, A. (2010). Les images satellites Spot multi-dates Le cas de la basse vallée de la Bruche du changement urbain et suburbain – et la métrique spatiale dans l'étude (Bas-Rhin, France) *Cybergeo : European Journal of Geography*, 1–19.

Sohl, T. L., Sleeter, B. M., Sayler, K. L., Bouchard, M. A., Reker, R. R., Bennett, S. L., Sleeter, R. R., Kanengieter, R. L., & Zhu, Z. (2012). Spatially explicit land-use and land-cover scenarios for the Great Plains of the United States. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *153*, 1–15.

Song, C., Woodcock, C. E., Seto, K. C., Lenney, M. P., & Macomber, S. A. (2001). Classification and Change Detection Using Landsat TM Data. *Remote Sensing of Environment*, *75*(2), 230–244.

Soulé Michel & Khom Kathryn. (1989). Fragmentation. *Research Priorities for Conservation Biology*, 55–63.

Soucy-Gonthier, N., Marceau, D., Delage, M., Cogliastro, A., Domon, G., & Bouchard, A. (2003). Détection de l'évolution des superficies forestières en Montérégie entre juin 1999 et août 2002 à partir d'images satellitaires Landsat-TM. *Département de géographie de l'Université de Montréal, Réseau Ligniculture Québec, Institut de recherche en biologie végétale, Faculté de l'aménagement de l'Université de Montréal. Rapport présenté à l'Agence forestière de la Montérégie (AFM)*.

Sreetheran, M., Adnan, M., & Azuar, A. K. K. (2011). Street tree inventory and tree risk assessment of selected major roads in Kuala Lumpur, Malaysia. *Arboriculture and Urban Forestry*, *37*(5), 226–235.

Stadler, J., Trefflich, A., Klotz, S., & Brandl, R. (2000). Exotic plant species invade diversity hot spots: The alien flora of northwestern Kenya. *Ecography*, *23*(2), 169–176.

Swanwick, C., Dunnett, N., and Woolley, H. (2003). Nature, role and value of

green space in towns and cities: an overview. *Built Environment*, *29*(2), 94–106.

Tait, C. J., Daniels, C. B., & Hill, R. S. (2005). Changes in species assemblages within the Adelaide metropolitan area, Australia, 1836-2002. *Ecological Applications*, *15*(1), 346–359.

Takada, T., Miyamoto, A., & Hasegawa, S. F. (2010). Derivation of a yearly transition probability matrix for land-use dynamics and its applications. *Landscape Ecology*, *25*(4), 561–572.

Tchindjang, M., Mbevo Fendoung, P., & Bopda, A. (2019). Une Afrique Atlantique avec des villes sous l'eau! Construire des villes côtières sans inondations?. In Construire la ville portuaire de demain en Afrique Atlantique. *EMS*, Havre, France.

Tente, O., Oloukoi, J., & Toko, I. (2019, March). Dynamique spatiale et structure du paysage dans la commune de Zè, Bénin. In *Conférence OSFACO: Des images satellites pour la gestion durable des Territoires en Afrique*.

Thompson, J. D., & Ronce, O. (2010). Fragmentation des habitats et dynamique de la biodiversité. *SFE, Regards*, *6*, 18.

Tian, G., Liu, J., Xie, Y., Yang, Z., Zhuang, D., & Niu, Z. (2005). Analysis of spatio-temporal dynamic pattern and driving forces of urban land in China in 1990s using TM images and GIS. *Cities*, *22*(6), 400–410.

Titz, A., & Chiotha, S. S. (2019). Pathways for sustainable and inclusive cities in Southern and Eastern Africa through urban green infrastructure? *Sustainability*, *11*(10), 2729.

Toko Mouhamadou, I., Toko Imorou, I., Sinsin, B., & Touré, F. (2012). Indices de structures spatiales des îlots de forêts denses dans la région des Monts Kouffé. *VertigO*, *12*(3), 1–17.

Toyi, M., Barima, S., Mama, A., André, M., Sinsin, B., & Bogaert, J. (2013). Tree plantation will not compensate forest cover loss in the southern Benin. *Tropicultura*, *31*(1), 62–70.

Toyi, O. (2012). *Crises de la démocratisation et politiques publiques urbaines de l'habitat dans la ville de Bujumbura de 1962 à 2009*, Thèse de doctorat, Université de Pau et des pays de l'Adour (France), 430 p.

Tra, B., Vroh, A., Solange, M., & Edouard, K. (2014). Diversité végétale urbaine et estimation du stock de carbone : cas de la commune du Plateau Abidjan, Côte d'Ivoire. *Afrique Science: Revue Internationale Des Sciences et Technologie*, *10*(3), 329–340.

Trefon, T., & Cogels, S. (2007). La Gestion des Ressources Naturelles dans les Zones Périurbaines d'Afrique Centrale : une approche privilégiant les parties prenantes. *Cadernos de Estudos Africanos*, *13/14*, 101–126.

Trentanovi, G., von der Lippe, M., Sitzia, T., Ziechmann, U., Kowarik, I., & Cierjacks, A. (2013). Biotic homogenization at the community scale: Disentangling the roles of urbanization and plant invasion. *Diversity and Distributions*, *19*(7), 738–748.

Trichon, V. (1997). Hétérogénéité spatiale d'une forêt tropicale humide de Sumatra: effet de la topographie sur la structure floristique. *Annales des sciences forestières, 54(*5), 431-446.

Tucker, C. J., Grant, D. M., & Dykstra, J. D. (2004). NASA's global orthorectified landsat data set. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, *70*(3), 313–322.

Tungi Tungi, L. J., Nsimba, N. E., Lendo, M. C., Lutete, L. É., Ngoy, K. M., & Lumbuenamo, S. R. (2022). Pression exercée par les entreprises pâtissières artisanales et nganda ntaba sur la végétation arborée urbaine et périurbaine à Kinshasa en République Démocratique du Congo. *International Journal of Innovation and Scientific Research*, *62*(1), 25-39.

Turner, M. G. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics. 20*, 171–197.

Turner, S. C., & Turner, R. N. (2011). Capital cities: a special case in urban development. *The Annals of Regional Science*, 46, 19-35.

Twite, G. & Balume, S. (2000). Utilisation énergétique à l'échelle urbaine en République Démocratique Du Congo: État de lieux, défis et Perspectives *ISTE Ltd*.: London, UK; pp. 1–19.

Udiger, R. (2005). *The origin and development of the urban flora*. *1969*, 323–339.

Ujoh, F., Dlama, K. I., & Oluseyi, I. O. (2011). Urban expansion and vegetal cover loss in and around Nigeria ' s Federal Capital City. *Journal of Ecology and the Natural Environment*, *3*(1), 1–10.

United Nations. (2010). *United Nations, Departement of Economic and Social Affairs, Population Division (UNDSA), World Urbanization Prospects : The 2018 Revision*.

United Nations. (2018). *United Nations, Departement of Economic and Social Affairs, Population Division (UNDSA), World Urbanization Prospects : The 2018 Revision*.

United Nations. (2019). *United Nations, Departement of Economic and Social Affairs, Population Division (UNDSA), World Urbanization Prospects : The 2018 Revision*.

URGE-Team (2004) Making Greener Cities – A Practical Guide. Leipzig: UFZ Centre for Environmental Research.

Useni, Y. S. (2017). *Analyse spatio-temporelle des dynamiques d'anthropisation paysagère le long du gradient urbain-rural de la ville de Lubumbashi (Haut-Katanga, République Démocratique du Congo)*. Thèse de doctorat. Université de Lubumbashi, Faculté des Sciences Agronomiques, Département de gestion des ressources naturelles renouvelables, 232 p.

Useni, Y. S., Kaleba, S. C., Khonde, C. N., Mwana, Y. A., Malaisse, F., Bogaert, J., & Kankumbi, F. M. (2017). Vingt-cinq ans de monitoring de la dynamique spatiale des espaces verts en réponse á l'urbanisation dans les communes de la ville de Lubumbashi (Haut-Katanga, R.D. Congo). *Tropicultura*, *35*(4), 300–311.

Useni, Y. S., Kaleba, S. C., Halleux, J. M., Bogaert, J., & Kankumbi, F. M. (2018). Caractérisation de la croissance spatiale urbaine de la ville de Lubumbashi (Haut-Katanga, R.D. Congo) entre 1989 et 2014. *Tropicultura*, *36*(1), 99–108.

Useni, Y. S., André, M., Mahy, G., Cabala Kaleba, S., Munyemba Kankumbi, F., & Bogaert, J. (2018). Interprétation paysagère du processus d'urbanisation à Lubumbashi (RD Congo): dynamique de la structure spatiale et suivi des indicateurs écologiques entre 2002 et 2008. *Anthropisation Au Katanga*, 281–296.

Useni, Y. S., Sambiéni Kouagou, R., Maréchal, J., Ilunga wa Ilunga, E., Malaisse, F., Bogaert, J., & Munyemba Kankumbi, F. (2018). Changes in the Spatial Pattern and Ecological Functionalities of Green Spaces in Lubumbashi (the Democratic Republic of Congo) in Relation With the Degree of Urbanization. *Tropical Conservation Science*, *11*, 194008291877132.

Useni, Y.S., Boisson, S., Cabala Kaleba, S., Nkuku Khonde, C., Malaisse, F., Halleux, J.-M., Bogaert, J., & Munyemba Kankumbi, F. (2019). Dynamique de l' occupation du sol autour des sites miniers : analyse à long terme de la structure spatiale à Lubumbashi. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, *24*(1), 14–27.

Useni, Y.S., Malaisse, F., Cabala Kaleba, S., Kalumba Mwanke, A., Yamba, A. M., Nkuku Khonde, C., Bogaert, J., & Munyemba Kankumbi, F.

(2019). Tree diversity and structure on green space of urban and peri-urban zones: The case of Lubumbashi City in the Democratic Republic of Congo. *Urban Forestry and Urban Greening*, *41*, 67–74.

Useni, Y.S., Boisson, S., Cabala Kaleba, S., Nkuku Khonde, C., Malaisse, F., Halleux, J. M., Bogaert, J. & Munyemba Kankumbi, F. (2020). Dynamique de l'occupation du sol autour des sites miniers le long du gradient urbain-rural de la ville de Lubumbashi, RD Congo. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, *24*(1).

Useni, Y. S., Muteya, H. K., Langunu, S., Alipade, J. E., & KankumbI, F. M. (2020). Structure des peuplements ligneux des formations végétales d'un paysage protégé en zone périurbaine de la ville de Lubumbashi (RD Congo). *Geo-Eco-Trop*, *44*(1), 1-13.

Useni, Y.S., Malaisse, F., Yona, J. M., Mwamba, T. M., & Bogaert, J. (2021). Diversity, use and management of household-located fruit trees in two rapidly developing towns in Southeastern DR Congo. *Urban Forestry & Urban Greening*, *63*, 127220.

Useni, Y.S., Mpibwe Kalenga, A., Yona Mleci, J., N'Tambwe Nghonda, D., Malaisse, F., & Bogaert, J. (2022). Assessment of street tree diversity, structure and protection in planned and unplanned neighborhoods of Lubumbashi City (DR Congo). *Sustainability*, *14*(7), 3830.

Useni, Y.S., Mpanda Mukenza, M., Malaisse, F., & Bogaert, J. (2024). Investigating of Spatial Urban Growth Pattern and Associated Landscape Dynamics in Congolese Mining Cities Bordering Zambia from 1990 to 2023. *Resources*, *13*(8), 107.

Uwiringiyimana, H., & Choi, J. (2022). Remote Sensing and Landscape Metrics-Based Forest Physical Degradation: Two-Decades Assessment in Gishwati-Mukura Biological Corridor in Rwanda, East-Central Africa. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, *10*(04), 64–81.

Vani, V., & Mandla, V. R. (2017). Comparative study of NDVI and SAVI vegetation indices in Anantapur district semi-arid areas. *International Journal of Civil Engineering and Technology*, 8(4), 559-566.

Wegmuller, F., & Duchemin, E. (2010). Multifonctionnalité de l'agriculture urbaine à Montréal: étude des discours au sein du programme des jardins communautaires. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, *10*(2).

Verburg, P. H., Soepboer, W., Veldkamp, A., Limpiada, R., Espaldon, V., & Mastura, S. S. A. (2002). Modeling the spatial dynamics of regional land

use: The CLUE-S model. *Environmental Management*, *30*(3), 391–405.

Vermeiren, K., Van Rompaey, A., Loopmans, M., Serwajja, E., & Mukwaya, P. (2012). Urban growth of Kampala, Uganda: Pattern analysis and scenario development. *Landscape and Urban Planning*, *106*(2), 199–206.

Vermeulen, S. J., Aggarwal, P. K., Ainslie, A., Angelone, C., Campbell, B. M., Challinor, A. J., Hansen, J. W., Ingram, J. S. I., Jarvis, A., Kristjanson, P., Lau, C., Nelson, G. C., Thornton, P. K., & Wollenberg, E. (2012). Options for support to agriculture and food security under climate change. *Environmental Science and Policy*, *15*(1), 136–144.

Vivet, J. (2015). Déplacés de guerre et dynamiques territoriales postconflit au Mozambique. *Hérodote*, *158*(3), 160-181.

Von Der Lippe, M., & Kowarik, I. (2008). Do cities export biodiversity? Traffic as dispersal vector across urban-rural gradients. *Diversity and Distributions*, *14*(1), 18–25.

Vos, C. C., Verboom, J., Opdam, P. F. M., & Ter Braak, C. J. F. (2001). Toward ecologically scaled landscape indices. *American Naturalist*, *157*(1), 24–41.

Vranken, I., Baudry, J., Aubinet, M., Visser, M., & Bogaert, J. (2015). A review on the use of entropy in landscape ecology: heterogeneity, unpredictability, scale dependence and their links with thermodynamics. *Landscape Ecology*, *30*(1), 51–65.

Vranken, J. P. D. K., Kankumbi, F. M., Mama, A., Mongo, L. I. W., I, B., Laghmouch, M., & Bogaert, J. (2011). Ecological impact of habitat loss on African landscapes and diversity. *Advances in Environmental Research*, *14*, 365–388.

Wallington, T. J., Hobbs, R. J., & Moore, S. A. (2005). Implications of current ecological thinking for biodiversity conservation: A review of the salient issues. *Ecology and Society*, *10*(1).

Wang, Y., Meng, D., Zhu, Y., & Zhang, F. (2009). Impacts of regional urbanization development on plant diversity within boundary of built-up areas of different settlement categories in Jinzhong Basin, China. *Landscape and Urban Planning*, *91*(4), 212–218.

Washbourne, C. L. (2022). Environmental policy narratives and urban green infrastructure: Reflections from five major cities in South Africa and the UK. *Environmental Science & Policy*, 129, 96-106.

Weber C. (1995). *Images satellitaires et milieu urbain.* Paris: Hérmes.

Wiens J. A. (1989). Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, *3*, 385–397.

Wiens, J. A., Chr, N., Van Horne, B., & Ims, R. A. (1993). Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 369-380.

Williams, N. S. G., Schwartz, M. W., Vesk, P. A., McCarthy, M. A., Hahs, A. K., Clemants, S. E., Corlett, R. T., Duncan, R. P., Norton, B. A., Thompson, K., & McDonnell, M. J. (2009). A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *Journal of Ecology*, *97*(1), 4–9.

Wittig R., Diesing D., G. M. (1985). Urbanophob — Urbanoneutral — Urbanophil. Das Verhalten der Arten gegenüber dem Lebensraum Stadt. *Flora*, *177*, 265–282.

Wood, E., Harsant, A., Dallimer, M., de Chavez, A. C., McEachan, R. R. C., & Hassall, C. (2018). Not all green space is created equal: Biodiversity predicts psychological restorative benefits from urban green space. *Frontiers in Psychology*, *9*, 1–13.

Wu, J. (2014). Landscape and Urban Planning urban forest Author ' s personal copy. *Landscape and Urban Planning*, *125*, 209–221.

Wu, J., & Hobbs, R. J. (2007). Key topics in landscape ecology. *Key Topics in Landscape Ecology*, 1–297.

Wu, J., Luck, M., Jelinski, D. E., & Tueller, P. T. (2000). Multiscale analysis of landscape heterogeneity: Scale variance and pattern metrics. *Geographic Information Sciences*, *6*(1), 6–19.

Xiao, X. D., Dong, L., Yan, H., Yang, N., & Xiong, Y. (2018). The influence of the spatial characteristics of urban green space on the urban heat island effect in Suzhou Industrial Park. *Sustainable Cities and Society*, *40*(April 2017), 428–439.

Yan, P., & Yang, J. (2017). Species diversity of urban forests in China. *Urban Forestry and Urban Greening*, *28*, 160–166.

Zhu, Z., & Woodcock, C. E. (2012). Object-based cloud and cloud shadow detection in Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, *118*, 83–94.

Zufferey, J. (2015). Relations entre santé et espaces verts et bleus: une synthèse de la recherche empirique, 2003-2014. *Natures Sciences Sociétés*, *23*, 343-355.

Zurqani, H. A., Post, C. J., Mikhailova, E. A., Schlautman, M. A., & Sharp, J.

L. (2018). Geospatial analysis of land use change in the Savannah River Basin using Google Earth Engine. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 69*, 175–185

Annexes

Annexes

Figure A-0-1 Questionnaire anonyme administré aux acteurs locaux de la ville de Bujumbura afin d'avoir leur perception des espaces verts et des services écosystémiques qu'ils rendent

Questionnaire permettant de recueillir des informations sur *« les espaces verts de la ville de Bujumbura et ses environs »* dans le cadre d'un travail de recherche doctorale intitulé « *Analyse spatio-temporelle des dynamiques d'occupation du sol le long du gradient urbain rural de la ville de Bujumbura (République du Burundi »*.

Instruction: Ce questionnaire est anonyme. Il m'aidera à progresser dans ma recherche doctorale. Accordez-moi s'il vous plaît quelques minutes de votre précieux temps et remplissez-le afin de recueillir des données sur votre perception des espaces verts dans la ville de Bujumbura et ses environs.

Section A: Données Démographiques

1. Nom de votre institution

   ……

   ◯……..... Sexe

   Masculin

   ◯ Féminin

2. Domaine de compétences

   ◯ Sciences appliquées, naturelles et de la vie

   ◯ Sciences humaines et sociales

   Autre :

   ……

   …….....

3. Statut professionnel

   ◯ Professeur

   ◯ Chercheur

   ◯ Enseignant-chercheur

   ◯

Doctorant

Etudiant en

……

…….

Autre (Préciser) :

……

…….

Section B. Conceptualisation des espaces verts

1. Est-ce que le concept d'Espace vert vous est familier ?

◯ Oui

◯ Non

2. Si oui, pouvez-vous tenter de donner une brève définition d'un espace vert.

……

……

……

……

……

…….

3. Quelles sont les catégories d'espaces verts que vous connaissez?

……

……

……

……

……

…….

Section C. Localisation des espaces verts

1. D’après vous, quelle est la commune urbaine la plus nantie en espaces verts ?

◯ Muha
◯ Mukaza
◯ Ntahangwa

2. Au sein de chaque commune urbaine, est-ce que les zones qui la composent sont-elles équitablement servies en espaces verts ?

◯ Oui
◯ Non

3. Entre ces zones des communes urbaines, quelle est d’après vous la plus nantie en espaces verts ?

◯ Kanyosha
◯ Kinindo
◯ Musaga
◯ Buyenzi
◯ Bwiza
◯ Nyakabiga
◯ Rohero
◯ Buterere
◯ Cibitoke
◯ Gihosha
◯ Kamenge
◯ Kinama
◯ Ngagara

4. Est-ce que les communes rurales riveraines des communes urbaines disposent elles aussi des espaces verts ?

◯ Oui
◯ Non

5. Si oui, est ce que ces espaces verts sont-ils proches des zones urbaines ?

◯ Oui

◯ Non

6. Si non, pouvez-vous préciser leur localisation ?

……

……..

Section D. Composition des espaces verts

1. D'après vous, quel est le type d'espaces verts qui est le plus présent dans la ville de Bujumbura ?

◯ Accompagnement des voies

◯ Espace vert de cours collective

◯ jardin/potager

◯ Pépinière

◯ Place verte,

◯ Relique de foret galerie

◯ Espace agricole

◯ Friche

◯ Plantation

◯ Terrain de football

Terrains d'autres jeux

(Préciser)……....

Autre

(Préciser)…..

.....

……

……

……

Section E. Statut des espaces verts

1. Les espaces verts de la ville de Bujumbura et ses environs sont-ils publics ou privés ?

◯ Publics

◯ Privés

2. S'il y en a ceux qui sont privés, pouvez-vous donner leur localisation et/ou leurs noms.

……

……

……

3. Pour ceux qui sont privés, comment se présente leur accessibilité

◯ Très cher

◯ Cher

◯ Moyen

◯ Abordable

◯ Presque gratuit

Section F. Gestion et entretien des espaces verts

1. Comment jugez-vous la gestion et l'entretien des espaces verts de la ville de Bujumbura et ses environs ? (

◯ Très satisfaisant

◯ Satisfaisant,

◯ Moyen

◯ Faible

◯ Très faible

2. Avez-vous une idée de qui incombe l'entretien des espaces verts de la ville de Bujumbura

◯ Oui

◯ Non

3. Si oui, précisez-le.

   ……

   …….....

   .....

Section G. Superficie des espaces verts

1. D'après vous, est ce que la superficie des espaces verts dans l'ensemble dans la ville de Bujumbura vous semble-t-elle suffisante ?

◯ Oui

◯ Non

2. Si on rapportait la superficie des espaces verts d'une commune urbaine par rapport à sa population, comment vous semble-il ce rapport ?

◯ Très satisfaisant

◯ Satisfaisant

◯ Moyen

◯ Faible

◯ Très faible

Section H. Evolution des espaces verts dans le temps

1. Dans la ville de Bujumbura, est-ce que la superficie des espaces verts augmente ou diminue avec le temps ?

◯ Augmente

◯ Diminue

2. Si elle augmente, quelles seraient d'après vous les causes de cette augmentation?

   ……

   ……

   ……

   ……

3. Si elle diminue, quelles seraient d'après vous les causes de cette diminution ?

……

……

……

……

Section I. Services rendus par les espaces verts

1. Avez-vous une idée des services rendus par les espaces verts ?

◯ Oui

◯ Non

2. Si oui, lesquels connaissez-vous ?

……

……

……

……....

3. Parmi les services suivants, quels sont d'après vous ceux qui sont rendus par les espaces verts de la ville de Bujumbura et ses environs ?

◯ La Purification de l'air et de l'eau

◯ La régulation du micro climat

◯ Le traitement des déchets

◯ Le plaisir esthétique

◯ La possibilité de loisir

◯ Le bien-être physique et psychologique

Autre (Préciser)

G. Conclusion

1. D'après vous, est-il pertinent de réserver les espaces verts dans une ◯ ville?

Oui

◯ Non

2. Si oui pourquoi ?

……

……

……

…….....

.....

.....

3. Si non Pourquoi ?

……

……

……

……

……