



Savoirs locaux et restauration du *miombo* : vers une compréhension intégrée des pressions anthropiques et réponses écologiques dans la région de Lubumbashi, en République Démocratique du Congo



Dieu-donné N'TAMBWE NGHONDA

Photos de couverture

Illustration de la déforestation et la dégradation forestière dues principalement à l'agriculture et à la production de charbon de bois respectivement (en haut, de gauche à droite). Cette déforestation et dégradation forestière affectent la disponibilité des produits forestiers non ligneux et subséquemment la survie des communautés locales (photo en bas à droite). Par ailleurs, la restauration du *miombo* et de ses services écosystémiques qui s'en suit, mais aussi la gestion durable de ses tâches résiduelles nécessitent une approche inclusive et transparente entre les différents acteurs (en bas à gauche). Enfin, l'image en bas de page illustre un *miombo* en régénération dans les habitats jadis anthropisés, mettant en évidence le potentiel de la restauration de son couvert forestier (Crédits photos : Nghonda, N.D., 2021).

COMMUNAUTÉ FRANÇAISE
DE BELGIQUE

UNIVERSITÉ DE LIÈGE –
GEMBLOUX AGRO-BIO TECH

UNIVERSITÉ
DE
LUBUMBASHI

**Savoirs locaux et restauration du *miombo* : vers une
compréhension intégrée des pressions anthropiques
et réponses écologiques dans la région de
Lubumbashi, en République Démocratique du Congo**

Dieu-donné N'TAMBWE NGHONDA

Thèse en cotutelle

Dissertation originale présentée en vue de l'obtention du grade de doctorat en
sciences agronomiques et ingénierie biologique

Promoteur : Professeur Jan BOGAERT (ULiège – Gembloux Agro-Bio Tech.)

Co-promoteur : Professeur Yannick USENI SIKUZANI (UNILU)

Année civile : 2025

© Dieu-donné NGHONDA, 2025

Citation : Nghonda, N.D., 2025. Savoirs locaux et restauration du *miombo* : vers une compréhension intégrée des pressions anthropiques et réponses écologiques dans la région de Lubumbashi, en République Démocratique du Congo. Dissertation doctorale, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech-Université de Lubumbashi, Gembloux, Belgique, 484p.

*Yes! We can learn about it from exceptional people of our own culture, and from other cultures less destructive than ours. **I am speaking of the life of a man who knows that the world is not given by his fathers, but borrowed from his children,** who has undertaken to cherish it and do it no damage, not because he is duty-bound, but because he loves the world and loves his children...*

Wendell Berry

A la mémoire de Bernadette Kabenze, ma mère...

Avant-propos

Cette thèse s'inscrit dans le cadre du Projet de Recherche pour le Développement (PRD) intitulé « Renforcement des capacités de gestion durable de la forêt claire de *miombo* par l'évaluation de l'impact environnemental de la production de charbon de bois et l'amélioration des pratiques vis-à-vis des ressources forestières », PRD-CHARLU, en sigle. Ce projet visait à promouvoir une gestion durable du *miombo* à travers une gouvernance forestière inclusive, une évaluation de la déforestation et de la dégradation forestière dues à la production du charbon de bois pour orienter les plantations énergétiques, et la valorisation agricole raisonnée des habitats anthropisés.

Afin d'aborder cette problématique de façon intégrée, le PRD-CHARLU a structuré ses activités scientifiques autour de quatre recherches doctorales complémentaires. La première quantifie la dynamique du paysage forestier à différentes échelles spatiales en s'appuyant sur la télédétection et les outils de l'écologie du paysage. La deuxième analyse les pratiques des producteurs de charbon de bois afin d'optimiser le rendement de la carbonisation et de structurer ces acteurs en associations, conciliant ainsi le développement économique et la conservation des ressources forestières. La troisième étudie les flux de nutriments essentiels aux végétaux (azote, phosphore, potassium) dans les écosystèmes forestiers selon un gradient d'anthropisation. La quantification de ces stocks dans les habitats dégradés permettra de formuler des recommandations pour leur revalorisation raisonnée à travers la sélection d'espèces végétales (cultures) adaptées à ces milieux. La quatrième, objet de la présente dissertation, s'inscrit dans cette complémentarité en analysant spécifiquement les interactions entre les communautés locales et la forêt. Elle évalue la perception environnementale des communautés locales en relation avec l'anthropisation (déforestation et dégradation) des habitats forestiers quantifié dans la thèse sur la dynamique spatio-temporelle du paysage. En s'appuyant sur une cartographie participative inspirée de l'approche de Lynch (1960), cette recherche spatialise cette perception afin d'orienter d'une part les initiatives de restauration forestière dans la région de Lubumbashi. D'autre part, cette cartographie de la perception orientera les activités de revalorisation des habitats forestiers anthropisés, en tenant compte des apports de la thèse sur les stocks et flux de nutriments essentiels pour les végétaux dans ces écosystèmes. Par ailleurs, cette étude plaide pour une gouvernance forestière plus inclusive, intégrant les perceptions et savoirs locaux comme leviers pour lutter contre la déforestation et la dégradation forestière accrues liées aux activités humaines. En complément de la thèse sur l'optimisation des pratiques de production et de commercialisation du charbon de bois, la présente recherche examine les pratiques d'exploitation des produits forestiers non ligneux (PFNL) et celles de gestion forestière, et propose des pistes de leur amélioration pour une exploitation/gestion durable du *miombo*. Ainsi, cette recherche se positionne au centre des différentes thèses du PRD-CHARLU, en intégrant les dimensions écologiques et socio-économiques pour une exploitation et gestion durable du *miombo* dans la région de Lubumbashi.

Abstract

Title: Local Knowledge and *Miombo* woodlands Restoration: Toward an Integrated Understanding of Anthropogenic Pressures and Ecological Responses in the Lubumbashi Region, Democratic Republic of the Congo

In the Lubumbashi region, the overexploitation of forest resources generally results in deforestation and degradation of *miombo* woodlands. This situation is primarily driven by rapid population growth, unplanned urbanization, and unstable socio-economic and political conditions, compelling local communities to heavily depend on forest resources for their survival. Combined with poor resource management and utilization practices, these factors contribute significantly to *miombo* deforestation and degradation, threatening the survival of dependent communities. This research aims to analyze the socio-ecological dynamics and local knowledge, to develop an inclusive governance model for the restoration and sustainable management of *miombo* woodlands in the Lubumbashi region, in the southeastern Democratic Republic of the Congo. Remote sensing and mapping approaches, semi-structured individual interviews combined with focus groups, and floristic inventories were employed for data collection.

The findings indicate that approximately half of the *miombo* woodland was converted into anthropogenic habitats between 1990 and 2022, primarily driven by agricultural expansion, charcoal production, urbanization, and mining activities within Lubumbashi's charcoal supply basin (the collective administrative entities supplying Lubumbashi city with charcoal). Consequently, the deforestation rate in this region is six times higher than the national average. Local communities within this charcoal production basin perceive both deforestation of *miombo* woodlands and low soil fertility as major environmental concerns. Coupled with forest degradation, deforestation highlights the visible impacts of human activities in village landscapes across the Lubumbashi region. The consequences of these anthropogenic activities on forest resources are alarming, exemplified by poor collection practices that have resulted in limited availability of non-timber forest products. Nevertheless, the results also demonstrate a high natural regeneration capacity of *miombo* woodlands, which strongly depends on the intensity of anthropogenic disturbances experienced by the habitats. Additionally, findings have revealed a rich ethnoecological inventory that can support reforestation initiatives. However, in habitats with low resilience, such initiatives often fail to yield the expected outcomes due to insufficient integration of local knowledge and governance practices poorly suited to *miombo* contexts. Furthermore, forest governance remains less effective due to inadequate observance of good governance principles such as inclusivity and transparency.

To address deforestation and promote sustainable management of *miombo* in Lubumbashi, it is essential to adopt participatory land-use planning, promote community forestry and agroforestry systems, and encourage reforestation initiatives incorporating multipurpose species. Alternative energy sources and energy

plantations should be supported alongside inclusive forest governance and tailored legislation. Finally, improving socio-economic conditions for local communities is crucial to reducing their dependence on natural resources.

Keywords: *Miombo* woodlands; Deforestation/Forest degradation; Forest restoration; Local knowledge; Ecosystem services; Forest governance.

Résumé

Dans la région de Lubumbashi, la surexploitation des ressources forestières conduit généralement à la déforestation et à la dégradation du *miombo*. Ceci est principalement dû à la démographie galopante, l'urbanisation non planifiée et les conditions socio-économiques et politiques instables, conduisant la population humaine à fortement dépendre des ressources forestières pour assurer sa survie. Combinée aux mauvaises pratiques de gestion et d'utilisation de ces ressources forestières, cette situation conduit à la déforestation et la dégradation du *miombo*, mettant en péril la survie des populations qui en dépendent. Cette recherche se propose d'analyser la dynamique socio-écologique et les savoirs locaux, afin de construire un modèle inclusif de gouvernance pour la restauration et la gestion durable du *miombo* dans la région de Lubumbashi, dans sud-est de la République Démocratique du Congo. Les approches de télédétection et de cartographie, les entretiens individuels semi-structurés couplés aux focus groups et les inventaires floristiques ont été utilisés lors de la collecte des données.

Les résultats obtenus ont montré que près de la moitié du *miombo* a été converti en des habitats anthropisés entre 1990 et 2022, principalement en raison de l'expansion de l'agriculture, de la production du charbon de bois, de l'urbanisation et des activités minières au sein du bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi (L'ensemble des entités administratives approvisionnant la ville de Lubumbashi en charbon de bois). Par conséquent, le taux de déforestation est six fois supérieur comparativement à la moyenne nationale. Pour cette raison, la déforestation du *miombo*, tout comme la faible fertilité des terres, est perçue par les communautés locales de ce bassin de production du charbon de bois comme un problème environnemental majeur. Associée à la dégradation forestière, la déforestation témoigne des impacts visibles des activités humaines dans les espaces villageois de la région de Lubumbashi. Les conséquences de ces activités anthropiques sur les ressources forestières sont alarmantes, à l'instar des mauvaises pratiques de collecte qui ont induit une faible disponibilité des produits forestiers non ligneux dans les habitats forestiers. Néanmoins, les résultats montrent que le *miombo* présente une capacité de régénération naturelle élevée, largement dépendante de l'intensité des perturbations anthropiques ayant été connues par les habitats. Aussi, les résultats ont mis en évidence une liste éthnoécologique riche, pouvant accompagner les initiatives de reforestation. Néanmoins, dans les habitats à faible résilience, ces initiatives, produisent faiblement les résultats escomptés. Ceci est dû à la faible prise en compte des savoirs locaux d'une part. D'autre part, la gouvernance forestière s'avère peu adaptée au contexte du *miombo* et demeure

moins efficace du fait de l'observation faible des critères de bonne gouvernance dont l'inclusivité et la transparence.

Pour lutter contre la déforestation et assurer une gestion durable du *miombo* dans la région de Lubumbashi, il est crucial de procéder à l'aménagement participatif des terroirs, de promouvoir la foresterie communautaire, d'encourager l'adoption de systèmes agroforestiers et les initiatives de reforestation intégrant les espèces à usages multiples. Les énergies alternatives et les plantations à vocation énergétique doivent être encouragées, tout comme une gouvernance forestière inclusive et une législation adaptée. Enfin, l'amélioration des conditions socio-économiques des communautés locales est essentielle pour limiter la dépendance aux ressources naturelles.

Mots-clés : *Miombo* ; Déforestation/Dégradation forestière ; Restauration forestière ; Savoirs locaux ; Services écosystémiques ; Gouvernance forestière.

Remerciements

Cette recherche doctorale est le fruit de plusieurs années de travail intense, de persévérance, d'expériences inestimables et de nombreux sacrifices. Elle n'aurait pu aboutir sans le soutien, les encouragements et les conseils éclairés de nombreuses institutions et personnes, qui, de près ou de loin, ont contribué à la réussite de cette thèse.

Tout d'abord, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à l'Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieur (ARES) pour la bourse qui m'a été octroyée dans le cadre du Projet de recherche pour le Développement intitulé : « Renforcement des capacités de gestion durable de la forêt claire de *miombo* par l'évaluation de l'impact environnemental de la production de charbon de bois et l'amélioration des pratiques vis-à-vis des ressources forestières, PRD CHARLU en sigle ». Ce soutien financier et institutionnel a été un pilier fondamental, facilitant la réalisation de mes recherches et me permettant de mener à bien cette thèse.

Ensuite, je tiens à remercier l'Université de Liège, en particulier la Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech, ainsi que l'Université de Lubumbashi et sa Faculté des Sciences Agronomiques, pour avoir rendu possible cette thèse en cotutelle. Cette collaboration internationale a offert un cadre scientifique enrichissant et a favorisé l'échange de savoirs entre les deux institutions, renforçant ainsi la portée de cette recherche.

Je remercie sincèrement les coordinateurs du PRD CHARLU, les Professeurs Jan Bogaert et Yannick Useni Sikuzani, pour ma sélection dans ce projet, ayant permis la réalisation de cette thèse dans un cadre scientifique enrichissant, grâce à un appui académique, logistique et financier déterminant. Je profite adresser mes remerciements à Madame Mireille Samba, secrétaire du projet, pour son appui technique et son soutien administratif tout au long de cette thèse.

Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance à mon promoteur, le Professeur Jan Bogaert, pour son expertise précieuse, son encadrement rigoureux et son accompagnement sans faille tout au long de ce parcours. Ses exigences scientifiques, sa patience, sa disponibilité et ses conseils avisés ont été essentiels à l'orientation et à l'aboutissement de cette recherche. J'adresse également mes sincères remerciements à mon co-promoteur, le Professeur Yannick Useni Sikuzani, dont la rigueur scientifique, les suggestions constructives et l'engagement constant ont donné forme et enrichi cette étude de manière significative. J'adresse particulièrement mes remerciements au Professeur Wilfried Masengo, pour son apport incalculable dans la conception et la rédaction de cette thèse. Ses remarques et apports scientifiques ont été d'une grande importance.

Par ailleurs, je souhaite adresser mes sincères remerciements aux membres de mon comité de thèse, les Professeurs An Ansoms, Philippe Lebailly et Fabio Berty, dont les orientations éclairées, les remarques pertinentes et le soutien académique ont considérablement contribué à la qualité et à la rigueur scientifique de cette recherche. De surcroît, De surcroît, je remercie chaleureusement les co-auteurs de

mes publications scientifiques, les professeurs François Munyemba, François Malaisse, Jean-François Bastin, Bill Kasongo, Raoul Sambiéni, Wilfried Masengo, Sylvestre Cabala, Amisi Mwana Yamba, Waselin Salomon, Fidèle Cuma, Apollinaire Biloso, Quentin Ponette, Justin Kyale, Laurent Njibu, Yannick Useni, Jan Bogaert et les collègues Héritier Khoji, Nathan Kasanda, Bienvenu Esoma, Harold Strammer, Franco Mwamba, François Duse, Médard Mpanda, Patrick Mukanya, Gracia Kalenga pour leur contribution précieuse et enrichissante tout au long de ce grand parcours. Je tiens également à exprimer ma gratitude aux membres du jury, les Professeurs Apollinaire Biloso, François Munyemba, Jean-François Bastin, Sylvestre Cabala, Bill Kasongo, Yannick Useni, Jan Bogaert pour le temps qu'ils ont consacré à l'évaluation de cette thèse et son amélioration. De même, j'exprime toute ma gratitude envers plusieurs professeurs et docteurs dont l'expertise et le soutien ont joué un rôle clé dans l'avancement de cette thèse, à travers leur apport scientifique et encouragements : Paul Kazaba, Jean-Paul Katond, Jules Nkulu, Hypolite Nshimba, Michel Mpundu et le PhD Paolo Cerutti.

Je souhaite adresser ma gratitude aux autres doctorants du projet CHARLU, Héritier Khoji, Nathan Kasanda et Bienvenu Esoma, pour leur camaraderie, leur soutien intellectuel et les précieux échanges qui ont jalonné ces années de recherche.

Un merci spécial au collègue scientifique Patient Umba, qui m'a initié à l'outil KoboCollect, facilitant ainsi la collecte des données d'enquêtes et améliorant l'efficacité du processus. Je tiens également à remercier Brigitte Le Roux pour son appui scientifique, en m'offrant son ouvrage sur les statistiques multivariées, un outil à la rigueur scientifique, ayant guidé certaines analyses des données de cette thèse.

Je suis aussi profondément reconnaissant envers tous ceux qui ont contribué à la collecte des données sur le terrain, en particulier l'assistant Urbain Mumba, Fiston Kabongo, Patrick Mukanya, Gracia Kalenga, Adaya Bovo, Modeste Nunu, Sam Dianda, François Duse, Boniface Mbinga, Eric Yav, Jonathan Tshitakika, Ben Cola, Enoc Kasangu, Didier Kapaso, Espérant Tumaini et Pascal Katele. Leur implication et leur dévouement ont été cruciaux pour la réussite de cette recherche doctorale.

De la même manière, je remercie mes amis et connaissances qui ont apporté leur soutien d'une manière ou d'une autre, notamment, les professeurs Félicien Mununga, Serge Langunu et François Ntumba ; les chefs des Travaux James Nkulu, Lydie Linda et Myriam Meta ; les assistants Clément Kabalika, Trésor Kisimba, Eric Seya, Prodige Mutanga, Alphonse Nkombe, Médard Mpanda, John Kikuni ainsi que Merveil Kongolo et Egide Kaela. Leur présence et leurs encouragements ont été précieux et profondément appréciés.

En outre, je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance aux autorités coutumières, aux membres des communautés locales, ainsi qu'aux agents des services publics, des entreprises minières et des ONG, qui ont activement pris part aux entretiens et aux focus groups réalisés dans le cadre de la collecte des données pour cette recherche doctorale. Leur collaboration active, leur engagement constant

et la pertinence de leurs contributions ont constitué des éléments clés ayant largement contribué à la réussite de cette recherche.

Je remercie les familles Prince de Cologne, Docteur Mutamba et Jean-claude Sangwa pour leur accueil et appui à la découverte de l'Europe. Que les Ingénieurs de la LIADC et les habitants de la maison Nord-sud trouvent à travers cette phrase l'expression de ma gratitude pour cette grande famille formée et cette vie commune.

Je remercie du fond du cœur la famille Makasi pour l'intégration. Sa générosité, m'a profondément touché. Grâce à celle-ci, je me suis toujours senti chez moi, entouré et soutenu bien au-delà de ce que j'aurais pu espérer.

Je n'oublie pas toutes celles et ceux qui, bien que non mentionnés ici, ont joué un rôle dans cette aventure doctorale. Votre soutien, qu'il ait été moral, scientifique, technique ou matériel, a laissé une empreinte indélébile sur ce travail. Soyez assurés de ma gratitude sincère et profonde.

Je ne remercierai jamais assez mon père, Léopold Nghonda Manda, pour son soutien inébranlable, son amour indéfectible et son rôle de guide tout au long de ma vie. A mon grand frère, Lucien Manda, dont l'apport a été considérable dans notre éducation, je témoigne aussi toute ma gratitude. De plus, j'adresse mes remerciements à mes frères et sœurs : Lucien Manda, Louis Kabobo, Julienne Mukobe, Michel Kamangu, Romain Makungu et Esperant Tumaini, pour leur soutien moral et leurs encouragements constants, qui ont été un véritable moteur dans cette recherche doctorale.

A mon épouse, Fidely Masengo Nghonda, je rends un hommage particulier pour son amour, sa patience et son soutien indéfectible, qui m'ont porté même dans les moments les plus difficiles. A vous mes enfants, Bernadette Nghonda, Marthe Nghonda, Lucia Nghonda et Jotham Nghonda, cette thèse vous revient. Votre présence lumineuse et votre affection ont été une source de force et de motivation tout au long de ce parcours. Je vous remercie particulièrement d'avoir supporté mon absence constante, y compris dans les moments où j'étais physiquement présent à la maison.

Table des matières

Avant-propos	i
Abstract	iii
Résumé	iv
Remerciements	vi
Table des matières	ix
Liste des figures.....	xiii
Liste des tableaux	xvi
Liste des acronymes	xix
Chapitre 1	1
Introduction générale.....	1
1.1. Problématique et cadre contextuel	3
1.2. Fondements scientifiques de la thèse	8
1.3. Outline et structuration de la thèse.....	12
Chapitre 2	15
Fondements théoriques et conceptuels	15
2.1. Généralités sur la forêt claire	17
2.2. Ecologie du paysage et aménagement durable des territoires	28
2.3. Gouvernance forestière	44
Chapitre 3	55
Milieu d'étude et méthodologie.....	55
3.1. Milieu d'études	57
3.2. Méthodologie	68
Chapitre 4	85
Mapping and Quantification of Miombo Deforestation in the Lubumbashi Charcoal Production Basin (DR Congo): Spatial Extent and Changes between 1990 and 2022	85
4.1. Abstract	87
4.2. Résumé.....	87
4.3. Introduction.....	88
4.4. Materials and Methods.....	90
4.5. Results.....	96
4.6. Discussion	105
4.7. Conclusions.....	110
4.8. Contextualisation	110
Chapitre 5	113
Towards an Inclusive Approach to Forest Management: Highlight of the Perception and Participation of Local Communities in the Management of miombo Woodlands around Lubumbashi (Haut-Katanga, DR Congo).....	113

5.1.	Abstract	115
5.2.	Résumé.....	115
5.3.	Introduction.....	116
5.4.	Materials and Methods.....	118
5.5.	Results.....	122
5.6.	Discussion	133
5.7.	Conclusions	138
5.8.	Contextualisation.....	138
Chapitre 6		139
Spatial Footprint of anthropogenic activities in the Lubumbashi Charcoal Production Basin (DR Congo): Insights from Local Community Perceptions		139
6.1.	Abstract	141
6.2.	Résumé.....	141
6.3.	Introduction.....	142
6.4.	Materials and Methods.....	145
6.5.	Results.....	148
6.6.	Discussion	156
6.7.	Conclusions	160
6.8.	Contextualisation.....	160
Chapitre 7		161
Socio-Economic Value and Availability of Plant-Based Non-Timber Forest Products (NTFPs) within the Charcoal Production Basin of the City of Lubumbashi (DR Congo)		161
7.1.	Abstract	163
7.2.	Résumé.....	163
7.3.	Introduction.....	164
7.4.	Materials and Methods.....	166
7.5.	Résultats	171
7.6.	Discussion	179
7.7.	Conclusions	184
7.8.	Contextualisation.....	184
Chapitre 8		185
Floristic Diversity and Natural Regeneration of Miombo Woodlands in the Rural Area of Lubumbashi, DR Congo.....		185
8.1.	Abstract	187
8.2.	Résumé.....	187
8.3.	Introduction.....	188
8.4.	Materials and Methods.....	190
8.5.	Results.....	195
8.6.	Discussion	201
8.7.	Conclusions	205
8.8.	Contextualisation.....	206

Chapitre 9	207
Reforestation Initiatives in the Lubumbashi Charcoal Production Basin (DR Congo): Plant Diversity Selection, Management Practices, and Ecosystems Structure.....	207
9.1. Abstract	209
9.2. Résumé.....	210
9.3. Introduction.....	211
9.4. Materials and Methods.....	212
9.5. Results.....	217
9.6. Discussion	225
9.7. Conclusions.....	231
9.8. Contextualisation	232
Chapitre 10	233
Exploring the Role of Traditional Ecological Knowledge in Restoring and Managing Miombo Woodlands: A Case Study from the Lubumbashi Charcoal Production Basin, Haut-Katanga, Democratic Republic of the Congo.....	233
10.1. Abstract	235
10.2. Résumé.....	235
10.3. Introduction.....	236
10.4. Materials and Methods.....	238
10.5. Results.....	242
10.6. Discussion	251
10.7. Conclusions.....	257
10.8. Contextualisation	258
Chapitre 11	259
Evaluation de la gouvernance du miombo dans la région de Lubumbashi : enjeux et perspectives pour une gestion forestière durable et inclusive (Haut-Katanga, RD Congo).....	259
11.1. Abstract	261
11.2. Résumé.....	261
11.3. Introduction.....	262
11.4. Matériels et méthodes	264
11.5. Résultats	268
11.6. Discussion	274
11.7. Conclusion	278
11.8. Contextualisation	279
Chapitre 12	281
Discussion générale	281
12.1. Discussion méthodologique	283
12.2. Discussion des résultats	289
12.3. Implication pour une exploitation et une gestion durable des ressources forestières dans la région de Lubumbashi	303

Chapitre 13	315
Conclusion générale et perspectives.....	315
13.1. Conclusion générale.....	317
13.2. Perspectives.....	320
Positionnalité du chercheur	321
Références bibliographiques.....	325
Annexes	I
Annexe I. Questionnaires	III
Annexe II. Tableaux	X
Annexe III. Textes légaux pertinents en relation avec la gestion durable des ressources forestières en République Démocratique du Congo.....	XXIII
Annexe IV. Quelques photos de terrain.....	XXX
Annexe V. Liste des publications de l'auteur	XXXV

Liste des figures

Figure 1-1. Connectivité entre les chapitres des résultats de la présente étude.....	13
Figure 2-1. Répartition du <i>miombo</i> dans le continent Africain.	19
Figure 2-2. Les quatre catégories de services écosystémiques selon la classification du Millenium Ecosystem Assessment (2005).	20
Figure 2-3. Illustration des produits forestiers non ligneux collecté dans le <i>miombo</i>	22
Figure 2-4. Causes de la déforestation et dégradation forestière.....	26
Figure 2-5. Pressions anthropiques sur le <i>miombo</i> , affectant la régénération d'essences ligneuses et la restauration du couvert végétal dans la région de Lubumbashi.	28
Figure 2-6. Le paysage, un niveau d'organisation des systèmes écologiques se trouvant au-dessus de l'écosystème, mais en dessous de la région et du contient (Burel & Baudry, 2012).....	29
Figure 2-7. Schéma illustrant la démarche scientifique en écologie du paysage.	30
Figure 2-8. Eléments de base d'une structure paysagère formant le paysage selon le modèle tache-corridor-matrice (Loucks, 2008).....	30
Figure 2-9. Illustration des éléments servant à la description de la ville selon l'approche de Lynch (Vranken, 2015).....	31
Figure 2-10. Composantes de l'hétérogénéité : augmentation de l'hétérogénéité de (a) à (c) par modification de la proportion et du nombre d'éléments, et de (d) à (f) par variation de leur répartition spatiale (Burel & Baudry, 2012).....	33
Figure 2-11. Représentation des éléments clés d'un système écologique à toutes les échelles spatio-temporelles : la structure spatiale du paysage, sa composition et ses fonctions.	33
Figure 2-12. Identification du processus de transformation spatiale.	36
Figure 2-13. Diagramme représentant les dix processus de transformation spatiale.....	37
Figure 2-14. Les processus de transformation spatiale sont généralement observés pour les types de taches naturelles (représentées par des traits continus) et anthropiques (représentées par des traits discontinus).	38
Figure 2-15. Processus de la télédétection passive.....	39
Figure 2-16. L'écologie du paysage et la chorologie.	44
Figure 2-17. Les mécanismes et stratégies de la gouvernance forestière.....	46
Figure 2-18. Eléments interdépendants façonnant l'approche intégrée et les synergies dans les paysages forestiers (Riggs et al., 2021).	47
Figure 3-1. Présentation du bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi (zone limitée en rouge) et ses villages (étoiles entourées d'un hola) couverts par la présente étude.	58
Figure 3-2. Diagramme ombrothermique de la région de Lubumbashi. (Source : https://images.climate-data.org/location/503/climate-graph.png).....	61
Figure 3-3. Évolution démographique de la République Démocratique du Congo, Kinshasa, l'ancienne province du Katanga et Lubumbashi.....	64

Figure 3-4. Graphical representation of the floristic inventory plan showing main plots and subplots along a 500-m m transect (Améja et al., 2022).....	81
Figure 4-1. Geographic location of the Lubumbashi charcoal production basin (LCPB), comprising charcoal-producing villages located in the Kaponda, Bukanda, Balamba, Lufira and Kisamamba sectors of Upper Katanga Province in the DR Congo.	90
Figure 4-2. Decision tree used to identify the transformation processes that modify the spatial structure of landscapes.	95
Figure 4-3. Land cover maps of the LCPB in 1990, 1998, 2008, 2015 and 2022 based on the supervised classification of the Landsat images using the random forest classifier.....	97
Figure 5-1. Location of Lubumbashi (the gray polygon) and its rural area (the white area around Lubumbashi) in Haut-Katanga province, DR Congo.....	119
Figure 5-2. Determinants of local communities' perception of environmental problems in the different villages of the rural area of Lubumbashi.....	125
Figure 5-3. Sociodemographic profile of the actors participating in the different activities organized by the NGOs/provincial public services (PS).....	132
Figure 6-1. Location of the Lubumbashi Charcoal Production Basin (different land uses) and of the villages covered by the present study (stars) distributed over an 80 km radius around the city of Lubumbashi (the grey polygon in the center) in the province of Haut-Katanga, south-eastern DR Congo.	145
Figure 6-2. Illustration of the elements of Lynch's approach adapted to a rural area.	147
Figure 6-3. Lynch perception interview-element accumulation curves for the five village spaces.....	147
Figure 6-4. Mapping the perception of anthropogenic activities having a negative impact on the landscapes of five different village areas, according to Lynch's theory (1960).	151
Figure 7-1. Lubumbashi city (gray polygon) and its rural area (the white area around Lubumbashi city).....	167
Figure 7-2. NTFPs-harvesting practices used by local communities in Makisemu and Mwawa village areas (n=50 individuals per village area).	175
Figure 7-3. Diameter structure (cm) of NTFP source species inventoried in the <i>miombo</i> woodlands around two villages, i.e., Makisemu (degraded forest) and Mwawa (intact forest), in the rural area of Lubumbashi, DR Congo.	177
Figure 8-1. City of Lubumbashi (gray polygon) and its rural area (white space surrounding Lubumbashi).....	190
Figure 8-2. Graphical representation of the floristic inventory plan showing main plots and subplots along a 500 m transect (Ameja et al., 2022).	192
Figure 9-1. Location of the city of Lubumbashi (grey polygon) and its rural area (white space around the city of Lubumbashi).....	213
Figure 9-2. Diametric structure of habitats in both village areas: (a): reforested habitats; (b): unexploited habitats.....	219

Figure 10-1. The geographical location of the BCPBL and the villages included in the study (represented by stars), within an 80 km radius of Lubumbashi, in the province of Haut-Katanga in south-eastern DR Congo.....	239
Figure 11-1. Localisation de la ville de Lubumbashi (Polygone en gris) et sa région (zone autour de Lubumbashi) dans la province du Haut-Katanga en RD Congo....	265
Figure 11-2. Matrice pouvoir-intérêt des catégories d'acteurs dans l'hinterland de Lubumbashi.	269
Figure 11-3. Sociogramme des acteurs de la gouvernance forestière, observé à Makisemu, Nsela et Texas dans la région de Lubumbashi.....	270
Figure 11-4. Sociogramme des acteurs de la gouvernance forestière, observé à Luisha et Mwawa dans la région de Lubumbashi.	271
Figure 11-5. Perception des communautés locales sur l'efficacité de la gouvernance forestière dans les villages couverts par l'étude, en fonction des critères de bonne gouvernance et l'échelle de Likert.	273
Figure 12-1. Schéma présentant les différentes solutions palliatives à la déforestation et dégradation forestière.	303

Liste des tableaux

Tableau 1-1. Publications et manuscrits scientifiques rédigés dans le cadre de la présente recherche doctorale.	14
Tableau 2-1. Description des principales catégories de produits forestiers non ligneux d'origine végétale	23
Tableau 2-3. Illustration d'une matrice de transition des états d'occupation du sol entre T_0 et T_1	35
Tableau 2-4. Aperçu des défis et opportunités se présentant dans la gouvernance forestière au niveau national en République Démocratique du Congo.....	52
Tableau 2-5. Aperçu des défis et opportunités se présentant dans la gouvernance forestière au niveau provincial et local en République Démocratique du Congo.....	53
Tableau 3-1. Caractéristiques des villages étudiés en lien avec la disponibilité des forêts, les initiatives de reforestation, l'accessibilité et les structures (ONG et services publics provinciaux) impliquées dans la gestion forestière au sein des villages sélectionnés.	59
Tableau 3-2. Données climatiques de la région de Lubumbashi, haut-Katanga, République Démocratique du Congo.....	62
Tableau 3-3. Caractéristiques des images LandSat utilisées dans la présente étude.	69
Tableau 3-4. Critères d'évaluation de la gouvernance dans la gestion forestière.	77
Table 4-1. Description of the land cover types for supervised classification of the landscape of the LCPB using the random forest classifier and points used as training data.	93
Table 4-2. Accuracy assessment and area estimate for the land cover and land cover change map from 1990 to 1998 based on the Landsat image supervised classification using the random forest classifier.	98
Table 4-3. Accuracy assessment and area estimate for the land cover and land cover change map from 1998 to 2008 based on the Landsat image supervised classification using the random forest classifier.	99
Table 4-4. Accuracy assessment and area estimate for the land cover and land cover change map from 2008 to 2015 based on the Landsat image supervised classification using the random forest classifier.	100
Table 4-5. Accuracy assessment and area estimate for the land cover and land cover change map from 2015 to 2022 based on the Landsat image supervised classification using the random forest classifier.	101
Table 4-6. Transition matrices illustrating the percentage of land cover change between 1990 and 1998, 1998 and 2008, 2008 and 2015 and 2015 and 2022 based on the assisted classification of Landsat images using the random forest classifier.	102
Table 4-7. Simpson's diversity index (SIDI) and Simpson's evenness index (SIEI) of the LCPB in 1990, 1998, 2008, 2015 and 2022.....	103
Table 4-8. Summary of landscape metric characteristic of the LCPB dynamics for 1990, 1998, 2008, 2015 and 2022 based on the supervised classification of Landsat images using the random forest classifier.....	104

Table 5-1. Geographic location, demographics, sample size, and structures (NGOs and provincial public services) involved in forest management within the selected villages.....	120
Table 5-2. Socio-demographic characteristics of heads of households in different villages in the rural area of Lubumbashi. * n: sample size; NTFP: non-timber forest products.	122
Table 5-3. Environmental problems identified by the literature review on the Katangan Copperbelt.	123
Table 5-4. Main environmental problems perceived in the different villages of the Lubumbashi rural area.	124
Table 5-5. Actions of NGOs and provincial public services, as perceived by local communities in the different villages of the rural area of Lubumbashi.	126
Table 5-6. Suitability of the actions of the NGOs/provincial public services to the problems identified in the literature and by the local communities.....	128
Table 5-7. Jaccard similarity index calculated between the literature, the perception of local communities, and the actions of NGOs and provincial public services.	129
Table 5-8. Participation of the local communities in the actions carried out by the NGOs and the provincial public services, in the different villages of the rural area of Lubumbashi.	131
Table 6-1. Possible ways of mapping the perceived footprint of human activities on the landscape of village areas	148
Table 6-2. Elements of the image relating to anthropic activities as perceived by trained experts and on the collective image of the village areas of Luisha, Makisemu, Mwawa, Nsela and Texas around the city of Lubumbashi following Lynch's approach (1960).....	150
Table 6-3. Understanding of 5 landscape features by trained experts and local communities in the Lubumbashi region	150
Table 6-4. Surface area of different village areas in the Lubumbashi rural area and visual anthropogenic impacts.	155
Table 6-5. Understanding of the negative impacts of anthropogenic activities by trained experts and local communities in the Lubumbashi region	155
Table 7-1. Forest status, accessibility of the village area, and sample size of local community members regarding NTFPs harvesting in <i>miombo</i> woodlands within selected villages in southeastern DR Congo.....	168
Table 7-2. Ethnobotanical list of woody species sources of NTFPs collected from <i>miombo</i> woodlands in the rural area of the city of Lubumbashi, DR Congo.	173
Table 7-3. Socio-economic values of the top five most-harvested NTFPs in <i>miombo</i> woodlands according to their different uses in the rural area of Lubumbashi, DR Congo.	176
Table 7-4. Woody plant species sources of NTFPs inventoried in the <i>miombo</i> woodlands around the two villages crossed with ethnobotanical lists given by interviewed members of local communities.....	178
Table 8-1. Presentation and description of the three surveyed habitats in Luisha area.	192

Table 8-2. Families, genera, and species of inventoried adult individuals in different habitats.....	196
Table 8-3. Dendrometric and floristic parameters of inventoried adult individuals in different habitats.....	197
Table 8-4. Floristic list of the top five regenerative plant species, showing high relative frequency/density (values in bold).....	198
Table 8-5. Comparison of dendrometric parameters and species richness between the two classes of juvenile individuals inventoried in the three habitats.....	199
Table 8-6. Floristic list of the top five regenerative plant species, showing the natural regeneration index for each habitat (values in bold).....	200
Table 8-7. Jaccard similarity between floristic lists of different strata in the three habitats.....	201
Table 9-1. Factors influencing the choice of habitats used for reforestation in both village areas.....	217
Table 9-2. Criteria for choosing woody species for reforestation in the rural area of Lubumbashi.....	218
Table 9-3. Management practices for reforested habitats in the rural area of Lubumbashi.....	218
Table 9-4. Floristic list of woody species cited during interviews and those recorded in reforested and unexploited habitats across both village areas.....	221
Table 9-5. Dendrometric and floristic parameters of individuals inventoried in the reforested and unexploited habitats.....	224
Table 9-6. Diversity index between reforested and unexploited habitats in the Lubumbashi charcoal production basin.....	224
Table 9-7. Jaccard's similarity index of ethnobotanical and floristic lists in both village areas. Values are presented in percentages. - Less informative comparison.....	225
Table 10-1. Demographic and environmental characteristics of the four villages covered by the study: population size distribution, forest cover, focus group participation, sampling and gender distribution.....	240
Table 10-2. Sacred sites in the Lubumbashi rural area, according to citations (focus and individual interviews) by local community members.....	243
Table 10-3. Ethnobotanical list of sacred wood species identified during focus groups and individual interviews held in various villages in the rural area of Lubumbashi.....	245
Table 10-4. Traditional ecological practices for biodiversity conservation and sustainable <i>miombo</i> woodlands management in rural Lubumbashi.....	248
Table 10-5. Modes and circumstances of transmission of traditional ecological knowledge and practices.....	249
Table 10-6. Roles of ceremonials in forest conservation in rural Lubumbashi.....	249
Table 10-7. Association between biodiversity conservation/forest management practices and elements of the socio-demographic profile of respondents.....	250
Tableau 11-1. Situation géographique, démographie, taille de l'échantillon dans les différents villages couverts par la présente étude.....	267

Liste des acronymes et abréviations

%	: Pourcentage
AFCM/MCA	: Analyse factorielle des correspondances multiples/multiple correspondence factor analysis
AFODEK	: Agroforêts pour le Développement de Kipushi
APRONAPAKAT	: Action pour la Protection de la Nature et des Peuples Autochtones du Katanga
B1	: Climat soudanien
BPCBL/LCPB	: Bassin de production de charbon de bois de Lubumbashi
BUCODED	: Bureau Conseil en Développement Durable
CART	: Classification and Regression Tree
CBNRM	: Community-Based Natural Resource Management/Gestion des ressources naturelles, basée sur les communautés
CB'w	: Climat sub-humide mésothermique à saison sèche d'hiver
CCT	: Centre Canadien de Télédétection
CFCL/LCFC	: Concessions forestières pour les communautés locales/Local Community Forest Concessions
cm	: Centimètre
CN-REDD	: Comité National REDD+
CO ₂	: Dioxyde de carbone
COMIFAC	: Commission des Forêts d'Afrique Centrale
COMILU	: Concession minière de Luisha
COVID	: Maladie à coronavirus
CWS ₅ ou 6	: Climat tropical humide, caractérisé par une saison sèche d'hiver et 5 ou 6 mois de pluie
DGRAD	: Direction Générale des Recettes Administratives et Douanières
DHP/DBH	: Diamètre à hauteur de la poitrine/Diameter at Breast Height
DOAJ	: Directory of Open Access Journals
DoR/RDo	: Dominance relative/Relative dominance
DR/RD	: Densité relative/Relative density
DSRP	: Document de Stratégie pour la Réduction de la Pauvreté
ETM/TME	: Elements traces métalliques/ trace metal elements
FAO	: Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
F_c/C_f	: Fréquence de citation/Citation frequency
FCPF	: Forest Carbon Partnership Facility
FFOM	: Forces, Faiblesses, Opportunités et Menaces
FLEGT	: Forest Law Enforcement, Governance and Trade
FR/RF	: Fréquence relative/Relative frequency
GBA	: Ground Basal Area
GEE	: Google Earth Engine
HLPE	: high level panel of experts on food security and nutrition of the committee on World Food Security
I12c	: Climat tropical à pluies d'été
INS	: Institut national de statistique
JMP	: John's Mathematical Programming

km	: Kilomètre
km ²	: Kilomètre carré
kNN	: K Nearest Neighbors
m	: Mètre
m ²	: Mètre carré
MECNT	: Ministère de l'Environnement, Conservation de la Nature et tourisme
MLC	: Maximum Likelihood Classification
mm	: Millimètre
NDVI	: Normalized Difference Vegetation Index
ONG	: Organisation non gouvernementale
PARS	: Plan de réhabilitation sociale et d'atténuation post-minièrè
PFBC	: Partenariat pour les Forêts du Bassin du Congo
PFM	: Gestion forestière participative
PFNL/NTFPs	: Produits forestiers non ligneux/ Non-Timber Forest Products
PNUÉ	: Programme des Nations Unies pour l'Environnement
PSE/PES	: Paiement pour services environnementaux
RD Congo/DR Congo	: République Démocratique du Congo
REDD+	: Réduction des Émissions dues à la Déforestation et à la Dégénération des forêts, avec le "+" qui inclut la gestion durable des forêts, l'amélioration des stocks de carbone forestier et la conservation des forêts
RNA/ANR	: Régénération naturelle assistée
SIG/GIS	: Systèmes d'information géographique/ Geographic Information System
SVM	: Support Vector Machine
TEK/CET	: Connaissances écologiques traditionnelles
UNEP	: United Nations Environment Programme
USD	: Dollar américain
UTM	: Universal Transverse Mercator
VFR & LI	: Villages with available forest resources and a low number of inhabitants
VLFR & HI	: Villages with less available forest resources and a high number of inhabitants
VPPEE	: Vision Pour la Protection de l'Environnement et de l'Ecosystème
WGS 84	: World Geodetic System 1984
WRB	: World Reference Base for Soil Resources

Chapitre 1

Introduction générale

1.1. Problématique et cadre contextuel

Les forêts sont des écosystèmes terrestres les plus importants et les plus riches, regorgeant 80 % de la biodiversité terrestre (Tchekoté et al., 2020 ; Ballère et al., 2021). Elles procurent à ce titre des nombreux services écosystémiques à l'humanité, dont la régulation du climat, la fourniture du bois d'œuvre, du dendro-énergie et des divers produits forestiers non ligneux (West et al., 2011 ; Eba'a atyi et al., 2022).

Elles occupent une superficie de 4 milliards d'hectares (Sawadogo et al., 2022), représentant près de 31 % de la surface terrestre émergée (FAO, 2024). En Afrique, les forêts représentent environ 675 millions d'hectares (Gonçalves et al., 2021 ; Bostanci, 2023), dont près de 12 % couverte par le *miombo* (Campbell et al., 2006 ; Berrahmouni et al., 2015), une forêt à prédominance d'espèces ligneuses des genres *Brachystegia*, *Julbernardia* et *Isoberlinia* (Malaisse et al., 2010 ; Malaisse et al., 2021). Cette forêt couvre entre 2,7 et 3,6 millions de km² de l'écorégion zambézienne (Sawe et al., 2014), assurant la subsistance de plus de 100 millions des populations tant rurales qu'urbaines (Mwitwa et al., 2012 ; Gonçalves et al., 2018). En République Démocratique du Congo (RD Congo), le *miombo* couvre près de 286 milles km², correspondant à près de 11% de la région Zambézienne (Malaisse, 2010). Par ailleurs, cette forêt recèle une importante biodiversité au taux d'endémisme élevé, faisant à ce qu'elle soit prioritaire à la conservation (Mittermeier et al., 2003 ; Godlee et al., 2020).

Cependant, la pression anthropique accrue sur le *miombo* entraîne la déforestation et la dégradation forestière (Munyemba & Bogaert, 2014 ; Mojeremane & Lumbile, 2016 ; Khoji et al., 2022). Les principaux facteurs sont l'agriculture itinérante et la production de dendro-énergie (Cabala et al., 2018 ; Khoji et al., 2023), auxquels s'ajoutent l'exploitation du bois d'œuvre, les feux de brousse répétés, contribuant à la perte forestière (Syampungani et al., 2016 ; Mpanda et al., 2022 ; Useni et al., 2023a). Ainsi, dans l'écorégion du *miombo*, la couverture forestière est passée de 2,3 millions de km² en 2000 à 1,8 millions de km² en 2023, avec un taux annuel de déforestation variant entre -0,72 % et -2,07 % (Khoji et al., 2025). Ce taux de déforestation annuel atteint des niveaux élevés dans les pays où les populations dépendent fortement des ressources forestières (Chirwa et al., 2015a), comme la RD Congo. En effet, en RD Congo, pays à fort potentiel forestier, le taux de déforestation annuel est le plus élevé du bassin du Congo, atteignant près de -0,4 % entre 2001 et 2019 (Eba'a Atyi et al., 2022). Le sud-est de la RD Congo, où le *miombo* est l'unité de végétation la plus dominante, n'est pas épargné. En effet la couverture forestière est passée de plus de 70 % du Katanga en 2000 à 43 % en 2010 (Potapov et al., 2012). Le taux annuel de forestation a été estimé à -0,72% dans cette région (Khoji et al., 2025). Dans le Bassin de Production du Charbon de Bois de Lubumbashi, la situation est alarmante, en raison de la pauvreté des populations rurales et urbaines. Combiné à la croissance démographique et l'urbanisation non

planifiée, cette surexploitation induit la déforestation et la dégradation du *miombo* dans la région de Lubumbashi, menaçant la survie des populations dépendantes (Kalaba et al., 2013).

Les facteurs de cette déforestation et dégradation forestière dans ce bassin sont principalement l'agriculture itinérante, la production du charbon de bois et les activités minières (Cabala et al., 2022 ; Khoji et al., 2023). Réalisées dans un contexte socio-économique et politique mitigé (Cadre Intégré de Classification de la sécurité Alimentaire, 2024), rendant la survie des populations locales fortement dépendante des ressources forestières (Schneibel et al., 2016), ces activités anthropiques conduisent à une régression forestière sans précédent (Cabala et al., 2022 ; Khoji et al., 2022).

Par ailleurs, la demande urbaine croissante en produits de première nécessité comme le bois-énergie, soutenue par une démographie galopante dans les grandes agglomérations aurait accentué la déforestation et la dégradation forestière (Useni et al., 2017a). En effet, avec une population qui double tous les 15 ans, la ville de Lubumbashi, chef-lieu de la Province du Haut-Katanga, compte actuellement près de 3 millions d'habitants (Useni et al., 2022). Cette situation amplifie la demande en dendro-énergie (Kabulu et al., 2018) du fait de l'accès limité des ménages à l'énergie électrique (Trefon et al., 2010 ; Banza, 2018) et la faible utilisation des énergies alternatives. De ce fait, Kabulu et al. (2018) ont démontré que 96 % de ménages de cette ville utilisent le charbon de bois dont la quantité mensuelle a été estimée à 800 tonnes.

Ainsi, pour satisfaire ces besoins de première nécessité, la population urbaine et celle rurale se rabattent sur les ressources naturelles en se souciant peu de leur durabilité (Lebailly, 2010). Par conséquent, le bois est exploité de façon anarchique dans le *miombo* sur un rayon de plus en plus extensible sur la région de Lubumbashi (Useni et al., 2017a), entraînant la déforestation (Cabala et al., 2018 ; Useni et al., 2018a ; Khoji et al., 2022). Cette pression croissante exercée sur le *miombo*, dans la région de Lubumbashi a profondément modifié le pattern du paysage, entraînant une fragmentation accrue des habitats, une réduction significative de la biodiversité et une altération des processus écologiques essentiels (Kabulu et al., 2018).

Pourtant, cette forêt produit des biens et services écosystémiques vis-à-vis des populations riveraines et des centres urbains (Nasi et al., 2012). En effet, le *miombo* soutient la survie de plus de 2 millions d'habitants tant ruraux qu'urbains dans le Haut-Katanga (Useni et al., 2017a). De surcroît, plus de 80 % de la population de la région de Lubumbashi est majoritairement rurale et demeure dépendante particulièrement des forêts pour sa survie (Mwengi et al., 2019). Elle puise de la forêt l'essentiel de leurs protéines, médicaments, énergie, matériaux de construction, et revenus (Malaisse, 2010). Cette déforestation affecte particulièrement la disponibilité des espèces sources des Pfnl et leur distribution autour des villages (Kouakou et al., 2017 ; N'tambwe et al., 2023b). Aujourd'hui, l'avenir de ces ressources forestières devient de plus en plus préoccupant (Dadjo, 2011) particulièrement dans la région de Lubumbashi (Useni et al., 2020a), où leur perte

affaiblirait le potentiel local et la capacité des populations tributaires de la forêt à en tirer des revenus et de la nourriture (Badjaré et al., 2018). Pour ce faire, la déforestation que connaît cette forêt, menace non seulement les moyens de subsistance de la population dont la survie dépend du *miombo* (Kalaba, 2013), mais compromet également l'engagement de la RD Congo aux objectifs d'Aïchi adopté en 2010 en matière de biodiversité (N'tambwe et al., 2023a).

Pour lutter contre cette déforestation et dégradation du *miombo*, la restauration du couvert forestier est l'une des solutions clés (Berrahmouni et al., 2015 ; Rinaudo et al., 2022). Cette restauration correspond à un processus adaptatif mettant en œuvre les pratiques rétablissant la fonctionnalité écologique et améliorant la survie humaine dans des habitats déboisés ou dégradés (Awono et al., 2023a). Elle passe par la reforestation en utilisant les espèces ligneuses exotiques à croissance rapide, permettant une reconstitution à court terme du couvert végétal et la disponibilité des services écosystémiques (Reyniers, 2019). Cependant, ces espèces exotiques constituent une menace pour la biodiversité native et altèrent les fonctions de la forêt d'origine (Ramade, 2012 ; Useni et al., 2022).

L'utilisation des espèces ligneuses natives reste par conséquent l'une des alternatives, assurant la continuité de la production des services écosystémiques à travers le maintien de sa composition floristique, sa structure et sa fonction (Aerts & Honnay, 2011). Cette forme de restauration passe généralement par la production des plantules en pépinières ou par la facilitation de la régénération naturelle dans les habitats. Néanmoins, la conduite des pépinières et l'installation définitive des plantules dans les habitats anthropisés s'avèrent onéreuses, réduisant par conséquent son applicabilité (Berrahmouni et al., 2015). Dans cette perspective, la promotion de la régénération naturelle est une alternative durable et optimale face à la perte actuelle des forêts (Holl & Aide, 2011). A travers la régénération naturelle, les individus adultes d'un peuplement forestier assurent leur remplacement en disposant dans le sous-bois les individus juvéniles (DBH <10cm ; Larson & Funk, 2016). Cette régénération naturelle, alternative durable, qui assure la pérennité des essences ligneuses (Rondeux, 2021), reste néanmoins efficace dans les habitats anthropisés présentant une forte résilience, dépendant de l'intensité des perturbations connues par ces habitats (Holl & Aide, 2011 ; Chazdon & Guariguata, 2016 ; Gonçalves et al., 2018).

En cas de faible capacité de régénération naturelle et de résilience d'espèces ligneuses natives, la reforestation reste une alternative cruciale pour restaurer rapidement le couvert forestier et les services écosystémiques (Reyniers, 2019 ; N'tambwe et al., 2024). Néanmoins, la réussite de ces initiatives de reforestation reste fortement dépendante de l'engagement des acteurs, particulièrement les communautés locales vivant en contact direct avec ces habitats forestiers. Cet engagement n'est possible que si ces initiatives impliquent activement les communautés locales, à travers la prise en compte de leur perception et savoirs locaux. En effet, la prise en compte de cette perception facilite la compréhension, l'acceptation et l'appropriation de ces initiatives de reforestation et de gestion

durable des ressources naturelles par les communautés locales (Meyfroidt, 2013 ; Taffa et al., 2015 ; Hervé et al., 2020 ; Nansikombi et al., 2020a).

Selon Burel & Baudry (2012), comprendre la perception de la population quant aux différentes modifications que subit le paysage serait un préalable lors de la conception et la mise en œuvre des mesures visant l'atténuation de l'empreinte humaine et ses impacts négatifs sur les écosystèmes naturels. En outre, l'intégration des connaissances écologiques traditionnelles (CET) dans la politique forestière locale, renforcent les initiatives de restauration forestière. Ceci passerait par la sélection d'espèces ligneuses clés et des pratiques écologiques locales, favorisant l'engagement communautaire dans ces processus de restauration forestière et l'adaptation aux changements environnementaux (Ganka et al., 2023). Néanmoins cette prise en compte de la perception environnementale et des CET dans les initiatives de restauration du couvert forestier du *miombo* et subséquemment la participation des communautés locales dans ces initiatives, ne sera rendu possible que si la gouvernance forestière est améliorée dans la région de Lubumbashi.

En effet, dans la région de Lubumbashi et comme partout ailleurs en RD Congo, le modèle de la gouvernance forestière actuelle, héritée de la colonisation, demeure du type top-down (Joiris et al., 2010). Ce modèle de gouvernance se caractérise par une forte centralisation du pouvoir par l'Etat, qui exerce des actions directes et répressives relatives au processus décisionnel et à la gestion forestière (Trefon et al., 2007a ; Trefon et al., 2010). Dans ce mode de gouvernance forestière, les autres catégories d'acteurs, et particulièrement les communautés locales ne sont impliquées que lors de la mise en œuvre des programmes de gestion forestières, sans préalablement contribuer à leur conception et planification (Teketay et al., 2016). Cette forme de gouvernance forestière a déjà montré ses insuffisances en matière de gestion forestière (Buttoud & Nguinguiri, 2016), contribuant à cet effet à la déforestation et à la dégradation forestière (Kyale et al., 2019a ; Nansikombi et al., 2020a).

Des nombreuses études antérieures ont mis en lumière la dynamique paysagère dans le Katanga, en particulier dans la région de Lubumbashi, en s'appuyant sur la télédétection et l'écologie du paysage (Munyemba & Bogaert, 2014 ; Cabala et al., 2022 ; Khoji et al., 2022 ; Mpanda et al., 2022 ; Useni et al., 2023a). Elles ont également mis en évidence la perception environnementale des communautés locales (Taffa et al., 2015 ; Hick et al., 2018 ; Hervé et al., 2020), leurs savoirs écologiques traditionnels (Baïyabe et al., 2023 ; Diawara et al., 2024) et le rôle que ces aspects jouent dans la lutte contre la déforestation et dans la gestion forestière durable (Asaah et al., 2011 ; Buttoud & Nguinguiri, 2016).

L'importance de la cartographie de la perception environnementale, aussi bien en milieu urbain des pays développés (Lynch, 1960 ; Tang et al., 2018 ; Triponescu et al., 2024) qu'en pays en développement (Amisi, 2010 ; Vranken et al., 2013 ; Vranken, 2015 ; Amisi et al., 2018), et la représentation (carto)graphique des impacts des activités anthropiques sur le paysage, ont déjà fait objet d'études antérieures. De surcroît, l'impact de la déforestation sur les moyens de subsistance des populations (Qu et al., 2024 ; Restrepo et al., 2024), en insistant sur la

disponibilité des produits forestiers non ligneux (PFNL) en Afrique (Gillet et al., 2016a ; Lamah et al., 2024) et dans la région du *miombo* (Bruschi et al., 2014 ; Miapia et al., 2021) a déjà été étudié.

D'autres études ont analysé la résilience du *miombo* face à la pression anthropique (Missanjo et al., 2014 ; Syampungani et al., 2016 ; Sangeda & Maleko, 2018). La durabilité des initiatives de reforestation a également été étudiée à ces différentes échelles (Axelsson & Grady, 2022 ; Montfort, 2023 ; Eaton et al., 2024). Ces études ont montré l'importance d'impliquer les communautés locales dans ces initiatives de restaurations forestières (Ouattara et al., 2022 ; Baïyabe et al., 2023 ; Diawara et al., 2024). En complément, le rôle des CET dans la restauration forestière, la préservation de la biodiversité et la gestion forestière en Afrique (Ntoko & Schmidt, 2021 ; Taremwa et al., 2022 ; Sinthumule, 2023) et dans l'écorégion du *miombo* (Milupi & Sampa, 2020 ; Malekani, 2022 ; Yanou et al., 2023) a déjà été exploré. En fin, d'autres recherches insistent sur la nécessité d'améliorer la gouvernance forestière en Afrique (Buttoud & Nguingiri, 2016 ; Fapa et al., 2020), notamment en RD Congo (Trefon, 2008 ; Kyale et al., 2019b) et dans l'écorégion du *miombo* (Deweese et al., 2010 ; Nansikombi et al., 2020b).

Cependant, aucune étude ne s'est spécifiquement penchée sur la dynamique paysagère dans le bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi (BPCBL), alors qu'il constitue l'un des principaux foyers d'exploitation du *miombo*. La perception des communautés locales sur la déforestation du *miombo* et la représentation (carto)graphique de cette perception environnementale en milieu rural, à travers l'approche de Lynch (1960), n'a jamais fait l'objet d'une étude. Dans la région de Lubumbashi, quelques études ont été menées sur les PFNL (Malaisse, 2010 ; Bomolo et al., 2017 ; De Kesel et al., 2017 ; Kasongo et al., 2021). Néanmoins, aucune étude a évalué la disponibilité des PFNL d'origine végétale dans un contexte de pression anthropique croissante, ce qui entrave les efforts de conservation et de gestion durable de ces ressources forestières (Assongba et al., 2013).

Concernant la restauration du couvert forestier, les études sur la régénération naturelle du *miombo* ont été menées en Afrique australe, alors qu'aucune étude de ce type n'a été menée dans le *miombo* d'Afrique centrale, où les caractéristiques écologiques diffèrent sensiblement (Malaisse et al., 2021). Par ailleurs, si ces études ont démontré l'importance des initiatives de reforestation en Afrique australe (Landry & Chirwa, 2011 ; Axelsson & Grady, 2022) et en RDC (Bisiaux et al., 2009 ; Reyniers, 2019), elles restent superficielles quant aux facteurs de réussite à long terme de ces processus. Dans la région de Lubumbashi, bien que certaines recherches aient mis en évidence la nécessité de la reforestation (Muchiza et al., 2022 ; Numbi et al., 2024) et souligné l'importance d'impliquer les communautés locales (Khoji et al., 2024), aucune d'elles n'a approfondi les déterminants de leur engagement. Par ailleurs, le rôle que jouerait les savoirs locaux dans ces initiatives de reforestation et dans la gestion forestière, n'a jamais été exploré dans la région de Lubumbashi.

Pourtant, l'analyse de la dynamique paysagère et sa compréhension dans une dimension socio-écologique sont cruciales, car la déforestation et la dégradation forestière évoluent en fonction de la pression démographique (Teketay, 2004). Coupler la cartographie de la perception environnementale avec celle des impacts anthropiques, cette analyse paysagère permettrait d'orienter efficacement les stratégies de lutte contre la déforestation et la dégradation du *miombo* dues aux activités anthropiques dans la région de Lubumbashi. De surcroît, l'évaluation de la disponibilité des PFNL d'origine végétale dans les forêts dégradées contribuerait à identifier des espèces ligneuses prioritaires pour leur conservation et leur domestication (Assongba et al., 2013).

En outre, la compréhension du potentiel de régénération naturelle du *miombo* et sa résilience face aux perturbations anthropiques est un levier essentiel pour un aménagement forestier durable et la mise en place de stratégies adaptées pour la restauration de la couverture forestière (Gonçalves et al., 2018). Par ailleurs, l'analyse des savoirs traditionnels et du système de gouvernance forestière est essentielle pour la mise en place des stratégies de restauration et de gestion forestière durable (Meyfroidt, 2013 ; Sambieni et al., 2015).

De ce fait, il apparaît essentiel de mener une étude approfondie à travers l'analyse de la dynamique socio-écologique, afin d'identifier des solutions adaptées pour la restauration et la gestion durable du *miombo* dans la région de Lubumbashi. Cette gestion durable repose sur la promotion d'un modèle de gouvernance forestière inclusif des acteurs, avec une attention particulière accordée à la participation active des communautés locales. Il s'agit ainsi de concilier les impératifs environnementaux avec les réalités socio-économiques des populations riveraines, dont la dépendance aux ressources forestières est significative. Ceci contribue à la lutte contre la déforestation et la dégradation forestière en mettant l'accent sur la restauration du *miombo* dans les habitats anthropisés, dont sa réussite dépend de la prise en compte de la perception des communautés locales et de leurs savoirs locaux. Par ailleurs, elle vise également à encourager l'adoption de pratiques durables d'exploitation et de gestion des taches résiduelles du *miombo*.

1.2. Fondements scientifiques de la thèse

1.2.1. Questions et hypothèses de recherche

La durabilité des forêts est étroitement liée aux pratiques adoptées par les acteurs (Nansikombi et al., 2020a). L'intensification des activités anthropiques telles que l'agriculture itinérante et la production de charbon de bois entraîne une transformation profonde du paysage forestier (Cabala et al., 2022). Cette dynamique se traduit par une fragmentation accrue du couvert végétal, la raréfaction d'essences ligneuses clés et une érosion progressive de la biodiversité locale (Khoji et al., 2022). Cette pression humaine croissante compromet également la capacité de régénération naturelle des forêts, altérant leur équilibre écologique et leur résilience face aux perturbations environnementales et climatiques (Gonçalves et al., 2018). Cette dégradation affecte directement les services écosystémiques fournis par les

forêts, en particulier les produits forestiers non ligneux (PFNL), vitaux pour les communautés locales (Chidumayo & Gumbo, 2010). Cette situation induit l'insécurité alimentaire et économique des populations dépendantes de ces écosystèmes, les poussant à intensifier davantage l'exploitation de ces ressources, dans un cercle vicieux de déforestation et de dégradation forestière (Kalaba et al., 2012). Elle devient autant plus préoccupante lorsque la gouvernance forestière demeure peu efficace dans un contexte marqué par une démographie galopante, l'urbanisation non planifiée, les conditions socio-économiques instables et un accès limité à l'électricité, à l'instar de la région de Lubumbashi (Useni et al., 2017b ; Banza, 2018).

Dans cette perspective, il apparaît crucial d'adopter une approche intégrée, croisant les dimensions écologique, socio-économique et culturelle, afin de mieux comprendre les interactions complexes entre la transformation du paysage forestier, la perception des communautés locales, les savoirs locaux et les pratiques des acteurs (Zadou et al., 2011). Une telle approche permettrait de proposer des stratégies adaptées à la restauration et la gestion durable du *miombo*, assurant à cet effet la disponibilité des services écosystémiques au bénéfice des populations qui en dépendent (Busquet, 2006 ; Zadou et al., 2011). C'est dans cette perspective que s'inscrit la présente recherche doctorale, qui vise à répondre à la question principale suivante : « Comment la dynamique paysagère, la perception environnementale locale, et les savoirs locaux peuvent-ils être intégrés dans un modèle de gouvernance forestière pour restaurer et gérer durablement le *miombo* dans la région de Lubumbashi ? ». Pour y répondre, cette étude a été structurée autour de trois sous-questions de recherche, chacune développée à travers des travaux scientifiques spécifiques et des résultats empiriques présentés dans cette thèse.

Quelle est la dynamique paysagère et le taux de déforestation dans le bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi ? Quelle est la perception environnementale des communautés locales et l'empreinte spatiale des activités anthropiques sur le paysage forestier ? Et quelles sont les conséquences de la déforestation et des pratiques de ces acteurs sur la disponibilité des produits forestiers non ligneux ?

La dynamique du paysage forestier se caractérise principalement par une fragmentation croissante du couvert végétal, suivie par la création d'occupations du sol anthropisées (Agyemang-Duah et al., 2021). Cette dynamique paysagère exerce une influence directe sur la perception environnementale des communautés locales riveraines (Faye et al., 2022). Pourtant, cette perception constitue un élément fondamental pour tout être vivant capable de se déplacer, car elle conditionne la manière dont celui-ci interagit avec son environnement pour assurer sa subsistance et s'adapter aux changements environnementaux (Vranken et al., 2013).

Cependant, malgré son importance, la représentation graphique de cette perception demeure un défi, notamment lorsqu'il s'agit d'élaborer des stratégies d'atténuation des pressions humaines sur les écosystèmes forestiers en milieu rural (Meyfroidt, 2013 ; Taffa et al., 2015). Ceci affecte les efforts de gestion durable des forêts,

induisant des conséquences directes sur les moyens de subsistance des communautés locales, dont les produits forestiers non ligneux (PFNL), pourtant essentiels au bien-être socio-économique des populations (Kalaba et al., 2013). Dès lors, étudier à la fois la dynamique forestière liées aux activités anthropiques, la perception environnementale et la disponibilité des PFNL dans les habitats forestiers, permettrait de développer des stratégies de gestion forestière durable, en particulier pour les espèces végétales sources des PFNL prioritaires.

De ces faits, nous testons l'hypothèse que (i) dans le bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi (BPCBL), le couvert du *miombo* diminue directement en raison de la production de charbon de bois et de l'agriculture. Le taux de déforestation dans ce bassin est plus élevé que la moyenne nationale. (ii) Cette déforestation est perçue parmi les problèmes environnementaux majeurs par les communautés locales. (iii) Cette perception, qui par ailleurs est dépendante des éléments du profil socio-démographique des répondants, ainsi que l'impact négatif des activités anthropiques sur le paysage forestier se cartographient à travers l'approche de Lynch (1960). (iv) La disponibilité des espèces ligneuses sources des produits forestiers non ligneux (PFNL) dans les espaces villageois varie en fonction de l'intensité de l'anthropisation des habitats forestiers.

Quel est le potentiel de régénération naturelle des habitats anthropisés dans la région de Lubumbashi ? Quelle est la durabilité des initiatives de reforestation des habitats anthropisés dans la région de Lubumbashi ?

La surexploitation des ressources forestières à travers principalement l'agriculture itinérante et la production du bois-énergie entraîne une déforestation accélérée et la conversion de vastes étendues de forêts naturelles en habitats dégradés ou en jachères post-culturelles (Khoji et al., 2022). Ces transformations modifient la connectivité écologique de la forêt, compromettant la régénération naturelle des espèces ligneuses et perturbant les services écosystémiques essentiels. Ce potentiel de régénération naturelle dépend de ce fait de l'intensité et de la durée des perturbations anthropiques, ainsi que de la résilience des espèces ligneuses (Gonçalves et al., 2018).

Ainsi pour les habitats présentant une faible résilience, la reforestation est cruciale pour restaurer le couvert forestier et subséquemment les services écosystémiques (Reyniers, 2019). Néanmoins, le succès de ces initiatives de reforestation requiert l'implication des communautés locales, notamment lors du choix des sites et des essences, ainsi que dans la gestion des habitats reforestés (Buttoud & Nguingiri, 2016). Cette implication facilite l'acceptation et l'appropriation des programmes de reforestation, contribuant ainsi à une gestion durable des ressources forestières (Hervé et al., 2020 ; Nansikombi et al., 2020b). C'est ainsi qu'il est crucial d'évaluer la résilience du *miombo* et la durabilité des initiatives de reforestation au sein des habitats anthropisés dans le contexte environnemental de la région de Lubumbashi, afin de proposer les mesures d'accompagnement pour la restauration du couvert forestier. Ceci permettra d'assurer la pérennité des ressources forestières et en conséquence la survie des communautés locales qui en dépendent.

Ainsi, nous vérifions l'hypothèse que (i) la résilience du *miombo* dans la région de Lubumbashi et son potentiel de régénération naturelle sont fortement dépendants du degré de dégradation des habitats et des stratégies écologiques propres à chaque espèce ligneuse. (ii) Les initiatives de reforestation sont durables, se réalisant en concertation entre les catégories d'acteurs de la région de Lubumbashi.

Quel est le rôle que jouerait les savoirs locaux des communautés autochtones riveraines dans la restauration du couvert forestier et dans la gestion durable du miombo ? Quelle est l'efficacité du modèle de gouvernance forestière en application et sa contribution dans l'utilisation/gestion durable du miombo dans la région de Lubumbashi ?

La gouvernance des ressources forestières repose sur l'interaction de divers acteurs : institutions publiques, communautés locales, ONG internationales et acteurs privés (Chiasson & Boucher, 2023). Ces acteurs agissent différemment selon leurs intérêts, leurs capacités institutionnelles et leurs influences, adoptant ainsi des pratiques spécifiques vis-à-vis des ressources forestières (Marques et al., 2020). Ces pratiques et leurs interactions définissent le modèle de gouvernance forestière, lequel influence directement la durabilité de la gestion de ces ressources (Brulot et al., 2014). Le manque de coordination entre acteurs, l'absence d'inclusivité, et la faible transparence dans les processus décisionnels affaiblissent la gouvernance forestière, compromettant l'efficacité des politiques de conservation (Ravikumar et al., 2018).

En particulier, les communautés locales sont souvent exclues des processus décisionnels, alors même qu'elles dépendent fortement des ressources forestières. Cette exclusion renforce leur vulnérabilité socio-économique et accentue la pression sur les écosystèmes forestiers (Nansikombi et al., 2020a). Pourtant, ces communautés possèdent des savoirs écologiques locaux, issus souvent de traditions anciennes, qui constituent un levier crucial pour la restauration et la gestion durable du *miombo* (Mekonen, 2017 ; Newman et al., 2021). Ces savoirs incluent des pratiques de prélèvement durable, la protection d'espèces ou de sites considérés comme sacrés, ainsi que la reconnaissance de zones écologiquement sensibles (Uprety et al., 2012 ; Ganka et al., 2023). Malgré leur pertinence, ces connaissances sont rarement intégrées dans la politique forestière formelle dans la région de Lubumbashi, ce qui limite les efforts de restauration et de gestion durable du *miombo*.

Pour ce faire, nous testons l'hypothèse selon laquelle (i) intégrés dans la politique forestière, les savoirs locaux, à l'instar des sites et espèces sacrés, jouent un rôle crucial dans la restauration et la gestion durable du *miombo*. (ii) Le modèle de gouvernance forestière en vigueur dans la région de Lubumbashi est peu efficace et moins adaptée au contexte du *miombo*, contribuant pour ce faire à la déforestation et la dégradation forestière.

1.2.2. Objectifs de la thèse

L'objectif principal de la présente thèse est d'analyser la dynamique socio-écologique et les savoirs locaux, afin de construire un modèle inclusif de

gouvernance pour la restauration et la gestion durable du *miombo* dans la région de Lubumbashi, dans le sud-est de la République Démocratique du Congo.

Spécifiquement, la présente thèse cherche à : (i) Quantifier la dynamique paysagère du *miombo* dans le bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi et analyser ses conséquences directes sur les moyens de survie des communautés locales riveraines ; (ii) Evaluer le potentiel de régénération naturelle du *miombo* et la durabilité des initiatives de reforestation dans les habitats anthropisés ; (iii) Examiner le rôle des savoirs locaux et l'efficacité du modèle de gouvernance forestière dans la restauration et la gestion durable du *miombo*.

1.3. Outline et structuration de la thèse

La présente recherche doctorale est structurée en 13 chapitres. Le premier chapitre, consacré à l'introduction générale, expose la problématique, le contexte de l'étude, les hypothèses scientifiques, les objectifs, la conception scientifique et la structure de la recherche. Le deuxième chapitre présente le cadre conceptuel, en synthétisant l'état de l'art sur le *miombo* et ses services écosystémiques, l'écologie du paysage et la gouvernance forestière. Le troisième chapitre décrit le milieu d'étude ainsi que la méthodologie de collecte et d'analyse des données.

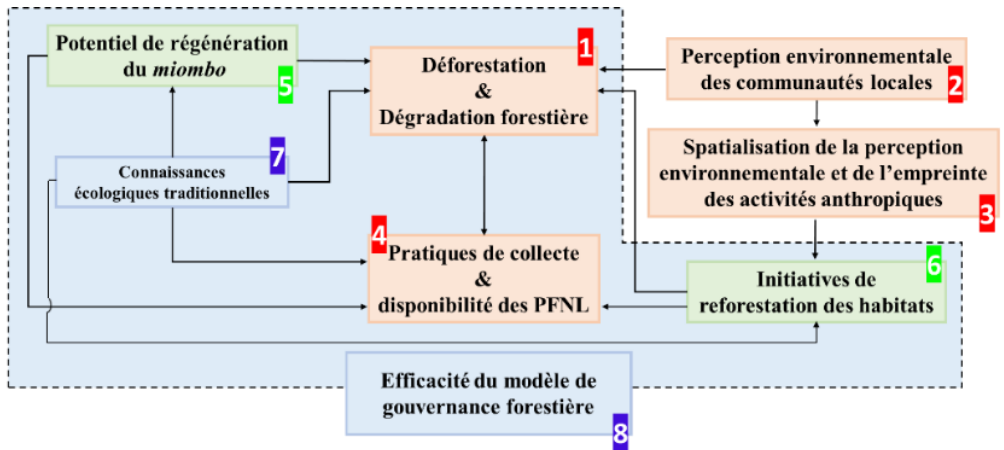
Le quatrième chapitre dresse un état des lieux du massif forestier, en quantifiant et cartographiant la déforestation dans le bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi. Il repose sur des analyses spatio-temporelles par télédétection et l'utilisation d'indices de l'écologie du paysage, mettant en évidence la dynamique paysagère entre 1990 et 2022. Le cinquième chapitre examine la perception environnementale par les communautés locales, afin de déterminer si la déforestation du *miombo* est perçue parmi les problèmes environnementaux majeurs de la région de Lubumbashi. Le sixième chapitre quant à lui, cartographie la perception environnementale en testant l'applicabilité de l'approche de Lynch (1960), adaptée par Amisi (2010), dans la description paysagère et la représentation (carto)graphique des impacts des activités anthropiques à l'échelle des espaces villageois. Le septième chapitre analyse les conséquences de la déforestation sur les moyens de subsistance des communautés locales, en évaluant la disponibilité des produits forestiers non ligneux (PFNL) d'origine végétale dans les forêts anthropisées, comparée à celle observée dans les forêts non exploitées.

Le huitième chapitre examine la capacité des habitats anthropisés à restaurer naturellement le couvert forestier, en comparant leurs paramètres dendrométriques et floristiques à ceux des forêts non exploitées. Le neuvième chapitre évalue la durabilité des initiatives de reforestation dans la région de Lubumbashi, en analysant leur contribution dans la lutte contre la déforestation et la dégradation du *miombo*. Il examine également leur contribution à la préservation des services écosystémiques et le degré d'implication des communautés locales, facteur clé de leur réussite.

Le dixième chapitre explore le rôle des connaissances écologiques traditionnelles des communautés autochtones dans la restauration et la gestion durable du *miombo*. Le onzième chapitre évalue l'inclusivité et l'efficacité du modèle de gouvernance

forestière en vigueur, ainsi que sa contribution dans l'utilisation/gestion durable du *miombo* dans la région de Lubumbashi. Le douzième chapitre présente la discussion générale, abordant les limites méthodologiques, les principaux résultats et leurs implications. Le treizième chapitre conclut l'étude et propose des perspectives de recherche future. L'épilogue, les références bibliographiques et les annexes clôturent cette thèse.

La figure suivante illustre l'interconnexion des résultats ainsi que leur lien avec les objectifs spécifiques de la thèse (Figure 1-1), tandis que le tableau ci-dessous présente les références des publications scientifiques des résultats de cette recherche doctorale (Tableau 1-1).



Légende 1-8 = Arrangement des résultats dans la dissertation finale

■ = Comprendre la déforestation et ses conséquences ■ = Résilience forestière ■ = Mesures d'accompagnement

Figure 1-1. Connectivité entre les chapitres des résultats de la présente étude.

Tableau 1-1. Publications et manuscrits scientifiques rédigés dans le cadre de la présente recherche doctorale.

Chapitre de la thèse	Etat	Références
Chapitre 4	Publié	Khoji, M.H.; Nghonda, N.D. ; Mwamba, K.F.; Strammer, H.; Munyemba, K.F.; Malaisse, F.; Bastin, J.-F.; Useni, S.Y. & Bogaert, J. Mapping and Quantification of <i>Miombo</i> Deforestation in the Lubumbashi Charcoal Production Basin (DR Congo): Spatial Extent and Changes between 1990 and 2022. <i>Land</i> , 2023 , <i>12</i> , 1852. https://doi.org/10.3390/land12101852
Chapitre 5	Publié	Nghonda, N.D. ; Khoji, M.H.; Ngoy, K.W.K.B.; Sambiéni, K.R.; Malaisse, F.; Useni, S.Y.; Masengo, W.K. & Bogaert, J. Towards an Inclusive Approach to Forest Management: Highlight of the Perception and Participation of Local Communities in the Management of <i>miombo</i> Woodlands around Lubumbashi (Haut-Katanga, DR Congo). <i>Forests</i> , 2023 , <i>14</i> , 687. https://doi.org/10.3390/f14040687
Chapitre 6	Soumis	Nghonda, N.D. ; Khoji, M.H.; Cabala, K.S.; Malaisse, F.; Amisi, M.Y.; Useni, S.Y.; Masengo, K.W. & Bogaert, J. Spatial Footprint of anthropogenic activities in the Charcoal Production Basin of Lubumbashi (DR Congo): Applicability of Kevin Lynch's (1960) approach. <i>Journal for Nature Conservation</i> . http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4743650
Chapitre 7	Publié	Nghonda, N.D. ; Khoji, M.H.; Biloso, M.A.; Malaisse, F.; Useni, S.Y.; Masengo, W.K. & Bogaert, J. Socio-Economic Value and Availability of Plant-Based Non-Timber Forest Products (NTFPs) within the Charcoal Production Basin of the City of Lubumbashi (DR Congo). <i>Sustainability</i> , 2023 , <i>15</i> , 14943. https://doi.org/10.3390/su152014943
Chapitre 8	Publié	Nghonda, N.D. ; Muteya, H.K.; Salomon, W.; Mushagalusa, F.C.; Malaisse, F.; Ponette, Q.; Useni, S.Y.; Masengo, W.K. & Bogaert, J. Floristic Diversity and Natural Regeneration of <i>Miombo</i> Woodlands in the Rural Area of Lubumbashi, DR Congo. <i>Diversity</i> , 2024 , <i>16</i> , 405. https://doi.org/10.3390/d16070405
Chapitre 9	Publié	Nghonda, N.D. ; Khoji, M.H.; Kalenga, M.G.; Duse, D.F.; Kasanda, M.N.; Esoma, O.B.; Mpanda, M.M.; Cabala, K.S.; Malaisse, F.; Masengo, K.W.; Bogaert, J. & Useni, S.Y. Reforestation Initiatives in the Lubumbashi Charcoal Production Basin (DR Congo): Plant Diversity Selection, Management Practices, and Ecosystems Structure. <i>Ecologies</i> , 2025 , <i>6</i> , 17. https://doi.org/10.3390/ecologies6010017
Chapitre 10	Publié	Nghonda, N.D. ; Khoji, M.H.; Cabala, K.S.; Malaisse, F.; Kyale, K.J.; Masengo, K.W.; Bogaert, J. & Useni, S.Y. Exploring the Role of Traditional Ecological Knowledge in Restoring and Managing <i>Miombo</i> Woodlands: A Case Study from the Lubumbashi Region, Democratic Republic of Congo. <i>Forests</i> , 2025 , <i>16</i> , 435. https://doi.org/10.3390/f16030435
Chapitre 11	Soumis	Nghonda, N.D. ; Khoji, M.H.; Ngoy, N.L.; Malaisse, F.; Sambiéni, K.R.; Masengo, K.W.; Kyale, K.J.; Bogaert, J.; Useni, S.Y. Evaluation de la gouvernance du <i>miombo</i> dans la région de Lubumbashi : enjeux et perspectives pour une gestion forestière durable et inclusive (Haut-Katanga, RD Congo).

Chapitre 2

Fondements théoriques et conceptuels

2.1. Généralités sur la forêt claire

2.1.1. Définition

La définition du terme « forêt » reste complexe et controversée, variant d'un pays à l'autre selon les enjeux environnementaux, économiques et les particularités locales. A titre d'illustration, le Code forestier congolais décrit la forêt comme un espace couvert principalement par des arbres ou arbustes capables de fournir des ressources forestières, d'abriter la faune sauvage et d'influencer directement ou indirectement le sol, le climat ou l'écoulement des eaux (Sakata, 2010 ; Cabala, 2017).

Cependant, cette définition change selon les perspectives disciplinaires. Ainsi, pour les botanistes, une forêt est avant tout une communauté végétale marquée par une forte dominance d'arbres, incluant également des arbustes, des plantes herbacées, des plantes grimpantes et des épiphytes. Pour les écologistes, c'est plutôt un écosystème complexe où diverses espèces végétales, animales, fongiques et microbiennes coexistent dans un réseau d'interactions interdépendantes (Eba'A ati et 2021 ; Myers, 2023).

Face à ces divergences, la FAO a proposé une définition plus inclusive en 2007, intégrant les notions de superficie, de densité, de hauteur des arbres et de couverture végétale. Ainsi, une forêt est définie comme un territoire de plus de 0,5 hectare couvert par des arbres de plus de 5 mètres de haut, avec un couvert végétal supérieur à 10 %, ou abritant des arbres pouvant atteindre ces dimensions sur place. Les terres majoritairement agricoles ou urbaines sont exclues de cette définition (Tchatchou et al., 2015 ; Von Gadow et al., 2021).

2.1.2. Typologie des forêts

En RD Congo, on trouve divers types de forêts : marécageuses, ombrophiles guinéo-congolaises, de transition, afro-montagnardes, bambouseraies, soudaniennes, sclérophylles côtières, mangroves, forêts denses sèches zambéziennes et forêts claires zambéziennes (White, 1983 ; Kalawu et al., 2023). Cette étude se concentre spécifiquement sur les forêts claires zambéziennes, qui constituent la principale formation végétale dans le sud-est de la RD Congo (Malaisse, 2010 ; Malaisse et al., 2021).

Les « forêts claires » désignent des formations végétales adaptées à une alternance saisonnière marquée par une longue période sèche (plus de quatre mois), entraînant une interruption de la croissance végétale et une chute partielle ou totale des feuilles. La majorité des espèces ligneuses y sont caduques. Ce type de forêt n'est pas considéré comme un stade final d'évolution écologique, mais plutôt comme une phase régressive issue des forêts denses sèches, sous l'effet des feux réguliers et d'autres perturbations anthropiques (Ribeiro et al., 2020a).

Ces forêts sont souvent appelées « *miombo* », un terme vernaculaire provenant principalement de l'espèce *Brachystegia boehmii* et d'autres espèces ligneuses semblables situés au sud de l'Équateur. Ce nom est couramment utilisé par les populations Bemba et se réfère généralement aux essences dominantes des genres *Brachystegia*, *Julbernadia* et *Isoberlinia*, principalement de la famille des Fabaceae

(Malaisse, 2010). Les forêts du *miombo* sont caractérisées par d'imposantes termitières (jusqu'à 10 mètres de hauteur) et une biodiversité végétale remarquable (Malaisse, 2010 ; Joseph et al., 2013).

Quatre grandes variantes du *miombo* existent, se différenciant en termes d'espèces ligneuses dominantes et des conditions édaphiques et climatiques (Tableau 2-1).

Tableau 2-1. Comparaison des principales variantes écologiques du *miombo*

Variante du <i>miombo</i>	Hauteur des arbres	Conditions édaphiques	Pluviométrie annuelle	Sources
Forêt claire à <i>Colophospermum mopane</i> (Mopane Woodlands)	4 à 10 m	Sols argileux ; riches en nutriments	400 à 700 mm	Timberlake & Chidumayo (2011)
Forêt claire à <i>Combretum</i> et <i>Isobertia</i> - <i>Daniellia</i> - <i>Burkea</i>	8 à 15 m	Sable du Kalahari ; pauvres	800 à 1000 mm	Munishi et al. (2011)
Forêt claire à <i>Brachystegia-Julbernardia</i> - <i>Isobertia</i>	10 à 20 m	Variable, généralement bien drainé ; modérément fertiles	1000 à 1200 mm	Malaisse (2010), Timberlake & Chidumayo (2011)
Forêt claire à <i>Marquesia macroura</i>	15 à 25 m	Variable ; Sols variés, de fertilité intermédiaire	1000 à 1300 mm	Malaisse (2010), Munishi et al. (2011)

2.1.3. Structure, distribution et services écosystémiques

2.1.3.1. Structure et distribution géographique du *miombo*

Le *miombo* constitue l'une des formations végétales les plus étendues en Afrique, couvrant environ 12 % du continent, soit près de 3 718 400 km² (Campbell et al., 2006 ; Berrahmouni et al., 2015). Elle est largement présente en Afrique intertropicale et se divise principalement en deux grands domaines : le domaine soudanien, une zone relativement étroite située au nord de l'équateur, et le domaine zambézien, occupant une superficie importante, particulièrement en Afrique australe (Figure 2-1 ; White, 1983 ; Ribeiro et al., 2015).

Dans la région zambézienne, cette forêt s'étend sur environ 2,7 millions de km², répartis entre l'Angola, la République Démocratique du Congo (RD Congo), le Burundi, le Malawi, le Mozambique, la Tanzanie, la Zambie, le Zimbabwe et l'Afrique du Sud (Malaisse, 2010 ; Mwitwa et al., 2012 ; Sawe et al., 2014). En RD Congo, le *miombo* occupait près de 286 000 km², représentant environ 11 % de l'ensemble des formations boisées zambéziennes (Malaisse, 2010) et couvrant plus de 70 % de l'ancienne province du Katanga (Potapov et al., 2012). Ces forêts sont particulièrement riches en biodiversité et possèdent un taux élevé d'endémisme, ce qui les rend prioritaires pour la conservation et en fait un centre majeur d'endémisme africain (White, 1983 ; Mittermeier et al., 2003 ; Godlee et al., 2020).

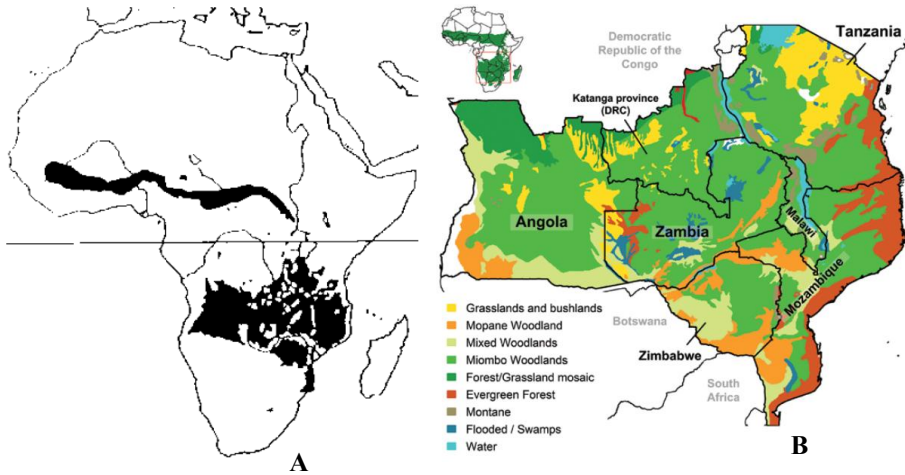


Figure 2-1. Répartition du *miombo* dans le continent africain. A : Sa distribution de part et d'autre de l'équateur (White, 1983) et B : Répartition de la couverture forestière dans l'écorégion du *miombo* (Ryan et al., 2016).

Selon Aubréville (1949), Malaisse (2010) et Ribeiro et al. (2020), les forêts denses sèches et le *miombo* d'Afrique australe s'étendent sur un plateau continental d'une altitude moyenne dépassant 1000 m, tandis que les vallées abritent des formations végétales plus adaptées aux conditions sèches (xérophytiques). Le domaine zambézien montre progressivement des variations spatiales notées différemment selon les chercheurs. Duvigneaud (1958) et Ribeiro et al. (2020) soulignent notamment que ce territoire constitue un carrefour écologique où interagissent divers éléments phytogéographiques tels que le lundien, l'afro-oriental, l'afro-montagnard, le guinéo-congolais et l'eurohodésien, dominés principalement par les éléments zambézien et katango-nord-rhodésien. Duvigneaud (1958) propose de distinguer provisoirement trois secteurs dans la partie nord du domaine zambézien : le lundien, le katango-nord-rhodésien et le bas-Katanga, notant également des micro-écosystèmes localisés sur certains hauts plateaux et collines métallifères du Katanga.

Schmitz (1971), dans son étude sur la végétation de la plaine de Lubumbashi, suggère différentes subdivisions du domaine angolo-zambézien, incluant notamment un territoire katango-zambézien subdivisé en quatre districts, dont celui du Haut-Katanga oriental. Symoens & Ohoto (1973) complètent en précisant que le Haut-Katanga n'est pas homogène, étant divisé entre un secteur lunda à l'ouest et un secteur bemba à l'est.

De manière générale, Werger & Coetsee (1978) estiment que la flore diversifiée du domaine zambézien change graduellement, probablement à cause de la faible variation du relief et d'autres facteurs physiographiques limités. Selon ces auteurs, une subdivision précise de cette région est complexe et moins nécessaire, même si certaines espèces montrent une concentration géographique qui justifierait la reconnaissance de centres d'endémisme aux limites progressives plutôt que des secteurs aux frontières nettes.

Cette recherche se focalise sur les propositions d'amélioration des pratiques (d'exploitation et de gestion) des acteurs afin de préserver l'intégrité écologique du *miombo* dans un contexte d'une pression anthropique accrue dans la région de Lubumbashi.

2.1.4. Services écosystémiques et produits forestiers non ligneux du miombo

2.1.4.1. Contributions des écosystèmes au bien-être de la population

Ces dernières décennies, l'importance des services écosystémiques dans la préservation de la biodiversité et le bien-être humain face aux changements globaux est devenue centrale. Divers systèmes de classification et d'évaluation de ces services ont été proposés (De Groot et al., 2002 ; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Selon les experts du Millennium Ecosystem Assessment (2005), ces services se divisent en quatre catégories principales : approvisionnement (alimentation, bois, ressources génétiques, eau), régulation (qualité de l'eau et de l'air, gestion des déchets, modération des extrêmes climatiques), soutien (formation des sols, photosynthèse, cycles énergétiques essentiels à d'autres services) et services culturels, incluant les bénéfices non matériels comme l'esthétique, les loisirs, la spiritualité et l'éducation (Figure 2-2).

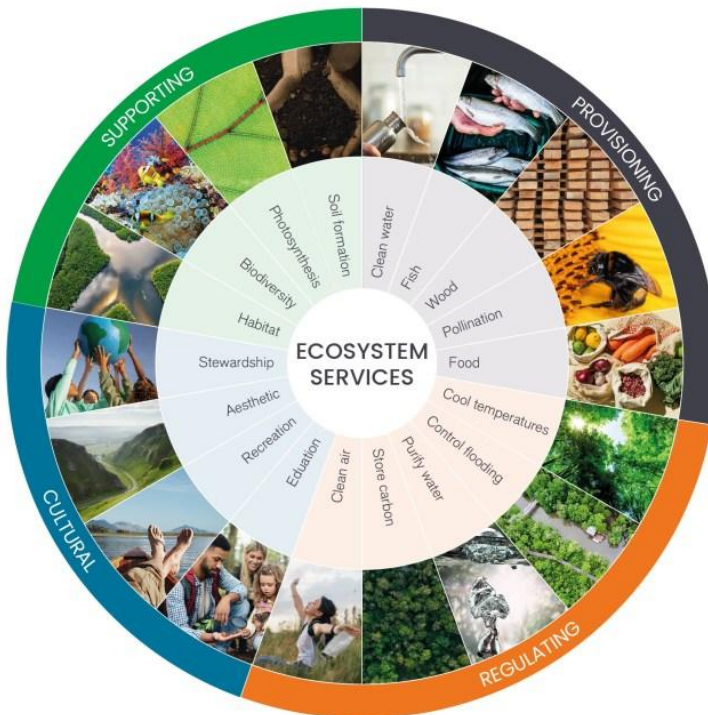


Figure 2-2. Les quatre catégories de services écosystémiques selon la classification du Millenium Ecosystem Assessment (2005).

Les services écosystémiques issus des habitats forestiers augmentent avec la diversité des espèces végétales (Rosas et al., 2021 ; Mabhaudhi et al., 2022). Toutefois, les activités anthropiques accrues entraînent une diminution progressive de ces services, particulièrement dans des zones adjacentes aux centres urbains. Cette dégradation entraîne des conséquences directes sur la santé, le bien-être humain et la résilience écologique pour les générations futures (Badjaré et al., 2018). A titre d'illustration, plus d'un tiers (environ 40 %) de la population mondiale et plus de 75 % des habitants des régions rurales et urbaines dans les pays en développement dépendent directement des ressources forestières pour leurs besoins alimentaires et médicaux (Mujawamariya & Karimov, 2014 ; Zima et al., 2018 ; Romabai et al., 2023).

Spécifiquement, le *miombo* joue un rôle essentiel pour le bien-être écologique, économique et social des populations, rurales comme urbaines. Cette forêt constitue des réserves majeures de biodiversité et des puits de carbone essentiels en Afrique subsaharienne, contribuant à atténuer les effets du changement climatique (McNicol et al., 2015). Elle fournit une grande variété de produits forestiers, ligneux et non ligneux aux populations. Le *miombo* est particulièrement riche en produits forestiers non ligneux (PFNL), qui jouent un rôle central dans les moyens de subsistance des populations rurales et urbaines de la région zambézienne. Ces PFNL englobent une large gamme de ressources naturelles à haute valeur nutritionnelle, médicinale, économique et culturelle (Deweese et al., 2010 ; Mwitwa et al., 2012 ; Nasi et al., 2012). Parmi les plus courants figurent les fruits sauvages tels que *Uapaca kirkiana* Müll. Arg., *Strychnos cocculoides* Baker, qui sont riches en vitamines et minéraux et souvent transformés en jus, confitures ou vendus sur les marchés locaux (Akinifesi et al., 2006). Le miel forestier, issu du *miombo*, constitue une source de revenu stable et un substitut au sucre industriel (Chidumayo & Gumbo, 2010).

Les champignons comestibles, comme ceux du genre *Termitomyces*, représentent une importante source de protéines et de revenus pendant la saison des pluies (Kasongo et al., 2021). Les plantes médicinales, largement utilisées dans la médecine traditionnelle, sont aussi abondantes dans le *miombo*. Des espèces comme *Albizia antunesiana* Harms et *Psorospermum febrifugum* Spach sont connues pour leurs vertus thérapeutiques contre divers maux courants (Malaisse, 2010). De surcroît, d'autres PFNL tels que les feuilles comestibles, les résines, les colorants naturels, ou encore certains insectes comestibles (comme les chenilles) jouent un rôle essentiel dans l'alimentation et la culture locale (Figure 2-3 ; Mwitwa et al., 2012). Sur le plan économique, ces ressources participent activement à la résilience des ménages, en particulier durant les périodes de soudure ou de crise. Elles sont au cœur de nombreuses chaînes de valeur informelles, souvent dominées par les femmes, qui jouent un rôle clé dans la collecte, la transformation artisanale et la commercialisation des PFNL (Shackleton et al., 2007 ; Nasi et al., 2012). Il est estimé qu'environ 100 millions de personnes vivant dans l'écorégion du *miombo* dépendent directement de ses ressources pour leur survie quotidienne (Deweese et al., 2010 ; Malaisse, 2010 ; Mwitwa et al., 2012). Cette dépendance massive fait du *miombo* un écosystème stratégique, à la fois pour le bien-être des populations et

pour la stabilité écologique régionale. Toutefois, cette exploitation, souvent informelle et non réglementée, accentue la vulnérabilité de cet écosystème déjà fragilisé par la déforestation, la dégradation forestière et celle des sols, et les effets du changement climatique.



Figure 2-3. Illustration des produits forestiers non ligneux collectés dans le *miombo*. (a) espèce des champignons Chanterelles jaune (*Cantharellus platyphyllus* Heinem.) et rouge (*Cantharellus ruber* Heinem.) ; (b) Fruits comestibles de *Uapaca kirkiana* Müll. Arg. ; (c) fruits comestibles d'*Anisophyllea boehmii* Engl..

2.1.4.2. Produits forestiers non ligneux

Les produits forestiers non ligneux (PFNL), également appelés produits forestiers autres que le bois, désignent tous les biens d'origine biologique provenant des forêts, des terres boisées ou des arbres situés en dehors des forêts, à l'exception du bois d'œuvre industriel (Roques et al., 2019). Ils incluent des produits alimentaires et des additifs alimentaires tels que les noix, les champignons, les fruits sauvages, les herbes, les fibres et les fleurs, ainsi que des produits animaux comme le gibier, les insectes et leurs dérivés tels que le miel ou la soie. Le terme « non ligneux » exclut explicitement les matières premières ligneuses comme le bois, le charbon de bois, les copeaux et autres formes de combustible ou de matériaux en bois (Kujur et al., 2019). Dans la présente recherche, la définition la plus inclusive proposée par Andel (2006) a été adoptée. Celle-ci considère comme PFNL tous les produits issus de plantes et animaux sauvages récoltés dans les forêts, les savanes et autres végétations naturelles. Cette approche inclut également certains usages du bois tels que la fabrication artisanale de canoës, sculptures, construction traditionnelle de maisons, clôtures et bois de chauffage, tout en excluant clairement le bois d'œuvre industriel.

Les produits forestiers non ligneux (PFNL) se divisent en trois catégories selon leurs usages finaux, leurs caractéristiques taxonomiques et les services qu'ils apportent aux populations (Kouakou, 2019). La première catégorie concerne les produits issus des végétaux, comme les plantes alimentaires et médicinales (racines, feuilles, fruits), les fourrages, les pailles, les plantes ornementales et mellifères, les essences destinées à l'artisanat, les fibres, ainsi que les substances aromatiques et biochimiques (huiles essentielles, cires, tanins, gommes ; Tableau 2-2). La deuxième catégorie regroupe les PFNL d'origine animale, incluant notamment la viande de brousse, les animaux vivants, les poissons (vivants ou d'ornement), les reptiles et

insectes, ainsi que divers produits dérivés : peaux, fourrures, os, dents, coquilles, œufs d'oiseaux et de reptiles, griffes, plumes, poils, cornes, queues, huiles de poisson ou de serpent. Enfin, les champignons, qui ne font partie ni du règne végétal ni du règne animal, constituent désormais une troisième catégorie spécifique dans la classification des PFNL (Loubelo, 2012 ; Ndoye & Vantomme, 2016).

Tableau 2-2. Description des principales catégories de produits forestiers non ligneux d'origine végétale

Catégories	Description
Aliments	Fruits, légumes, boissons issues des plantes et des fruits, noix, graines, racines sauvages comestibles, etc.
Additifs alimentaires	Epices, arômes, colorants alimentaires, agents de fermentations
Fourrages	Aliments pour les animaux et les abeilles provenant des feuilles, des fruits, etc.
Médicaments	Plantes médicinales utilisées en médecine traditionnelle et/ou pour des industries pharmaceutiques.
Parfums et cosmétiques	Plantes aromatiques fournissant des huiles essentielles (volatiles) et autres produits utilisés pour les cosmétiques
Teintures et tannins	Matériel végétal (écorce et feuilles) fournissant des tannins (essentiellement feuilles et fruits) utilisés comme colorants.
Ustensiles, produits artisanaux et matériaux de construction	Groupe hétérogène de produits incluant les chaumes, le bambou, le rotin, les emballages avec les feuilles, les fibres, bois de service (bâtons et perches)
Ornementation	Plantes ornementales, arbres pour abri, plantes pour l'amélioration des sols.
Exsudats	Gommes (solubles dans l'eau), résines (insolubles dans l'eau) et latex (jus laiteux ou clair), extraits des végétaux par exsudation.
Usages sociaux	Plantes religieuses et magiques, drogues, stupéfiants, intoxicants.

Les informations sur l'impact économique des produits forestiers non ligneux (PFNL) restent limitées, car de nombreux pays ne recensent ni les volumes commercialisés ni les prix pratiqués. Pourtant, le marché mondial des PFNL était déjà estimé à environ 60 milliards de dollars, avec une croissance annuelle avoisinant 20 % en 2006 (Andel et al., 2006). En Afrique centrale, plus de 150 PFNL étaient déjà vendus sur les marchés dès 2001 (FAO, 2002). En 2007-2008, la valeur annuelle des neuf principaux PFNL en RDC et au Cameroun dépassait 38,5 millions de dollars (Ingram et al., 2016). En 2010, le Réseau pour la recherche forestière des pays ACP, dans plusieurs pays du bassin du Congo (Cameroun, RD Congo, Guinée équatoriale, RCA et Gabon) a recensé l'exploitation d'au moins 500 espèces végétales et 85 espèces animales. En RD Congo, 169 plantes sont utilisées pour l'alimentation et 166 à des fins médicinales (Toirambe, 2007). L'exploitation et la consommation des PFNL varient selon les écorégions, les écosystèmes forestiers, les traditions culturelles, l'éloignement des marchés et les opportunités économiques alternatives (Nasi et al., 2008). Des données récentes indiquent qu'en RD Congo et au Cameroun, environ 67 % des PFNL récoltés sont commercialisés, générant des millions de dollars et contribuant significativement à l'économie rurale et urbaine (Awono et al., 2009a-b). Toutefois, les services statistiques nationaux manquent

souvent de données précises sur l'impact économique de ce secteur. Les neuf filières étudiées en RD Congo et au Cameroun emploient directement plus de 32.500 personnes (Ingram et al., 2016). Les PFNL ont également une valeur culturelle et sociale importante (Shackleton, 2024), notamment en tant que source de revenus, en particulier pour les femmes qui assurent souvent leur collecte et transformation (Adedayo & Falade, 2019). En RD Congo, la sève du palmier à huile sauvage (*Elaeis spp.*) sert à produire du vin traditionnel utilisé lors de cérémonies symboliques (Loubelo, 2012).

Dans la région zambézienne, les PFNL représentent autour de 43,9 % des revenus annuels des ménages ruraux et constituent une ressource vitale en période de crise ou de sécheresse (Kalaba et al., 2013 ; Ndenge & Perfect-Mrema, 2022). Certaines essences du *miombo*, comme *Brachystegia* et *Julbernardia*, sont perçues comme sacrées, contribuant indirectement à leur préservation, car ces espaces sont protégés contre l'exploitation excessive. De plus, les pratiques traditionnelles transmettent des savoirs environnementaux et médicinaux, renforçant ainsi les initiatives de conservation communautaire (Pretty et al., 2009). Dans le Haut-Katanga, les populations rurales dépendent largement des ressources forestières pour leur alimentation, leur santé, leur énergie et leurs matériaux de construction (Malaisse, 2010 ; Kasongo et al., 2021 ; Chuimika et al., 2023). Cependant, le *miombo* subit une pression croissante due à la déforestation causée par l'agriculture itinérante, la production de charbon et les activités minières, menaçant ainsi les ressources et les moyens de subsistance locaux (Kalaba et al., 2013 ; Njana et al., 2023).

La capacité du *miombo* à procurer les services écosystémiques à la population et particulièrement la disponibilité des PFNL dans les écosystèmes forestiers de la région de Lubumbashi seront abordées dans un chapitre spécifique de cette recherche doctorale (chapitre 7).

2.1.5. Urbanisation, demande énergétique et perturbation anthropique du *miombo*

L'écorégion du *miombo*, qui s'étend sur plusieurs pays d'Afrique australe, abrite une biodiversité remarquable et fournit des ressources vitales aux populations locales. Cependant, l'urbanisation rapide modifie l'usage des terres et accroît la demande énergétique (Cabala et al., 2022 ; Useni et al., 2018a), intensifiant ainsi la déforestation (Chidumayo & Gumbo, 2010). La forte consommation de bois de chauffe et de charbon de bois, principale source d'énergie urbaine en raison de son faible coût et du manque d'infrastructures modernes, aggrave ce phénomène (Le Picard, 2020 ; Mukendi et al., 2024a). De ces faits, l'extraction non réglementée de ces ressources forestières pour satisfaire ce besoin primaire, fragmente les habitats forêts, réduisant sa biodiversité végétale particulièrement (Kiruki et al., 2017). Ceci conduit à l'épuisement rapide des réserves locales, induisant une faible régénération dans les habitats dégradés, par compromission de leur résilience écologique (Geldenhuys, 2010 ; Gonçalves et al., 2018).

L'urbanisation renforce aussi la dépendance des populations rurales aux marchés urbains pour la vente du charbon de bois, alimentant une économie informelle

difficile à encadrer (Shackleton et al., 2011). Cette activité, bien que vitale, complique les efforts de conservation (Syampungani et al., 2009). Il a été démontré qu'une hausse de 1 % de la population urbaine entraîne une augmentation de 14 % de la consommation de bois énergie (Hosier et al., 1993 ; Bangirinama et al., 2016).

Des alternatives émergent, comme les énergies renouvelables (solaire, biogaz, charbon écologique) et les foyers améliorés (Chidumayo & Gumbo, 2013), mais leur adoption reste limitée en raison de leur coût et du manque de sensibilisation.

En RDC, malgré un fort potentiel hydroélectrique, seuls 3 % des habitants ont un accès stable à l'électricité, rendant le bois-énergie indispensable (95 % de la consommation nationale ; Jorez, 2024). A Lubumbashi, 96 % des ménages utilisent le charbon, dont 72 % exclusivement pour la cuisson, avec une consommation mensuelle de 800 tonnes (Kabulu et al., 2018).

La déforestation et la dégradation des forêts sont dues à des causes naturelles, mais surtout à des activités humaines (Munyemba & Bogaert, 2014). Selon Geist & Lambin (2002) et Gillet et al. (2016), ces causes se divisent en deux catégories : les facteurs directs et les facteurs sous-jacents. Les facteurs directs incluent l'expansion de l'agriculture itinérante sur brûlis, l'exploitation du bois (notamment pour l'énergie et le bois d'œuvre), ainsi que le développement des infrastructures et du secteur minier (Geist & Lambin, 2002). A l'inverse, les facteurs sous-jacents englobent des éléments économiques, politiques, institutionnels, démographiques, technologiques et culturels (Figure 2-4 ; Geist & Lambin, 2001 ; Gillet et al., 2016b). Dans la région du *miombo*, Plusieurs auteurs (Khoji et al. 2024 ; Lisboa et al., 2024 ; Mgalula et al., 2024) ont mis en évidence l'influence de l'homme sur la dynamique forestière, soulignant que les activités humaines sont devenues le principal moteur du changement du couvert végétal. A Lubumbashi, Munyemba & Bogaert (2014), Useni et al. (2017) et Cabala et al. (2022) confirment que l'impact anthropique est un facteur clé de la déforestation et de la dégradation des forêts, qui se sont considérablement accélérées ces dernières décennies.

Les moteurs de la déforestation et de la dégradation forestière ainsi que l'impact négatif des activités anthropiques sur le paysage forestier ont été traités dans la présente recherche, respectivement dans les chapitres 4 et 6.

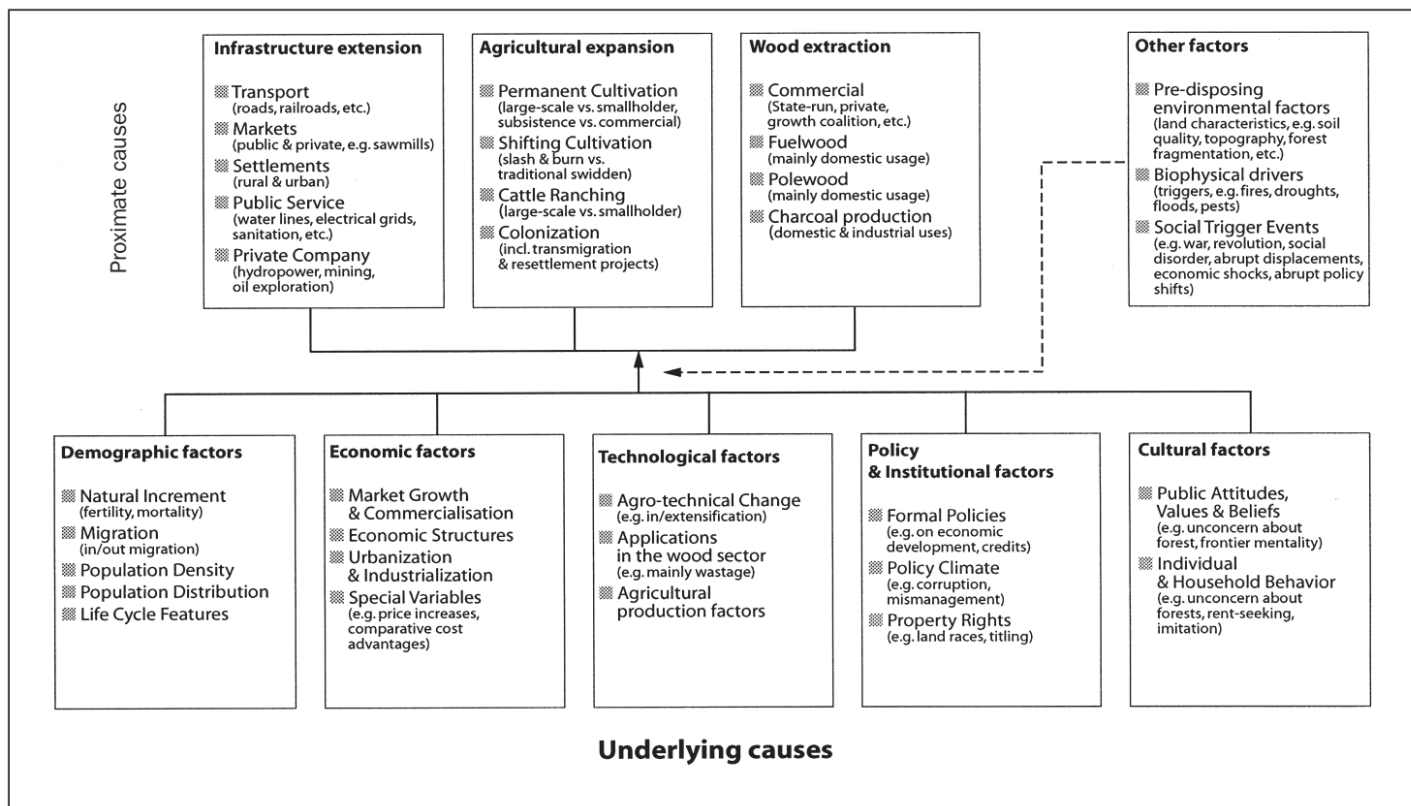


Figure 2-4. Causes de la déforestation et dégradation forestière. Cinq principaux groupes de forces motrices sous-jacentes (ou processus sociaux fondamentaux) soutiennent les causes directes de la déforestation tropicale, lesquelles correspondent à des actions humaines immédiates ayant un impact direct sur le couvert forestier. (Geist & Lambin 2001).

2.1.6. *Régénération et résilience du miombo face aux perturbations anthropiques*

La régénération du *miombo* repose sur deux modes complémentaires : végétatif et génératif. La régénération végétative, la plus fréquente dans les habitats perturbés, se fait principalement par rejets de souche et drageons (bourgeons de racines), qui permettent aux espèces ligneuses de se reconstituer après une coupe ou le passage d'un feu de brousse (Gonçalves et al., 2018). Ces rejets peuvent apparaître au niveau du collet, mais aussi le long du tronc et des branches principales. Leur vigueur dépend de plusieurs facteurs, notamment la hauteur de coupe, le diamètre de la souche, ainsi que la fréquence des perturbations. La régénération générative, quant à elle, repose sur la levée de dormance des graines présentes dans la strate herbacée ou stockées dans la banque du sol. Elle est souvent plus aléatoire, car elle dépend de conditions écologiques spécifiques (humidité, température, exposition à la lumière), rarement réunies dans les habitats fortement anthropisés ou fréquemment soumis aux feux de brousse (Gonçalves et al., 2017).

Dans l'ensemble, les essences du *miombo* font preuve d'une grande résilience face aux perturbations naturelles et particulièrement anthropiques comme les feux de brousse caractérisant la région zambézienne (Buramuge et al., 2023a ; Useni et al., 2023a), grâce à des adaptations morpho-physiologiques, notamment la capacité à produire rapidement des rejets après incendie. Cependant, leur croissance reste généralement lente, ce qui limite la vitesse de reconstitution des peuplements forestiers. Les espèces à croissance rapide comme *Pterocarpus tinctorius* Welw. et *Combretum collinum* Fresen. ex. DC constituent des exceptions notables, et restent minoritaires dans la composition floristique du *miombo* (Kaumbu et al., 2021). En conséquence, la reconstitution forestière reste limitée, les tiges atteignant une hauteur moyenne de 5 m en 15 à 30 ans (Kalaba et al., 2013 ; Chiteculo & Surovy, 2018). Dans les habitats protégés des feux de brousse ou d'autres activités humaines, l'incrément annuel du diamètre varie entre 0,27 et 1,5 cm (Chidumayo, 1988). Par ailleurs, malgré cette capacité de résilience, la régénération naturelle du *miombo* est aujourd'hui compromise par la surexploitation des ressources forestières, particulièrement autour des grandes agglomérations et centres urbains (Figure 2-5). Cette surexploitation des ressources forestières induit l'épuisement des ressources ligneuses dans les espaces villageois. Couplée à la forte pression sur le foncier, cette raréfaction pousse les agriculteurs et producteurs de charbon de bois à se tourner vers les recrus forestiers et les taches résiduelles de forêts, affectant ainsi leur régénération (Sola et al., 2019).

Face à cette dégradation continue, de nombreux auteurs (Berrahmouni et al., 2015 ; Rinaudo et al., 2020 ; Raj et al., 2023) soulignent la nécessité de promouvoir des initiatives de restauration forestière fondée sur une compréhension fine des dynamiques locales. Ces efforts doivent inclure non seulement des techniques sylvicoles adaptées, mais aussi une gouvernance inclusive et une mobilisation active des communautés riveraines.

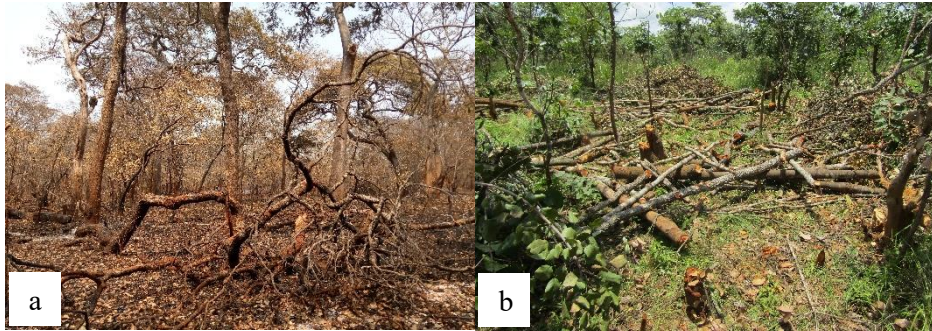


Figure 2-5. Pressions anthropiques sur le *miombo*, affectant la régénération d'essences ligneuses et la reconstitution du couvert végétal dans la région de Lubumbashi. (a) Situation du *miombo* après passage d'un feu de brousse tardif en saison sèche et (b) Coupe d'individus ligneux (majoritairement des juvéniles : dhp < 10 cm) pour la collecte des chenilles (Crédits photos : Nghonda, 2022).

La réussite des programmes de reforestation dépend fortement de l'implication des acteurs locaux, depuis le choix des essences végétales jusqu'à l'entretien des plantations. Lorsque associées aux processus décisionnels, les populations s'approprient ces initiatives, ce qui favorise l'engagement à long terme et leur réussite (Buttoud & Nguingiri, 2016 ; Nansikombi et al., 2020a). Dans cette perspective, restaurer durablement le *miombo* nécessite de conjuguer approches écologiques, savoirs locaux, et mécanismes institutionnels adaptés aux réalités du territoire.

La chapitre 8 de cette recherche analyse le potentiel de régénération naturelle du *miombo* dans les habitats suivant un gradient d'anthropisation, tandis que le chapitre 9 évalue la durabilité des initiatives de reforestation dans la région de Lubumbashi.

2.2. Ecologie du paysage et aménagement durable des territoires

2.2.1. *Emergence de l'écologie du paysage*

L'écologie du paysage, discipline relativement jeune en écologie, s'est rapidement développée jusqu'à être aujourd'hui reconnue comme une science à part entière (Bogaert et al., 2015). Apparue après la Seconde Guerre mondiale en Europe centrale et orientale, elle s'est ensuite étendue en Amérique, en Asie, puis récemment en Afrique (Bogaert & André, 2013 ; Sanderson & Harris, 2020). Bien que le terme « écologie » ait été proposé dès 1866 par le biologiste allemand Haeckel, à partir des mots grecs « oikos » (habitat) et « logos » (science), c'est dans les années 1980-1990 que l'écologie du paysage s'est véritablement affirmée en tant que discipline scientifique (Sanderson & Harris, 2020), principalement grâce aux travaux du biogéographe allemand Troll (1950 ; 1968). Pour cet auteur, l'expression « écologie du paysage », se situe au croisement de l'écologie et de la géographie (Costa, 2020).

L'écologie du paysage se définit ainsi comme une discipline scientifique analysant les interactions entre la structure spatiale des paysages et les processus écologiques (Burel & Baudry, 2012). Cette définition singularise l'écologie du paysage par (i) l'importance accordée à la configuration de l'espace sur le déroulement des processus écologiques, (ii) la considération d'espaces plus étendus et (iii) la prise en compte de l'impact des activités humaines sur le paysage (Allen *et al.*, 2011 ; Burel & Baudry, 2012). Autrement dit, cette science cherche à comprendre et à expliquer (1) la structure spatiale des paysages, (2) le fonctionnement des paysages (les mécanismes et processus écologiques qui s'y déroulent), (3) les qualités écologiques, économiques et sociales des paysages, (4) les fonctions diverses du paysage au profit de la société et (5) la dynamique spatio-temporelle des paysages (Bogaert & Mahamane, 2005 ; Burel & Baudry, 2012 ; Useni, 2017). D'un point de vue hiérarchique, le paysage se place au-dessus de l'écosystème, mais reste inférieur aux niveaux régionaux, continentaux et planétaires (Figure 2-6 ; Burel & Baudry, 2012). La démarche adoptée en écologie du paysage intègre donc l'objet d'étude (le paysage), ses déterminants (le milieu et la société) et ses effets sur les processus écologiques étudiés (Burel & Baudry, 2012 ; Figure 2-7).

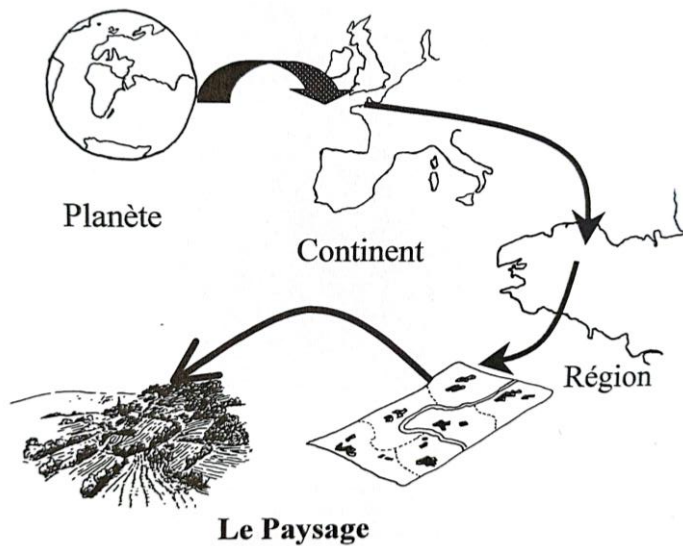


Figure 2-6. Le paysage, un niveau d'organisation des systèmes écologiques se trouvant au-dessus de l'écosystème, mais en dessous de la région et du continent (Burel & Baudry, 2012).

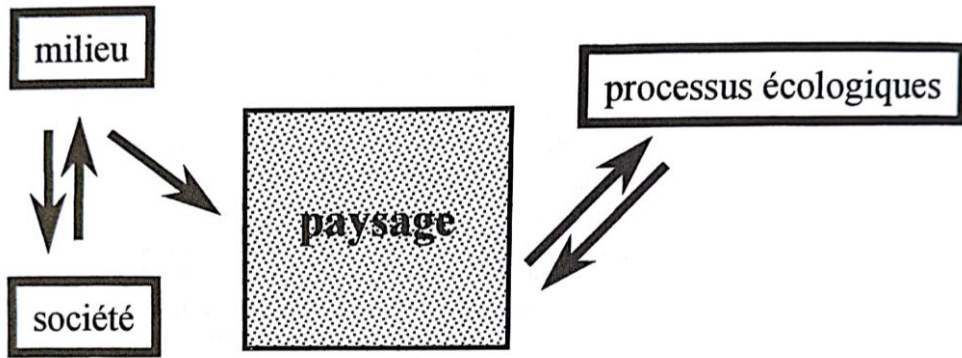


Figure 2-7. Schéma illustrant la démarche scientifique en écologie du paysage. Le paysage se forme à l'intersection de la dynamique des milieux naturels et de celle des sociétés humaines. La structure, l'organisation et la dynamique du paysage interagissent en permanence avec les processus écologiques qu'il abrite (Burel & Baudry, 2012).

2.2.2. *Principes de base de l'écologie du paysage*

Le modèle tache-matrice-corridor est directement lié à la définition du paysage en écologie du paysage. Le paysage est composé principalement de trois éléments : la matrice, les taches (ou « patches ») et les corridors (Figure 2-8). Le modèle « patch-corridor-matrix » met en évidence les relations entre la structure paysagère et ses fonctions écologiques (Forman & Godron, 1981 ; Mony et al., 2022).

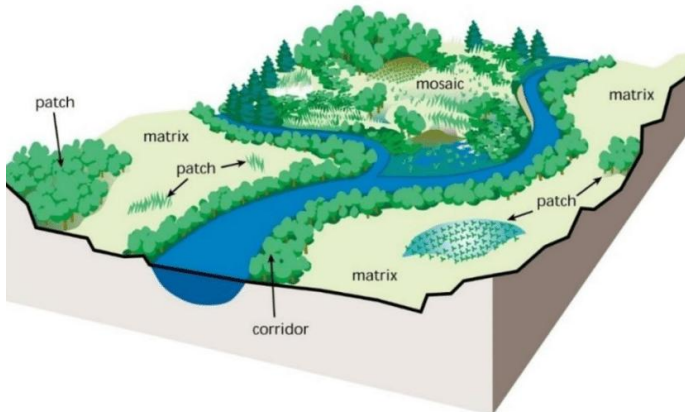


Figure 2-8. Eléments de base d'une structure paysagère formant le paysage selon le modèle tache-corridor-matrice (Loucks, 2008)

La matrice constitue l'élément dominant du paysage par son étendue et sa connectivité, jouant ainsi un rôle central dans son fonctionnement global (Forman, 1995 ; Salomon, 2023). Elle entoure les taches et les corridors, formant la base même de la mosaïque paysagère et est essentielle au fonctionnement global du paysage (Forman & Godron, 1986 ; Useni, 2017 ; Kabanyegeye, 2023).

Les taches, quant à elles, représentent des unités paysagères distinctes, aussi appelées fragments ou habitats, se différenciant de la matrice par leur composition et leur organisation spécifique (Bogaert et al., 2015). Dans le cadre de l'analyse paysagère, l'étude des taches représente l'échelle spatiale la plus fine. Ces taches varient grandement en taille et en forme, et leur reconnaissance dans le paysage dépend étroitement du phénomène observé. Sur le plan écologique, les taches sont définies comme des zones homogènes sur le plan environnemental, relativement distinctes et stables dans le temps et l'espace (Dong et al., 2022).

A l'inverse, les corridors sont des éléments linéaires du paysage, comme les rivières, qui jouent plusieurs rôles écologiques : barrières, filtres ou passages facilitant la connexion entre des taches semblables, favorisant ainsi la mobilité des espèces dans la matrice environnante (Rotem-Mindali et al., 2024). L'ensemble de ces corridors forme un réseau, alors que les taches composent une mosaïque paysagère. Toutefois, la distinction entre corridors et taches peut être contextuelle, car certains corridors peuvent aussi être considérés comme des taches lors d'une analyse spatiale (Bogaert, 2000). Une « classe » ou un « type » correspond à un ensemble de taches partageant des caractéristiques communes dans un contexte précis.

L'approche développée par Lynch (1960), initialement conçue pour les villes des pays développés et appliquée aux villes américaines telles que Boston, Jersey City et Los Angeles, présente des similitudes avec ce modèle « patch-corridor-matrix » (Raynsford, 2011 ; Burel & Baudry, 2012 ; Salerno, 2014). Ainsi, les limites et les voies correspondent aux corridors ; les nœuds et les repères s'apparentent aux taches, tandis que les quartiers jouent le rôle de matrice englobant ces éléments (Amisi, 2010). Cette approche est couramment utilisée pour représenter la perception des habitants par une cartographie basée sur des éléments facilement reconnaissables du paysage urbain, tels que les voies, les limites, les nœuds, les quartiers et les points de repère (Figure 2-9 ; Vranken et al., 2013 ; Amisi et al., 2018).

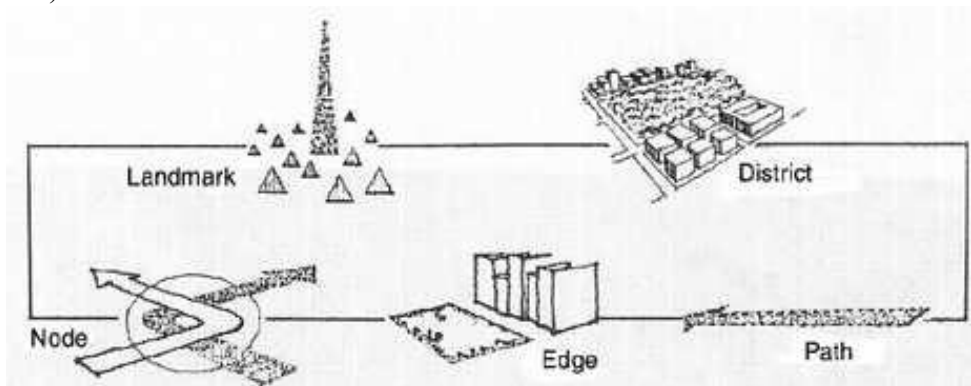


Figure 2-9. Illustration des éléments servant à la description de la ville selon l'approche de Lynch (Vranken, 2015).

Cette approche de Lynch présente des limites lorsqu'elle est appliquée aux villes des pays du Sud, souvent marquées par une urbanisation spontanée qui rend leurs limites difficiles à identifier. Pour remédier à cela, Amisi et al. (2018) ont adapté cette méthode en introduisant le concept de « points-limites », qui servent de repères physiques permettant de matérialiser les contours de ces villes. Dans cette recherche doctorale, l'approche de Lynch (1960) a été utilisée dans la description paysagère et la représentation (carto)graphique des impacts négatifs des activités anthropiques, sur la base de la perception des communautés locales à l'échelle de l'espace villageois dans la région de Lubumbashi (Chapitre 6).

Par ailleurs, l'échelle spatiale et temporelle constitue un critère essentiel distinguant l'écologie du paysage des autres branches de l'écologie. Elle est même considérée comme centrale à cette discipline (Teng et al., 2020) en raison de deux facteurs principaux : d'une part, l'importance croissante donnée à la structure spatiale dans la compréhension des processus écologiques, et d'autre part, les transformations continues des paysages nécessitant l'analyse de leur hétérogénéité (Pease, 2024). L'échelle spatiale comprend deux composantes : le grain et l'étendue (Burel & Baudry, 2012). Le grain correspond à l'unité minimale permettant de caractériser un paysage, tandis que l'étendue renvoie à la superficie ou à la durée maximale auxquelles un organisme répond (Bogaert & Mahamane, 2005 ; Burel & Baudry, 2012). Cette étendue varie selon les échelles spatiales (parcelles, régions) et temporelles (années, décennies). Comme en cartographie, le grain et l'étendue sont liés : une observation à grande échelle (régionale) présente une résolution moins fine qu'à petite échelle (locale ; Bogaert & Mahamane, 2005). Le grain, souvent assimilé à la taille du pixel dans les représentations raster, doit être choisi selon le phénomène étudié (Figure 2-10 ; Chuang & Lin, 2012). La perception humaine ainsi que les activités anthropiques influencent également la détermination des échelles d'observation (Trappitsch, 2022). Cependant, aucune échelle unique ne convient à l'ensemble des processus écologiques, soulignant ainsi la nécessité de sélectionner une échelle pertinente selon l'objectif de l'étude (Burel & Baudry, 2012).

Les processus écologiques et la structure spatiale du paysage s'influencent mutuellement, la structure pouvant révéler des dynamiques écologiques, et vice versa (Vagge et al., 2024). Par exemple, la fragmentation forestière modifie non seulement la disposition spatiale du paysage, mais influence aussi les processus biologiques tels que la migration des espèces qui y vivent (Bamba et al., 2008).

Cette fragmentation entraîne également un remplacement des habitats initiaux par d'autres types d'utilisation du sol, affectant ainsi la dynamique de composition du paysage. Ces constats soulignent l'importance cruciale de l'étude des structures spatiales en écologie du paysage (Bamba et al., 2008 ; Bogaert et al., 2014).

Chaque système écologique présente trois attributs interdépendants : la composition, la configuration et la fonction (Figure 2-11 ; Useni, 2017 ; Antrop, 2021). La structure spatiale, qui est centrale dans l'écologie du paysage, se définit par la configuration spatiale des éléments (leur organisation) et par la composition (le nombre, la nature et la proportion des types d'occupation du sol ; Bogaert et al., 2014).

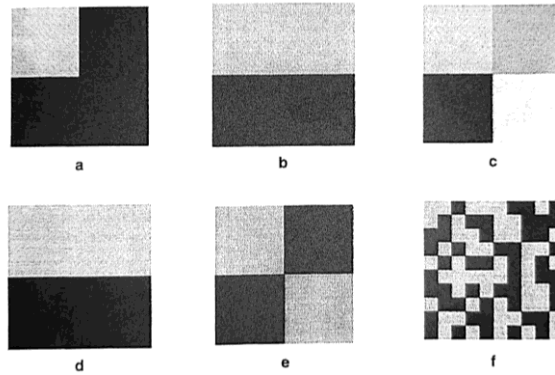


Figure 2-10. Composantes de l'hétérogénéité : augmentation de l'hétérogénéité de (a) à (c) par modification de la proportion et du nombre d'éléments, et de (d) à (f) par variation de leur répartition spatiale (Burel & Baudry, 2012).

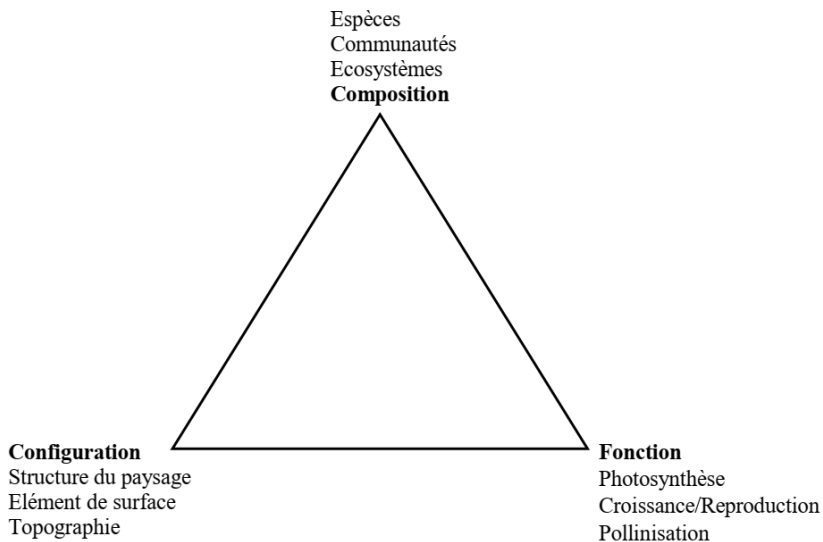


Figure 2-11. Représentation des éléments clés d'un système écologique à toutes les échelles spatio-temporelles : la structure spatiale du paysage, sa composition et ses fonctions. Ces trois composantes interdépendantes sont illustrées sous forme de triangle équilatéral et accompagnées de paramètres mesurables (Noon & Dale, 2002).

L'interaction étroite entre ces trois attributs clés du paysage est au cœur de l'hypothèse principale de l'écologie du paysage, appelée le « *Pattern/process paradigm* ». Ce principe montre comment les structures spatiales façonnent les processus paysagers et écologiques, et comment ces processus modifient en retour ces structures (Bogaert et al., 2004 ; Bogaert & André, 2013). En écologie du

paysage, l'accent est ainsi mis sur l'étude des configurations spatiales des paysages afin de mieux saisir les mécanismes écologiques qui déterminent la répartition spatiale et temporelle des espèces (Koffi et al., 2007 ; Bamba, 2010). Ce concept est particulièrement pertinent pour la gestion des écosystèmes forestiers, en particulier pour l'aménagement de corridors écologiques. Ces corridors favorisent la connectivité des habitats, facilitant la mobilité des espèces et soutenant des services écosystémiques tel que la régénération des forêts (Saura et al., 2014). En réduisant la fragmentation et en améliorant la résilience des écosystèmes, ces corridors jouent un rôle clé dans l'atténuation des impacts du changement climatique (Rolle, 2017).

2.2.3. Analyse de la dynamique des paysages : principes et techniques

2.2.3.1. Notion d'indices de structure spatiale du paysage

L'analyse quantitative de la structure des paysages permet de mieux comprendre les interactions entre l'organisation spatiale d'un paysage et les processus écologiques associés (Vagge et al., 2024). Cette approche a entraîné la création de nombreux indices spatiaux destinés à caractériser l'organisation et la composition des paysages (Bogaert et al., 2002 ; Liu et al., 2010 ; Hassett et al., 2012). Depuis les premiers travaux d'O'Neill et al. (1988), ces indices ont été régulièrement adaptés et validés dans divers contextes spatio-temporels (Useni, 2017). En étudiant des données sur plusieurs échelles ou périodes temporelles, ils permettent d'analyser les évolutions de l'hétérogénéité spatiale du paysage (Wu et al., 2000 ; Bogaert et al., 2014).

Un grand nombre d'indices peut être calculé aux niveaux de la tache, de la classe et du paysage dans son ensemble afin de décrire son organisation spatiale (Peng et al., 2010 ; Su et al., 2012). Ces indices permettent d'examiner divers aspects comme la composition (nombre, densité et superficie des taches), la forme (indice de forme, dimension fractale) et la configuration spatiale (indice de proximité, distance moyenne entre taches voisines, leur connectivité, cohésion, contagion ou agrégation ; Bogaert & Mahamane, 2005). Ils fournissent souvent des indications de l'impact humain sur la structure paysagère (O'Neill et al., 1988 ; Bogaert et al., 2014). Ces indices ont été développés pour étudier les paysages anthropisés et naturels (Li et al., 2013 ; Useni, 2017).

Parmi ces indices, le nombre de taches (n_j) est un indicateur direct du processus de fragmentation. Son augmentation indique souvent une division accrue du paysage liée aux activités humaines (Luque et al., 1994 ; Cabala, 2017). L'aire totale (a_{ij}) reflète quant à elle les variations spatiales d'une classe donnée, liées à l'expansion ou à la réduction de certaines occupations du sol sous l'effet humain ou naturel. L'aire moyenne des taches informe sur la taille typique des éléments paysagers : sa diminution révèle une fragmentation, tandis qu'une augmentation suggère une consolidation spatiale (Useni, 2017). Le périmètre total (p_{ij}) ainsi que le périmètre moyen donnent des indications sur la complexité des formes des taches paysagères. L'indice de dominance (D_j), représentant la proportion de surface occupée par la

plus grande tache, permet d'apprécier la fragmentation spatiale d'une classe : une valeur élevée suggère peu de fragmentation, tandis qu'une faible valeur indique un paysage fortement fragmenté (Kabanyegeye, 2024). Enfin, l'indice de dispersion est essentiel pour évaluer la connectivité et l'interaction spatiale entre les taches, en particulier après des modifications dues à des perturbations ou des changements d'occupation du sol (Cabala, 2017).

2.2.3.2. Matrice de transition

La matrice de transition est un outil analytique qui permet de résumer, sous la forme d'une matrice carrée, les changements d'état des éléments d'un système au cours d'une période donnée (Salomon, 2023 ; Meng et al., 2024). Bien qu'elle ne fournisse aucune information sur la distribution spatiale des changements ni sur les processus ou causes ayant induit ces changements, elle donne des indications sur la proportion d'un type d'utilisation du sol i passant à un état j durant la période étudiée.

A titre d'illustration, si l'étude porte sur la dynamique d'un paysage constitué de trois classes d'occupation du sol : forêt, savane et champs, entre les dates T_0 et T_1 . La matrice résultant de la superposition des deux cartes peut être lue de la manière suivante. Les colonnes représentent les états d'occupation du sol à T_1 , tandis que les lignes correspondent aux états au temps T_0 . Le contenu de chaque cellule indique la surface, soit en valeur absolue, soit en valeur relative, du type d'occupation i au temps T_0 ayant changé pour le type j au temps T_1 . Les changements sont donc observés en partant de la ligne i et en se dirigeant vers la colonne j . La somme des valeurs d'une ligne donne la surface totale de la catégorie i au temps T_0 , tandis que la somme des valeurs d'une colonne représente la surface totale de la catégorie j au temps T_1 . Les cellules situées sur la diagonale de la matrice correspondent aux surfaces dont l'état n'a pas changé entre T_0 et T_1 , tandis que les éléments en dehors de la diagonale correspondent aux changements d'occupation du sol. Ces valeurs hors-diagonale indiquent la dynamique du paysage entre les deux périodes (Tableau 2-3). Ces données peuvent être utilisées pour l'identification de la matrice paysagère ou pour l'analyse de composition au moyen de mesures d'hétérogénéité (indices de Simpson ou de Shannon ; Cabala, 2017). Les matrices de transition ont été élaborées dans cette recherche doctorale en vue de quantifier la superficie des zones forestières suite de la croissance d'habitats anthropisés (Chapitre 4).

Tableau 2-3. Illustration d'une matrice de transition des états d'occupation du sol entre T_0 et T_1 (Cabala, 2017).

Etat i à T_0 \ Etat j à T_1	Etat j à T_1			
	Forêt	Habitat-sol nu	Autres	Total
Forêt	X_{st}	k_{01}	m_{01}	A_0
Habitat-sol nu	n_{01}	Y_{st}	p_{01}	B_0
Autres	q_{01}	s_{01}	Z_{st}	C_0
Total	A_1	B_1	C_1	100

2.2.3.3. Processus de transformation spatiale

Pour appréhender le fonctionnement d'un paysage, il est essentiel d'identifier, à partir de la structure spatiale, les processus de transformation spatiale qui sous-tendent les dynamiques et les changements dans l'occupation du sol. Plusieurs modèles d'arbres de décision ont été proposés pour cette identification, notamment ceux de Forman (1995) et de Collinge & Forman (1998). Le modèle le plus récent, élaboré par Bogaert et al. (2004 ; Figure 2-12), repose sur des indices clés de la composition du paysage tels que le nombre, l'aire et le périmètre des taches appartenant à une classe spécifique (Zhao & Yang, 2022).

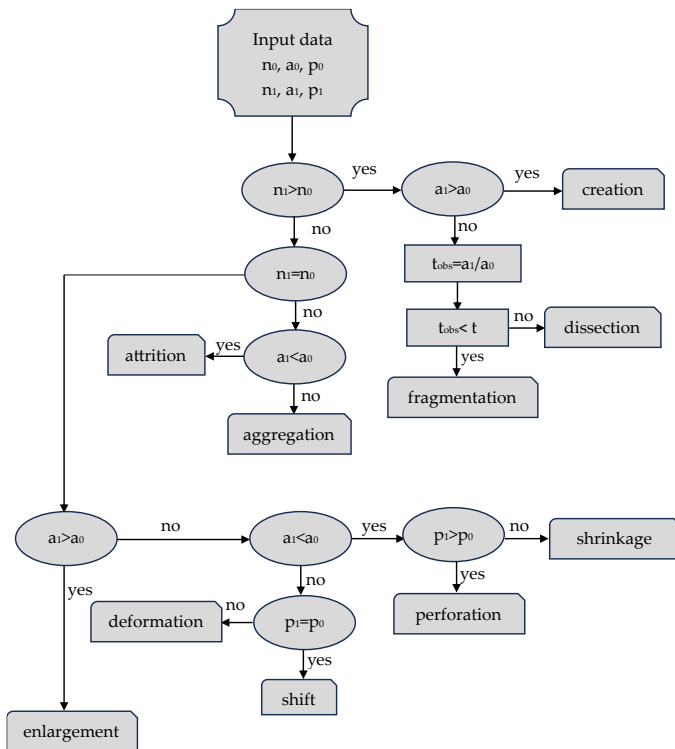


Figure 2-12. Identification du processus de transformation spatiale. Elle commence par la détermination des paramètres quantitatifs de la classe d'occupation du sol : l'aire, le périmètre et le nombre de taches avant (a_0 , p_0 et n_0) et après (a_1 , p_1 et n_1) la transformation. Ensuite, les variations de chacun de ces trois paramètres caractéristiques sont analysées pour identifier le processus représentant la dynamique observée. Le modèle recommande d'abord d'examiner l'évolution du nombre de taches, en comparant n_0 avec n_1 . Puis le changement de la surface (comparaison de a_0 avec a_1) du type d'occupation du sol conduit directement à l'un des processus. Il peut aussi passer indirectement par l'analyse de l'évolution du périmètre (comparaison de p_0 avec p_1). Pour distinguer la fragmentation de la dissection, une valeur seuil prédéfinie de Student ($t = 0,5$) est utilisée pour mesurer la diminution de l'aire. (Bogaert et al., 2004).

Comme dans le cas d'une matrice de transition, ces processus de transformation sont déterminés sur un intervalle de temps défini. Bogaert et al. (2004) insistent également sur l'importance du choix de la résolution temporelle. Celle-ci doit être adaptée pour permettre de simplifier des scénarios complexes de transformation en une série de processus distincts. Cela souligne l'existence d'un nombre limité de configurations ou de géométries spatiales typiques résultant des processus de transformation spatiale (Collinge & Forman, 1998 ; Bogaert et al., 2004).

Selon cette approche dichotomique, dix processus de transformation spatiale sont identifiés, à savoir : l'agrégation, la suppression, la création, la déformation, la dissection, l'agrandissement, la fragmentation, la perforation, le déplacement et le rétrécissement (Figure 2-13 ; Bogaert et al., 2004). En ce qui concerne la dynamique du paysage d'origine anthropique, les types de taches naturelles sont souvent caractérisés par des processus tels que la suppression, la déformation, la dissection, la fragmentation, la perforation et/ou le rétrécissement. En revanche, les taches résultant d'activités humaines sont marquées par des processus tels que l'agrégation, la création, la déformation, l'agrandissement et/ou le déplacement (Bogaert et al., 2011a).

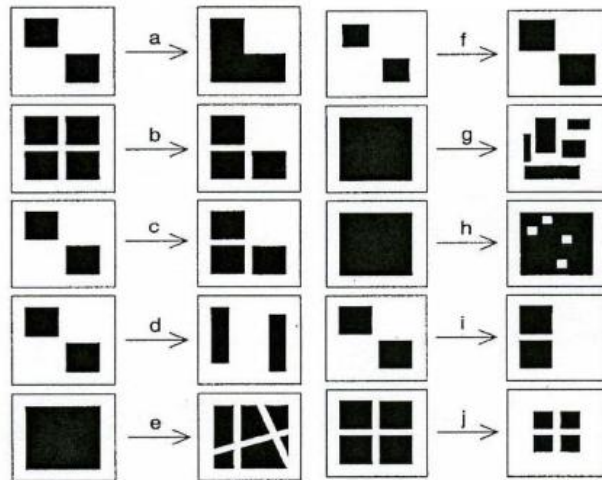


Figure 2-13. Diagramme représentant les dix processus de transformation spatiale. Les secteurs noirs correspondent à la couverture de la zone d'intérêt, tandis que les secteurs blancs représentent la matrice du paysage. (a) Agrégation : fusion de taches ; (b) Suppression : disparition d'une tache présente dans le paysage original ; (c) Création : formation d'une nouvelle tache, augmentant ainsi le nombre de taches de deux à trois ; (d) Déformation : transformation des deux taches, modifiant leur forme sans changement de superficie, donnant une forme rectangulaire ; (e) Dissection : subdivision d'un secteur continu en lignes étroites et uniformes ; (f) Agrandissement : augmentation de la taille des deux taches ; (g) Fragmentation : rupture de la continuité du paysage en cinq taches disjointes de tailles et formes variées ; (h) Perforation : formation de quatre trous dans la matrice ; (i) Déplacement : déplacement d'une des taches ; (j) Rétrécissement : réduction de la taille des taches (Bogaert et al., 2004).

Selon Forman (1995) et Bogaert et al. (2004), ces processus suivent souvent des séquences bien définies : ainsi, la fragmentation est généralement précédée par la dissection et/ou la perforation, puis suivie par un rétrécissement et une suppression. La création d'une tache est fréquemment suivie par un agrandissement, lequel peut, à son tour, mener à une agrégation (Figure 2-14). Toutefois, il convient de ne pas exclure d'autres séquences possibles, car la résolution temporelle des données joue un rôle crucial dans l'identification de ces processus, et les longues périodes peuvent masquer une série de processus successifs (Bogaert et al., 2004).

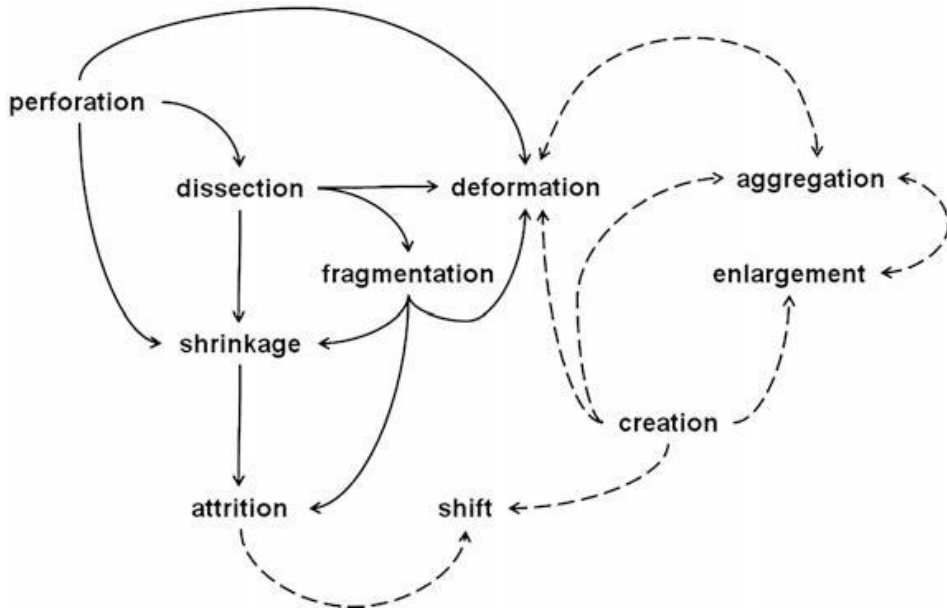


Figure 2-14. Les processus de transformation spatiale sont généralement observés pour les types de taches naturelles (représentées par des traits continus) et anthropiques (représentées par des traits discontinus). Les flèches illustrent les relations causales ainsi que l'évolution séquentielle de ces processus dans le temps (Bogaert et al., 2011a ; 2014).

Le modèle d'arbre de décision de Bogaert et al. (2004) permet de différencier la fragmentation et la dissection en utilisant le rapport entre l'aire des types de taches après transformation et avant transformation comme indicateur de l'impact de la transformation. Des valeurs faibles de ce ratio sont interprétées comme une fragmentation, tandis que des changements relativement faibles du type de taches suggèrent une dissection (Bogaert et al., 2004 ; Barima et al., 2009). Néanmoins, selon Forman (1995), il n'existe pas de différence de configuration entre ces deux processus.

2.2.4. Télédétection et SIG : données de base et outils d'analyse paysagère

L'écologie du paysage s'appuie sur divers outils pour analyser les paysages, notamment la télédétection et les systèmes d'information géographique (SIG ; Luiselli & Pacini, 2025). Ces deux éléments sont développés dans les lignes qui suivent.

2.2.4.1. Télédétection

a. Définition

La télédétection regroupe l'ensemble des techniques, outils et connaissances permettant l'observation de la surface terrestre à distance, à partir de capteurs installés sur des plateformes aéroportées ou spatiales (Qin, 2024). Elle constitue aujourd'hui un outil incontournable dans l'analyse environnementale, notamment dans les régions où l'accessibilité et les observations du terrain sont limitées et où les données géographiques fiables sont rares (Wulder et al., 2012 ; Nzeanorue et al., 2024). En captant le rayonnement électromagnétique émis ou réfléchi par la surface terrestre, la télédétection permet de recueillir des informations précises sur les caractéristiques biophysiques et spectrales des objets au sol (Caloz & Collet, 2001). Ces données brutes sont ensuite traitées, interprétées et converties en informations spatialisées à haute valeur ajoutée, permettant par exemple de cartographier la couverture terrestre, de suivre l'évolution de l'occupation du sol, ou d'évaluer la fragmentation des écosystèmes forestiers (Figure 2-15 ; Caloz & Collet, 2001 ; Campbell & Wynne, 2011).

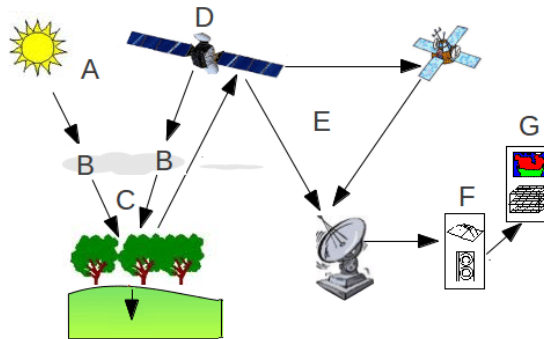


Figure 2-15. Processus de la télédétection passive. Le rayonnement émis par une source d'énergie (A) parcourt une certaine distance et interagit avec l'atmosphère (B) avant d'atteindre la cible (C). Ce rayonnement interagit avec la surface de la cible en fonction des caractéristiques du rayonnement et des propriétés de la surface. L'énergie est ensuite réfléchie ou diffusée vers le capteur (D), qui l'enregistre et la transmet 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 réalisée pour extraire les informations désirées concernant la cible. Enfin, la dernière étape du processus consiste à utiliser l'information extraite pour mieux comprendre la cible, découvrir de nouveaux aspects ou résoudre un problème particulier (G ; Caloz & Collet, 2001).

L'intérêt de la télédétection réside notamment dans sa capacité de couvrir des vastes étendues, sa régularité temporelle (avec des images acquises à intervalle régulier), ainsi que dans sa complémentarité avec les données de terrain. Elle facilite ainsi une intégration multiscalaire des dynamiques environnementales, du niveau local au niveau régional, tout en permettant une analyse rétrospective grâce aux archives d'images satellitaires disponibles sur plusieurs décennies (Lu et al., 2004 ; Turner et al., 2015). L'usage de la télédétection comme outil d'analyse du paysage est largement documenté dans les domaines de gestion des ressources naturelles (Nzeanorue et al., 2024 ; Qin, 2024 ; Luiselli & Pacini, 2025). Grâce à ses capacités multidimensionnelles, multispectrales et intégratrices, elle constitue un moyen incontournable pour percevoir et mesurer les caractéristiques biophysiques du paysage (Xiao et al., 2006). Elle permet ainsi d'analyser divers phénomènes à différentes échelles spatio-temporelles (Useni, 2017 ; Jia & Guo, 2024).

De plus, la télédétection peut identifier des motifs complexes de pixels sans l'intervention directe de l'observateur, en exploitant les signatures spectrales des systèmes écologiques (Caloz & Collet, 2001). Or, l'étude de ces motifs, dont la distribution est influencée par des gradients naturels, anthropiques et environnementaux, constitue un enjeu clé en écologie du paysage (O'Neill et al., 1988). Dans les écosystèmes forestiers tropicaux tels que le *miombo*, la télédétection est largement utilisée pour cartographier la couverture forestière, suivre les changements d'occupation du sol, détecter la déforestation et quantifier la fragmentation du paysage (Ryan et al., 2012 ; Hansen et al., 2013). Elle fournit également des données cruciales pour la modélisation de la régénération forestière et pour la planification des programmes de restauration écologique (Chazdon, 2014). Par ailleurs, en combinant les données issues de la télédétection avec celles des systèmes d'information géographique (SIG), il est possible de croiser les analyses environnementales avec des paramètres socio-économiques pour une lecture intégrée des dynamiques territoriales (Eastman, 2009).

b. Notion de signature spectrale

Le comportement spectral d'un objet dépend à la fois de sa réaction au spectre électromagnétique incident et de ses propriétés intrinsèques. Le spectre électromagnétique couvre une vaste gamme de longueurs d'onde, allant des plus courtes (rayons γ , rayons X) aux plus longues (micro-ondes, ondes radio ; Sankaran & Ehsani, 2014). La télédétection exploite plusieurs domaines de ce spectre, notamment les ultraviolets, le visible, l'infrarouge proche et thermique, ainsi que les micro-ondes passives (Reddy, 2018). Dans l'infrarouge thermique et les micro-ondes, l'intensité du rayonnement émis dépend principalement de l'émissivité et de la température de la surface. Par exemple, l'émissivité varie de manière caractéristique selon les surfaces : environ 0,98 μm pour l'eau, 0,95–0,99 μm pour la neige et la glace, ~0,90 μm pour les forêts, et entre 0,85–0,95 μm pour les surfaces minérales (Lillesand et al., 2015). En télédétection visible et en proche infrarouge, les surfaces naturelles présentent des variations marquées de réflectance selon les longueurs d'onde (Caloz & Collet, 2001). La signature spectrale correspond à ces

variations de réflectance et constitue un outil essentiel pour différencier les types d'objets terrestres et analyser leurs propriétés spécifiques (Figure 2-16).

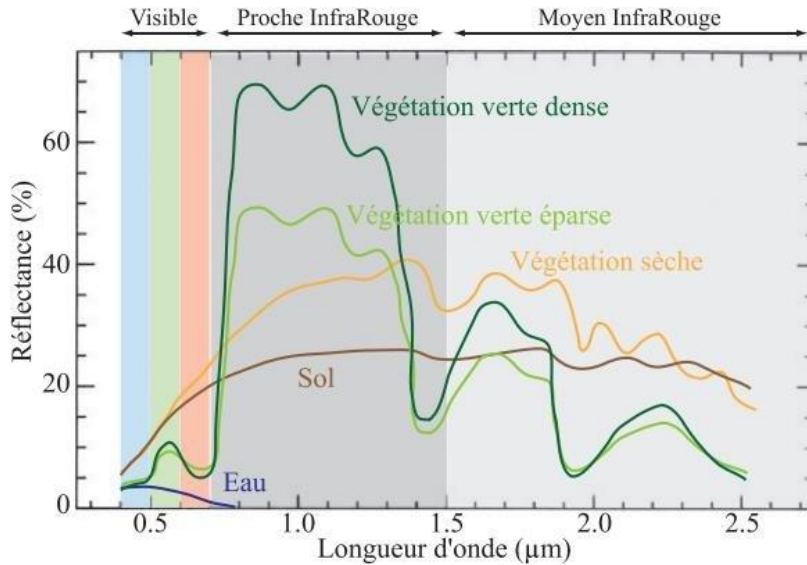


Figure 2-16. Signature spectrale de la végétation, du sol nu et de l'eau (Solly, 2021).

Cette capacité d'identification repose sur la combinaison des caractéristiques spectrales propres à chaque surface (CCT, 2003). Les végétaux, en particulier, présentent un comportement spectral complexe, en raison de la diversité des éléments qui composent un écosystème végétalisé (sol, eau, feuillage, troncs, etc.) et des facteurs environnementaux (climat, saisons, maladies) qui influencent leurs propriétés spectrales (Schweiger et al., 2018 ; Kothari & Schweiger, 2022). La chlorophylle, pigment principal de la végétation, joue un rôle majeur dans la réponse spectrale. Elle absorbe fortement dans le rouge et reflète dans le vert et le proche infrarouge (PIR), ce qui définit la signature spectrale typique de la végétation. Cette signature varie selon l'espèce, l'état physiologique (teneur en chlorophylle, teneur en eau), ou encore les conditions de stress (Rajewicz et al., 2023). Dans le PIR (0,7–1,3 μm), c'est la structure du feuillage qui influence la réflectance : un végétal sain, bien irrigué, reflète davantage, alors qu'un végétal affaibli, desséché ou malade présente une réflectance réduite. Dans l'infrarouge moyen (1,3–1,9 μm), c'est la teneur en eau qui domine la réponse spectrale : plus elle est élevée, plus l'absorption augmente. À l'inverse, une baisse de cette teneur, due à un stress hydrique ou une maladie, se traduit par une réflectance plus élevée. Enfin, dans l'infrarouge thermique, une forte teneur en eau et en chlorophylle accentue la réponse spectrale (Neinavaz et al., 2021).

2.2.4.2. Systèmes d'information géographique

Les systèmes d'information géographique (SIG) sont des outils quant à eux permettent de stocker, partager, visualiser et manipuler des objets cartographiés, en

associant leur représentation géométrique à des informations descriptives appelées « attributs » (Ali et al., 2024). Ils facilitent ainsi la présentation et l'interprétation des phénomènes observés à la surface terrestre (Costantini & Thompson, 2023 ; Maurya & Kumar, 2024). Grâce à leurs capacités techniques, notamment en cartographie et en analyse spatiale, les SIG constituent un outil puissant pour le suivi et l'aménagement du territoire (Dimanova, 2024). En particulier, le traitement des données de télédétection via les SIG permet d'analyser et de cartographier les dynamiques de l'occupation du sol à l'échelle du paysage (Khoji et al., 2022).

L'interaction entre la télédétection et les SIG offre un cadre d'analyse performant pour la manipulation des données dans les études du paysage et les prévisions écologiques (Useni, 2017). Dans cette thèse, les données de télédétection ont été traitées par les outils de SIG afin de ressortir et de cartographier les informations relatives à la dynamique forestière dans la région de Lubumbashi (chapitre 4).

2.2.5. Cartographie participative comme outil d'aménagement et gestion forestière

La cartographie participative constitue une méthodologie innovante permettant aux communautés locales de s'impliquer activement dans la gestion durable des écosystèmes forestiers (Drake, 2024). Ce type de cartographie repose sur une approche inclusive, visant à valoriser les savoirs locaux et renforcer la capacité décisionnelle des communautés locales concernées (Courtney et al., 2024).

La méthodologie implique généralement des ateliers participatifs au cours desquels les membres de la communauté locales (agriculteurs, chasseurs, pasteurs, femmes, autorités locales, représentants d'ONG) sont invités à dessiner des cartes mentales représentant leur perception des ressources naturelles, des limites administratives traditionnelles, des zones d'exploitation et des espaces à restaurer ou à protéger (Brown & Kytä, 2014 ; Mataruse et al., 2024). Ces cartes permettent d'identifier clairement les zones de conflit potentiel, les ressources critiques telles que les points d'eau, les espèces ligneuses d'importance culturelle ou économique, ainsi que les zones dégradées nécessitant une intervention particulière (Eaton-González et al., 2021).

Les données qualitatives obtenues par ces cartes mentales sont enrichies par des outils technologiques modernes, tels que des appareils GPS pour assurer la géolocalisation précise des ressources naturelles. Les participants sont souvent formés à l'utilisation de ces outils afin d'améliorer l'exactitude et la crédibilité scientifique des données collectées (Elzubair et al., 2024). Par ailleurs, l'intégration de technologies modernes telles que les drones et les images satellitaires permet de vérifier, compléter et mettre à jour régulièrement les informations produites localement, garantissant ainsi une meilleure qualité et actualité des cartes produites (Goodchild, 2007).

L'utilisation des systèmes d'information géographique participatifs (SIG participatifs) constitue une autre étape cruciale de cette méthodologie. Les SIG participatifs offrent un cadre structuré pour organiser, visualiser et analyser spatialement les données collectées, facilitant ainsi leur intégration dans les

processus décisionnels locaux et régionaux (Rice et al., 2025). Ce processus collaboratif assure une transparence accrue et favorise une meilleure gouvernance forestière, notamment en permettant la participation active des communautés à la prise de décisions concernant l'aménagement et la conservation du *miombo* (Brown & Kytä, 2014).

La réussite à long terme de la cartographie participative en gestion forestière nécessite une formation continue des communautés locales aux outils numériques et méthodologies relatives à la cartographie afin de garantir leur autonomie dans la mise à jour et l'utilisation régulière des cartes. Ce renforcement des capacités permet non seulement de maintenir à jour les données, mais contribue également à une meilleure appropriation communautaire des outils et résultats, assurant ainsi une gestion durable des ressources forestières du *miombo* (Elzubair et al., 2024).

Dans cette recherche doctorale, l'implication active des communautés locales a été essentielle pour décrire le paysage et spatialiser les impacts négatifs des activités anthropiques au sein des espaces villageois de la région de Lubumbashi (chapitre 6).

2.2.6. Chorologie, étude de l'espace géographique comme ressource limitée

L'étude des dynamiques paysagères d'origine anthropique devient un enjeu majeur pour les paysagistes. Les paysages semi-naturels ou fortement modifiés par l'homme occupent aujourd'hui une place centrale en écologie du paysage et devraient continuer à le faire à l'avenir (Hong et al., 2014 ; Useni, 2017). Selon leur intensité, les activités humaines façonnent différents types de paysages (Hoque, 2023 ; Han et al., 2024). L'intégration de ces transformations dans une approche écologique explique l'intérêt croissant des écologues pour les paysages bioculturels, où interagissent activités humaines et diversité biologique (Maffi & Woodley, 2012). Si cette interaction entre culture et nature peut être bénéfique, elle souligne aussi la nécessité de préserver le paysage en tant que ressource non renouvelable (Bogaert et al., 2014).

Dans cette perspective, Bogaert et al. (2015) ont introduit la « chorologie », une nouvelle discipline dérivée des termes grecs *χώρα* (espace, territoire) et *λόγος* (étude, discours), visant à analyser les structures, les valeurs et les fonctions des paysages tout en reconnaissant leur caractère limité. L'objectif est de fédérer scientifiques et praticiens travaillant sur les systèmes ruraux, urbains et périurbains afin d'harmoniser les approches d'aménagement et d'utilisation de l'espace géographique pour répondre aux besoins de l'homme, de la société et de la nature (Useni, 2017).

Dans un premier temps, la chorologie s'appuie sur des disciplines établies telles que l'écologie du paysage, l'urbanisme, l'architecture du paysage et la gestion de l'environnement (Figure 2-17), en attendant l'élaboration de méthodes, théories et paradigmes qui lui seront propres. La reconnaissance de l'espace géographique comme ressource limitée impose une gestion durable de ses multiples fonctions, qu'il s'agisse de production de biomasse, de protection contre l'érosion, de

régulation climatique, de préservation du patrimoine culturel ou encore de valorisation esthétique du paysage (Bogaert et al., 2015).

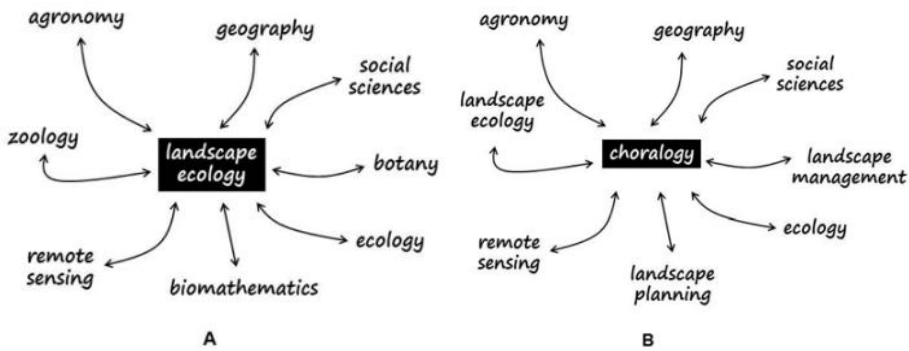


Figure 2-17. L'écologie du paysage et la chorologie. (A) A ses débuts, l'écologie du paysage était perçue comme une discipline émergente intégrant des concepts d'autres domaines sans en posséder de propres. Par l'application de ces concepts à l'échelle du paysage, elle a influencé les disciplines d'origine. (B) Aujourd'hui, l'écologie du paysage est une discipline mature avec ses propres concepts, contribuant désormais à la chorologie, une science qui étudie l'espace géographique en tant que ressource limitée (Wiens, 1999 ; Bogaert et al., 2015).

En Europe, la notion de chorologie s'impose naturellement (Bogaert et al., 2015), tandis qu'elle peine à s'ancrer dans d'autres régions du monde (Zinngrebe et al., 2020). Pourtant, face à l'exploitation effrénée des terres et aux conséquences majeures qui en découlent—déforestation, surexploitation, désertification—une approche chorologique devient essentielle pour assurer une gestion durable des paysages et des écosystèmes végétalisés (Marinheiro et al., 2023). Cette nécessité est d'autant plus pressante dans un contexte de forte expansion urbaine, de stagnation des rendements agricoles et de difficultés croissantes à mobiliser de nouvelles terres exploitables (Tchékoté & Ngouanet, 2015).

Conscients de la raréfaction irréversible des espaces naturels sous l'effet de l'urbanisation et de l'anthropisation, certains pays économiquement puissants ont pris les devants. Par le biais de multinationales, ils acquièrent de vastes surfaces de terres dans des pays africains vulnérables, profitant ainsi de leurs faiblesses économiques pour étendre leur propre espace territorial (Kestemont et al., 2006). Dans cette étude, la chorologie a été abordée afin de promouvoir une gestion durable des ressources forestières dans la région de Lubumbashi, menacées par la surexploitation due à l'intensification des activités anthropiques (chapitres 6 et 10)

2.3. Gouvernance forestière

2.3.1. Définition

La gouvernance forestière est un concept aux définitions variables selon les institutions et les cadres de référence (Adhikari & Baral, 2018). Bien que ces

définitions diffèrent sur certains points, elles convergent généralement sur l'idée que la gouvernance forestière est influencée par le contexte dans lequel s'exercent le pouvoir et les mécanismes d'accès, de gestion et d'utilisation des ressources forestières (Andersson, 2002). Cette influence contextuelle met en lumière l'importance des dynamiques sociales, politiques et économiques qui façonnent les processus décisionnels et la gestion durable des forêts.

Selon la Banque mondiale (Bonkougou, 2013), la gouvernance forestière englobe l'ensemble des règles, politiques, structures institutionnelles et pratiques visant à assurer transparence, responsabilité et participation dans le secteur forestier. Elle définit le cadre dans lequel les autorités publiques et d'autres acteurs, formels ou informels, acquièrent et exercent le pouvoir nécessaire à la gestion des ressources forestières afin de préserver ou d'améliorer le bien-être des populations qui en dépendent. Cela implique également la capacité à élaborer et mettre en œuvre des politiques forestières adaptées pour favoriser un développement durable (St-Hilaire et al., 2013). Dans cette recherche doctorale, nous définissons la gouvernance forestière comme étant le *modus operandi* par lequel les institutions étatiques et les autres catégories d'acteurs exercent leur autorité sur les ressources forestières en appliquant des décisions collectives visant à soutenir et améliorer la qualité de vie des populations dont les moyens de subsistance reposent sur ces ressources (Ndoye & Tieguhong, 2004 ; St-Hilaire et al., 2013).

La bonne gouvernance dans le secteur forestier repose sur plusieurs principes fondamentaux : respect de l'État de droit, processus décisionnels transparents, corruption limitée, prise en compte des perspectives de tous les acteurs, cadre réglementaire équitable, responsabilité des autorités et engagement actif de la société civile dans la gestion du secteur, tout en respectant les lois en vigueur (Fapa et al., 2020 ; Ayele et al., 2022). Sans ces éléments, un pays ne peut espérer une gestion durable des ressources naturelles, une croissance économique soutenue du secteur forestier, ni une répartition équitable des bénéfices issus des forêts (Loso et al., 2024). Ainsi, pour lutter efficacement contre la déforestation et la dégradation forestière, il est essentiel de renforcer l'application des lois, limiter la corruption et accroître la transparence (Majambu et al., 2024a).

2.3.2. Types de gouvernance forestière et catégories d'acteurs

Il existe quatre principaux modes de gouvernance des ressources naturelles, chacun reposant sur des mécanismes distincts et adaptés à des contextes variés (Borrini-Feyerabend et al., 2014). (i) La gouvernance étatique qui se réfère à une gestion assurée directement par un organisme gouvernemental, qu'il soit de niveau national (ministère, agence fédérale) ou sous-national, ou encore déléguée à une entité tierce, telle qu'une ONG. (ii) La gouvernance participative, impliquant une gestion collaborative avec divers degrés de participation des acteurs, qu'il s'agisse de gouvernance conjointe par un conseil de gestion pluriel, ou de dispositifs transfrontaliers pour la gestion de ressources situées de part et d'autre de frontières

internationales. (iii) En revanche, la gouvernance privée repose sur des acteurs non étatiques, incluant des propriétaires individuels, des organisations à but non lucratif (ONG, coopératives, universités) ou des entités à but lucratif (telles que des entreprises ou individus). (iv) Par ailleurs, la gouvernance par les peuples autochtones et les communautés locales, qui concerne les territoires et aires conservés, déclarés et gérés par ces communautés elles-mêmes, en alignant les pratiques de gestion sur leurs savoirs et leurs traditions. (Borrini-Feyerabend et al., 2014 ; Abrams & Elbakidze, 2023).

Les acteurs potentiels participant à cette gouvernance forestière sont multiples et peuvent être considérés à différentes échelles (local, national, régional et global, Figure 2-18 ; Samndong et al., 2017 ; Cordeiro-Beduschi et al., 2022). Selon la déclaration de Rio, la meilleure façon de traiter les questions d'environnement est d'assurer la participation de tous les acteurs potentiels au niveau concerné (Marnelly et al., 2023). De ces faits, les acteurs du secteur privé, de la société civile et du gouvernement se réunissent pour débattre de tous les problèmes qui concernent le secteur forestier et les domaines du développement connexes dans un esprit de tolérance et en vue de rechercher le consensus. Corollaire à l'approche multidisciplinaire, la gouvernance forestière requiert l'acceptation des résultats (réussites et les échecs) et de tirer des leçons apprises pour les améliorer dans le futur (Jenke et al., 2023).

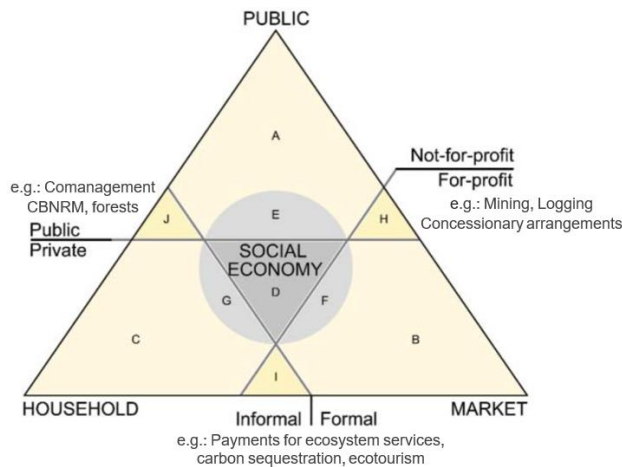


Figure 2-18. Les mécanismes et stratégies de la gouvernance forestière. Adapté de Lemos & Agrawal (2006) et Jenke et al. (2023). Les organisations de gestion forestière sont des entités constituées d'un ou plusieurs acteurs exerçant des opérations forestières et disposant de droits décisionnels sur des territoires forestiers. A : les agences forestières publiques, B : les entreprises forestières privées, C : les exploitations forestières locales, D : les associations et fonds de gestion forestière, E : les associations de gestion forestière sous contrôle gouvernemental, F : les entreprises sociales de gestion forestière, G : les associations informelles de gestion forestière, H : les entreprises forestières étatiques, I : les entreprises forestières à gestion locale et J : les organisations publiques informelles, CBNRM : Gestion des ressources naturelles basée sur les communautés locales.

2.3.3. *Approche intégrée et multidimensionnelle de la gouvernance forestière*

Pour être efficace, la gouvernance forestière ne peut se limiter à une approche sectorielle, mais doit intégrer de manière globale plusieurs dimensions interdépendantes. Ce principe met en évidence les interactions complexes entre les processus institutionnels, économiques et sociaux, les valeurs culturelles et les connaissances des acteurs, ainsi que les caractéristiques biophysiques des écosystèmes (Riggs et al., 2021 ; Jenke et al., 2023). Ces différents éléments doivent être abordés de manière conjointe afin de mieux comprendre leur influence mutuelle (Figure 2-19).

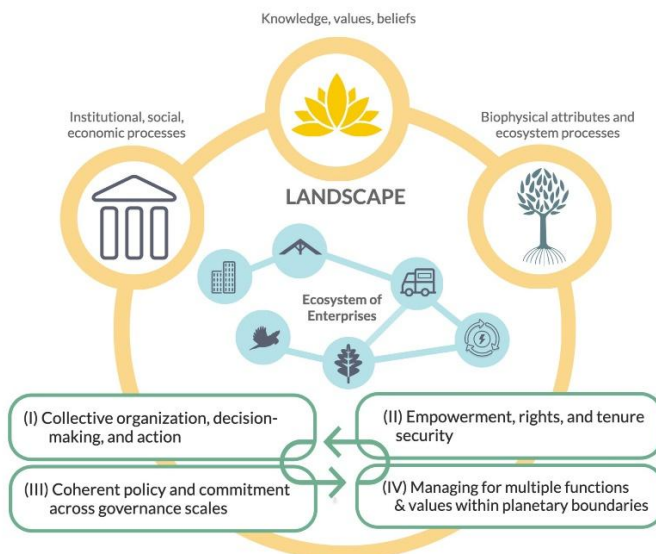


Figure 2-19. Éléments interdépendants façonnant l'approche intégrée et les synergies dans les paysages forestiers (Riggs et al., 2021).

Une approche intégrée requiert également une organisation collective solide et inclusive, où chaque acteur impliqué dans la gestion forestière joue un rôle actif (Fapa et al., 2020). Dans cette optique, l'autonomisation des communautés locales est essentielle, notamment à travers la sécurisation des droits fonciers, ce qui permet de garantir une meilleure appropriation des initiatives sur le terrain. De surcroît, il est nécessaire d'assurer une cohérence politique entre les différents niveaux de gouvernance (local, national et international), favorisant ainsi une prise de décision harmonisée et efficace (Ayele et al., 2022).

Par ailleurs, adopter une gestion intégrée suppose une attention particulière aux multiples fonctions des paysages forestiers, qu'elles soient écologiques (préservation de la biodiversité, régulation du climat), économiques (valorisation des produits forestiers, fourniture de services écosystémiques) ou sociales (importance culturelle, identité communautaire). L'enjeu majeur réside dans l'articulation équilibrée de ces

fonctions, tout en respectant les limites écologiques globales qui garantissent l'intégrité des écosystèmes à long terme. Cette approche intégrée apparaît ainsi comme une condition fondamentale pour améliorer durablement l'efficacité de la gouvernance forestière (Riggs et al., 2021).

2.3.4. Etat de lieu de la gouvernance forestière en République Démocratique du Congo

2.3.4.1. Les ressources

La République Démocratique du Congo (RD Congo) possède un énorme potentiel forestier, faisant d'elle le deuxième plus grand massif forestier au monde après l'Amazonie (Grantham et al., 2020). Sa superficie est estimée entre 145 et 155 millions d'hectares, représentant 60 % du territoire national et deux tiers du bloc forestier du bassin du Congo (Eba'a Atyi et al, 2022). Ces forêts jouent un rôle majeur en tant que deuxième puits de carbone des forêts tropicales mondiales, avec une capacité de stockage évaluée à 40 gigatonnes de carbone, ce qui correspond à un potentiel d'émissions de 140 gigatonnes équivalent CO₂ (Bonkoungou et al., 2013 ; Heinrich et al., 2023). Sur le plan de la biodiversité, la RD Congo est classée cinquième au niveau mondial, regroupant environ 10.000 espèces de plantes, 400 espèces de mammifères, 1000 espèces d'oiseaux et 700 espèces de poissons (Resende & Meikengang, 2023). Par ailleurs, ces ressources naturelles assurent des services vitaux à des dizaines de millions de personnes, notamment pour leur alimentation, leurs plantes médicinales et leur approvisionnement en dendro-énergie (Eba'a Atyi et al, 2022).

Bien que le potentiel forestier de la RD Congo soit considérable, ces ressources font face à des menaces croissantes. Pendant les périodes de conflits, le caractère enclavé de nombreuses zones forestières avait limité les pressions humaines (Shapiro et al., 2021). Cependant, des études récentes (Vancutsem et al, 2020 ; Eba'a Atyi et al, 2022) mettent en évidence une dégradation importante des forêts. Le taux annuel moyen de déforestation en RD Congo est estimé à 1, 4 millions d'hectares par an entre 2000 et 2019 (Vancutsem et al, 2020). Ce chiffre dépasse la moyenne observée dans l'ensemble du bassin du Congo, estimée à 0,4% entre 2001 et 2019 (Eba'a Atyi et al, 2022). Les projections basées sur le scénario de référence "Business-as-usual" (BAU) indiquent qu'entre 2010 et 2030, la déforestation en RD Congo pourrait atteindre 12 à 13 millions d'hectares, tandis que la dégradation pourrait concerner 21 à 22 millions d'hectares (Megevand et al., 2013 ; Eba'a Atyi et al, 2022). Les émissions associées seraient de l'ordre de 390 à 400 millions de tonnes de CO₂ par an d'ici 2030, avec une croissance annuelle des émissions estimée entre 3 et 4 % durant cette période. Ces tendances pourraient transformer les forêts congolaises en une source nette d'émissions de carbone (Bonkoungou et al., 2013 ; Heinrich et al., 2023).

Plusieurs facteurs directs contribuent à la déforestation et à la dégradation des forêts en RD Congo. L'agriculture itinérante sur brûlis, souvent pratiquée avec des périodes de jachère écourtées, figure parmi les principales causes (Eba'a Atyi et al,

2022). La collecte de bois énergie et de charbon de bois, qui satisfait 95 % des besoins énergétiques de la population, exerce également une pression importante (Tréfon et al., 2010 ; Schure et al., 2019). L'exploitation artisanale incontrôlée représente environ 75 % des exportations de bois de la RD Congo (Lescuyer et al., 2014). Enfin, le développement des infrastructures routières a facilité l'accès à des zones forestières jusque-là préservées (Laurance et al., 2017). Ces facteurs directs sont souvent le reflet de problèmes plus profonds liés à la gouvernance dans le secteur forestier. Selon plusieurs analyses, la faible gouvernance est identifiée comme l'une des causes majeures de la déforestation et de la dégradation des ressources forestières (Bonkougou et al., 2013). Les solutions techniques visant à répondre uniquement aux facteurs directs sont considérées comme insuffisantes pour inverser les tendances actuelles. Une amélioration de la gouvernance forestière apparaît comme essentielle, impliquant notamment une résolution des conflits, une participation accrue des parties prenantes, un renforcement des institutions et une application plus rigoureuse des réglementations (Buttoud, & Nguinguiri, 2016 ; Kyale et al., 2019b).

2.3.4.2. Cadre institutionnel

Le décret n° 09/40 du 26 novembre 2009 a formalisé le cadre institutionnel chargé de préparer la mise en œuvre du processus REDD+ en RD Congo (Mpoyi, 2018). Trois organes principaux ont été établis : le comité national REDD+, qui agit comme organe délibérant ; le comité interministériel, responsable de la coordination thématique ; et la coordination nationale, en charge de la gestion quotidienne du processus.

De manière générale, la gouvernance forestière de la RD Congo repose sur plusieurs acteurs, dont l'État (gouvernement national et provincial), la société civile, les communautés locales, le secteur privé et les partenaires au développement. Les « Codes Verts » définissent les rôles, droits et responsabilités de ces acteurs (Mpoyi, 2018). Pour ce faire, le code forestier consacre le principe de propriété publique des forêts, tout en obligeant l'État à consulter les communautés locales dans la gestion des forêts. Il reconnaît également leur droit de possession coutumière et la possibilité d'obtenir des concessions forestières formalisées (Oyono & Nzuzi, 2006 ; Vermeulen & Karsenty, 2015). L'administration forestière, représentée par le ministère en charge des forêts, est responsable de la gestion, de la réglementation et du contrôle des ressources. Ce ministère est tenu de collaborer avec d'autres ministères, le secteur privé et les organisations non gouvernementales dans une logique de gestion participative, comme stipulé aux articles 5 et 24 du code forestier (Oyono & Nzuzi, 2006 ; Ibanda, 2019). A cette fin, des conseils consultatifs, composés de représentants nationaux et provinciaux, ont été mis en place pour fournir des avis sur les questions relatives à la gestion des forêts. Ces conseils assurent l'intégration des parties prenantes dans la gouvernance et renforcent la participation institutionnelle (Majambu et al., 2022). C'est aussi le cas du Cadastre Forestier national et ses déclinaisons provinciales assurant la conservation des archives forestières et offrent un accès public à ces données moyennant des frais administratifs. Cette mesure marque une avancée notable en matière de transparence

et met fin à l'opacité qui entourait auparavant les informations sur les actes et titres forestiers (Mpoyi, 2018).

Dans le cadre du processus REDD+, une approche participative a été adoptée pour élaborer la stratégie nationale. Cette démarche implique une coordination intersectorielle au niveau gouvernemental, ainsi que la participation des gouvernements provinciaux, des communautés locales et autochtones, des groupes vulnérables tels que les femmes, du secteur privé et des partenaires au développement (Pham et al., 2021). Ces efforts ont permis des progrès en matière de consultation publique, notamment avec l'introduction du consentement libre, informé et préalable des communautés locales lors de l'attribution des concessions forestières (Vermeulen & Karsenty, 2017 ; Schmitt & Mukungu, 2019). La loi n° 11/009 du 09 juillet 2011, relative à la protection de l'environnement, renforce ces garanties en matière de participation publique et prévoit l'accès à l'information environnementale, bien que ses modalités pratiques nécessitent encore l'adoption de décrets d'application. Par ailleurs, dans de nombreuses localités de la RD Congo, l'absence du gouvernement central a permis aux institutions traditionnelles de continuer à jouer un rôle clé, notamment dans la gestion foncière et la résolution des conflits (Mudinga & Bisoka, 2014). Ces structures traditionnelles, bien que parfois fragiles ou inéquitables, pourraient être renforcées pour compléter efficacement les mécanismes institutionnels existants. La société civile, qui dispose d'un vaste réseau d'organisations actives dans le domaine environnemental, pourrait également contribuer de manière significative à la gestion forestière (Majambu et al., 2019).

2.3.4.3. Cadre politique et juridique

Le cadre politique et juridique, en complément du cadre institutionnel, définit les règles qui régissent l'accès aux ressources forestières et constitue une composante clé de la gouvernance forestière en RD Congo. Du point de vue du cadre politique, la RD Congo ne dispose pas encore d'un document formel de politique forestière, bien qu'un projet élaboré par le MECNT avec l'appui de la FAO soit en cours de validation (Majambu et al., 2024a). Malgré cette absence, le pays démontre un fort engagement politique en participant activement à des initiatives sous-régionales (COMIFAC, PFBC) et internationales (REDD+, FLEGT ; Mpoyi, 2018).

En lien avec ces engagements, la mise en œuvre de la stratégie REDD+ en RDC s'appuie sur le Fonds National REDD+ (FONAREDD), un mécanisme de financement essentiel pour la gouvernance forestière (Kengoum et al., 2020). Créé pour coordonner et canaliser les fonds dédiés à la lutte contre la déforestation et à la gestion durable des forêts, le FONAREDD finance des programmes intégrés (PIREDD) qui visent à concilier conservation des forêts et développement socio-économique (Kengoum et al., 2024). Il constitue un outil important pour opérationnaliser les engagements climatiques de la RDC, bien que son efficacité soit entravée par des défis de gouvernance, notamment en matière de transparence et d'implication des communautés locales (Majambu et al., 2022).

Pour le cadre juridique, la loi n°11/2002 du 29 août 2002, portant Code forestier, constitue l'outil légal principal du secteur forestier en RD Congo (Oyono & Nzuzi,

2006). Ce texte représente le premier effort national pour établir une vision de gestion forestière intégrant les exigences internationales et favorisant la reconstruction du pays, la préservation des écosystèmes, et le développement durable. Toutefois, sa mise en œuvre est entravée par le manque de textes d'application, notamment pour les forêts communautaires (Kengoum et al., 2022 ; Tieyira & Allke, 2022). L'intégration effective du FONAREDD dans la gouvernance forestière pourrait ainsi contribuer à combler certaines lacunes institutionnelles en renforçant la coordination des initiatives et en appuyant des réformes visant à sécuriser l'accès et la gestion des ressources forestières (Majambu et al., 2022).

2.3.5. Défis et opportunités dans la gouvernance forestière au niveau national et provincial

Parmi les défis persistants se relève le contrôle forestier inefficace, dû aux faibles financements publics et les blocages institutionnels affectant les mécanismes de contrôle et les rapports de l'observateur indépendant (Kassongo, 2023). Les conflits de compétences entraînent des tensions entre niveaux central, provincial et local, freinant la mise en œuvre des réformes, notamment pour la redevance de superficie et l'attribution des permis d'exploitation (Kasherwa & Twikirize, 2018). A ceci s'ajoute les incohérences dans la délivrance des titres. En effet, l'attribution illégale de permis par certaines autorités enfreint les règlements existants alors que le blocage des textes sur les forêts communautaires compromet l'exploitation durable par les communautés locales (Kengoum et al., 2022 ; Tieyira & Allke, 2022). Par ailleurs, dans certaines zones, le gouvernement est absent, laissant aux institutions traditionnelles un rôle prédominant dans la gestion des droits fonciers et la résolution des conflits (Kengoum et al., 2022). Cependant, ces institutions, souvent fragiles ou inéquitables, nécessitent un renforcement pour garantir une gestion légitime et participative des forêts (Majambu et al., 2024b). De surcroît, la RD Congo est signataire de 28 conventions environnementales, dont celles de Rio, et participe activement aux processus REDD+ et FLEGT. Ces engagements internationaux nécessitent une harmonisation des lois nationales avec les normes globales (Mpoyi, 2018 ; Majambu et al., 2022).

L'examen des rapports entre les différents acteurs offre une meilleure compréhension de la dynamique des relations entre les acteurs (Kiyulu & Mpoyi, 2007). Cette analyse a été approfondie grâce à une méthode FFOM (Forces, Faiblesses, Opportunités et Menaces) appliquée au niveau national (Tableau 2-4) et au niveau provincial et local (Tableau 2-5).

Dans cette thèse, la synergie entre les acteurs, notamment l'implication des communautés locales dans la gestion des ressources forestières du *miombo* à l'échelle villageoise, ainsi que l'efficacité de la gouvernance forestière dans la région de Lubumbashi ont été abordées dans le chapitre 11.

Tableau 2-4. Aperçu des défis et opportunités se présentant dans la gouvernance forestière au niveau national en République Démocratique du Congo

Catégories d'acteurs	Forces	Faiblesses	Opportunités	Menaces
Pouvoir public	- Existence des textes réglementaires et légaux et ratification de différentes conventions internationales ; - Caisse unique de DGRAD	- Décentralisation institutionnelle faible - Mécanisme peu clarifié de rétrocession des recettes aux entités décentralisées ; - Insuffisance des moyens de contrôle ; - Manque d'informations et de bases de données fiables et objectives sur l'exploitation forestière	- Décentralisation administrative ; - Appui des ONG internationales environnementales - Adhésion à l'approche tripartite ; - Prise de conscience de la valorisation des PFNL	- Inadéquation entre les moyens financiers alloués à la filière bois et les activités à mener sur l'étendue du territoire national ; - Corruption - Insécurité et manque des textes d'application - Gouvernance forestière faible

Tableau 2-5. Aperçu des défis et opportunités se présentant dans la gouvernance forestière au niveau provincial et local en République Démocratique du Congo

Catégories d'acteurs	Forces	Faiblesses	Opportunités	Menaces
Pouvoir public	- Les autorités sont des fonctionnaires de l'Etat avec un mandat bien clarifié ; - Les leaders communautaires dont les autorités locales sont dynamiques ; - Les parlementaires nationaux sont actifs	- Manque de cadres compétents ; - Interprétation erronée des textes réglementaires et légaux ; - Mauvaises conditions de travail ; - Insuffisance des moyens logistiques, financiers et synergie ; - Insuffisance des capacités dans les questions environnementales	- Décentralisation administrative ; - Vitalité des structures traditionnelles du pouvoir ; - Présence des institutions internationales sur le terrain ayant des projets privilégiant l'approche participative ; - FONAREDD	- Corruption ; - Trafic d'influence ; - Manque de communication ; - Tracasseries administratives
Secteur privé	- Capital humain, financier et logistique disponible ; - Garantie d'approvisionnement ; - Production avec une main d'œuvre locale	- Durabilité sociale et environnementale des activités non assurée ; - Concessions forestières non aménagées ; - Statistiques de production non contrôlées	- Diversité floristique élevée ; - Pressions internationales pour une gestion durable	- Non application de certaines dispositions visant le social et l'économie ; - Manque de textes d'application
Société civile	- Présence d'un grand nombre d'associations paysannes, d'organisations religieuses et ONG locales ; - Capitalisation des leçons apprises d'autres ONG internationales ; - Accès à la documentation disponible	- Manque de développement organisationnel de ces associations ; - Manque de synergie entre ces organisations ; - Absence d'une structure formelle de la société civile ; - Vision différente sur la gouvernance forestière, la gestion durable de la forêt et la légalité ; - Ignorance du potentiel des ressources ; - Capacités faibles en techniques de facilitation et de monitoring	- Pression internationale pour une gestion durable des forêts - Prise de conscience des communautés de base pour une gestion durable des ressources ; - Diversité floristique élevée ; - Existence d'autres ressources naturelles existant dans les milieux	- Analphabétisme ; Manque de professionnalisme et de vision à long terme - Binôme : ONG = financement ; Réunions = perdiem ; - Pauvreté socio-économique des communautés locales ; - Manque d'accès aux crédits et aux épargnes ; - Insuffisance de temps de lecture ; - Communication des d'informations de bouche à l'oreille

Chapitre 3

Milieu d'étude et méthodologie

3.1. Milieu d'études

Les caractéristiques biophysiques et socio-économiques constituent des éléments essentiels pour dresser un portrait détaillé et spécifique d'un site d'étude. Les composantes biophysiques, telles que les propriétés du sol, la couverture végétale, le climat et la topographie, permettent de comprendre les dynamiques écologiques de l'environnement local. Par ailleurs, les aspects socio-économiques, incluant les modes de vie, les activités économiques, les pratiques culturelles et les infrastructures de la population, fournissent des informations clés sur les interactions humaines avec cet environnement. En combinant ces deux dimensions, il devient possible d'identifier les pressions anthropiques, les défis liés à la gestion durable et les opportunités de conservation des ressources naturelles, tout en tenant compte des spécificités locales.

3.1.1. Cadre biophysique

3.1.1.1. Position géographique

La présente étude a été effectuée au sein du bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi, couvrant une superficie d'environ 26.603,4 km² (10°39'07,47"–12°26'37,61" S et 26°20'54,95"–28°40'13,55" E), dans la province du Haut-Katanga, dans le sud-est de la République Démocratique du Congo (Khoji et al., 2022). La délimitation du bassin de production de charbon de bois a été effectuée après une enquête semi-structurée menée dans la ville de Lubumbashi dans les entrepôts du charbon de bois, entre février et juillet 2021. Cette investigation a couvert quatorze sites de stockage de charbon de bois, au sein desquels 150 personnes ont été interrogées, à raison de 10 à 20 individus par site. L'échantillonnage a été déterminé à l'aide de l'outil Raosoft.com, basé sur l'équation de Bernoulli (Baraka et al., 2022). L'analyse des données recueillies a permis d'identifier 63 villages, réparties sur 6 secteurs (Balamba, Bukanda, Kafira, Kaponda, Kismamba, Lufira) et 4 territoires administratifs (Kambove, Kasenga, Kipushi et Sakania) de la région de Lubumbashi. De ce fait, ce bassin couvre l'ensemble d'espaces villageois de ces 63 villages cités comme sources du charbon de bois consommé à Lubumbashi (Figure 3-1).

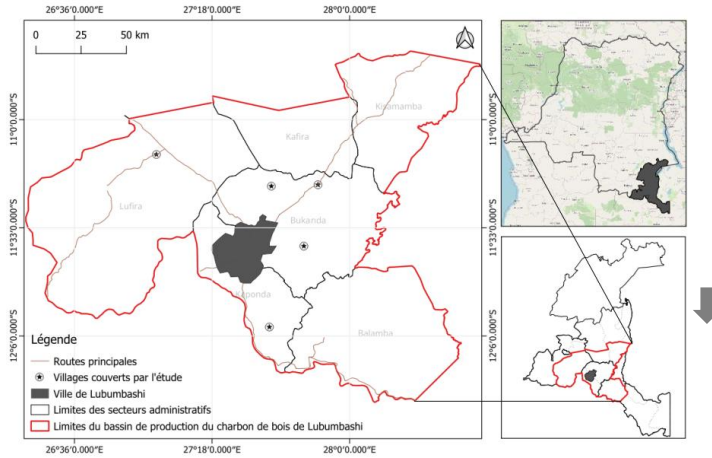


Figure 3-1. Présentation du bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi (zone limitée en rouge) et ses villages (étoiles entourées d'un hola) couverts par la présente étude. Le polygone gris au centre, représente la ville de Lubumbashi, chef de la province du Haut-Katanga, en République Démocratique du Congo.

Des études de cas ont été menées dans la ville de Lubumbashi et dans cinq villages adjacents (Luisha, Makisemu, Mwawa, Nsela et Texas). Ces villages figurent parmi les principaux sites de production de charbon de bois vendu dans la ville de Lubumbashi, comme l'a révélé une pré-enquête menée dans les principaux lieux d'entreposage du charbon de bois dans la zone (péri)urbaine de cette ville. A ceci s'ajoute, leur accessibilité en toute saison, ce qui facilite la collecte des données. Par ailleurs, ces villages occupent une position géographique stratégique, formant un réseau interconnecté avec d'autres villages satellites. Ceci favorisent des échanges de ressources, de connaissances et de pratiques liées à l'exploitation/gestion forestière et à la production de charbon de bois particulièrement. Les différentes caractéristiques des villages couverts par la présente étude sont reprises dans le tableau ci-dessous (Tableau 3-1).

Tableau 3-1. Caractéristiques des villages étudiés en lien avec la disponibilité des forêts, les initiatives de reforestation, l'accessibilité et les structures (ONG et services publics provinciaux) impliquées dans la gestion forestière au sein des villages sélectionnés. Les coordonnées géographiques présentées dans le présent tableau ont été prélevées dans les cours royales des chefs des villages. ONG : Organisations Non Gouvernementales ; a : APRONAPAKAT (Action pour la Protection de la Nature et des Peuples Autochtones du Katanga) ; b : BUCODED (Bureau Conseil en Développement Durable) ; c : VPPEE (Vision Pour la Protection de l'Environnement et de l'Ecosystème) ; d : Coordination provinciale de l'environnement, du ministère de l'environnement et développement durable ; e : Agence du fond forestier national, du ministère de l'environnement et développement durable ; f : Division provinciale de l'agriculture, du ministère de l'agriculture ; g : Division provinciale de l'énergie, du ministère de l'énergie et ressources hydrauliques ; - : absence d'Organisation non gouvernementale.

Villages	Coordonnées géographiques	Nombre total de ménages	Disponibilité des Forêts	Initiatives de reforestation	Route principale/ praticabilité	ONG	Services Publics
Luisha	11°10'S ; 27°01'E	2670	Disponible	Présente	Proche/très bonne	a, b	d, e, g
Makisemu	11°19'S ; 27°50'E	356	Limitée	Absence	Proche/très bonne	-	d, e, f, g
Mwawa	12°03'S ; 27°35'E	163	Disponible	Présente	Eloigné/mauvaise	a, b, c	d
Nsela	11°20'S ; 27°36'E	192	Disponible	Absence	Eloigné/mauvaise	-	d, e, f
Texas	11°39'S ; 27°46'E	333	Limitée	Absence	Eloigné/mauvaise	a	d

3.1.1.2. Aspects pédologiques

Les sols du *miombo* résultent d'une séquence pédologique du quaternaire, dont la répartition varie selon la topographie. On y distingue des lithosols bien drainés sur les crêtes des zones sèches, des sols sablonneux sur les pentes et des vertisols pauvres, à drainage imparfait, dans les bas-fonds appelés dembo (Ngongo et al., 2009). Au Katanga, ces sols reposent sur un substrat cristallin précambrien composé de gneiss, granites et schistes, ainsi que sur des sédiments sableux du pliopléistocène. Majoritairement ferralitiques et profonds, ils présentent des horizons peu différenciés et des transitions diffuses. Les sols rouges et jaunes dominent, souvent associés à des lithosols issus de cuirasses ferrugineuses ou de sédiments sableux. Les réserves minérales se concentrent principalement dans les couches superficielles (Van Engelen et al., 2006). Dans les forêts claires, les sols d'origine éluviale reposent sur des formations géologiques anciennes, telles que les quartzites et schistes granitiques. Présents sur une grande partie du plateau centre-africain, formé à la fin de l'ère tertiaire, ils se caractérisent par une acidité modérée (pH 4-6) et une faible fertilité (Ribeiro et al., 2020a).

La classification des sols de la région de Lubumbashi repose sur la notion de série, définie par Sys & Schmitz (1959) comme un ensemble de sols à horizons différenciés partageant des profils et caractéristiques pédologiques similaires. Selon la *World Reference Base for Soil Resources* (WRB), ils appartiennent aux Ferralsols, Acrisols et Gleysols (Baert et al., 2009). En revanche, ils sont classés parmi les Kandiuustox, Ustults et Aquults d'après la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2006).

3.1.1.3. Contexte climatique

Le climat de la région de Lubumbashi a fait l'objet de plusieurs classifications. Köppen (1936) le classe en types Cws_5 et Cws_6 , De Martonne (1957) le qualifie de soudanien (B1), Thornthwaite (1948) de sub-humide mésothermique à saison sèche marquée (CB'w), tandis qu'Aubréville (1949) parle de climat katanguien. Gaussen (1955) le décrit comme xérotherique et Walter et al. (1960) comme tropical à pluies estivales (II2c). Ces variations reflètent la complexité climatique locale.

Entre 1970 et 2014, les précipitations annuelles moyennes étaient d'environ 1200 mm, avec des extrêmes allant de 700 mm (2000-2001) à 1800 mm (1993-1994) (Kalombo, 2015). Ces dernières années, les variations se sont accentuées, allant de moins de 1000 mm (2005 – 2007), mais jusqu'à 1670 mm en 2006 et 1300 mm en 2009 (Useni, 2017). La saison sèche (mai à septembre), est marquée par une absence totale de pluie, limitant fortement l'agriculture (Malaisse, 2010). Les températures varient entre 17 et 26 °C, avec une moyenne annuelle d'environ 20 °C. Elles atteignent 31 à 33 °C en octobre et novembre, tandis que les minima, parfois proches du point de rosée, sont observés entre mai et juillet (Kalombo, 2016). Les travaux récents (Kalombo, 2015 ; 2016) soulignent un réchauffement climatique, avec une hausse des températures, une répartition irrégulière des pluies et une baisse globale des précipitations (Figure 3-2).

L'humidité relative suit la dynamique des pluies, avec un minimum en octobre et un maximum en février, pour une moyenne annuelle de 60 % (Tableau 3-2). Pendant

la saison sèche, les vents dominants sont des alizés frais et secs venus du sud-est, soufflant entre est-sud-est et est-nord-est (Shutchu, 2010). En saison des pluies, ils deviennent plus variables, soufflant du nord-ouest ou du nord-est (Vranken, 2015). Ces flux influencent la dispersion des polluants atmosphériques issus des activités minières locales (Mpundu, 2010 ; Vranken et al., 2013).

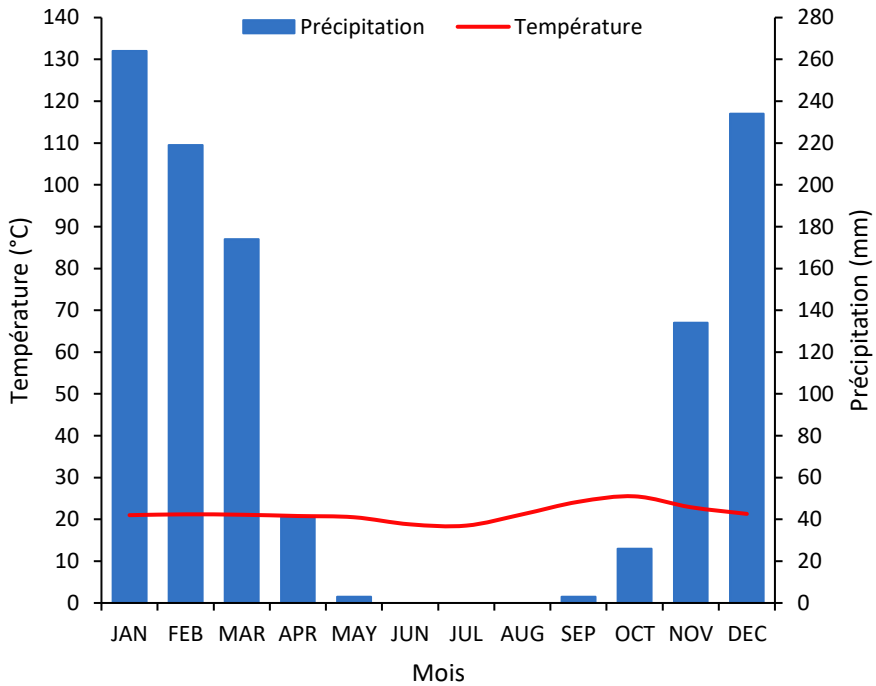


Figure 3-2. Diagramme ombrothermique de la région de Lubumbashi. (Source : <https://images.climate-data.org/location/503/climate-graph.png>)

Tableau 3-2. Données climatiques de la région de Lubumbashi, haut-Katanga, République Démocratique du Congo (source : Climat Lubumbashi: Pluviométrie et Température moyenne Lubumbashi, diagramme ombrothermique pour Lubumbashi) Janvier, FEV : Février, MAR : Mars, AVR : Avril, JUIN : Juin, JUIL : Juillet, SEP : Septembre, OCT : Octobre, NOV : Novembre, DEC : Décembre

Elements du climat	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOUT	SEP	OCT	NOV	DEC
Température moyenne (°C)	21,0	21,2	21,1	20,8	20,5	18,8	18,5	21,2	24,2	25,5	22,9	21,3
Température minimale moyenne (°C)	17,6	17,6	17,4	16,2	14,6	12,3	11,7	14,3	17,3	19,2	18,3	17,6
Température maximale (°C)	25,7	26,0	25,9	26	26,8	25,6	25,5	28,3	31,2	31,9	28,6	26
Précipitations (mm)	264	219	174	41	3	0,0	0	0	3	26	134	234
Humidité (%)	0,84	0,83	0,82	0,7	0,5	0,5	0,4	0,4	0,3	0,4	0,7	0,8
Jours de pluie	20	18	17	6,0	1	0	0	0	1	4	14	20
Heures de soleil	8,0	7,9	7,2	7,8	9,9	10,1	10,2	10,5	10,8	10,8	9,6	8,0

3.1.1.4. Végétation

D'après les concepts de formation et de série de végétation, huit grandes unités de végétation ont été identifiées dans la région de Lubumbashi (Malaisse, 2010). (i) La forêt dense ripicole (*mushitu*), localisée dans les zones alluviales, est une forêt sempervirente dont les arbres atteignent environ vingt mètres de hauteur. Sa canopée fermée est parcourue de nombreuses lianes, caractéristiques la rapprochent de la forêt dense guinéo-congolaise (Chidumayo, 2013). (ii) La forêt dense sèche (*muhulu*), formation climacique typique du sud du Katanga. (iii) La forêt claire (*miombo*), constituée d'une strate arborée discontinue couvrant 60 à 70 % du sol, surmontant une strate herbacée dense d'environ un mètre (Malaisse et al., 2021). Des termitières de *Macrotermes falciger* y sont présentes, avec une densité actuelle estimée à 2,9 unités par hectare (Mujinya et al., 2014), contre 2,7 à 4,9 unités dans les années 1970 (Leblanc & Malaisse, 1978). (iv) Les savanes boisées, arborées et arbustives, dont l'extension s'accélère sous l'effet des activités humaines. (v) Les savanes herbeuses, largement dominées par les graminées. (vi) Les savanes périodiquement inondées et exondées (*dembo*), adaptées aux fluctuations hydriques. (vii) La végétation marécageuse, propre aux zones humides. (viii) La savane steppique cuprifère, caractérisée par une végétation basse riche en espèces endémiques adaptées aux sols riches en cuivre (Malaisse, 2010, Godlee et al., 2020).

Au début du 20^e siècle, près de 90 % de la région de Lubumbashi était couverte par le *miombo* (Khoji et al., 2023). Aujourd'hui, cette forêt a pratiquement disparu dans un rayon de plus 35 km autour de la ville et continue de reculer sur plus de 50 km le long des axes routiers principaux (Malaisse, 2010 ; Munyemba & Bogaert, 2014, Useni et al., 2017a ; Cabala et al., 2022). La végétation environnante est fortement anthropisée, traduisant la dégradation progressive de la forêt claire en savane arborée, puis arbustive et enfin herbeuse (Muledi, 2017 ; Khoji et al., 2022). Cette déforestation est principalement liée au défrichement agricole, à la production de bois-énergie et aux activités minières (Vranken et al., 2013 ; Cabala et al., 2018).

3.1.2. Aspects démographiques

3.1.2.1. Population

Le dernier recensement officiel en République Démocratique du Congo date de 1984. Depuis, les données démographiques reposent principalement sur des projections et quelques enquêtes réalisées entre 1995 et 2010 (Kabulu et al., 2018). En 2022, la population était estimée à environ 90 millions d'habitants, dont 60 % en milieu rural. La population congolaise est jeune, avec près de la moitié âgée de 15 à 59 ans (Institut National de la Statistique, 2021). Malgré cette jeunesse, le niveau de qualification reste faible, surtout en zones rurales où près de 70 % des habitants sont peu instruits (Kibala et al., 2020), limitant leurs perspectives d'emploi. Les inégalités de genre sont aussi marquées : en 2022, les femmes représentaient 51 % de la population, mais leur taux d'analphabétisme atteignait 43,3 %, contre 23 % pour les hommes, une disparité encore plus prononcée en milieu rural, où les mariages précoces et les tâches domestiques entravent leur scolarisation (Kiyulu &

Mpoyi, 2007). La majorité des ménages vit avec moins de 1,25 USD par jour, reflétant une forte pauvreté et une insécurité alimentaire chronique (Cadre Intégré de Classification de la Sécurité Alimentaire, 2024). Cette précarité se traduit aussi par une malnutrition, touchant 30 à 50 % des femmes et des enfants, et par des indicateurs de santé préoccupants, avec une mortalité infantile de 92 pour mille naissances en 2024 (Institut National de la Statistique et al., 2025).

En 2022, la province du Haut-Katanga comptait environ 5,5 millions d’habitants, avec une légère majorité d’hommes (Institut National de la Statistique, 2021). A Lubumbashi, la population a doublé entre 2000 et 2015, passant de 1,2 à 2 millions d’habitants (Figure 3-3 ; Kabulu et al., 2018), pour atteindre près de 3 millions en 2022 (Useni et al., 2022a). Les conflits armés et l’instabilité ont accentué cet exode vers les villes, perçues comme plus sûres et offrant davantage d’opportunités économiques (Kikombo, 2006 ; Useni, 2017). Cette forte croissance démographique et l’urbanisation accélérée exercent une pression croissante sur les services essentiels, en particulier l’accès à l’énergie, qui reste largement insuffisant (Trefon et al., 2010). En conséquence, une grande partie de la population dépend toujours du bois-énergie, principalement sous forme de charbon de bois (Banza, 2018).

Dans ce contexte, la RDC et la région de Lubumbashi en particulier se retrouvent confrontées à un double défi : répondre aux besoins énergétiques accrus d’une population croissante et en forte expansion, tout en assurant une gestion durable de ses ressources naturelles, et particulièrement forestières.

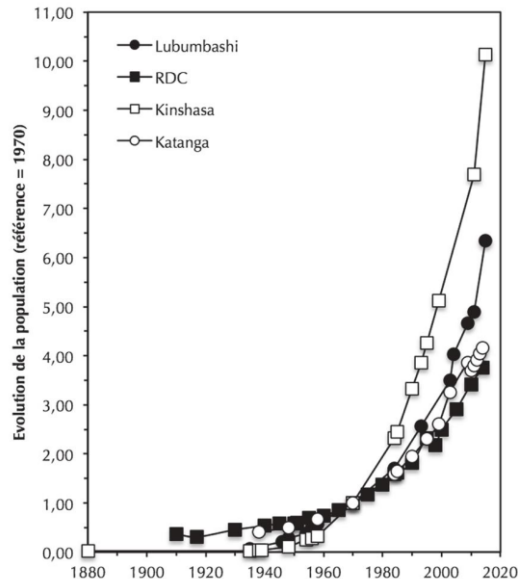


Figure 3-3. Évolution démographique de la République Démocratique du Congo, Kinshasa, l’ancienne province du Katanga et Lubumbashi, exprimée en proportion de la population observée en 1970 : 19.286.207 pour la RD Congo, 1.142.761 pour Kinshasa, 2.506.241 pour le Katanga et 318. 000 pour Lubumbashi (Kabulu et al., 2018).

3.1.2.2. Activités anthropiques de survie

Dans la région de Lubumbashi, les activités humaines sont diverses et reposent principalement sur l'effort physique. Les populations, encore largement rurales, conservent un mode de vie traditionnel marqué par la recherche constante de terres fertiles (Cabala, 2017). L'agriculture itinérante sur brûlis y reste dominante, qui consiste à abattre les arbres, puis les brûlés avant les pluies, enrichissant temporairement les sols en cendres avant les semis. Cependant, cette pratique appauvrit progressivement les sols et altère leurs propriétés physico-chimiques (Reyniers, 2019). Cette altération entraîne la baisse de la productivité agricole, poussant les agriculteurs à rechercher de nouvelles terres, souvent en milieu forestier, où la fertilité apportée par la litière les rend particulièrement attractives, contribuant ainsi à la déforestation et à la dégradation des forêts (Schneibel et al., 2016 ; Ryan et al., 2016).

La production de bois-énergie constitue une activité économique essentielle, alimentant à la fois les ménages et de nombreuses petites entreprises locales (briqueteries, brasseries artisanales, fours à pains). Cette dépendance est particulièrement marquée dans la région de Lubumbashi et dans les principales agglomérations de la région, où l'accès à l'électricité reste limité (Banza, 2018). En l'absence d'alternatives énergétiques, le bois-énergie reste la principale source d'énergie, exerçant une pression croissante sur les ressources forestières pour répondre aux besoins croissants de la population (Schure et al., 2019 ; Zobo et al., 2020). Ainsi, depuis 1985, 19 % du couvert forestier autour de Lubumbashi avait déjà disparu, et un déboisement complet du degré carré est envisagé d'ici 2030 (Malaisse & Binzangi, 1985 ; Khoji et al., 2022). Pourtant, l'exploitation artisanale du bois, bien qu'en forte progression, n'offre ni solution durable à la pauvreté ni garantie d'une gestion écologique des forêts (Kabulu et al., 2018).

Les feux de brousse, courants dans la région, sont utilisés pour la chasse ou pour ouvrir des parcelles. Ils se divisent en feux précoces, déclenchés en début de saison sèche avec un impact limité, et en feux tardifs, plus destructeurs, avant les premières pluies (Malaisse, 2010). Enfin, la cueillette de produits forestiers ligneux et non ligneux, comme les champignons ou les plantes médicinales, reste une source de subsistance essentielle, aussi bien en milieu rural qu'urbain, renforçant la dépendance des populations aux ressources forestières (Malaisse, 2010 ; Kasongo et al., 2021).

Ces différentes pressions anthropiques agissent en synergie et accélèrent la transformation du paysage forestier (Bogaert et al., 2011b). Ces dernières décennies, ces activités anthropiques, dont principalement l'agriculture et la production du charbon de bois, sont devenues des principaux moteurs de la déforestation et de dégradation des écosystèmes forestiers (Cabala et al., 2022 ; Khoji et al., 2022 ; Mpanda et al., 2022).

3.1.3. Cadre politique et socio-économique

3.1.3.1. Cadre politique

L'écorégion du *miombo*, qui couvre une large partie de l'Afrique australe, est marquée par des cadres politiques et institutionnels divers, reflétant des approches nationales variées de gestion des ressources naturelles. En Zambie, au Mozambique ou en Tanzanie, la gestion des forêts repose sur des politiques de décentralisation ou de cogestion associant les communautés locales (Blomley et al., 2008). Toutefois, ces initiatives sont souvent freinées par des tensions entre pouvoir central et local, et par une application insuffisante des lois, favorisant une exploitation incontrôlée des forêts pour la production du charbon de bois et l'agriculture itinérante, accélérant ainsi la déforestation (Nansikombi et al., 2020a).

En République Démocratique du Congo, et particulièrement dans la région de Lubumbashi, la gouvernance forestière est encadrée par la Loi forestière de 2002, qui promeut la gestion durable des forêts (Englebert & Kasongo, 2016 ; Mpoyi, 2018), en dépit que sa mise en application reste faible. A titre d'exemple, bien que cette loi prévoit une décentralisation vers les provinces et les communautés locales, celles-ci restent largement exclues des processus décisionnels (Karsenty & Ongolo, 2012). La faible coordination entre services publics, autorités locales et ONG affecte l'émergence d'une gestion forestière réellement inclusive et durable. Par ailleurs, la corruption et le manque de transparence dans l'attribution des concessions forestières favorisent la déforestation et la conversion des terres (Ribot et al., 2008).

Ce cadre juridique, bien que complet, souffre de failles notables, notamment dans la gestion forestière, l'urbanisme et l'environnement. A Lubumbashi, chef-lieu de la province du Haut-Katanga, ces dysfonctionnements sont amplifiés par les intérêts économiques liés à l'exploitation minière. Cette richesse n'a pas permis d'améliorer significativement les infrastructures ni la gouvernance (Trefon et al., 2010).

Ces dynamiques soulignent l'urgence de réformer et de renforcer le cadre politique et institutionnel pour assurer une gestion durable et équitable des ressources naturelles, adaptée aux besoins des populations locales.

3.1.3.2. Cadre socio-économique

Le cadre socio-économique de la République Démocratique du Congo (RDC) se distingue par une richesse minérale exceptionnelle qui contraste avec une pauvreté généralisée touchant 73 % de la population et un accès limité aux services de base (Ngalingi, 2025) ; Moummi, 2010). Malgré ses importantes réserves de cuivre, cobalt, or et diamants, cette richesse profite peu à la majorité de la population (Bangui, 2015).

Dans la région de Lubumbashi, l'économie repose principalement sur le secteur minier, dont les revenus sont faiblement redistribués (Omasombo, 2018). Fortement mécanisée, cette activité crée peu d'emplois pour les habitants locaux et expose la région aux fluctuations des cours mondiaux, fragilisant l'économie locale. Face à cette précarité, les populations se vouent principalement à l'agriculture de subsistance et à la production de charbon de bois (Cabala et al., 2022 ; Khoji et al., 2022),

accentuant la pression sur les forêts de *miombo* et compromettant leur capacité à fournir des services écosystémiques.

Les produits forestiers non ligneux (PFNL) jouent également un rôle clé dans les revenus des communautés locales, mais leur raréfaction liée à la dégradation forestière affecte directement les femmes et les personnes âgées, principales collectrices (Kasongo et al., 2021). Les inégalités sociales se creusent, avec un accès inégal aux ressources et aux opportunités économiques entre zones urbaines et rurales. Les femmes et les jeunes, souvent exclus de l'éducation, de l'emploi formel et de l'accès à la terre, figurent parmi les plus vulnérables (Chigbu, 2020).

3.1.4. Justification du choix des sites d'étude

Cette recherche doctorale a été menée dans le Bassin de Production du Charbon de Bois de Lubumbashi (BPCBL), qui regroupe les entités administratives approvisionnant la ville en charbon de bois (Khoji et al., 2023). Ses limites ont été définies à partir d'entretiens semi-structurés menés entre février et juillet 2021 dans 14 sites de stockage et de vente en gros du charbon de bois dans la ville de Lubumbashi. Au total, 150 répondants, sélectionnés en utilisant l'équation d'échantillonnage de Bernoulli (Baraka et al., 2022), ont été interrogés (10 à 20 par site). Ceci a permis d'identifier 63 villages fournissant le charbon de bois, répartis sur six territoires administratifs (Balamba, Bukanda, Kafira, Kaponda, Kisamamba et Lufira). Par conséquent, le bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi couvre les secteurs administratifs (appartenant à ces territoires), couvrant les villages qui fournissent le charbon de bois à la ville de Lubumbashi. Parmi les villages identifiés, une pré-descente a été effectuée dans les 15 qui ont été plus cités lors d'entretiens dans les lieux de stockage. En plus des observations environnementales, un questionnaire élaboré dans l'application KoboCollect version 2024.2.4, a servi de guide d'entretiens avec les chefs de village. Les informations collectées portaient sur les aspects sociodémographiques, les principales activités génératrices de revenus, ainsi que la présence de services publics, d'associations locales et d'ONG dans les villages. De surcroît, les données relatives la distance de ces villages par rapport à la ville de Lubumbashi, leur accessibilité, la disponibilité des forêts dans leur périmètre et leur effet satellite sur les villages environnants.

A l'issue de cette pré-enquête, cinq villages (Luisha, Makisemu, Mwawa, Nsela et Texas), situés dans un rayon de 80 km autour de la ville de Lubumbashi, ont été sélectionnés pour des études de cas ayant fait objet des publications scientifiques servant des résultats de la présente étude. Cette sélection a été effectuée non seulement parce que ces villages figuraient parmi les principaux sites de production de charbon de bois mentionnés lors des entretiens dans les lieux de stockage, mais aussi en raison de leur accessibilité en toute saison. En effet, contrairement à d'autres villages cités, ils disposent d'infrastructures routières praticables, facilitant ainsi la collecte des données de la présente étude. De plus, ils entretiennent des liens étroits avec des villages satellites, constituant ainsi un réseau potentiel d'échange d'informations et de diffusion des techniques d'utilisation et de gestion durables des

ressources naturelles. Ceci serait un atout pour la vulgarisation des résultats de la présente étude auprès d'un public plus large.

3.2. Méthodologie

3.2.1. Approche cartographique

3.2.1.1. Images satellitaires

Le bassin de production du charbon de bois a été délimité à partir d'images satellitaires correspondant à différentes périodes : 2022 (état actuel du paysage), 2015 (année précédant le découpage des provinces en RD Congo), 2008 (période suivant la crise économique mondiale et la libéralisation du secteur minier) et 1998 (avant la libéralisation de ce secteur). Ces images, acquises entre juin et septembre, période correspondant à la saison sèche, ont permis de garantir une cohérence dans la réponse spectrale des divers couverts végétaux (Hamadi et al., 2015). Elles proviennent des capteurs OLI_TIRS de Landsat 9 et Landsat 8, ainsi que du capteur TM (Thematic Mapper) de Landsat 5, avec une résolution de 30 m (Tableau 3-3). Les données ont été téléchargées et traitées à l'aide de la plateforme Google Earth Engine, qui offre un accès à un vaste catalogue de données publiques et une infrastructure optimisée pour le traitement parallèle des données géospatiales (Gorelick et al., 2017). Cette plateforme a été privilégiée dans le cadre de l'étude pour sa capacité à fournir des images satellitaires déjà corrigées (Pflumm et al., 2025).

Le site web de l'USGS dédié à Landsat (<http://landsat.usgs.gov/>) offre plusieurs options pour accéder aux pages de téléchargement des données satellitaires. Ces outils permettent aux utilisateurs de rechercher, visualiser et télécharger les images en fonction de critères spécifiques, tels que les dates, les régions d'intérêt ou les types de capteurs.

Tableau 3-3. Caractéristiques des images LandSat utilisées dans la présente étude. Les capteurs pris en compte sont : TM (Thematic Mapper), ETM (Enhanced Thematic Mapper), OLI (Operational Land Imager). PIR : Proche infrarouge ; IRCLO : Infrarouge à courte longueur d'onde ; IRT : Infrarouge thermique ; Pan. : Panchromatique. λ : longueur d'ondes

Satellites Capteurs	et	λ	Résolution spatiale	Etendue de la scène	Années
Landsat TM		0,45-0,52 μm	30 m	185 $\times$ 185 km	1998
		0,52-0,60 μm			
		0,63-0,69 μm			
		0,76-0,90 μm			
		1,55-1,75 μm			
		10,4-12,5 μm			
		2,08-3,35 μm			
Landsat ETM+		0,45-0,52 μm	30 m	185 $\times$ 185 km	2008
		0,52-0,60 μm			
		0,63-0,69 μm			
		0,76-0,90 μm			
		1,55-1,75 μm			
		10,4-12,5 μm			
		2,08-2,35 μm			
Landsat OLI I et II		0,433-0,453 μm	30 m	185 $\times$ 185 km	2015, 2022
		0,45-0,515 μm			
		0,525-0,6 μm			
		0,63-0,68 μm			
		0,845-0,885 μm			
		1,56-1,66 μm			
		2,1-2,3 μm			

3.2.1.2. Pré-traitements des images satellitaires

Après leur importation dans Google Earth Engine (GEE), les images Landsat de la Collection 2 ont été corrigées radiométriquement pour compenser les effets atmosphériques, topographiques, et les variations liées à l'angle solaire et aux capteurs (Caloz & Collet, 2001). Cette collection permet de convertir les températures de brillance (TOA) des bandes infrarouges thermiques (simples et doubles) des satellites Landsat 4 à 9 en températures de surface corrigées des influences atmosphériques (Ermida et al., 2020). Dans cette analyse, la fonction *applyScaleFactors* a été utilisée pour convertir les valeurs brutes en unités physiques exploitables. Les bandes optiques ont été recalibrées à l'aide d'un facteur de conversion de 0,0000275, suivi d'une soustraction de 0,2. Les bandes thermiques, quant à elles, ont été ajustées en multipliant les valeurs par 0,00341802 et en y ajoutant 149,0 (Gorelick et al., 2017). Ces corrections garantissent une meilleure précision des données en générant des bandes corrigées qui remplacent les valeurs initiales. L'ensemble de la collection a été traité de manière homogène via la méthode *map()*, permettant de générer des bandes corrigées. Ensuite, la médiane des

images traitées est calculée pour obtenir une image composite représentative, qui est ensuite recadrée à la zone d'étude à l'aide de la fonction *clip()* (Ermida et al., 2020). Parallèlement, un masque de nuages a été généré à l'aide de l'indicateur QA_PIXEL dans GEE, permettant d'éliminer les scènes affectées par une couverture nuageuse excessive et de sélectionner les images les plus appropriées pour l'étude (Phan et al., 2020).

Suite aux corrections et transformations appliquées, les images satellitaires ont été mosaïquées à grande échelle afin d'assurer une couverture continue de l'ensemble de la zone d'étude. Elles ont ensuite été reprojeter dans le système de coordonnées WGS84/UTM zone 35S (EPSG :32735), garantissant une représentation géographique cohérente et précise à l'échelle du BPCBL (Ma et al., 2022). Un rééchantillonnage a été effectué sur une grille de pixels définie, en appliquant une interpolation bilinéaire. Cette approche a permis d'homogénéiser la résolution spatiale des images et d'assurer une continuité spatiale optimale, essentielle pour les analyses ultérieures (Sa, 2014 ; Yu et al., 2024). Ces traitements ont abouti à des données de haute qualité, prêtes pour l'analyse de la dynamique des paysages forestiers et des changements d'occupation du sol.

3.2.1.3. Choix des zones d'entraînement

Un composite en fausses couleurs a été initialement généré en combinant les bandes spectrales MIR (infrarouge moyen), NIR (proche infrarouge), rouge et vert (Nagatani & Kudoh, 2013). Les paramètres de visualisation ont été définis avec des valeurs minimales et maximales de 0 et 0,3, ainsi qu'un gamma de 2, optimisant ainsi l'interprétation des résultats. Cette combinaison repose sur les propriétés spectrales distinctives des bandes : la bande NIR, fortement réfléchi par la chlorophylle, permet d'identifier la végétation dense (Belov et al., 2020), la bande rouge met en évidence l'absorption chlorophyllienne, et la bande verte renseigne sur la santé et la densité du couvert végétal (Desai et al., 2024).

Les zones d'entraînement homogènes ont été définies par une interprétation visuelle des images satellites en fausses couleurs, complétée par des données GPS collectées sur le terrain, des photographies aériennes et des annotations réalisées avec Open Foris Collect Earth (Udin & Zahuri, 2017). Cette méthodologie a assuré une correspondance fiable entre les données de télédétection et les observations de terrain.

Afin de garantir une représentativité équivalente des classes d'occupation du sol à travers les différentes périodes analysées, les zones d'entraînement ont été sélectionnées en privilégiant des pixels présentant des caractéristiques stables dans le temps (Sedona et al., 2022). Une sélection rigoureuse a permis de maximiser la représentativité des classes tout en réduisant l'hétérogénéité des échantillons (Tomaselli et al., 2016). Les pixels retenus devaient couvrir des surfaces homogènes suffisamment vastes pour capturer la diversité intra-classe, tout en évitant les erreurs de classification dues à l'intégration de pixels mixtes (Lu et al., 2023). Cette approche a renforcé la fiabilité et la robustesse des données d'entraînement pour les classifications ultérieures.

3.2.1.4. Données de terrain

Une campagne de terrain a été menée de mai à août pour identifier et géoréférencer les différentes classes d'occupation du sol dans la région du BPCB et les villages de production du charbon de bois. Les classes ont été définies en se basant sur la typologie de la végétation décrite par Malaisse (2010). Au total, six classes ont été recensées : forêt, savane boisée, savane herbeuse, agriculture, bâti et sol nu, ainsi que l'eau.

Les relevés ont permis de collecter 89 points et 53 polygones pour le *miombo* non exploités, 88 points et 58 polygones pour le *miombo* dégradé, 23 points et 242 polygones pour les savanes, et 72 points et 69 polygones pour la classe « autres ». Le nombre de relevés a été adapté selon la représentativité, la superficie et l'importance de chaque classe pour les objectifs de l'étude (Useni, 2017).

3.2.1.5. Classification supervisée

Les classifications d'images Landsat ont été effectuées à l'aide de composites en fausses couleurs. L'algorithme utilisé est le *Random Forest*, dans le cadre de la présente étude. Cet algorithme a été sélectionné pour sa robustesse lorsqu'il est confronté à des ensembles de données complexes et hétérogènes, en particulier ceux issus de la télédétection qui peuvent englober des relations intervariables non linéaires (Phan et al., 2020). Ce modèle, qui repose sur un ensemble d'arbres de décision, démontre une aptitude à gérer les données bruyantes et à identifier les interactions complexes entre les variables spectrales (Zhao et al., 2024). L'optimisation des paramètres a été réalisée en définissant le nombre de variables à prendre en compte à chaque nœud ($Mtry = 2$) et en utilisant 100 arbres, conformément aux directives de (Phan et al., 2020). Ces modifications ont amélioré la précision de la classification, assuré la stabilité des prévisions et atténué le risque de surajustement. Par ailleurs, *Random Forest* présente une capacité à encapsuler les complexités et les interactions inhérentes aux ensembles de données multispectrales. Cette approche intégrative fournit une évaluation plus complète des performances des algorithmes et facilite l'obtention d'une classification fiable adaptée aux caractéristiques uniques des paysages examinés.

3.2.1.6. Validation des classifications

L'évaluation de la précision des classifications a été réalisée conformément aux recommandations d'Olofsson et al. (2014), à travers l'élaboration de matrices de confusion. Ces matrices ont permis de calculer la précision globale, représentant la proportion de pixels correctement classés, ainsi que deux indicateurs complémentaires : la précision de l'utilisateur, et la précision du producteur. La précision d'utilisateur indique la fraction de la surface attribuée à une classe spécifique sur la carte qui correspond réellement à cette classe sur le terrain. Une précision d'utilisateur faible implique une surévaluation de la classe en raison d'inexactitudes de classification. La précision du producteur évalue quant à elle le pourcentage de la surface appartenant réellement à la classe qu'il faut, et une valeur faible signifie une sous-représentation de son étendue en raison de composants exclus.

Ces indicateurs permettent de repérer les éventuelles erreurs d'attribution entre classes, et ainsi d'ajuster les classifications si nécessaire (Nelson et al., 2021). Les surfaces corrigées des différentes classes ont également été estimées, accompagnées de leurs marges d'erreur calculées à l'aide des intervalles de confiance à 95 %, garantissant une interprétation plus rigoureuse des résultats.

Par ailleurs, les désaccords en termes de quantité et d'allocation spatiale ont été évalués selon la méthode de Pontius et Millones (2011). Ces mesures apportent un éclairage supplémentaire sur la nature des erreurs de classification.

3.2.1.7. Analyse de la dynamique paysagère

L'évolution de l'occupation du sol a été analysée à l'aide de matrices de transition, permettant de quantifier les dynamiques spatio-temporelles entre les différentes classes d'occupations du sol (Meng et al., 2024). A partir de ces données, un indice de stabilité a été calculé afin d'évaluer la résilience des paysages (Bogaert et al., 2004). Le taux périodique de déforestation (TPD) a également été estimé pour chaque intervalle temporel étudié (Kyale et al., 2019a ; Useni et al., 2020b). Par ailleurs, l'indice de la plus grande tache (LPI) a servi à mesurer la fragmentation du paysage ainsi que la connectivité des habitats forestiers (Barima et al., 2011 ; McGarigal, 2015). Enfin, les indices de diversité (SIDI) et d'équitabilité spatiale (SIEI) de Simpson ont été calculés pour caractériser la diversité des classes d'occupation du sol et leur distribution spatiale (Tableau 3-4 ; McGarigal, 2015). Il convient de souligner que l'indice de diversité de Simpson est également calculé dans les chapitres consacrés aux inventaires floristiques (chapitres 7 et 9), où il sera abordé plus en détail.

Tableau 3-4. Indices de structure du paysage appliqués pour la caractérisation spatiale des habitats et leur signification écologique

Indice	Définition	Formule	Game de Variation	Signification écologique
Aire de la classe (CA)	Quantifie l'étendue totale de chaque type de couverture du sol, permettant de mettre en évidence les évolutions de leur distribution spatiale (Barima et al., 2009).	$CA = \sum A_i$ (où A_i représente la superficie de chaque tache appartenant à une classe donnée)	$CA > 0$ (Km ²)	Indique l'évolution spatiale et la dominance relative des classes d'occupation du sol.
Perimètre de la classe (CP)	Est la longueur cumulée des contours de toutes les taches (ou polygones) appartenant à une classe donnée d'occupation du sol, utilisée pour mesurer la forme, la fragmentation et la connectivité spatiale (Zambon et al., 2018).	$CP = \sum P_i$ (où P_i représente le périmètre de chaque tache appartenant à une classe donnée)	$CP > 0$ (km)	Evalue la fragmentation du paysage. Un périmètre très élevé par rapport à l'aire indique une fragmentation élevée (beaucoup de petites parcelles avec beaucoup de bords).
Nombre de taches (PN)	Evalue le nombre d'unités spatiales disjointes par classe d'occupation du sol, en fournissant une indication du niveau de fragmentation du paysage (Barima et al., 2009).	$PN = n$ (n , nombre total de taches pour une classe donnée)	$PN \geq 1$	Un nombre élevé suggère une forte fragmentation, tandis qu'un nombre faible indique une plus grande continuité du paysage.
Indice de stabilité (IS)	Quantifie la persistance ou la constance d'une classe d'occupation du sol au fil du temp (Diédhiou et al., 2020)	$IS = \frac{S_{stable}}{S_{totale}} \times 100$ (où S_{stable} est la surface non modifiée de la classe d'occupation du sol entre deux périodes et S_{totale} est la surface totale de la classe d'occupation du sol au début de la période de référence.	0-100%	La valeur proche de 1 indique une grande stabilité de la classe d'occupation du sol tandisque la valeur proche de 0 signifie que la classe a été largement convertie en d'autres types d'occupation du sol.
Taux périodique de déforestation (TPD)	Evalue les pertes forestières survenues durant chaque période d'étude (Useni et al., 2020b).	$TPD = \frac{S_2 - S_1}{S_1} \times 100$ où S_1 représente la superficie occupée par la forêt en année initiale de la période et S_2 la superficie occupée par la forêt en année finale de la période.	0-100%	Une valeur élevée suggère un taux de déforestation élevé alors qu'une faible valeur indique un faible taux de déforestation

Dimension fractale (FD)	Mesure quantitative de la complexité spatiale	$DF = \frac{2 \cdot \log(P)}{\log(A)}$ avec P , le périmètre de la tache et A , l'aire de la tache	$1 \leq FD \leq 2$	FD ≈ 1 : forme simple et régulière ; $1 < FD < 2$: forme de plus en plus complexe ; FD ≈ 2 : Forme très complexe, fragmentée.
Largest Patch Index (LPI)	Mesure la proportion de la classe d'occupation du sol occupée par la plus grande tache, mettant en évidence la domination des grandes taches par rapport aux unités plus petites et fragmentées (Rivas et al., 2022).	$LPI = \frac{A_{max,j}}{A_{t,j}} \times 100$ où $a_{max,j}$ est la superficie de la plus grande tache de la classe j et $a_{t,j}$ l'aire totale de la classe j	0–100%	Un LPI élevé indique une dominance accrue d'une seule tache, tandis qu'un LPI faible reflète un paysage plus fragmenté.
Simpson's diversity index (SIDI)	Représente la probabilité que deux pixels sélectionnés aléatoirement appartiennent à des types de taches différents (McGarigal, 2015)	$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^m P_i^2$ où P_i est la proportion du paysage occupé par la classe i .	0–1	La plus grande valeur indique une répartition équilibrée et une variabilité élevée d'occupations de sol alors que la faible valeur montre une faible complexité du paysage et la dominance d'une classe d'occupation du sol
Simpson's evenness index (SIEI)	Mesure la répartition de la surface entre les différents types de taches (McGarigal, 2015)	$SIEI = \frac{1 - \sum_{i=1}^m P_i^2}{1 - (\frac{1}{m})}$ avec m le nombre de classes présentes dans le paysage, en excluant la bordure du paysage, le cas échéant	0–1	La plus grande valeur indique une répartition équilibrée et diversifiée d'occupations de sol alors que la faible valeur montre une uniformité du paysage et la dominance d'une classe d'occupation du sol

3.2.2. Perception, connaissances ethnobotaniques des communautés locales et gouvernance forestière dans la région de Lubumbashi

3.2.2.1. Entretiens individuels et focus groups

La méthode semi-structurée (Schatz, 2012 ; Traoré et al., 2021) a été utilisée pour les entretiens individuels. Basée sur un guide d'entretien combinant questions ouvertes et fermées, elle permet d'orienter les réponses tout en laissant aux participants une certaine liberté d'expression (Dubois & Michaux, 2006 ; Fenneteau, 2015).

Pour l'étude sur la perception environnementale (Chapitre 5), 945 chefs de ménage ont été interrogés. La taille de l'échantillon dans chaque village a été déterminée via l'outil Raosoft.com, appliquant la relation d'échantillonnage de Bernoulli (équation 1 ; Pervez et al., 2018 ; Baraka et al., 2022). Ces entretiens ont été précédés d'une revue de littérature sur les problèmes environnementaux de l'arc cuprifère katangais entre 2000 et 2022 (Malaisse, 2010 ; Chidumayo & Gumbo, 2013 ; Mpundu et al., 2017 ; Bogaert et al., 2018). Cette revue de la littérature a été réalisée à l'aide de moteurs de recherche (Scopus, ResearchGate, Google Scholar, DOAJ), en utilisant des mots-clés spécifiques (ex : arc cuprifère katangais, Lubumbashi, forêts de *miombo*, déforestation, pollution) et des opérateurs booléens (Shibata et al., 2020).

$$n = \frac{Z^2 \times p \times (1 - p) \times N}{Z^2 \times p \times (1 - p) + (N - 1) \times ET^2} \quad (1)$$

où n représente la taille de l'échantillon, calculée pour chaque village ; Z , l'intervalle de confiance fixé à 1,96 pour $\alpha = 0,05$; p , la proportion estimée de la population portant la caractéristique étudiée, fixée à 50 % pour cette étude ; N , la taille de la population correspondant au nombre total de ménages par village ; et ET , la marge d'erreur acceptable.

Pour les études de cas des chapitres 7, 9 et 10, 50 personnes par village ont été sélectionnées selon la méthode de boule de neige (Pasikowski, 2024). Ce nombre découle du manque de statistiques officielles sur la population cible. Un échantillonnage par commodité a également été utilisé pour pallier la réticence des répondants, notamment les agents des services publics (chapitre 11 ; Etikan et al., 2016 ; El Khaddar & Elbouyahyaoui, 2019). Notons que pour l'étude relatif aux PFNL (chapitre 7), 90 vendeurs de PFNL d'origine végétale ont été enquêtés dans 14 marchés de Lubumbashi et sa périphérie. Ce chiffre exclut les vendeurs de PFNL non issus du *miombo* ainsi que ceux commercialisant des PFNL d'origine animale.

Pour limiter les biais liés à l'échantillonnage non probabiliste, l'accent a été mis sur la participation de personnes clés, telles que les chefs coutumiers, leurs notables et les responsables des services publics. La fiabilité des données a été vérifiée par triangulation avec celles issues des focus groups (Caillaud & Flick, 2017).

Les données qualitatives recueillies ont été analysées à l'aide de statistiques descriptives, notamment les fréquences relatives (chapitre 5) et les fréquences de citation (équation 2), utilisées pour les études ethnobotaniques et ethnoécologiques (chapitres 7, 9, 10) (Yeung et al., 2020).

$$F_c = \frac{S}{N} \times 100 \quad (2)$$

où S représente le nombre de personnes ayant cité un critère donné et N , le total des participants. Une F_c proche de 0 indique une faible citation/utilisation d'une espèce ligneuse, ou un critère de choix peu influent, tandis qu'une F_c proche de 100 traduit une forte citation/utilisation de l'espèce ou une grande influence du critère de choix considéré.

Pour comparer la perception des problèmes environnementaux par les communautés locales (chapitre 5), un test de Friedman a été réalisé en raison de la non-normalité des données, condition préalable à l'analyse de la variance (Kolassa, 2020). Ce test, adapté aux échantillons appariés, permet d'identifier des différences significatives entre les variables étudiées (Rakotondrasoa et al., 2013). Un test post-hoc de comparaison par paires a ensuite été appliqué pour hiérarchiser les villages et les problèmes environnementaux perçus, avec un seuil de signification fixé à 0,05 (Monier et al., 2018). Par ailleurs, la relation entre la perception des chefs de ménage et leur profil sociodémographique a été analysée via une analyse factorielle des correspondances multiples (AFCM ; Le Roux, 2014 ; Sambieni et al., 2015), qui a également permis d'identifier le profil des répondants impliqués dans les activités des ONG et des services publics provinciaux.

L'indice de Jaccard (équation 3 ; Guerraoui et al., 2022) a été calculé pour mesurer la similarité entre les problèmes environnementaux recensés dans la littérature et ceux issus des enquêtes de terrain (entretiens individuels et recherche empirique). Il a également servi à évaluer le niveau de correspondance entre ces perceptions et les actions mises en place par les ONG et services publics provinciaux (chapitre 5). Cet indice a été utilisé dans d'autres études de cas (chapitres 7, 8, 9 et 10), sur lesquelles nous reviendrons plus en détail.

$$J = \frac{a}{a+b+c} \quad (3)$$

où J est l'indice de similarité de Jaccard, a représente le nombre de problèmes pris en charge par les deux ONG et/ou les services publics provinciaux, tandis que b et c correspondent respectivement aux problèmes couverts uniquement par l'une des deux ONG ou par les services publics concernés.

Dans l'étude sur la gouvernance forestière (chapitre 11), la matrice pouvoir-intérêt (Maqbool et al., 2022) a été appliquée aux acteurs préalablement identifiés afin d'évaluer leur influence et leur engagement dans la gestion du *miombo*. Cette classification repose sur l'échelle de Likert à cinq niveaux (5 : très fort — 1 : très faible ; Şimşek, 2023). Les scores attribués ont permis de calculer une moyenne pour chaque catégorie acteur, facilitant leur catégorisation. Cette matrice distingue ainsi les acteurs disposant à la fois d'un pouvoir et d'un intérêt élevés (acteurs clés), ceux influents mais un intérêt faible (à tenir satisfaits), ceux à intérêt élevé mais au

pouvoir faible (à tenir informés), ainsi que ceux présentant un pouvoir et un intérêt faibles (nécessitant un effort minimal ; Olander & Landin, 2005 ; Syaifullah et al., 2024).

Afin d'analyser les interactions entre ces acteurs, la méthode de cartographie des acteurs (Kantamaturapoj et al., 2023 ; Erazo et al., 2024) a été employée pour caractériser la nature et l'intensité des relations, en distinguant les dynamiques de coopération, de synergie et de conflit (Kantamaturapoj et al., 2023). Ces relations ont été visualisées à travers des sociogrammes, facilitant l'interprétation des interconnexions entre acteurs (Bryson, 2004 ; Freeman, 2004 ; Bourne & Walker, 2005).

L'évaluation du modèle de gouvernance forestière s'est appuyée sur plusieurs critères, notamment l'intégration, la capacité, l'adaptabilité, la légitimité, l'inclusion, la reddition des comptes, la transparence et l'équité (Tableau 3-5 ; Asamoah et al., 2024a ; Kinda & Thiombiano, 2024). L'échelle de Likert a également été utilisée pour cette analyse, et les résultats ont été soumis au test exact de Fisher afin d'identifier les différences significatives entre villages, avec un seuil de signification de 5 % (Jebb et al., 2021). Ce test, alternative au chi-deux, est utilisé lorsque certaines modalités présentent des effectifs théoriques inférieurs à 5 (Bolboacă et al., 2011).

Tableau 3-5. Critères d'évaluation de la gouvernance dans la gestion forestière (Lockwood et al., 2010 ; Ostrom, 2010 ; Fapa et al., 2020 ; Ayele et al., 2022).

Critères de la bonne gouvernance	Description
Adaptabilité	Capacité des acteurs à se réorganiser face aux changements et aux évolutions du contexte forestier.
Capacité	Ensemble des connaissances et des savoir-faire nécessaires pour assurer une gestion forestière durable.
Equité	Répartition juste et transparente des bénéfices et avantages issus de la gestion des ressources forestières entre les différents acteurs
Imputabilité	Mécanisme par lequel les responsables justifient leurs actions en matière de gestion forestière auprès des parties prenantes
Intégration	Nature et qualité des échanges entre les différents acteurs impliqués dans la gestion forestière.
Légitimité	Modalités de désignation des gestionnaires forestiers et des représentants des acteurs concernés.
Participation	Degré d'implication des acteurs, y compris les communautés locales, dans les processus décisionnels, qu'ils soient formels ou informels.
Transparence	Clarté des processus décisionnels, des pratiques de gestion et des mécanismes de diffusion de l'information

3.2.2.2. Représentation (carto)graphique de la perception

La représentation (carto)graphique de la perception environnementale et des impacts visuels négatifs des activités humaines (chapitre 6) s'appuie sur l'approche de Lynch (1960). La collecte des données s'est déroulée en deux étapes

complémentaires. La première phase a porté sur une analyse systématique des éléments structurant l'image du paysage : les *limites*, définies comme des bordures d'éléments surfaciques ; les *voies*, servant de canaux de déplacement ; les *nœuds*, correspondant aux intersections de voies ; les *repères*, identifiables par leur forme, leur taille ou leur fonction, facilitant l'orientation (peuvent être externe à la zone étudiée) ; et les *quartiers*, définis par une homogénéité morphologique spécifique (Umar, 2022 ; Kusuma & Syoufa, 2024). Afin d'adapter cette approche aux espaces villageois, où les contours sont moins clairs, la notion de *points-limites* développée par Amisi et al. (2018) a été intégrée, permettant de matérialiser ces contours en s'appuyant sur des points-repères visuels. Cette analyse a été réalisée à pied, à vélo et à moto, en parcourant les paysages villageois afin d'évaluer la présence, la visibilité et les relations entre ces éléments. Quatre experts formés ont mené ces observations, lesquelles ont servi à établir des corèmes, considérés comme des cartes d'observateurs (Vranken et al., 2013).

La deuxième phase a consisté en des entretiens semi-structurés avec des membres des communautés locales pour comprendre leur propre représentation du paysage (Amisi et al., 2018). La superposition des perceptions recueillies a permis de produire une carte collective, reflétant la perception des habitants (Vranken, 2015 ; Patamuan et al., 2024). Le nombre des répondants a été déterminé par la saturation informationnelle, évaluée au moyen d'une courbe d'accumulation des éléments mentionnés après chaque entretien. La taille de l'échantillon est atteinte dès lors que cette courbe atteignait un palier, pour chaque catégorie définie par Lynch (Amisi, 2010 ; Vranken et al., 2013).

Enfin, la correspondance entre la perception des experts et celle des communautés locales a été évaluée à l'aide de l'indice de similarité de Sørensen (Équation 4 ; Vranken et al., 2013 ; 2015). Cet indice, a été privilégié pour sa capacité à accorder une importance plus forte aux éléments observés en commun entre les deux groupes (Experts et communautés locales), et est particulièrement adapté aux études où les données sont limitées et où la taille des échantillons est réduite (De Albuquerque et al., 2022).

$$Ss = \frac{2a}{(2a+b+c)} \times 100 \quad (4)$$

où Ss , l'indice de similarité de Sørensen ; a , le nombre d'éléments communs entre la carte des observateurs et celle de l'image collective, tandis que b et c , respectivement les éléments présents uniquement sur l'une des deux cartes.

Par ailleurs, des représentations (carto)graphiques de l'empreinte des activités anthropiques sur le paysage villageois ont été établies en se basant sur ces éléments communs aux deux cartes (Vranken et al., 2013 ; Tang et al., 2018).

3.2.3. Inventaires floristiques

L'étude de la composition et de la diversité floristique des habitats a été réalisée à travers des inventaires floristiques d'individus ligneux, en installant des placettes quadratiques. La taille des placettes a été définie sur la base d'études antérieures

(Thiombiano et al., 2016 ; Ameja et al., 2022), ayant démontré que des dimensions de 50 m × 20 m (soit 1000 m²) sont adaptées aux études floristiques dans le *miombo*. Ces dimensions ont pour ce faire été retenues pour l'ensemble d'études menées dans la présente recherche.

Par ailleurs, Le diamètre des individus ligneux a été mesuré à l'aide d'un ruban forestier (Rondeux, 2021). Lors des inventaires, l'identification des espèces ligneuses inconnues a été facilitée par la comparaison des spécimens collectés sur le terrain avec les flores de référence (Flora of Zambia, Flora of Zimbabwe et WorldFlora), ainsi que des ouvrages spécialisés et guides d'identification (Smith & Allen, 2004 ; Malaisse, 2010 ; Meerts & Hasson, 2015 ; Vollesen & Merrett, 2020).

3.2.3.1. Evaluation de la disponibilité des PFNL dans les habitats forestiers de la région de Lubumbashi

L'évaluation de la disponibilité des PFNL dans les habitats forestiers (chapitre 7), a été effectuée dans 24 placettes d'inventaire floristique (Annexe II-1 ; Bruchi et al., 2014), réparties aléatoirement autour de deux villages dont, 12 placettes dans des forêts dégradées (Makisemu) et 12 autres dans des forêts quasi intactes (Mwawa). Dans chacune de ces placettes, tous les individus ligneux présentant un diamètre à hauteur de poitrine (DHP ≥ 5 cm) ont été dénombrés et mesurés (Ameja et al., 2022).

Afin de comparer la diversité floristique entre ces deux types d'habitats, des indices de diversité, notamment l'indice de Simpson (D ; équation 5), l'indice de Shannon (H' ; équation 6) et l'équitabilité de Pielou (E ; équation 7) ont été calculés, accompagnés d'un test t de diversité (Kalaba et al., 2013).

L'indice de Simpson mesure la probabilité qu'un second individu rencontré aléatoirement dans un peuplement appartienne à la même espèce que l'individu précédent, tandis que l'indice de Shannon évalue l'hétérogénéité spécifique et la répartition des individus au sein des espèces (Ameja et al., 2022). L'équitabilité de Pielou, quant à elle, exprime le rapport entre la diversité observée et la diversité maximale théorique, en fonction du nombre total d'espèces inventoriées (Kalaba et al., 2013).

$$D = \sum_{i=1}^S p_i^2 \quad (5)$$

avec p_i , la proportion d'individus de l'espèce i (abondance relative) et S , Nombre total d'espèces. La diversité effective est souvent exprimée sous forme de $1/D$ pour refléter une plus grande diversité quand D est faible.

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i) \quad (6)$$

où p_i la proportion d'individus de l'espèce i , et S , Nombre total d'espèces et $\ln(p_i)$, le logarithme de la proportion d'individus de l'espèce i (p_i).

$$E = \frac{H'}{\ln(S)} \quad (7)$$

où, H' , l'indice de Shannon et $\ln(S)$: Logarithme du nombre total d'espèces (S).

Les paramètres dendrométriques analysés incluent la structure diamétrique des individus, la densité des espèces (N ; équation 8), la densité relative (DR ; équation 9), la fréquence (f ; équation 10) et la fréquence relative (FR ; équation 11) des espèces végétales sources de PFNL (Thiombiano et al., 2016 ; Ameja et al., 2022).

Les valeurs de densité relative et de fréquence relative ont été calculées à partir de l'ensemble de la base de données des inventaires floristiques, tandis que les autres paramètres (structure diamétrique, densité et fréquence) ont été estimés uniquement pour les espèces sources de PFNL.

La structure diamétrique permet d'analyser la composition et la dynamique forestière, offrant des indications sur la croissance des arbres et les effets des perturbations environnementales (Rondeux, 2021). La densité correspond au nombre d'individus par hectare, tandis que la densité relative exprime la proportion d'une espèce par rapport à l'ensemble des individus du peuplement forestier. La fréquence indique la probabilité de présence d'une espèce dans les unités d'inventaire floristique, tandis que la fréquence relative représente la proportion d'une espèce donnée par rapport à l'ensemble des espèces inventoriées (Thiombiano et al., 2016 ; Ameja et al., 2022).

$$N = \frac{n_i}{a} \quad (8)$$

où n_i représente le nombre d'individus d'une espèce dans une parcelle, et a correspond à la superficie de la parcelle exprimée en hectares.

$$DR = \frac{n_i}{N} \times 100 \quad (9)$$

où n_i est le nombre d'individus d'une espèce ligneuses et N , le nombre total de l'ensemble d'espèces ligneuses inventoriées.

$$f = \frac{n}{Np} \quad (10)$$

avec n représentant le nombre total de parcelles où l'espèce a été inventoriée et Np , le nombre total de parcelles.

$$FR = \frac{f}{F} \times 100 \quad (11)$$

avec f représentant la fréquence d'une espèce ligneuse et F la somme de toutes les fréquences.

L'indice de similarité de Jaccard (équation 3), précédemment évoqué, a été utilisé dans cette étude de cas ainsi que dans d'autres investigations ethnobotaniques et inventaires floristiques (Chapitres 8 et 9) afin de comparer les listes ethnobotaniques et floristiques. Dans cette application de la formule de Jaccard, a représente le nombre total d'espèces ligneuses communes aux deux villages comparés, tandis que b et c correspondent respectivement au nombre d'espèces présentes dans un habitat mais absentes dans l'autre.

3.2.3.2. Evaluation du potentiel de régénération naturelle d'essences ligneuses et de la résilience du *miombo* dans la région de Lubumbashi

Pour évaluer le potentiel de régénération naturelle et la résilience du *miombo* face aux perturbations anthropiques (chapitre 8), trois types d'habitats ont été sélectionnés dans l'espace villageois de Luisha : les forêts non exploitées, les forêts

dégradées par l'exploitation sélective pour la production du charbon de bois, et les jachères post-culturelles. Les forêts non exploitées désignent des habitats forestiers sans signes visibles d'activités humaines depuis plusieurs décennies, voire siècles. Cette classification repose sur des données historiques, des images satellitaires et des observations de terrain, en se basant sur des critères tels que l'intégrité de la canopée, l'absence d'exploitation forestière et la présence d'individus de grand diamètre appartenant à des espèces ligneuses des forêts matures (Khoji et al., 2023). A des fins de comparaison, les forêts dégradées et les jachères post-culturelles ont été choisies avec une durée de 4 à 5 ans après exploitation, correspondant à la période optimale de jachère dans la région de Lubumbashi (Bolakonga et al., 2017). La sélection de ces habitats anthropisés a été réalisée à partir d'une analyse visuelle d'images haute résolution *QuickBird*, accessibles via Google Earth (Kalawu et al., 2022).

Dans chaque habitat, quatre transects de 500 m ont été installés selon les quatre points cardinaux (nord, sud, est et ouest) à partir du village (Annexe II-1). Sur chaque transect, quatre placettes d'inventaire floristique (espacées de 100 m) ont été mises en place, soit un total de 16 placettes (Ameja et al., 2022). Pour évaluer la régénération naturelle des essences ligneuses du *miombo* et la restauration de cet écosystème forestier dans les habitats anthropisés, 80 sous-placettes de 10 m × 5 m ont été installées dans chaque habitat (Gonçalves et al., 2018), soit 20 sous-placettes par transect et 5 par placette d'inventaire (Figure 3-4). Ces dimensions des sous-placettes ont été déterminées sur la base d'études antérieures, ayant montré leur adéquation pour l'étude de la régénération forestière dans le *miombo* (Gonçalves et al., 2018 ; Ameja et al., 2022).

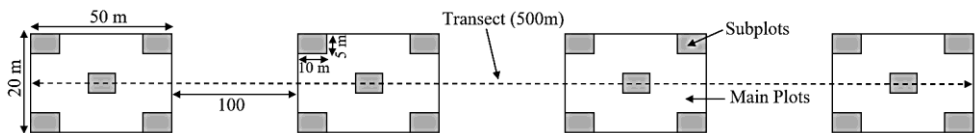


Figure 3-4. Graphical representation of the floristic inventory plan showing main plots and subplots along a 500-m transect (Ameja et al., 2022).

Les individus ligneux adultes ($DHP \geq 10$ cm) ont été inventoriés sur l'ensemble de chaque placette alors que l'inventaire des juvéniles ($DHP < 10$ cm) a été limité aux sous placettes. L'inventaire a été réalisé en distinguant trois groupes : les juvéniles non installés ($DHP < 1$ cm), les juvéniles installés ($1 \text{ cm} \leq DHP < 10$ cm) et les adultes ($DHP \geq 10$ cm) (Ding et al., 2017). Les juvéniles non installés ont uniquement été dénombrés, et les rejets de souches n'ont pas été pris en compte. Les deux premières catégories constituent la régénération, tandis que la dernière correspond au peuplement adulte.

A partir des données collectées, le diamètre quadratique moyen et la surface terrière ont été calculés uniquement pour les juvéniles installés et les adultes, car les juvéniles non installés n'ont fait l'objet que d'un dénombrement. La densité relative

(équation 9), la fréquence relative (équation 11), l'indice de régénération naturelle et la diversité alpha ont été appliqués exclusivement aux strates de régénération.

Afin d'assurer l'homogénéité des placettes d'âges différents au sein de chaque habitat, la variabilité de la densité et de la diversité floristique a été testée avec un seuil de signification de 5 % (Zébazé et al., 2023). Les données de régénération ($DHP < 10$ cm) des sous-placettes ont ensuite été extrapolées à l'échelle des placettes, en tenant compte du ratio entre la superficie de la placette ($50 \text{ m} \times 20 \text{ m}$) et la superficie totale des sous-placettes ($5 \times (10 \text{ m} \times 5 \text{ m})$).

Pour caractériser les trois habitats étudiés, la densité des individus (N ; équation 5), le diamètre quadratique moyen (DHP_m ; équation 12) et la surface terrière (GBA ; équation 13) ont été calculés (Gonçalves et al., 2017 ; Rondeux, 2021 ; Ameja et al., 2022). Le diamètre quadratique moyen estime le diamètre (en cm) des arbres à plusieurs troncs ou branches mesuré à 1,3 m du sol (Rondeux, 2021). Dans cette étude, il a permis de calculer le diamètre moyen des individus ligneux recensés dans chaque habitat. La surface terrière, une mesure courante en gestion forestière (exprimée en m^2/ha), représente la surface transversale des troncs à hauteur de poitrine (Rondeux, 2021). Enfin, les moyennes du nombre d'espèces ligneuses, de genres et de familles ont été calculées pour chaque habitat (Zébazé et al., 2023). Ces moyennes ont aussi été calculées sur les données relatives aux initiatives de reforestation (chapitre 9).

$$DHP_m = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n d_i^2} \quad (12)$$

où d_i est le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) de chaque tronc ou branche, mesuré à 1,3 m au-dessus du sol, et n représente le nombre total de troncs ou de branches mesurés.

$$GBA = FE \sum_{i=1}^m g_i \quad (13)$$

avec g_i , la surface terrière de chaque individu mesuré (exprimée en $\text{m}^2/\text{surface de la parcelle}$), calculée à l'aide de l'équation ci-dessous (équation 14), m le nombre d'individus ligneux inventoriés dans la parcelle, et FE , le facteur d'extension lié à la surface de la parcelle (m^2), utilisé pour extrapoler les valeurs de g_i à l'hectare (Rondeux, 2021).

$$g_i = \frac{\pi D^2}{4} \quad (14)$$

avec D , le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) d'un individu, mesuré à 1,30 m au-dessus du sol.

L'évaluation du potentiel de régénération ($DBH < 10$ cm) des habitats a été réalisée à travers plusieurs paramètres, dont la densité (équation 8), la densité relative (équation 9) et la fréquence relative (équation 11). En complément, l'indice de régénération naturelle (IRN) a été calculé. Cet indice, défini comme le ratio entre le nombre d'individus juvéniles ($DBH < 10$ cm) et le nombre d'individus adultes ($DBH \geq 10$ cm) d'une espèce, permet d'évaluer le renouvellement des peuplements (Hakizimana et al., 2011). Une valeur d' $IRN < 1$ indique une régénération faible, tandis qu'un $IRN \geq 1$ reflète une régénération élevée (Melingui et al., 2017).

Afin de comparer la diversité spécifique de la régénération entre les habitats, l'indice alpha de Fisher (α ; Équation 15; Kalaba et al., 2013; Colwell & Elsensohn, 2014) a été utilisé. L'effort d'échantillonnage des espèces ligneuses en régénération a été évalué en comparant la proportion des espèces recensées dans le sous-bois (Taxa_S) au nombre d'espèces estimé par l'indice de richesse floristique Chao-1 (Zébazé et al., 2023).

$$\alpha = \frac{(\sum_{i=1}^S N_i(N_i-1))}{(\sum_{i=1}^S n_i)(\sum_{i=1}^S N_i) - \sum_{i=1}^S N_i^2} \quad (15)$$

avec S , le nombre total d'espèces; N_i l'abondance totale de l'espèce i , et n_i le nombre de sites ou placettes où l'espèce i est présente.

Pour identifier les différences statistiques au seuil de 5 %, entre les trois habitats étudiés, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été utilisé. Ce test, qui compare les médianes des groupes, est particulièrement adapté aux données ne respectant pas l'hypothèse de normalité, garantissant ainsi des comparaisons robustes entre plusieurs groupes. La non-normalité des données, confirmée par le test de Shapiro (Razali & Wah, 2011), a justifié le recours au test de Kruskal-Wallis.

Les paramètres dendrométriques analysés incluent la densité des individus par hectare, le diamètre quadratique moyen et la surface terrière. Pour les paramètres floristiques, les analyses ont porté sur le nombre d'individus, de taxa, de genres et de familles, ainsi que sur l'indice alpha de Fisher.

Lorsque des différences significatives ont été détectées, des comparaisons *post-hoc* ont été effectuées à l'aide du test de Dunn-Bonferroni, permettant d'examiner les variations entre les strates ou habitats (Gupta & Mishra, 2019; Heinken et al., 2022). Le test de Kruskal-Wallis a également été appliqué sur les mêmes paramètres (dendrométriques et floristiques) aux données d'inventaires floristiques relatives aux initiatives de reforestation (chapitre 9).

3.2.3.3. Évaluation de la durabilité des initiatives de reforestation dans la région de Lubumbashi

L'évaluation de la durabilité des initiatives de reforestation (chapitre 9) a été réalisée dans deux espaces villageois ayant expérimenté un programme de foresterie communautaire : Milando et Mwawa. Pour ce faire, 40 placettes d'inventaire floristique ont été installées aléatoirement, dont 20 à Milando (10 dans l'habitat reforesté et 10 dans les forêts non exploitées) et 20 à Mwawa (Annexe II-1). Dans chaque placette, tous les individus ligneux ayant un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) ≥ 10 cm ont été inventoriés.

En complément de l'analyse de la structure diamétrique et de la densité (Équation 5), la dominance relative (DoR ; équation 16) a été calculée. Cet indicateur exprime la surface terrière occupée par l'ensemble des individus d'une espèce, estimée en projetant verticalement les troncs des individus inventoriés (Thiombiano et al., 2016; Ameja et al., 2022).

$$DoR = \frac{gisp}{giTsp} \times 100 \quad (16)$$

où *gisp* représente la surface basale d'une espèce, et *giTsp* correspond à la somme des surfaces basales de toutes les espèces ligneuses inventoriées.

L'indice de valeur d'importance (*IVI* ; équation 17) a été calculé pour évaluer la dominance écologique des espèces ligneuses. Une valeur élevée de cet indice indique une plus grande importance écologique d'une espèce au sein de l'écosystème forestier (Amba et al., 2021 ; Ameja et al., 2022). Cet indice a été déterminé à partir de la relation suivante :

$$IVI = DoR + DR + FR \quad (17)$$

où *DoR* représente la dominance relative, tandis que *DR* et *FR* correspondent respectivement à la densité relative et à la fréquence relative (équations 9 et 11).

Le diamètre quadratique moyen (équation 12), la surface terrière (équation 10) ainsi que les moyennes du nombre d'espèces, de genres et de familles des arbres inventoriés dans chaque habitat ont été calculés, suivant la même méthodologie que dans le chapitre précédent (chapitre 8). Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis a de même été appliqué à la densité par hectare, au diamètre quadratique moyen, à la surface terrière et à la richesse floristique pour comparer les différences entre habitats. Enfin, les indices de Shannon (équation 1), Simpson (équation 2) et l'équitabilité de Pielou (équation 3) ont aussi été calculés, afin d'évaluer et comparer la diversité floristique entre les habitats reboisés et non exploités.

Chapitre 4

Mapping and Quantification of *Miombo* Deforestation in the Lubumbashi Charcoal Production Basin (DR Congo): Spatial Extent and Changes between 1990 and 2022

La cartographie et la quantification de la déforestation du *miombo* dans le bassin de production de charbon de Lubumbashi : Etendue spatiale et évolutions entre 1990 et 2022 présentées dans ce chapitre sont adaptés de : Muteya, H.K., Nghonda, N.D., Kalenda, F.M., Strammer, H., Kankumbi, F.M., Malaisse, F., Bastin, J.-F., Sikuzani, Y.U. & Bogaert, J. Mapping and Quantification of *Miombo* Deforestation in the Lubumbashi Charcoal Production Basin (DR Congo): Spatial Extent and Changes between 1990 and 2022. *Land*, 2023, 12, 1852. <https://doi.org/10.3390/land12101852>

4.1. Abstract

Population growth in the city of Lubumbashi in the southeastern Democratic Republic of the Congo (DR Congo) is leading to increased energy needs, endangering the balance of the *miombo* woodland in the rural area referred to as the Lubumbashi charcoal production basin (LCPB). In this study, we quantified the deforestation of the *miombo* woodland in the LCPB via remote sensing and landscape ecology analysis tools. Thus, the analysis of Landsat images from 1990, 1998, 2008, 2015 and 2022 was supported by the random forest classifier. The results showed that the LCPB lost more than half of its *miombo* woodland cover between 1990 (77.90%) and 2022 (39.92%) and was converted mainly to wooded savannah (21.68%), grassland (37.26%), agriculture (2.03%) and built-up and bare soil (0.19). Consecutively, grassland became the new dominant land cover in 2022 (40%). Therefore, the deforestation rate (-1.51%) is almost six-times higher than the national average (-0.26%). However, persistent *miombo* woodland is characterised by a reduction, over time, in its largest patch area and the complexity of its shape. Consequently, because of anthropogenic activities, the dynamics of the landscape pattern are mainly characterised by the attrition of the *miombo* woodland and the creation of wooded savannah, grassland, agriculture and built-up and bare soil. Thus, it is urgent to develop a forest management plan and find alternatives to energy sources and the sedentarisation of agriculture by supporting local producers to reverse these dynamics.

Keywords: Anthropogenic Pressure; Charcoal; *Miombo* woodlands; Landscape ecology; GIS/Remote sensing

4.2. Résumé

La croissance démographique dans la ville de Lubumbashi, située au sud-est de la République Démocratique du Congo (RD Congo), engendre une augmentation des besoins énergétiques, menaçant ainsi l'équilibre des forêts claires de *miombo* dans la zone rurale connue sous le nom de bassin de production de charbon de bois de Lubumbashi (LCPB). Dans cette étude, nous avons quantifié la déforestation des forêts de *miombo* dans le LCPB à l'aide d'outils de télédétection et d'analyse écologique du paysage. Pour ce faire, l'analyse des images Landsat des années 1990, 1998, 2008, 2015 et 2022 a été réalisée à l'aide de la méthode de classification par forêts aléatoires (*random forest*). Les résultats ont révélé que le LCPB a perdu plus de la moitié de sa couverture forestière de *miombo* entre 1990 (77,90 %) et 2022 (39,92 %), celle-ci ayant été principalement convertie en savane boisée (21,68 %), prairie (37,26 %), terres agricoles (2,03 %) et zones construites ou sols nus (0,19 %). En conséquence, la prairie est devenue la principale catégorie d'occupation des sols en 2022 (40 %). Le taux de déforestation annuel moyen (-1,51 %) est près de six fois supérieur à la moyenne nationale (-0,26 %). Toutefois, les zones de *miombo* persistantes se caractérisent par une réduction progressive de leur plus grande parcelle et par une simplification de la complexité de leurs formes au fil du temps. Ainsi, en raison des activités anthropiques, les dynamiques des paysages sont

principalement marquées par l'attrition des forêts de *miombo* et l'apparition de savanes boisées, prairies, terres agricoles et zones construites ou sols nus. Par conséquent, il est urgent de mettre en place un plan de gestion forestière et d'explorer des alternatives aux sources d'énergie actuelles, ainsi que de promouvoir la sédentarisation de l'agriculture en soutenant les producteurs locaux, afin d'inverser ces dynamiques préoccupantes.

Mots-clés : Pression anthropique ; Charbon de bois ; *Miombo* ; Ecologie du paysage ; SIG/Télédétection

4.3. Introduction

Forests provide numerous benefits to rural communities and society as a whole (Shackleton et al., 2007). Specifically, forests serve as a source of food, medicine, fuel wood, income and employment for millions of rural inhabitants, supporting their livelihoods and improving food security in less developed countries (HLPE, 2017; Sunderland et al., 2013). Forests also offer important environmental benefits, such as regulating the air and water, facilitating crop pollination, improving soil fertility and reducing erosion (Foli et al., 2014; Reed et al., 2017). Because of overexploitation, forests are under significant anthropogenic pressure, which leads to habitat loss and fragmentation (Ter Steege et al., 2015; Agariga et al., 2021). For instance, globally, 2.3 million square kilometres of forest were destroyed between 2000 and 2012 (Hansen et al., 2013). Habitat loss and fragmentation are leading to biodiversity loss and compromising the ecosystem services provided by forest ecosystems (Barlow et al., 2016; Sánchez et al., 2021).

Deforestation and degradation are a particular concern for tropical forests as they host a substantially high proportion of global biodiversity (Ter Steege et al., 2015; Hansen et al., 2013). On average, 9.28 million hectares of these forests was destroyed annually between 2015 and 2020 (FAO, 2020). For example, the Amazon has experienced a loss of at least 17% of its primary forests in the past 50 years (Müller, 2020), while in Southeast Asia, logging resulted in the loss of approximately 1.1 million hectares between 2000 and 2020 (Sasaki et al., 2021).

Africa is known for having some of the most productive and biomass-dense forests globally. However, it is continuously under deforestation threat, owing to rising demands for timber and wood energy, particularly owing to Africa's growing population (FAO, 2022a). The loss of 3.9 million hectares of forest between 2010 and 2020 signifies the urgency of this issue (FAO, 2020). In the Congo Basin, the deforestation rate increased from 0.09% between 1990 and 2000 to 0.17% between 2000 and 2005, mainly owing to the loss of forest in the Democratic Republic of the Congo (DR Congo). Indeed, the DR Congo has nearly 23% of Africa's forests (FAO, 2010a), yet it experienced a deforestation rate increase from 0.11% between 1990 and 2000 to 0.22% between 2000 and 2005 (Tchatchou et al., 2015). However, political unrest, corruption and poor governance have fostered unregulated resource exploitation, including timber extraction, charcoal production and artisanal mining (Zhuravleva et al., 2013). These factors are linked to agriculture, which is commonly

regarded as the primary cause of deforestation and degradation (Megevand et al., 2013; Ministère de l'Environnement Conservation de la Nature et Tourisme, 2012).

The DR Congo is home to 145 million hectares of forest, including dense rainforest, mountain forests, woodland (such as *miombo* woodland) and the savannah–forest mosaic (Ministère de l'Environnement Conservation de la Nature et Tourisme, 2012). The *miombo* woodland, which covers 11% of the national territory, is particularly abundant in the southeast, particularly in the Upper Katanga Province, a region known for mining (Potapov et al., 2012; Meerts et Hasson, 2017). Unfortunately, this mining region has experienced significant fragmentation and loss of *miombo* woodland cover, mainly around agglomerations, including the city of Lubumbashi (Cabala et al., 2017; Cabala et al., 2018; Useni et al., 2018b; Useni et al., 2019a; Khoji et al., 2022).

Since its creation in 1910, Lubumbashi, the DR Congo's second-largest city in terms of population and economic capital, has been mostly covered by *miombo* woodland (Malaisse, 2010). The growth of its internal population, combined with an exodus, has led to uncontrolled urban sprawl since the country's political independence in 1960 (Nkuku et Rémon, 2006; Useni et al., 2018b). This demographic pressure is now one of the leading causes of deforestation, as most households depend on the forest for timber, construction wood and, particularly, fuel wood for energy (Kabulu et al., 2018). In Lubumbashi, electricity production and distribution are inadequate to meet the needs of the population, which surpassed 3 million inhabitants in 2020 (United Nations, 2022). As a result, charcoal has become the primary domestic energy source, meeting the demands of over 72% of households (Kabulu et al., 2018).

Thus, the pressure on the *miombo* woodlands from slash-and-burn agriculture and charcoal production around Lubumbashi (Kabulu et al., 2018) has altered the landscape patterns. Currently, analysing changing landscape trends is facilitated by readily available satellite imagery sources and various machine learning techniques for image classification (Crowley & Cardille, 2020). Several studies have examined the landscape dynamics in the Katanga region, particularly in the Lubumbashi area, using satellite imagery (Kabulu et al., 2008; Barima et al., 2011; Munyemba & Bogaert, 2014; Cabala et al., 2017; Cabala et al., 2018; Useni et al., 2018a; Useni et al., 2020a; Khoji et al., 2022; Mpanda et al., 2022; Useni et al., 2023b). However, none have reported the dynamics of landscape anthropisation in the Lubumbashi charcoal production basin (LCPB). Given the dependency of the urban population on *miombo* wood for charcoal, particular attention needs to be focused on the LCPB. Indeed, landscape pattern dynamics from anthropogenic or natural factors, consequently, modify the ecological functioning of landscapes, which can be determined via an assessment of their ecosystem properties and services.

In this study, we quantified the *miombo* deforestation and degradation evolution within the LCPB. We hypothesised that it is decreasing directly because of charcoal production and agriculture and indirectly because of a lack of territorial planning. This situation is reflected in the decreasing number of patches and areas of *miombo* cover in the LCPB relative to the increasing values of the number of patches and

areas for anthropogenic land cover, such as for savannahs, fields and infrastructure. We also verified that the deforestation rate in the LCPB is higher than the national average.

4.4. Materials and Methods

4.4.1. Research Area

The LCPB is located in the Upper Katanga Province in the southeastern part of the DR Congo ($10^{\circ}39'07.47''$ – $12^{\circ}26'37.61'$ S and $26^{\circ}20'54.95''$ – $28^{\circ}40'13.55''$ E), covering an area of 26,603.4 km². The limits of the LCPB were highlighted after a semi-structured survey conducted in the city of Lubumbashi between February and July 2021. Fourteen charcoal storage sites were investigated to determine the origin of the charcoal from a total of 150 respondents interviewed (10 and 20 individuals per charcoal storage site) using the Raosoft.com tool supported by the Bernoulli sampling equation (Nghonda et al., 2023a). Thus, sixty-three villages, covering five administrative sectors, were cited as sources of charcoal sold in the city of Lubumbashi. The LCPB covers all the administrative sectors from which the city of Lubumbashi is supplied with charcoal (Figure 4-1).

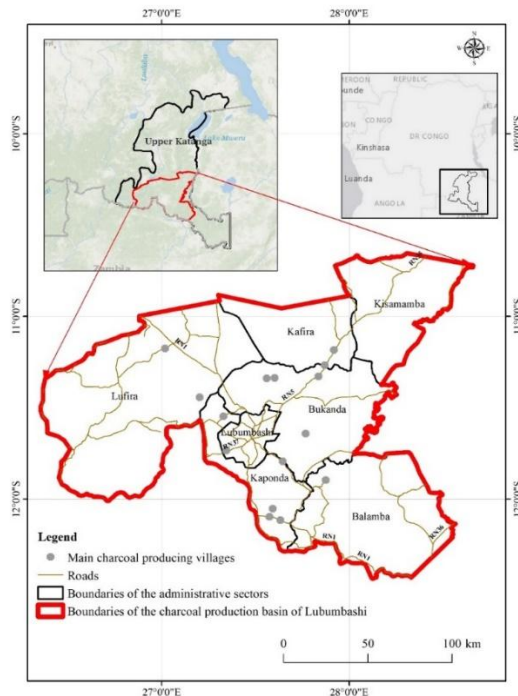


Figure 4-1. Geographic location of the Lubumbashi charcoal production basin (LCPB), comprising charcoal-producing villages located in the Kaponda, Bukanda, Balamba, Lufira and Kisamamba sectors of Upper Katanga Province in the DR Congo. The roads shown are the main axes that facilitate the evacuation of charcoal, which amplifies deforestation.

The LCPB has an average altitude of 1200 to 1300 m and is classified as having a Cw climate according to Köppen's classification, with a rainy season (November–March), a dry season (May–September) and two transitional months (April and October; Kottek et al, 2006). Malaisse (1974) defined five seasons based on phenological observations of vegetation: the cold dry season (May–July), the hot dry season (August–September), the early rainy season (October–November), the full rainy season (December–February) and the late rainy season (March–April). The average annual rainfall is 1200 mm, and a trend towards later onset of rain and lower average annual rainfall has been observed (Malaisse, 2010; Kalombo, 2016). In the latter half of the 20th century, the annual average temperature was 20 °C, but recent warming has been observed (Kalombo, 2016). Vegetation around Lubumbashi (and in the LCPB in general) is covered by open forest (*miombo* in the local language), dense dry forest (*muhulu* in the local language), gallery forest (*mushitu* in the local language) and variations of savannah and marshy grasslands (Malaisse, 2010). The natural wooded vegetation, currently in fragmented form, is located several kilometers from Lubumbashi and is frequently replaced by savannah (Malaisse, 1974; Munyemba et Bogaert, 2014; Cabala et al., 2017). Ferralsols are the most dominant type of soil in this region (Baert et al., 2009). Populations depend mainly on shifting agriculture, charcoal production, artisanal logging and the exploitation of non-timber forest products (Ministère de l'Environnement Conservation de la Nature et Tourisme, 2012). The rare actions of provincial government departments and non-governmental organisations in mitigating deforestation caused by these activities are focused on the implementation of simple management plans, reforestation and forest control (Nghonda et al., 2023a).

4.4.2. Acquisition and Processing of Satellite Data

4.4.2.1. Source of Satellite Data

The LCPB was isolated from Landsat images of TM (Thematic Mapper) sensor (1990, 1998 and 2008), OLI-TIRS-1 (2015) and OLI-TIRS-2 (2022) of a 30 m spatial resolution. Specifically, the year 1990 saw the democratisation of the country, accompanied by various socio-political crises, exacerbating the poverty of the urban population. The year 1998 was, therefore, chosen to observe the impact of the change in the country's political vision, characterised by strong decentralisation of power, on the dynamics of the forest landscape. Overall, the 1990–1998 period also corresponds to the period before the liberalisation of the mining sector. Liberalisation of the mining sector in 2002 led to significant demographic growth and urban spatial dynamics, the effects of which on the landscape could be seen in 2008 (Nkuku et Rémon, 2006; Useni et al., 2018b). The year 2015 also saw the break-up of the former province of Katanga into 4 new provinces, including Upper Katanga, whose capital remains the city of Lubumbashi. This was followed by major foreign investment in the mining and infrastructure sectors, the effects of which on the landscape could be seen in 2022.

These images were downloaded and analysed on the Google Earth Engine (GEE) platform. The GEE provides free satellite imagery and large-scale spatial analysis

and calculation functions, which can be used to assess spatiotemporal changes in the landscape pattern (Gorelick et al., 2017), as shown by several studies (Potapov et al., 2012; Gorelick et al., 2017; Phan et al., 2020). Furthermore, Landsat satellite images have the advantage of being low-cost and offering the potential to survey large areas despite their lower spatial resolution (Song et al., 2015). The images were acquired between June and July (during the dry season) to maintain consistency in the spectral response of the different vegetation covers (Oszwald et al., 2010).

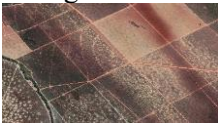
4.4.2.2. Preprocessing of Landsat Images

The image with the minimum cloud (<10%) cover for each target year in the study area was selected as the data source to establish the sample dataset (Zhao et al., 2021). These Landsat images were reprojected into the WGS 84/UTM 35S system and mapped onto a pre-defined pixel grid using bilinear interpolation to facilitate subsequent image composition (Potapov et al., 2012). After radiometric correction, the images were cut and spliced, and the bands were synthesised (Phan et al., 2020). The false-colour composite of Landsat images was created by combining the mid-infrared (MIR), near-infrared (NIR), red (R) and green (G) bands, with the second and the third bands allowing for the best discrimination of vegetation (Imam, 2019).

4.4.2.3. Supervised Classification of Landsat Images

For the supervised classification, six dominant land covers were identified in the LCPB: *miombo* woodland, wooded savannah, grassland, agriculture, built-up and bare soil and water (Table 4-1). Points for each land cover were identified on the false-colour composite image. The high-resolution image provided by GEE was also helpful for visual interpretation of the images (Phan et al., 2020). The delineation and placement of these points and polygons were removed from the edge zones to exclude mixed pixels (Imorou et al., 2019). These points were then combined into a single feature collection, which was subsequently used to collect training and validation data by sampling the input imagery (Gorelick et al., 2017). The training data were used to drive the random forest algorithm, which creates decision trees that assign each pixel to the associated land cover (Breiman, 2001; Phan et al., 2020). The main parameters of a random forest classifier based on GEE include the number of classification trees, the number of variables in each classification tree, the minimum sample leaves, the input variables of a decision tree, outof-bag (OOB) mode and the random seed sample data for the construction of the decision tree (Zhao et al., 2021; Svoboda et al., 2022). This method provides higher classification accuracy than other classification algorithms, such as the support vector machine (SVM), k-nearest neighbour (k-NN) and maximum likelihood classifier (MLC; Mahdianpari et al., 2017; Xia et al., 2017).

Table 4-1. Description of the land cover types for supervised classification of the landscape of the LCPB using the random forest classifier and points used as training data. The small images are Quick Bird images available free of charge on Google Earth from June 2022.

Land Cover Class	Description
<i>Miombo</i> woodland 	Vegetation formation dominated by a sparse herbaceous layer under a 10–20-m-high forest stand. This is land in which tree cover predominates with a threshold canopy cover of a minimum of 10–30% and an area minimum of 0.5–1.0 hectares (Campbell, 1996). The <i>miombo</i> woodland is the dominant vegetation type in the Zambezian region, characterised by the majority of species belonging to the genera <i>Brachystegia</i> , <i>Julbernardia</i> and <i>Isoberlinia</i> .
Wooded savannah 	Wooded savannah represents a transition between the open forest and the dembo (periodically flooded savannah) and corresponds to unfavourable edaphic conditions. In addition to this category, there are derived savannahs, which now replace many degraded open forests (Malaisse, 2010).
Grassland 	This land cover includes steppe savannahs and the dembo (Malaisse, 2010). Although there are some natural savannas, the majority are the result of anthropogenic activities in the region. As a result, their presence in the landscape increases with the extent of anthropogenic activity.
Agriculture 	Parcels cultivated and farmland that can be cultivated normally in ordinary years or put in rest to be cleared after a few years in a crop rotation system.
Built-up and bare soil 	Bare land with sparse vegetation and a soil background. Residential land with minimal vegetation, impervious surfaces or rarely paved roads. This land cover includes mining areas in the LCPB.
Water 	Surface water, including rivers and water ponds

4.4.2.4. Accuracy Assessment and Area Estimation

Samples were randomly stratified according to a map of 12 classes or strata for each period, with 6 stable classes (*miombo* woodland, wooded savannah, grassland, agriculture, built-up and bare soil and water) and 5 relevant classes of change. After applying Equation 5.25 from (Cochran, 1977) to determine the sample size, we sampled 2000 points for 1990–1998, 2050 for 1998–2008, 2000 for 2008–2015 and 2100 for 2015–2022. Depending on the proportion of each stratum, 400 points were allocated to strata occupying more than 30%, 250 points were allocated to those occupying 20–30%, 200 points were allocated to those occupying 10–19%, 150 points were allocated to those occupying 1–9% and 100 points were allocated to those occupying less than 1%. The next step involved computing the error matrix expressed in terms of estimated area proportions. Adjustments were made to account for biases in the area and area change, which led to more precise estimates. To quantify the precision of area and changes in area estimates, we calculated the confidence intervals (Olofsson et al., 2014). The measurement accuracies, including overall, user and producer accuracies, were computed using Equations (1)–(3) (Olofsson et al., 2014). Error-adjusted area estimates for each class and the standard error of the estimate (calculated using a 95% confidence interval, obtained by multiplying the standard error by 1.96) were determined using Equations (10) and (11) (Olofsson et al., 2014). Then, the analysis of disagreement between the land cover map and the reference land cover was performed using Equations (2)–(5) (Pontius & Millones, 2011), which allowed for computing the quantity disagreement (QD), relating to less-than-perfect match in land cover proportions, and allocation disagreement (AD), which relates to the less-than-optimal match in spatial allocation of land cover (Nelson et al., 2021).

4.4.2.5. Assessment of Landscape Dynamics

a. Composition dynamics of landscape

The spatiotemporal change between land cover types was quantified via the transition matrix (Cabala et al., 2018; Useni et al., 2020b), from which the stability index was calculated (Bogaert et al., 2004; Mpanda et al., 2022). The extent of deforestation was determined using the periodic deforestation rate. The annual deforestation rate was obtained by dividing the periodic deforestation rate by the number of years between the two dates of the considered period (Useni et al., 2020b).

The diversity of patches and their distribution in the landscape were assessed via Simpson's diversity index ($SIDI$) and Simpson's evenness index ($SIEI$), respectively, using FRAGSTATS 4.2, free software for the analysis of landscape structure that was developed by the United States Department of Agriculture Forest Service. The $SIDI$ represents the probability that two randomly selected cells are of different patch types, and the $SIEI$ measures the distribution of the area between patch types (McGarigal, 2015). These indices vary between 0 and 1, with higher values indicating greater landscape diversity (McGarigal, 2015).

b. Structural dynamics of landscape

Landscape dynamics were quantified using the number of patches and the class area, which are elementary metrics (Barima et al., 2009) that can be used to easily evaluate the landscape fragmentation phenomenon. Spatial transformation processes were identified using a decision tree (Figure 4-2) based on the comparison of class area, perimeter and number of patches before and after landscape transformation (Bogaert et al., 2004; Mama et al., 2013; Useni et al., 2023b). Among these processes, anthropogenic land covers are characterised by aggregation, enlargement and shift. However, natural land cover is characterised by attrition, perforation, shrinkage, shrinkage, deformation, dissection and fragmentation (Bogaert et al., 2011a). The value of $t = 0.75$ was used to distinguish the fragmentation process from dissection, where values above 0.75 suggest dissection and those below or equal to 0.75 indicate fragmentation (De Haulleville et al., 2018). Finally, this analysis was completed by calculating the largest patch index, while the extent of landscape anthropisation was determined from the fractal dimension, a measure of landscape complexity and an index of the scale dependency of landscape pattern (Barima et al., 2011; Bogaert et al., 2011a).

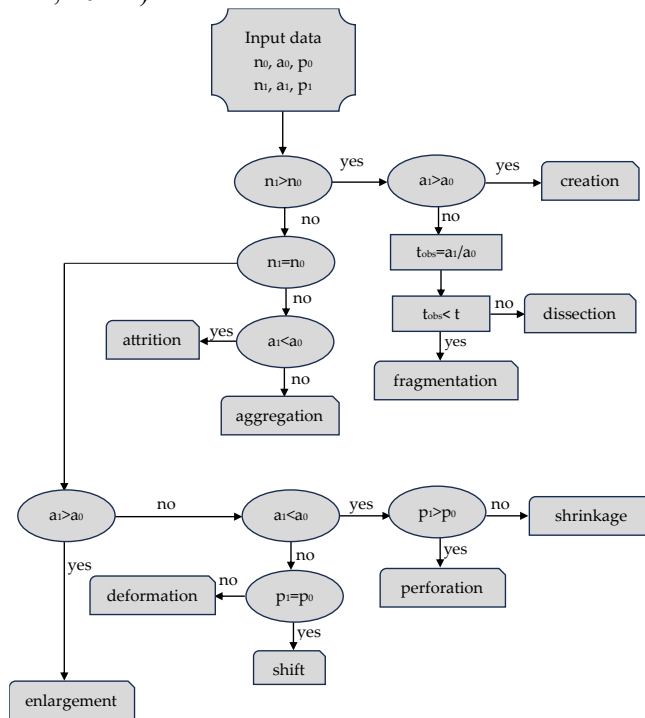


Figure 4-2. Decision tree used to identify the transformation processes that modify the spatial structure of landscapes. Parameters a_0 , p_0 and n_0 refer to the area of the class, perimeter and number of patches before the transformation, respectively, and a_1 , p_1 and n_1 refer to the reciprocal values after the change in spatial structure (Bogaert et al., 2004).

4.5. Results

4.5.1. Classification Validation and Land Cover Mapping

Table 4-2, Table 4-3, Table 4-4, and Table 4-5 present the accuracy assessment and area estimate for stable land cover and land cover change maps from 1990 to 1998, 1998 to 2008, 2008 to 2015 and 2015 to 2022, respectively. They showed an overall accuracy (OA) higher than 90% for each period. The producer accuracy (PA) and user accuracy (UA) both ranged between 70% and 100%. These results indicate that the discrimination of all land cover was accurate. The analysis of disagreement between the land cover map and reference land cover showed that the allocation disagreement (AD) was smaller than the quantity disagreement (QD). The AD/QD ratio was 0.173, 0.747, 1.243 and 0.379 for 1990–1998, 1998–2008, 2008–2015 and 2015–2022, respectively. A low AD/QD ratio, as in this case, indicates a uniform distribution of misclassified pixels across the entire map (Pontius & Millones, 2011). All area estimates were significant, with no margin of error (Olofsson *et al.*, 2014).

However, visual analysis of the land cover maps (Figure 4-3) indicated that *miombo* woodland experienced cover loss, while the grassland and wooded savannah experienced an increase in cover within the landscape. The regressive dynamics of the *miombo* woodland were high in the northeastern and northwestern LCPB. Water was excluded from the following analyses owing to its relative stability and low proportion in the landscape.

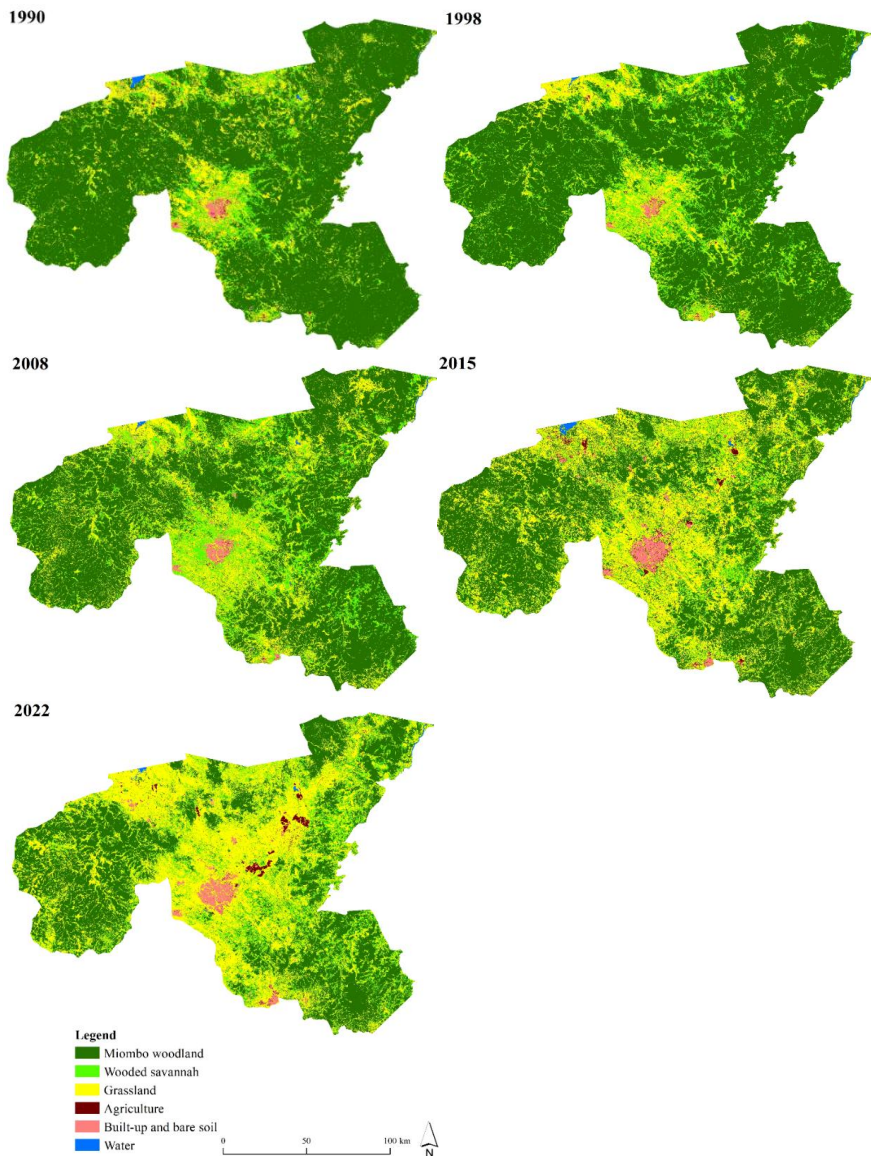


Figure 4-3. Land cover maps of the LCPB in 1990, 1998, 2008, 2015 and 2022 based on the supervised classification of the Landsat images using the random forest classifier. A decrease in the cover of the *miombo* woodland and an increase in wooded savannah, grassland, agriculture and built-up and bare soil were recorded.

Table 4-2. Accuracy assessment and area estimate for the land cover and land cover change map from 1990 to 1998 based on the Landsat image supervised classification using the random forest classifier. The values show that the classifications produced are statistically accurate. MW is *miombo* woodland; WS is wooded savannah; G is grassland; A is agriculture; BBS is built-up and bare soil, W is water; UA is user's accuracy; PA is producer accuracy; SE is standard error; OA is overall accuracy; CI is confidence interval; QD is quantity disagreement; AD is allocation disagreement.

Map Class	Reference Class											Total	UA	UA SE
	M Stable	WS Stable	G Stable	A Stable	BBS Stable	W Stable	MW Loss	WS Gain	G Loss	A Gain	BBS Loss			
M stable	0.747	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.747	1.000	0.000
WS stable	0.000	0.036	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.036	1.000	0.000
G stable	0.000	0.000	0.062	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.062	1.000	0.000
A stable	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.811	0.035
BBS stable	0.000	0.000	0.000	0.000	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.003	1.000	0.000
W stable	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	1.000	0.000
MW loss	0.019	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.084	0.000	0.000	0.000	0.000	0.102	0.819	0.024
WS gain	0.000	0.004	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.030	0.000	0.000	0.000	0.038	0.808	0.026
G loss	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.001	0.707	0.038
A gain	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002	0.000	0.002	1.000	0.000
BBS loss	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.007	0.007	1.000	0.000
Total	0.765	0.040	0.062	0.000	0.003	0.001	0.087	0.030	0.001	0.002	0.007	1.000		
PA	0.976	0.911	1.000	1.000	1.000	1.000	0.958	0.994	1.000	0.889	1.000			
PA SE	0.008	0.020	0.000	0.000	0.000	0.000	0.012	0.005	0.000	0.032	0.000			
OA	0.974													
OA SE	0.002													
QD	0.022													
AD	0.004													
AD/QD ratio	0.173													
Stratified estimators of area $\pm$ CI [% of total map area]														
Area (km ²)	18,970.62	982.455	1539.013	8.199	81.382	24.544	2168.283	755.742	19.215	48.511	167.367			
95% CI	0.481	0.141	0.000	0.003	0.000	0.000	0.502	0.190	0.008	0.007	0.000			

Table 4-3. Accuracy assessment and area estimate for the land cover and land cover change map from 1998 to 2008 based on the Landsat image supervised classification using the random forest classifier. The values show that the classifications produced are statistically accurate. MW is *miombo* woodland; WS is wooded savannah; G is grassland; A is agriculture; BBS is built-up and bare soil, W is water; UA is user's accuracy; PA is producer accuracy; SE is standard error; OA is overall accuracy; CI is confidence interval; QD is quantity disagreement; AD is allocation disagreement.

Map Class	Reference Class												Total	UA	UA SE
	MW Stable	WS Stable	G Stable	A Stable	BSS Stable	W Stable	MW Loss	WS Gain	G Gain	A Loss	BBS Gain				
MW stable	0.602	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.602	1.000	0.000	
WS stable	0.000	0.044	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.000	0.000	0.048	0.921	0.018	
G stable	0.000	0.000	0.072	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.072	1.000	0.000	
A stable	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	
BSS stable	0.000	0.000	0.000	0.000	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.003	1.000	0.000	
W stable	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	1.000	0.000	
MW loss	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.153	0.000	0.000	0.000	0.001	0.165	0.925	0.016	
WS gain	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.013	0.031	0.000	0.000	0.000	0.044	0.711	0.037	
G gain	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.016	0.000	0.040	0.000	0.000	0.056	0.714	0.038	
A loss	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002	0.000	0.002	1.000	0.000	
BBS gain	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.005	0.006	0.778	0.037	
Total	0.602	0.044	0.072	0.000	0.004	0.001	0.181	0.031	0.044	0.003	0.006	1.000			
PA	1.000	1.000	1.000	1.000	0.806	1.000	0.842	1.000	0.913	0.774	0.801				
PA SE	0.000	0.000	0.000	0.000	0.040	0.000	0.022	0.000	0.024	0.042	0.036				
OA	0.954														
OA SE	0.002														
QD	0.023														
AD	0.017														
AD/QD ratio	0.747														
Stratified estimators of area ± CI [% of total map area]															
Area (km ²)	15,691.887	1151.507	1865.410	4.968	108.873	24.287	5158.630	608.737	910.833	69.982	161.420				
95% CI	0.000	0.174	0.000	0.000	0.037	0.000	0.743	0.320	0.456	0.033	0.177				

Table 4-4. Accuracy assessment and area estimate for the land cover and land cover change map from 2008 to 2015 based on the Landsat image supervised classification using the random forest classifier. The values show that the classifications produced are statistically accurate. MW is *miombo* woodland; WS is wooded savannah; G is grassland; A is agriculture; BBS is built-up and bare soil, W is water; UA is user's accuracy; PA is producer accuracy; SE is standard error; OA is overall accuracy; CI is confidence interval; QD is quantity disagreement; AD is allocation disagreement.

Map Class	Reference Class												Total	UA	UA SE
	M Stable	WS Stable	G Stable	A Stable	BBS Stable	W Stable	MW Loss	WS Loss	G Gain	A Gain	BBS Gain				
M stable	0.563	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.563	1.000	0.000	
WS stable	0.000	0.038	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.038	1.000	0.000	
G stable	0.000	0.000	0.157	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.157	1.000	0.000	
A stable	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	
BBS stable	0.000	0.000	0.000	0.000	0.009	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.009	1.000	0.000	
W stable	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	1.000	0.000	
MW loss	0.000	0.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.037	0.000	0.009	0.000	0.000	0.050	0.732	0.034	
WS loss	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.724	0.041	
G gain	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.006	0.000	0.146	0.000	0.000	0.152	0.959	0.013	
A gain	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.015	0.000	0.015	0.990	0.010	
BBS gain	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002	0.010	0.013	0.770	0.038	
Total	0.563	0.043	0.157	0.001	0.010	0.001	0.043	0.000	0.155	0.017	0.010	1.000			
PA	1.000	0.888	1.000	0.720	0.854	1.000	0.854	1.000	0.944	0.908	1.000				
PA SE	0.000	0.023	0.000	0.045	0.035	0.000	0.027	0.000	0.015	0.029	0.001				
OA	0.976														
OA SE	0.002														
QD	0.010														
AD	0.013														
AD/QD ratio	1.243														
Stratified estimators of area ± CI [% of total map area]															
Area (km²)	12,238.857	928.722	3406.855	12.216	226.836	28.256	935.510	0.362	3365.861	361.594	221.996				
95% CI	0.000	0.223	0.000	0.031	0.075	0.000	0.509	0.000	0.478	0.081	0.099				

Table 4-5. Accuracy assessment and area estimate for the land cover and land cover change map from 2015 to 2022 based on the Landsat image supervised classification using the random forest classifier. The values show that the classifications produced are statistically accurate. MW is *miombo* woodland; WS is wooded savannah; G is grassland; A is agriculture; BBS is built-up and bare soil, W is water; UA is user's accuracy; PA is producer accuracy; SE is standard error; OA is overall accuracy; CI is confidence interval; QD is quantity disagreement; AD is allocation disagreement.

Map Class	Reference Class												Total	UA	UA SE
	MW Stable	WS Stable	G Stable	A Stable	BSS Stable	W Stable	MW Loss	WS Gain	G Gain	A Gain	BBS Loss				
MW stable	0.363	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.363	1.000	0.000	
WS stable	0.000	0.028	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.000	0.000	0.000	0.032	0.878	0.023	
G stable	0.000	0.000	0.221	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.221	1.000	0.000	
A stable	0.000	0.000	0.000	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002	1.000	0.000	
BSS stable	0.000	0.000	0.000	0.000	0.011	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.012	0.960	0.020	
W stable	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	1.000	0.000	
MW loss	0.015	0.000	0.006	0.000	0.000	0.000	0.180	0.000	0.000	0.002	0.000	0.203	0.885	0.019	
WS gain	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.005	0.067	0.000	0.000	0.001	0.072	0.921	0.018	
G gain	0.000	0.000	0.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.068	0.000	0.001	0.074	0.922	0.019	
A gain	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.007	0.000	0.008	0.896	0.030	
BBS loss	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.009	0.010	0.853	0.034	
Total	0.379	0.028	0.233	0.002	0.013	0.001	0.185	0.071	0.068	0.009	0.012	0.999	0.900	0.030	
PA	0.960	1.000	0.950	1.000	0.879	1.000	0.974	0.945	1.000	0.753	0.777				
PA SE	0.010	0.000	0.014	0.000	0.033	0.000	0.010	0.016	0.000	0.042	0.040				
OA	0.958														
OA SE	0.002														
QD	0.030														
AD	0.011														
AD/QD ratio	0.379														
Stratified estimators of area $\pm$ CI [% of total map area]															
Area (km ²)	9577.292	707.382	5883.230	56.204	321.405	34.547	4667.587	1783.756	1720.688	232.245	291.278	19.967			
95% CI	0.638	0.143	0.483	0.000	0.083	0.000	0.813	0.299	0.272	0.259	0.187	0.005			

4.5.2. Landscape Composition Dynamics in the LCPB

The proportion of *miombo* woodland decreased by half from 77.98% in 1990 to 40.01% in 2022. During the same period, the wooded savannah doubled from 7.84% in 1990 to 15.62% in 2022. The proportion of grassland almost tripled from 12.99% in 1990 to 40.05% in 2022, and it became the new dominant land cover. Agriculture increased 12-fold from 1990 to 2022, even though its large patches appeared in the landscape only after 2008, and built and bare soil doubled during the same period (Table 4-6). The annual deforestation rate from 1990 to 2022 was -1.51% , resulting in a loss of 405.26 km² of *miombo* woodland per year.

Table 4-6. Transition matrices illustrating the percentage of land cover change between 1990 and 1998, 1998 and 2008, 2008 and 2015 and 2015 and 2022 based on the assisted classification of Landsat images using the random forest classifier. Values in bold indicate the proportion of land cover that remained unchanged, and 1% corresponds to 266 km². The totals do not add up to 100% as water was excluded from the analyses. *Miombo* woodland was the most disturbed land cover that was converted to other land covers.

1990–1998	<i>Miombo</i> Woodland	Wooded Savannah	Grassland	Agriculture	Built-Up and Bare Soil	Total
<i>Miombo</i> woodland	68.52	5.68	3.66	0.02	0.01	77.89
Wooded Savannah	1.46	3.31	3.00	0.02	0.05	7.84
Grassland	4.02	3.16	5.64	0.07	0.10	12.99
Agriculture	0.00	0.01	0.11	0.03	0.04	0.19
Built-up and Bare soil	0.00	0.13	0.38	0.04	0.32	0.86
Total	74.00	12.29	12.78	0.19	0.52	99.77
Stability index	4.61	0.25	0.39	0.10	0.43	
1998–2008	<i>Miombo</i> woodland	Wooded Savannah	Grassland	Agriculture	Built-up and Bare soil	Total
<i>Miombo</i> woodland	58.52	5.59	9.84	0.01	0.08	74.04
Wooded Savannah	2.41	4.67	5.10	0.02	0.13	12.34
Grassland	1.30	4.11	6.91	0.05	0.41	12.78
Agriculture	0.00	0.06	0.05	0.02	0.06	0.20
Built-up and Bare soil	0.00	0.07	0.10	0.01	0.33	0.52
Total	62.24	14.50	22.00	0.11	1.01	99.87
Stability index	3.04	0.27	0.33	0.08	0.38	
2008–2015	<i>Miombo</i> woodland	Wooded Savannah	Grassland	Agriculture	Built-up and Bare soil	Total
<i>Miombo</i> woodland	45.82	3.95	12.13	0.22	0.10	62.21
Wooded Savannah	2.51	2.98	8.07	0.44	0.51	14.51
Grassland	5.23	3.43	12.40	0.51	0.39	21.95
Agriculture	0.00	0.00	0.04	0.03	0.04	0.11
Built-up and Bare soil	0.00	0.03	0.11	0.12	0.73	0.99
Total	53.6	10.4	32.8	1.3	1.8	99.79
Stability index	1.90	0.16	0.41	0.09	0.56	
2015–2022	<i>Miombo</i> woodland	Wooded Savannah	Grassland	Agriculture	Built-up and Bare soil	Total
<i>Miombo</i> woodland	33.70	6.47	11.64	1.77	0.00	53.6
Wooded Savannah	1.41	2.75	6.01	0.12	0.09	10.4
Grassland	4.87	6.32	21.06	0.29	0.26	32.8
Agriculture	0.01	0.08	0.87	0.21	0.14	1.3
Built-up and Bare soil	0.01	0.01	0.48	0.11	1.15	1.8
Total	40.01	15.62	40.05	2.50	1.65	99.8
Stability index	1.29	0.13	0.69	0.06	1.05	

The dynamics of *miombo* woodland were supported by a transfer of its acreage to wooded savannah (5.68% from 1990 to 1998 and 6.47% from 2015 to 2022). This dynamic was also supported by a transfer of its acreage to grassland (3.66%, 9.84%, 12.13% and 11.64% for 1990–1998, 1998–2008, 2008–2015 and 2015–2022, respectively). However, the expansion of wooded savannah was supported by the transfer of acreages from *miombo* woodland (21.68%), recovery from grassland (17.01%), agriculture (0.15%) and built-up and bare soil (0.24%). The increase in the grassland acreage was mainly supported by a high transfer of acreage from *miombo* woodland (37.26%) and wooded savannah (22.18%) from 2008 to 2015. Agriculture has experienced significant growth, especially from 2008 to 2014 and from 2015 to 2022, supported by a transfer from *miombo* woodland (2.03%), wooded savannah (0.60%), grassland (0.92%) and built-up and bare soil (0.28%). However, built-up and bare soil area increased in the LCPB landscape because of the high transfer of acreage from *miombo* woodland (0.19%), wooded savannah (0.78), grassland (1.15%) and agriculture (0.28%) between 2008 and 2015 (Table 4-6).

The *miombo* woodland showed low dynamics from 1990 to 1998 and from 1998 to 2008, as evidenced by the high stability index values during these periods of 4.6 and 3.04, respectively. In contrast, the periods of 2008–2015 and 2015–2022 had low values of this index of 1.9 and 1.29, respectively, indicating high dynamics. However, wooded savannah, grassland, agriculture and built-up and bare soil all showed high dynamics during all periods, as reflected by the stability index values below (Table 4-6). However, the analysis of landscape diversity showed that Simpson's diversity index almost doubled from 0.37 in 1990 to 0.64 in 2022. This revealed a decreasing level of homogeneity of the LCPB landscape with time, manifested by increased patch diversity. The increased diversity was accompanied by almost a doubling in the evenness between patches in the landscape, as shown by the increased Simpson's evenness index (SIEI) from 0.44 in 1990 to 0.77 in 2022 (Table 4-7).

Table 4-7. Simpson's diversity index (SIDI) and Simpson's evenness index (SIEI) of the LCPB in 1990, 1998, 2008, 2015 and 2022

Year	SIDI	SIEI
1990	0.37	0.44
1998	0.42	0.50
2008	0.54	0.65
2015	0.59	0.71
2022	0.64	0.77

4.5.3. Structural Dynamics in the LCPB

Our analysis of the landscape structural dynamics of the LCPB showed that the 1990–1998 period was characterised by the attrition of *miombo* woodlands and grasslands as the dominant spatial transformation process (Table 4-8). However, during this period, wooded savannah and agriculture underwent creation process. Additionally, built-up and bare soil underwent aggregation. The period of 1998–

2008 was characterised by a dissection of the *miombo* woodland area (t -value $0.83 > 0.75$). Wooded savannah, grasslands and built-up and bare soil underwent a creation process. In contrast, the agriculture class underwent attrition. During the 2008–2015 period, *miombo* was characterized by dissection (t -value of $0.86 > 0.75$). The wooded savannah showed fragmentation with a t -value of $0.71 < 0.75$. Grassland, agriculture and built-up and bare soil expanded through creation. Finally, during the 2015–2022 period, there was an attrition of *miombo* woodland. Wooded savannah, agriculture and built-up and bare soil underwent creation. During the same period, grassland underwent aggregation (Table 4-8).

Table 4-8. Summary of landscape metric characteristic of the LCPB dynamics for 1990, 1998, 2008, 2015 and 2022 based on the supervised classification of Landsat images using the random forest classifier. Here, n is the number of patches, a is the class area (km^2), LPI is the largest patch index (%), and FD is the fractal dimension. The *miombo* woodland underwent fragmentation, dissection and suppression as evidenced by the decreased or increased number of patches, and its decrease in area, largest patch index and fractal dimension.

Index	Miombo Woodland	Wooded Savannah	Grassland	Agriculture	Built-Up and Bare Soil
1990					
n	175,136	323,591	404,735	12,514	66,436
a	20,722.88	2092.47	3473.78	51.06	231.95
LPI	74.39	0.35	1.26	0.004	0.30
FD	1.45	1.50	1.47	1.42	1.51
1998					
n	157,750	546,619	300,589	23,657	21,075
a	19,697.76	3156.87	3421.39	53.12	246
LPI	70.55	0.30	2.73	0.01	0.20
FD	1.44	1.52	1.44	1.51	1.45
2008					
n	252,518	586,753	619,337	20,200	31,609
a	16,520.891	3817.7	5935.24	30.92	267.87
LPI	54.14	0.71	2.99	0.001	0.44
FD	1.45	1.50	1.47	1.51	1.46
2015					
n	533,592	815,645	937,317	128,788	48,931
a	14,249.0919	2712.91	8763.54	345.79	475.12
LPI	20.56	0.18	11.72	0.04	0.86
FD	1.50	1.56	1.53	1.48	1.46
2022					
n	240,244	940,122	504,829	349,199	54,711
a	10,643.61	4154.48	10,664.64	664.58	494.01
LPI	9.20	0.30	27.19	0.12	0.79
FD	1.42	1.55	1.48	1.40	1.43

The area of the largest patch of *miombo* woodland decreased from 74.39% in 1990 to 9.20% in 2022, indicating a fragmentation of *miombo* woodland patches. In contrast, the largest patch index (LPI) for the grassland increased from 2.13% in 1990 to 27.19% in 2022. Wooded savannah, agriculture and built-up and bare soil all had low LPI values (less than 1) throughout the period. The fractal dimension

value slightly decreased for the *miombo* woodland, from 1.45 to 1.42 between 1990 and 2022, indicating that some *miombo* woodland patches have a regular shape, a characteristic of anthropisation. Conversely, the fractal dimension value increased for the savannah, from 1.50 in 1990 to 1.55 in 2022, indicating that some patches have a more regular shape. The fractal dimension value for the grassland increased from 1.47 in 1990 to 1.48 in 2022, indicating that patches almost retained the same shape. Agriculture had the lowest fractal dimension values, from 1.42 in 1990 to 1.40 in 2022, owing to the regular shape that characterises its patches. Finally, built-up and bare soil showed a decrease in its fractal dimension value, from 1.51 in 1990 to 1.43 in 2022, showing a change in the shape of its patches over time (Table 4-8).

4.6. Discussion

4.6.1. *Dynamics of the Anthropisation of the Miombo Forest in the LCPB*

The classifications of Landsat images in this study showed OA values greater than 90%. In fact, overall accuracy values above 80% are highly accurate, indicating a high level of agreement between estimated classes and reference classes (Phan et al., 2020; Zhao et al., 2021). Moreover, our results showed that the AD and QD values are close, with a correspondingly low allocation disagreement to quantity disagreement (AD/QD) ratio, indicating substantial overall disagreement (Warrens et al., 2015). Our values are lower than those found in Nelson et al. (2021).

Landscape analysis of the LCPB has shown remarkable dynamics, as evident by the regression of *miombo* woodland (natural and dominant cover), where its area was divided nearly in half between 1990 and 2022. The resulting general trends in LCPB anthropisation confirm the conclusions of numerous studies in the Katanga region, a historic mining area (Barima et al., 2011; Potapov et al., 2012; Munyemba & Bogaert, 2014; Meerts & Hasson, 2017; Useni et al., 2017b; Cabala et al., 2018). This would be justified by the use of the same approach despite the difference in analysis tools. The anthropogenic pressure on the *miombo* woodland is motivated by the demographic growth of Lubumbashi (Nkuku & Rémon, 2006; Useni et al., 2017b). Indeed, the social situation in the region, which includes rapid population growth, uneven allocation of resources and poverty, has played a part in the depletion of *miombo* woodland (Mwanga & Mwanga, 2017). The local culture has also played a significant role as well. For centuries, local communities have engaged in shifting agriculture and logging for subsistence. This practice, coupled with rapid population growth, has resulted in deforestation (Karsenty & Ongolo, 2019). Recently, intensive and extensive agricultural activities have increased around the city of Lubumbashi, threatening the existence of the *miombo* woodland that once dominated the Katangese landscape (Malaisse, 2010). One study (Khoji et al., 2022) confirmed this trend around the urban areas of Southern Katanga. In the Zambezian region, Matavire et al. (2015) showed significant changes in land cover/use between 2000 and 2010, with an increase in agricultural area and a decrease in *miombo* woodlands in Zimbabwe.

Political factors have also played a major role in the regression of *miombo* woodland cover in Katanga. Political instability, corruption, and weak enforcement of legal texts have been associated with environmental degradation. Indeed, the forestry code drawn up in 2002, inspired (too much) by the Cameroonian model and its equatorial forests, is far less adapted to the reality of the *miombo* woodland. This forestry code has not provided a forest management plan. People no longer refer to it because of the many cases of impunity. Provincial tax documents supplement this single legal document, which explains the predominant tax collection role played by the provincial services, whereas the role of supervising the actors involved in the exploitation of forest resources is weak (Nghonda et al., 2023b).

Deforestation of the *miombo* woodland has led to an increase in wooded savannah and grassland, leading to negative spatial conversion dynamics for the natural ecosystem in the LCPB. This regression of *miombo* woodland cover is a direct consequence of wood cutting for charcoal production. Indeed, the galloping growth of Lubumbashi's population, coupled with the insufficient production and distribution of electrical energy, leads to the dependence of almost all urban households on *miombo* forest for charcoal (Dibwe, 2009). These results confirm the conclusions of Cabala et al. (2018), which states that charcoal production is one of the main causes of forest fragmentation and degradation in Katanga. The rapid forest regression in the Lubumbashi region is motivated by the ease of accessibility to resources around Lubumbashi. Access to the forest is negotiated with customary chiefs in exchange for certain tributes and regular gifts for locals and approximately USD 20 for foreigners (Trefon et al., 2010). In this region, large forest patches are cut without any selection of plant species or stem diameter, while professional charcoal producers acquire large areas from traditional authorities around the city of Lubumbashi for exploitation. In the Zambezi ecoregion, Chidumayo (2019) reported that clear-cutting of *miombo* forest, particularly for charcoal production, has led to forest degradation in Zambia, while also highlighting the low rate of forest regeneration in this region, endangering the sustainability of charcoal for the population. Sedano et al. (2016) also confirmed forest degradation associated with charcoal production in the Tete province in Mozambique.

The regression of *miombo* woodland cover has been significant in the northwestern and northeastern parts of the LCPB, due to the creation and rehabilitation of economic roads that have facilitated access to the forest, leading to its fragmentation (Mertens & Lambin, 2000; Zézouma et al., 2019). The significant anthropogenic pressure on the LCPB has been confirmed by changes in the SIDI and SIEH indices since less disturbed landscapes are characterized by low values of these indices (Battisti & Contoli, 2011).

The analysis of landscape dynamics in the *miombo* woodland within the LCPB revealed that the dominant spatial transformation processes are dissection and attrition, which are characteristic of natural land-cover-type dynamics (Bogaert et al., 2011a). Indeed, dissection in the *miombo* woodland surrounding Lubumbashi is primarily the result of the construction or rehabilitation of agricultural roads funded by mining companies for territorial entities, according to De Mufuta et al. (2022).

Consecutively, the attrition of persistent *miombo* woodland patches is a consequence of continuous deforestation that results in savannah, grassland and agriculture. These findings confirm the conclusions of Cabala et al. (2017) et Cabala et al. (2018) regarding the Lubumbashi Plain and the Katanga Copperbelt. Wooded savannah, grassland, agriculture and built-up and bare soil primarily underwent creation as the main transformation process, which is characteristic of anthropogenic land-cover-type dynamics (Bogaert et al., 2011a). The creation of wooded savannah patches in the LCPB landscape is caused by openings, which allow for the development of herbaceous plants that are primarily heliophilic. Malaisse (2010) stated that, in general, savannahs increase in a region owing to human activities. Our findings confirm the results of Munyemba & Bogaert (2014), that woody savannah patches increased on the Lubumbashi Plain in the LCPB. The increase in agricultural patches resulted from a new policy from the local government to reduce maize importation by granting improved seeds and inputs since 2006 to agricultural households. The creation of built-up and bare soil patches is attributed to the spatial expansion of built-up soil within Lubumbashi (Warrens, 2015) upon the replacement of the dominant wooded savannah and grassland with peri-urban areas. This trend also confirms the conclusion by Useni et al. (2020) in their study of the Lufira Biosphere Reserve in the LCPB, despite the difference in spatial scales between the two studies.

In the LCPB, the deforestation rate between 1990 and 2022 was higher than the national average, which was estimated to be between -0.2% and -0.3% (Potapov et al., 2012; De Wasseige et al., 2014). This can be justified by the difference in the analysis scale. Furthermore, the extent of *miombo* woodland regression was weaker between 1990 and 1998 due to social and economic crises. Indeed, since 1990, Katanga has experienced a period of political instability that has led to the failure of state institutions and public companies to carry out their regal responsibilities. Although current Congolese law protects the forests against any form of degradation or destruction since the promulgation of forest code in 2002, the provincial services, which are made up of more administrative than technical staff, are unable to visibly apply these legal provisions (Gorelick et al., 2017). In addition, the period between 1998 and 2008 resulting from the liberalisation of mining activities led to an improvement in the socioeconomic conditions of the urban population (Nkuku & Rémon, 2006). However, as a result, there was strong pressure on *miombo* woodland for charcoal production and its conversion into grassland (Munyemba & Bogaert, 2014; Kabulu et al., 2018). Also, peasants shifted away from agriculture towards artisanal mining activities, consequently destroying forest resources (Mputu et al., 2019). However, during the period following the global economic crisis of 2008, many development projects were suspended or cancelled, leading to a decrease in investments within the Katanga forestry sector, particularly in rural areas. As investment decreased, environmental regulations were also weakened, resulting in an increase in illegal exploitation of forest resources (Mpanda et al., 2022). Finally, the intensification of *miombo* regression between 2015 and 2022 was a result of the dismantling of the former Katanga Province and the local government's agricultural

policy. Indeed, through this policy, the government aims to ensure that its population is self-sufficient in maize by granting agricultural inputs to farmers who have consequently extended the acreage of their fields to the detriment of forest patches. This period was also characterised by conversions of forests to wooded savannah, which was a consequence of the growing demand for charcoal in the region (Kabulu et al., 2018). Between 2015 and 2022, the production of wood fuel became one of the most alarming anthropogenic causes of the deforestation of *miombo* woodland, given that the national electricity society favours the new mining companies installed since 2015 to the detriment of households. Urban growth and the lack of electricity supply are increasing the demand for wood fuel and timber (Kabulu et al., 2018).

The negative spatial dynamics of *miombo* in the LCBP were accompanied by low densification and regeneration. This may have been caused by recurring vegetation fires in the region and the conversion of areas into agricultural land that were exploited for charcoal production (Ministère de l'Environnement Conservation de la Nature et Tourisme, 2012; Useni et al., 2023a). These justify the decrease in the stability of *miombo* land cover, which is supported by the three-fold decrease in its stability index value, a trend also confirmed previously in Mpanda et al. (2022) in Kasenga territory to the east of the LCPB.

The analysis of the LCPB landscape also showed fragmentation of the *miombo* woodland, as demonstrated by the eight-fold decrease in the LPI. However, Useni et al. (2018) indicated a two-fold decrease in the LPI in Lubumbashi. This difference could be due to the difference in spatial and temporal scales. The low values of this index obtained for wooded savannah, grassland, agriculture and built-up and bare soil illustrate their high degree of anthropisation. The obtained values of the fractal dimension show the impact of human activities on the landscape structure, which is reflected in the more homogeneous and regular shapes of landscape elements (Bogaert et al., 2011a).

Our landscape analysis results within the LBPC confirm the perceptions of local communities who note a decline in woody cover in the region, whether in the peri-urban area (Maréchal et al., 2018) or in the rural area of the city of Lubumbashi (Hick et al., 2018; Nghonda et al., 2023a). However, in a country where one person lives on an average of less than USD 1.25 per day, and where the forestry code suffers from lack of enforcement, forest resources provide a source of food, medicine, construction materials or even income when sold in rural or urban markets (Trefon et al., 2010; Useni et al., 2020a).

4.6.2. *Implications for the Management of the LCPB*

This study clarified the decline in the *miombo* woodland (loss in area) in the LCPB. This decrease in *miombo* highlights the threat to the provision of ecosystem services. The consequent distance of the city from the forest means that charcoal will be produced further away (Baert et al., 2009), which will impact the price of this main energy source for the city. *Miombo* deforestation will lead to a significant decrease in products, such as mushrooms, caterpillars, honey and certain edible

fruits, which are some of the natural resources that the Congolese population uses to improve its income and food safety (Biloso & Lejoly, 2006; Loubelo, 2012).

In a developing nation with high rates of unemployment, where more than 90% of the population relies on charcoal as a source of sustenance (Kabulu et al., 2018), forest degradation may have challenging socioeconomic ramifications. Charcoal production in Lubumbashi, for instance, yields an estimated annual total added value of approximately USD 50 million (Péroches et al., 2021), making it a crucial source of livelihood for charcoal-producing and -selling households. Additionally, *miombo* forest regression could instigate land use conflicts among diverse communities. On the other hand, certain forest products, such as timber and non-timber forest products, are imported from Zambia, leading to a political dependence of the country on its neighbor.

Wood energy producers include farmers, who derive income from charcoal to supplement their agricultural production (maize, manioc, sweet potatoes and groundnuts) and professional producers whose main aim is to produce charcoal. In addition to species that produce good-quality wood fuel, in the context of high competition for resource access, charcoal producers are now choosing less sought-after species, even within patches of sacred forest. As a result, the distances involved in acquiring wood for charcoal production are increasing, leading to higher harvesting costs.

As degraded ecosystems that materialise from the savannah are expanding within the LCPB, a policy towards expanding community forests is required. This policy should have a management plan that defines and maps the conservation areas of *miombo*. Chidumayo & Gumbo (2013) also advised moving from open access forests to secure tenure and sustainable forest management in Zambia. The management plan for community forests must define the support for natural regeneration through reforestation and fire management. Examples of successful community forestry projects in Gambia, Tanzania and Brazil are described in Maindo & Kapa (2014). Additionally, some *miombo* species were proposed in Kaumbu (2021) for the reforestation of degraded ecosystems. However, as charcoal is ingrained in the local culture, scientific research identifying *miombo* species with high calorific capacity and rapid regeneration for introduction into the reforestation program is needed in the short term. Moreover, exotic species should be avoided as they can contribute to the eradication of native species (Vroh & Kone, 2021).

This policy should also be focused on agroforestry, which is an integrated natural resource management intervention that can address various environmental and social problems in Eastern and Southern Africa (Sileshi et al., 2007). Kimaro et al. (2011) demonstrated the important contributions of rotational woodlot systems in reducing forest degradation and offsetting CO₂ emissions through on-farm wood supply. However, the management policy should also consider different techniques, such as crop rotation and intercropping, which are effective practices for soil fertility management (Yabi et al., 2016).

Within Lubumbashi, the use of improved cookstoves and public investment in hydro and solar power generation is crucial for reducing the pressure on the remnants of *miombo* woodland patches while meeting the energy needs of the urban population. Efforts should also be focused on their adoption by the population, as improved stoves are already widely used in the Sahelian region and in countries, such as Mali and Burkina Faso (Kitoto, 2018).

Finally, it is also important for political authorities to consider improving the living conditions of rural populations in order to prevent mass migration to urban areas.

4.7. Conclusions

In this study, we quantified the evolution of deforestation of *miombo* woodland in the LCPB using remote sensing combined with landscape ecology analysis tools. Our results confirm that *miombo* woodland acreage has decreased over time via the expansion of wooded savannah and grassland and transformation into agricultural land. This has resulted in the fragmentation and anthropisation of the landscape, with the largest patch of *miombo* and its complexity decreasing, as shown by increases in the SIDI and SIEI values. The analysis also identified five spatial transformation processes: attrition and dissection of *miombo* woodland; fragmentation and creation of wooded savannah; attrition, creation and aggregation of grassland; attrition and creation of cultivated land; and creation and aggregation of built-up and bare soil. Additionally, we found that the deforestation rate within the LCPB is higher than the national average. In this context, the regression of the *miombo* woodland forest increases the distance between Lubumbashi and charcoal production areas, which can have consequences in terms of availability and price.

To address the regression of *miombo* woodland in the LCPB, we should implement policies that multiply community forests and develop agroforestry, finance large-scale reforestation, promote the use of improved stoves and invest in hydroelectricity and solar energy. These are critical for reducing the pressure on the *miombo* woodland in the LCPB while meeting the energy needs of the urban population. In the future, it will be necessary to demonstrate the impact of deforestation on the local climate.

4.8. Contextualisation

Ces résultats montrent que le paysage du *miombo* se transforme en d'autres occupation du sol dont principalement les savanes et les prairies, les champs agricoles et les complexes sol nu-bâti dans la région de Lubumbashi. Ceci est principalement dû aux activités anthropiques dont principalement l'agriculture et la production du charbon de bois, conduisant à la déforestation et à la dégradation forestière. Cette déforestation se réalise à un taux six fois élevé que la moyenne nationale annuelle. Nous vérifions dans le chapitre suivant (chapitre 5), à travers la perception environnementale, si les communautés locales de la région de Lubumbashi perçoivent cette déforestation comme l'un des problèmes

environnementaux majeurs. Cette perception des communautés locales est un préalable pour mieux orienter les mesures d'aménagement. La prise en compte de cette perception des communautés locales, faciliterait la compréhension, l'acceptation et l'appropriation de ces programmes contribuant à la gestion durable des ressources naturelles et à restauration de la couverture forestière.

Chapitre 5

Towards an Inclusive Approach to Forest Management: Highlight of the Perception and Participation of Local Communities in the Management of *miombo* Woodlands around Lubumbashi (Haut-Katanga, DR Congo)

Vers une gestion forestière inclusive : Perception et participation des communautés locales dans la gestion des forêts de *miombo* autour de Lubumbashi (Haut-Katanga, RD Congo). Les résultats présentés dans ce chapitre ont été adaptés de : Nghonda, N.D., Muteya, H.K., Kashiki, B.K.W.N., Sambiéni, K.R., Malaisse, F., Sikuzani, Y.U., Kalenga, W.M., Bogaert, J. Towards an Inclusive Approach to Forest Management: Highlight of the Perception and Participation of Local Communities in the Management of *miombo* Woodlands around Lubumbashi (Haut-Katanga, DR Congo). *Forests*, 2023, 14, 687. <https://doi.org/10.3390/f14040687>

5.1. Abstract

The misappropriation of sustainable forest programs by local communities and the under-utilization of their knowledge are major impediments to the mitigation of deforestation. Within this context, participation has become a principle used in almost all interventions. It is important to evaluate the practices in this area to ensure better involvement of local communities. This survey examined the perception and participation of local communities in the management of *miombo* woodlands, based on semi-structured questionnaire surveys involving 945 households in 5 villages in the Lubumbashi rural area. The results reveal that local communities perceive soil fertility loss and deforestation as major environmental challenges in their area. This perception remains largely influenced by their socio-demographic factors such as respondents' age, seniority in the villages, and level of education. To mitigate deforestation, the rare actions of provincial public services and non-governmental organizations are focused on the sustainable exploitation of *miombo* woodlands through the development of simple management plans, reforestation, and forest control. These activities are sparse and poorly inclusive of scientific findings and the priorities of local communities. These justify poor community participation, particularly in the actions of provincial public services. For a better appropriation of sustainable forest management plans and to reinforce *miombo* woodlands' resilience to anthropogenic pressures, based on these findings, we recommend a concerted and inclusive approach to forest planning.

Keywords: Perception; Forest policy; *Miombo* woodlands; Deforestation; Public administration; Development agency; Participatory management

5.2. Résumé

La non-appropriation par les communautés locales des programmes visant la gestion durable des forêts et la sous-utilisation de leurs connaissances limitent la mitigation de la déforestation. A partir des enquêtes menées auprès de 945 chefs des ménages répartis dans 5 villages de la zone rurale de Lubumbashi, cette étude analyse la perception et l'implication des communautés locales dans la gestion du *miombo*. Les résultats révèlent que les communautés locales perçoivent la baisse de fertilité du sol et la déforestation comme des problèmes environnementaux majeurs. Cette perception, similaire dans les différents villages, reste largement influencée par leur profil socio-démographique (l'âge, l'ancienneté dans les villages et le niveau d'instruction). Pour la mitigation du processus de déforestation, les rares actions des services publics provinciaux et des organisations non gouvernementales sont relatives à l'exploitation durable du *miombo* à travers l'élaboration des plans simples de gestion, le reboisement et le contrôle forestier. Ces activités, peu appuyées sur les travaux de recherche scientifique, s'avèrent modestes et moins prioritaires pour les communautés locales, justifiant ainsi leur faible implication, particulièrement aux actions des services publics. Il importe que les actions à mener résultent d'une planification concertée et inclusive pour une meilleure appropriation

des actions en faveur d'une gestion durable du *miombo*, afin de renforcer sa résilience face aux pressions anthropiques.

Mots clés : Perception ; Politique forestière ; *Miombo* ; Déforestation ; Administration publique ; Agence de développement ; Gestion participative

5.3. Introduction

Forests are among the most biodiverse ecosystems on the planet (Ballère et al., 2021). As such, they provide many ecosystem services, including climate regulation, provision of timber, fuelwood, and various non-timber forest products (Pohjanmies et al., 2017). With the global human population increasing from 1.86 billion in 1920 to eight billion in 2022, the demand for various forest products is mounting anthropogenic pressure on forest resources, leading to deforestation (Sawadogo et al., 2022). Deforestation has been counted among the critical environmental issues in recent decades, attracting the attention of both scientists and policymakers (Fonu et al., 2021).

Indeed, forests that occupied four billion hectares (Sawadogo et al., 2022), or nearly 30% of the Earth's land surface, recorded a loss of 178 million hectares between 2015 and 2020 (FAO, 2020). The highest forest cover losses are observed in Southeast Asia (−4.5 million ha per year) and Central Africa (−6.9 million ha per year) (Cesaro, 2020). Regarding Central Africa, out of a forest area of nearly 300 million hectares (De Wasseige et al., 2010), an annual loss of 1.79 million hectares was noted between 2015 and 2020 in the Congo Basin (Eba'a Atyi et al., 2022), mainly due to inadequate forest governance (Kyale et al., 2019a). This form of governance is embodied by governments' persistent centralization of responsibilities, and inadequate and poorly enforced laws (Nansikombi et al., 2020a). This results in the unsustainable exploitation of forest resources, deforestation, and forest degradation (Kyale et al., 2019a).

The need for improved forest governance remains urgent in countries such as the Democratic Republic of Congo (DR Congo), given its highest annual deforestation rate in the Congo Basin, 0.26% between 2005 and 2010 (Megevand et al., 2013), in conjunction with weak environmental law enforcement (Mwitwa et al., 2012). The southeastern region of DR Congo, where the *miombo* woodlands remain the most represented forest type (Useni et al., 2017a), does not escape this reality. *Miombo* woodlands are a type of open forest characterized by the predominance of plant species belonging to the genera *Brachystegia*, *Julbernardia*, and *Isoberlinia* (Malaisse, 2010). They covered more than 70% of the Katangese territory in 2000, declined to nearly 43% in 2010 (Potapov et al., 2012), and are predicted to disappear in the vicinities of large human settlements by 2090 (Khoji et al., 2022). Yet, *miombo* woodlands, which support the survival of more than two million people in Haut-Katanga (Useni et al., 2017a), are considered an important carbon reservoir and prioritized for conservation due to high floristic diversity and endemism (Mittermeier et al., 2003).

With a population that doubles every 15 years, Lubumbashi, the capital city of Haut-Katanga Province, currently has nearly three million inhabitants (Useni et al., 2022). This amplifies fuelwood demands (Kabulu et al., 2018) due to limited household access to hydroelectricity (Tréfon et al., 2010). Therefore, Kabulu et al. (2018) demonstrated that 96% of households in this city use charcoal, the monthly amount of which was estimated at 800 tons. Consequently, wood is exploited in an unsustainable way in the *miombo* woodland over an increasingly large area (Malaisse, 2010), leading to deforestation (Useni et al., 2018a; Nansikombi et al., 2020a; Khoji et al., 2022). This deforestation not only threatens the livelihoods of the population relying on *miombo* woodlands (Kalaba, 2013) but also undermines DR Congo's commitment to the Aichi Biodiversity Targets adopted in 2010 (Ministère de l'Environnement, Conservation de la Nature et Développement Durable, 2016).

In the rural area of Lubumbashi, the State, which concentrates power and approves all decisions often unilaterally (Tréfon et al., 2010), is the main stakeholder in *miombo* woodland management. Its failure to manage the forest has, in recent decades, prompted many Non-Governmental Organizations (NGOs) and other private partners to be involved in forest management. This results in an arena where different stakeholders participate in decision-making on the sustainable management and use of *miombo* woodlands (Stryamets et al., 2020). While participatory forest management considers local communities at the center of all actions (Abedi & Ingram, 2020), the strong power centralization leads to the non-appropriation of this process by local communities in the rural area of Lubumbashi (Sakata, 2009; Mutekwa & Gambiza, 2017) due, namely, to the non-inclusion of indigenous knowledge (Maréchal et al., 2018; Nansikombi et al., 2020a).

However, in the rural area of Lubumbashi, as elsewhere in the DR Congo, local communities are rarely implicated in the decision-making process about forest management plans and are generally only encouraged to participate in the implementation phase of these plans. This “up-down” forestry policy leads to misunderstandings and undermines the initiatives of NGOs and public services. In addition, this system has already shown its inadequacies in several developing countries, particularly in Africa (Buttoud & Nguinguiri, 2016). Nevertheless, the participation of local communities in the initial phases of identifying problems about forest resources and in defining the axes of sustainable forest management programs in accordance with their perception (bottom-up) would reverse the trend. It would motivate these local communities to participate in such programs. Yet, this perception of local communities on environmental problems and the availability of forest resources would be a prerequisite to better guide management and restoration measures (Meyfroidt, 2013; Sambieni et al., 2015; Taffa et al., 2015).

Several surveys have already been conducted on the perception of environmental problems and the participation of local communities in forest management in Africa (Kassibo, 2006; Sola, 2011; Hervé et al., 2020), in the DR Congo (Sanginga et al., 2013; Péroches et al., 2019; Baraka et al., 2022), and in the *miombo* ecoregion (Syampungani et al., 2011; Mataruse et al., 2018; Nansikombi et al., 2020a).

However, these works have addressed without further exploration the question leading to understanding why local communities have low ownership of forest management programs. In addition, local communities' perception of environmental issues and their participation in *miombo* woodland management remains largely uninformed in the Lubumbashi rural area (Malaisse, 2010; Hick et al., 2018). The present survey highlights the link between the incorporation of local communities' environmental perceptions in the forest management plans, their participation in the activities, and their ownership of the sustainable management programs in the Lubumbashi rural area.

Therefore, this study characterizes local communities' perceptions of *miombo* woodland management in the rural area of Lubumbashi. It tests the hypothesis that (i) local communities perceive deforestation as one of the main environmental problems due to their high level of dependence on forest resources. This perception varies according to the villages covered by the present study; (ii) regardless of the activity, older people with a high level of education would perceive environmental problems more accurately because of their repeated contact with the forest and clear understanding of local contexts; (iii) due to the lack of concerted and inclusive planning, the actions of provincial public services and NGOs would be organized with little participation of local communities, particularly women and young people with lower levels of education, because of their social exclusion and own resignation. The investigations were undertaken in the Lubumbashi rural area, extending over a radius of ± 80 km around this city, for a period between 2000 and 2022.

5.4. Materials and Methods

5.4.1. Study Area

This study was conducted in the rural area of Lubumbashi (Figure 5-1), in the Haut-Katanga province, in the southeastern DR Congo.

The area has a *Cw* type climate, according to Köppen's classification, characterized by the alternation of a rainy season (November to March) and a dry season (May to September), separated by two transition months (April and October; Malaisse, 2010; Kalombo, 2016). While the average annual temperature in the second half of the 20th century has been about 20°C, ongoing warming has been documented (Kalombo, 2016). Total annual precipitation is nearly 1270 mm, with a steadily decreasing number of rainy days since the early 2000s (Kalombo, 2015). *Miombo* woodlands, generally established on ferralsols (Ngongo et al., 2009; Kasongo et al., 2018), are the pristine vegetation of the rural area of Lubumbashi (Malaisse, 2010), where they are undergoing fragmentation (Munyemba & Bogaert, 2014). The population in the Lubumbashi rural area is predominantly poor, living on less than USD 1.25 (Cadre Intégré de Classification de la sécurité Alimentaire, 2022) and having subsistence agriculture, charcoal production, (illegal) wood exploitation, small (informal) trade, and artisanal mining as their survival activities (Useni et al., 2017a; Cabala et al., 2022; Mpanda et al., 2022).

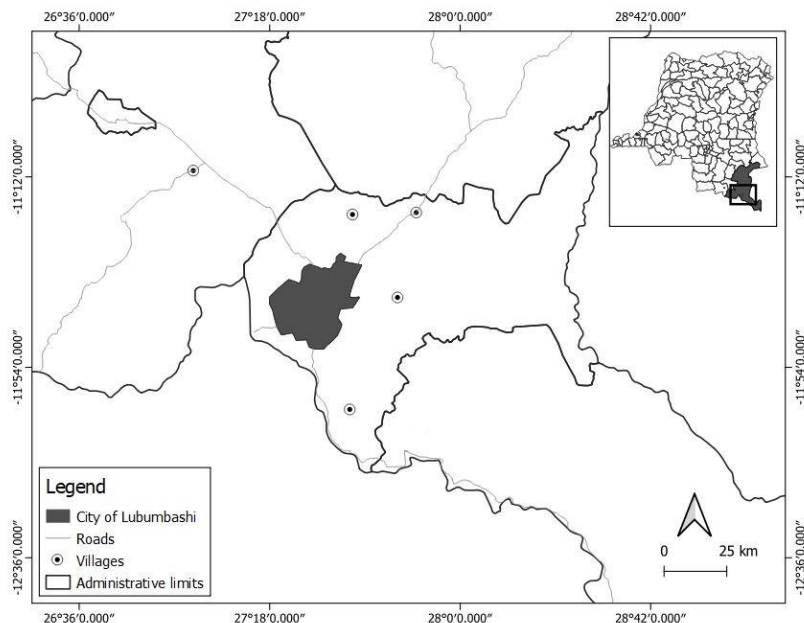


Figure 5-1. Location of Lubumbashi (the gray polygon) and its rural area (the white area around Lubumbashi) in Haut-Katanga province, DR Congo. The black dots surrounded by a halo refer to the villages covered by this study within a radius of 80 km from the city of Lubumbashi.

5.4.2. Methods

5.4.2.1. Village Selection and Sampling

Five villages (Luisha, Makisemu, Mwawa, Nsela, and Texas) were selected within an 80-km radius of Lubumbashi. Following a pre-survey of the main charcoal storage sites in the Lubumbashi (peri-)urban area, these villages are among the most cited charcoal production sites. In addition, these villages are accessible and connected to other surrounding villages. Due to the lack of a population census for more than five decades, there are no official and recent population statistics in DR Congo, particularly in Lubumbashi rural area. Thus, the surveyed sample was calculated from the total number of households constituting the different villages (Table 5-1). In these villages, the sample size of the selected households was determined via the Raosoft.com tool, using the Bernoulli sampling equation (Equation (1); Baraka et al., 2022). A total of 945 households in the five villages were selected. It should be noted that the household refers to all the occupants of a single dwelling, without these people necessarily being related to each other (Pilon & Vignikin, 2006).

$$n = Z^2 \times p \times (1-p) \times N / Z^2 \times p \times (1-p) + (N-1) \times ET^2 \quad (1)$$

where n is the required sample size (calculated separately for each village); Z is the confidence interval ($Z = 1.96$ for $\alpha = 0.05$); p is the estimated proportion of the population with the characteristic of interest (the value of 50% was chosen for this study); N is the population size (the number of households in this study); and ET is the acceptable margin of error.

Table 5-1. Geographic location, demographics, sample size, and structures (NGOs and provincial public services) involved in forest management within the selected villages.

Villages	Geographical Coordinates *	Total Number of Households	Sample	NGOs	Provincial Services
Luisha	11°10'S; 27°01'E	2670	336	a, b	d, e, g
Makisemu	11°19'S; 27°50'E	356	186	-	d, e, f, g
Mwawa	12°03'S; 27°35'E	163	115	a, b, c	d
Nsela	11°20'S; 27°36'E	192	129	-	d, e, f
Texas	11°39'S; 27°46'E	333	179	a	d
Total		3714	945		

* The geographic coordinates of the villages presented in this table were taken from the traditional rulers' houses. NGOs: Non-Governmental Organizations; *a*: APRONAPAKAT (Action for the Protection of Nature and Indigenous Peoples of Katanga); *b*: BUCODED (Sustainable Development Consulting Office); *c*: VPPEE (Vision for the Protection of the Environment and the Ecosystem); *d*: Provincial Environmental Coordination, Ministry of Environment and Sustainable Development; *e*: National Forestry Fund Agency, Ministry of Environment and Sustainable Development; *f*: Provincial Division of Agriculture, Ministry of Agriculture; *g*: Provincial Division of Energy, Ministry of Energy and Water Resources; -: lack of NGOs/public services in the villages.

5.4.2.2. Data Collection

Preliminary investigations consisted of a literature search on environmental issues within the Katangese Copperbelt between the years 2000 and 2022 (Malaisse et al., 2010; Chidumayo & Gumbo, 2013; Mpundu et al., 2017; Bogaert et al., 2018). This literature review was conducted through search engines (Scopus, ResearchGate, google scholar, DOAJ) using keywords (Katangese Copperbelt, Lubumbashi, *miombo* woodland, environmental problems, deforestation, trace metal elements, pollution) and Boolean operators (Pochet, 2018). Subsequently, the interviews, guided by semi-structured questionnaires (Annexe I-1), were conducted according to the objectives of the survey (Traoré et al., 2021), targeting a total of 945 randomly selected and consenting households (El Khaddar & Elbouyahyaoui, 2019). Data on the socio-demographic profile of the respondents (gender, age, stay length in the villages, level of education, professional activities), providing information on both the characteristics of the individuals surveyed and their ability to provide convincing answers to the questionnaire, were collected. The respondents were grouped into three age brackets (Young: 18–35 years old, Adult: 36–60, and Old: ≥61) and stay

length in villages (0–5 years, 6–10 years, and >10 years; Dieng et al., 2014). For the level of education, respondents were classified into 4 groups: uneducated (did not study), primary school level (had primary education), secondary school level (had secondary education), and university level (had university education). Questions were designed to collect data on respondents' perceptions of environmental problems, the management of *miombo* woodlands, and local communities' involvement in this management. This information on the activities of NGOs and provincial public services was collected from local communities to compensate for the low availability of information from NGOs and provincial public services. All these data were collected using the Kobotoolbox V1.30.1 application. Environmental issues refer to a fact having a negative impact on natural resources and on the global environment, while forest management consists in actions carried out by the provincial public services and the NGOs for the sustainability of the forest resources. Finally, focus groups followed by direct observations were organized in the 5 villages with several participants, whose numbers varied between 9 and 12 (Biloso, 2009) to verify the veracity of the information from individual interviews and to inventory the activities carried out by provincial public services and NGOs in favor of forest management. Triangulation of information with the literature review results was also done to verify the veracity of the information from individual interviews. All these surveys were conducted between 13 February and 15 March 2022.

5.4.2.3. Data Analysis

The qualitative data were analyzed using descriptive statistics (relative frequencies). To highlight the difference between the proportion of environmental issues perceived by local communities, a non-parametric Friedman test was conducted. This test allows several matched samples, to determine if the values of the variables are significantly different (Rakotondraso et al., 2013). The post-hoc pairwise comparison test was conducted to prioritize villages and perceived environmental problems. A statistical significance level of 0.05 was used for these comparisons (Monnier et al., 2018). These inferential tests were conducted using the *rstatix* package of R 4.1.0 software. To establish the relationship between the perception of the heads of households and the elements of their socio-demographic profile, a multiple correspondence factor analysis (MCA; Sambiéni et al., 2015) was performed. In addition, this factor analysis was performed to highlight the profile of respondents participating in the activities of NGO/provincial public services. The proximity of the variables indicates their correspondence. This factor analysis was conducted using JMP 15.2 PRO software. The Jaccard Index (Equation 2; Albatineh & Niewiadomska-Bugaj, 2011) was calculated, using Past version 4.05 software, to highlight the similarity between the environmental problems identified in the literature according to the two approaches used (Empirical Research and Individual Interviews). On the other hand, this index was calculated to highlight the level of similarity between the environmental problems identified in the literature, those perceived by the respondents, and the activities of the NGOs/provincial public services.

$$J = a / a + b + c \quad (2)$$

where J is the Jaccard index; and in the case of this study, a is the number of problems covered by the actions of the two NGOs and/or provincial public services; b and c are the number of issues covered by the activities of one of the two NGOs and/or provincial public services, concerned.

5.5. Results

5.5.1. Sociodemographic Profile of Heads of Households

Most of the respondents were men in terms of age categories, and more than 90% were young and adult. In addition, nearly $\frac{3}{4}$ of the heads of households live in the villages for 10 years or less, with a low level of education (uneducated or primary school). Agriculture, combined with charcoal production, is the main source of income for most of the households surveyed. In terms of variability of respondents across villages, Luisha and Nsela villages recorded many women, while older respondents (≥ 61 years old) were least represented in all villages. The different villages were dominated by respondents which spent less than 5 years in the village. The respondents with a university level are only represented in Luisha, Mwawa, and Nsela (Table 5-2).

Table 5-2. Socio-demographic characteristics of heads of households in different villages in the rural area of Lubumbashi. * n: sample size; NTFP: non-timber forest products.

Elements of the Socio-Demographic Profile	Villages					Average Percentage
	Luisha * <i>n</i> = 336	Makisemu <i>n</i> = 186	Mwawa <i>n</i> = 115	Nsela <i>n</i> = 129	Texas <i>n</i> = 179	
Gender (%)						
Woman	50.9	37.6	47.8	52.7	44.1	46.9
Male	49.1	62.4	52.2	47.3	55.9	53.1
Age range (%)						
Young	33.6	57.5	48.7	47.3	36.9	42.7
Adult	58.1	40.9	47.0	48.1	58.1	52.0
Old	8.3	1.6	4.4	4.7	5.0	5.4
Time spent in the villages (%)						
0–5 years	44.4	48.9	34.8	57.4	42.5	45.6
5–10 years	26.2	21.5	19.1	31.0	21.8	23.9
>10 years	29.5	29.6	46.1	11.6	35.8	30.5
Level of education (%)						
Uneducated	14.3	24.2	19.1	37.2	26.3	24.2
Primary school	35.4	39.3	47.8	30.2	43.0	39.1
Secondary school	47.9	36.7	29.6	31.0	30.7	35.2
University level	2.4	0.0	3.5	1.6	0.0	1.5
Main activities (%)						
Cultivator	92.0	92.5	93.9	78.3	97.8	91.5
Charcoal producer	5.4	6.5	3.5	19.4	0.6	6.4
Art Sculptor	2.4	1.1	0.0	1.6	1.1	1.5
Logger of timber	0.0	0.0	2.6	0.8	0.0	0.4
NTFP Collector	0.3	0.0	0.0	0.0	0.6	0.2

5.5.2. Main Environmental Problems as Found in Literature and Perceived by the Local Communities

5.5.2.1. Literature Review from 2000 to 2022 in the Katangan Copperbelt

The bibliographic review identified 120 documents written based on empirical research (including 90 scientific publications, 15 book chapters, and 16 reports) and 35 written through individual interviews (including 25 peer-reviewed articles, four book chapters, and three reports). This total of 155 documents is distributed among 121 different authors, 99 of whom conducted empirical research. Regardless of the research approach, this literature review notes that most publications within the Katangan Copperbelt focus on environmental issues related to deforestation and forest degradation, as well as trace metal pollution of soils and water. Air pollution is the least researched issue by empirical investigations, while biological erosion and invasion are the least addressed problems in interview-based surveys (Table 5-3). Jaccard similarity between the problems identified by the two research approaches is 87.5%.

Table 5-3. Environmental problems identified by the literature review on the Katangan Copperbelt. **n*: sample size; -: no publication found.

Key Issues (%)	Approaches Used	
	Empirical Research * <i>n</i> = 120	Individual Interviews <i>n</i> = 35
Deforestation and forest degradation	44.2	37.1
Trace metals in soil	28.3	20.0
Water pollution	8.3	14.3
Climate change	6.7	5.7
Soil fertility loss	5.8	8.6
Biological erosion	5.0	2.9
Air pollution	1.7	8.6
Biological invasion	-	2.9
Total	100.0	100.0

5.5.2.2. Perception of Environmental Problems by Local Communities in the Rural Area of Lubumbashi

More than half of the respondents have identified the problems of soil fertility loss and deforestation as the main environmental problems in their area. On the other hand, climate change was identified by only about 15% of the heads of households surveyed, compared to nearly 5% for water pollution. The Friedman statistical test reveals significant differences in perceived problems ($p < 0.05$). The pairwise comparison shows that soil fertility loss and deforestation are perceived similarly ($p > 0.05$) and more than the rest of the problems. Similarly, this comparison shows that the level of perception of environmental problems remains similar between villages ($p < 0.05$; Table 5-4).

Table 5-4. Main environmental problems perceived in the different villages of the Lubumbashi rural area. * The sum of the frequencies does not reach 100% because the category “no perceived problem” has been removed from the table. *n*: sample size; *Signif.*: letters indicating significant differences between perceived environmental problems and between villages.

Environmental Problems (%) *	Villages					Signif
	Luisha <i>n</i> = 336	Makisemu <i>n</i> = 186	Mwawa <i>n</i> = 115	Nsela <i>n</i> = 129	Texas <i>n</i> = 179	
Soil fertility loss	43.2	21.0	55.7	47.3	43.0	a
Deforestation	22.9	34.4	8.7	13.2	31.3	a
Climate change	6.9	15.1	13.1	18.6	10.1	ab
Water pollution	7.7	2.7	0.0	5.4	0.6	b
Signif.	a	a	a	a	a	-

5.5.3. Sociodemographic Determinants of Local Communities' Perception of Environmental Problems

Soil fertility loss was cited mostly by adult women, who often grow crops, with a low level of education (uneducated and primary school level). Deforestation was mentioned more by adult men with a secondary level of education. In addition, respondents with a university level, charcoal producers, timber harvesters, NTFP collectors, and sculptors have shown a tendency to have a less focused perception of environmental problems than other categories of respondents. Finally, young respondents and those who have been in the villages for less than 10 years summarize their perception of environmental problems only in terms of climate change, but the majority did not mention any environmental problem (Figure 5-2).

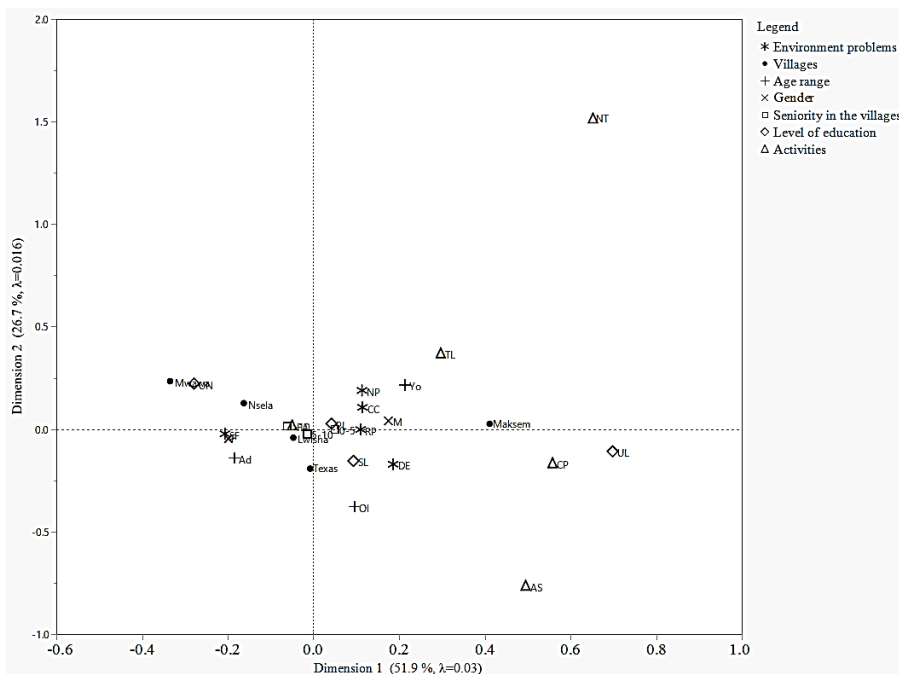


Figure 5-2. Determinants of local communities' perception of environmental problems in the different villages of the rural area of Lubumbashi, depicted in a plan consisting of the first two dimensions summarizing 78.6% of the information following a multiple correspondence factor analysis. *F*: Female; *M*: Male; *Yo*: Young (18–35 years); *Ad*: Adult (36–60 years); *Ol*: Old (61 years and older); 0–5, 5–10, >10: seniority between 0–5 years, 5–10 years, 10 years and older, respectively; *UN*: Uneducated; *PL*: primary school level; *SL*: secondary school level; *UL*: University level; *FA*: Farmer; *CP*: Charcoal producer; *TL*: Timber logger; *NT*: NTFP collector; *AS*: Art sculptor; *SF*: Soil fertility loss; *DE*: Deforestation; *CC*: Climate change; *RP*: Water pollution; *NP*: No perceived environmental problem.

5.5.4. Perceived Actions of NGOs/Provincial Public Services and Participation of Local Communities

5.5.4.1. Actions of ONGs and Provincial Public Services as Perceived by Local Communities

According to the respondents, the actions of the NGOs can be summarized as training and sensitization of local communities for the sustainable exploitation of *miombo* woodlands, distribution of seedlings (e.g., *Acacia auriculiformis* A.Cunn. ex Benth., *Psidium guajava* L., *Persea americana* Mill., *Moringa oleifera* Lam., *Pinus* sp., and *Citrus* spp.) for homestead gardens, as well as reforestation activities. Specifically, nearly $\frac{3}{4}$ of respondents noted the actions of the NGO APRONAPAKAT in terms of reforestation, collection of seeds (of tree species such as *Azafia quanzensis* Welw., *Albizia adianthifolia* (Schumach.) W.F.Wight, *Albizia*

antunesiana Harms, *Brachystegia spiciformis* Benth, *Julbernardia paniculata* (Benth.) Troupin, *Julbernardia globuflora* (Benth.) Troupin) and the implantation of nurseries. Eighteen hundred *Albizia lebbeck* seedlings and nearly seven hundred and fifty *Leucaena leucocephala* seedlings were found in a nursery in preparation for reforestation in the Mwawa forest concession. Nearly 20% of respondents claimed that this NGO had distributed seedlings of *Acacia auriculiformis* A.Cunn. ex Benth. for the hut garden in Texas village. Regarding the NGOs BUCODED and VPPEE, more than 80% of respondents perceive actions related to the drafting of simple management plans for the benefit of the Forest Concessions of the Local Communities of Luisha and Mwawa, respectively. However, the local communities perceive that the actions of provincial public services are limited to training and sensitization of local communities on the sustainable exploitation of *miombo* woodland and the collection of taxes. More than $\frac{3}{4}$ of the respondents confirmed that the Environmental services and the National Forestry Fund carry out their actions in training and sensitization on sustainable exploitation, tax collection, and distribution of seedlings (*A. auriculiformis* and *Pinus* sp.) to the communities. The Environment and Energy services are involved in forest control and tax collection, respectively, while the agriculture department is involved only in training and sensitization of local communities (Table 5-5).

Table 5-5. Actions of NGOs and provincial public services, as perceived by local communities in the different villages of the rural area of Lubumbashi. * The values correspond to the proportions (%) of heads of households surveyed who perceived the actions. The proportions of respondents who did not perceive the actions of NGOs and provincial public services are not presented in this table. *APRONAPAKAT*: Action for the Protection of Nature and Indigenous Peoples of Katanga; *BUCODED*: Sustainable Development Consulting Office; *VPPEE*: Vision for the Protection of the Environment and the Ecosystem; *Envir.*: Provincial Coordination of Environment, Ministry of Environment and Sustainable Development; *FFN*: National Forestry Fund Agency, Ministry of Environment and Sustainable Development; *Agri.*: Provincial Division of Agriculture, Ministry of Agriculture; *Energ.*: Provincial Division of Energy, Ministry of Energy and Hydraulic Resources; *SMP*: Simple Management Plan; *n*: sample size, calculated according to the villages of intervention of the provincial public services and the NGOs; -: lack of action by relevant NGOs/public services.

Actions Taken	Citation Frequencies (%) *						
	NGOs			Provincial Public Services			
	APRONAPAKAT <i>n</i> = 630	BUCODED <i>n</i> = 451	VPPEE <i>n</i> = 115	Envir <i>n</i> = 945	FFN <i>n</i> = 651	Agri. <i>n</i> = 315	Energ. <i>n</i> = 522
Forest control	-	-	-	14.7	-	-	-
Distribution of seedlings	17.1	-	-	4.8	33.3	-	-
Elaboration of the SMP	-	28.4	41.7	-	-	-	-
Training and sensitization	8.6	58.5	44.3	2.9	13.5	46.3	-
Installation of nurseries	6.2	-	-	-	-	-	-
Tax collection	-	-	-	76.9	53.2	-	92.1
Reforestation	38.8	-	-	-	-	-	-
Seeds harvesting	24.2	-	-	-	-	-	-

5.5.4.2. Similarity between the Actions of NGOs/Provincial Public Services, the Problems Identified in the Literature, and the Perception of Local Communities

Local communities' perceptions of environmental issues are about half as similar as those identified in the literature review for the Katangan Copperbelt. The overall actions of NGOs and provincial public services remain almost similar, addressing only a small proportion of the issues identified in the literature review and by the respondents. Moreover, these actions remain related to deforestation, climate change, and biological erosion, as detailed in Table 5-6.

While there is a similarity of more than 75% between the areas of action of the different NGOs carrying out environmental actions, the different actions of the provincial public services are only about 20% similar to each other. On the other hand, the actions of the NGOs are almost 80% similar to those of the provincial public environmental service and the National Forestry Fund. Although the environmental problems perceived by local people only meet those in the literature at 50%, the areas of action of the NGOs and the provincial public services only cover less than 50% of the environmental problems identified in the literature. Finally, the results show that the actions of NGOs and provincial public services only weakly (40%) meet the problems identified by local communities (Table 5-7).

Table 5-6. Suitability of the actions of the NGOs/provincial public services to the problems identified in the literature and by the local communities. * The values in the table represent the actions of the NGOs/public services. 1: Forest control; 2: Distribution of seedlings; 3: Elaboration of Simple Management Plans; 4: Training and sensitization; 5: Installation of nurseries; 6: Reforestation; 7: Seed harvesting; 8: Tax collection. Blank spaces in the table indicate no actions. NGOs: Non-Governmental Organizations; *APRONAPAKAT*: Action for the Protection of Nature and Indigenous Peoples of Katanga; *BUCODED*: Sustainable Development Consulting Office; *VPPEE*: Vision for the Protection of the Environment and the Ecosystem; *Envir.*: Provincial Coordination of the Environment, Ministry of Environment and Sustainable Development; *FFN*: National Forestry Fund, Ministry of Environment and Sustainable Development; *Agri.*: Provincial Division of Agriculture, Ministry of Agriculture; *Energ.*: Provincial Division of Energy, Ministry of Energy and Hydraulic Resources; -: lack of actions or environmental problems corresponding to the perception of Local communities or NGOs/provincial public services actions.

Problems Identified in the Literature *	Problems Cited by Local Communities	NGOs			Provincial Public Services			
		APRONAPAKAT	BUCODED	VPPEE	ENV.	FFN	AGRI	ENERG.
Deforestation and forest degradation	Deforestation	2, 4, 5, 6, 7	3, 4	3, 4	1, 2, 4	2, 4	-	-
Trace metals in soil		-	-	-	-	-	-	-
Water pollution	Water pollution	-	-	-	-	-	-	-
Climate change	Climate change	2, 4	3, 4	3, 4	1, 2, 4	2, 4	-	-
Soil fertility loss	Soil fertility loss	-	-	-	-	-	4	-
Biological erosion	-	2, 4	3, 4	3, 4	1, 2, 4	2, 4	-	-
Air pollution	-	2	-	-	2	2	-	-
Biological invasion	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	8	8	-	8

Table 5-7. Jaccard similarity index calculated between the literature, the perception of local communities, and the actions of NGOs and provincial public services. * Litt.: Literature; *APRONAPAKAT*: Action for the Protection of Nature and Indigenous Peoples of Katanga; *BUCODED*: Sustainable Development Consulting Office; *VPPEE*: Vision for the Protection of the Environment and the Ecosystem; *Envir.*: Provincial Coordination of Environment, Ministry of Environment and Sustainable Development; *FFN*: National Forestry Fund Agency, Ministry of Environment and Sustainable Development; *Agri.*: Provincial Division of Agriculture, Ministry of Agriculture; *Energ.*: Provincial Division of Energy, Ministry of Energy and Hydraulic Resources; *SMP*: Simple Management Plan; *n*: sample size, calculated according to the villages of intervention of the provincial public services and the NGOs; *LC*: Local Communities.

	Litt.*	APRONAPAKAT	BUCODED	VPPEE	ENV.	FFN	AGRI	ENERG.
APRONAPAKAT	0.50							
BUCODED	0.38	0.75						
VPPEE	0.38	0.75	1.00					
Envir.	0.44	0.80	0.60	0.60				
FFN	0.44	0.80	0.60	0.60	1.00			
Agri	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
Energ.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.20	0.20	0.00	
LC	0.50	0.33	0.40	0.40	0.29	0.29	0.25	0.00

5.5.4.3. Participation of Local Communities in the Actions of NGOs and Provincial Public Services

The participation of local community members in the activities of provincial public services and NGOs does not exceed $\frac{1}{4}$ of the respondents surveyed, with slightly high participation in the actions of NGOs. In the case of APRONAPAKAT, most respondents stated that they had participated in the distribution of seedlings, the harvesting of seeds, and the installation of nurseries. The participation of respondents in the actions of the NGOs BUCODED and VPPEE is noted during activities related to the development of the simple management plan. Regarding the provincial public services, respondents stated that they have participated more in activities related to training and sensitization among local communities and the distribution of seedlings. The low level of participation in the activities of the provincial public services and NGOs is justified by the unavailability of the respondents surveyed or their exclusion by these structures. In particular, the low participation of local communities in the activities of the provincial public services is justified mainly by a lack of interest (Table 5-8).

The various activities organized by the NGOs/provincial public services are more likely to be attended by adult and aged men, with secondary school and university levels, who have been in the village for more than 10 years, and whose main activities are subsistence farming, charcoal production, logging for timber and art sculpting. On the other hand, women, and youth with low levels of education (uneducated and primary school level), less than 10 years spent in the village, and NTFP collectors have low participation in these activities (Figure 5-3).

Table 5-8. Participation of the local communities in the actions carried out by the NGOs and the provincial public services, in the different villages of the rural area of Lubumbashi. * The values correspond to the proportion (%) of respondents (not) involved in these activities. *APRONAPAKAT*: Action for the Protection of Nature and Indigenous Peoples of Katanga; *BUCODED*: Sustainable Development Consulting Office; *VPPEE*: Vision for the Protection of the Environment and the Ecosystem; *ENV.*: Provincial Coordination of the Environment, Ministry of the Environment and Sustainable Development; *FFN*: National Forestry Fund, Ministry of the Environment and Sustainable Development; *AGRI.*: Provincial Division of Agriculture, Ministry of Agriculture; *SMP*: Simple Management Plan; *ENERG.*: Provincial Division of Energy, Ministry of Energy and Hydraulic Resources; *n*: sample size, calculated according to the villages of intervention of the NGOs and provincial public services; -: no action and no participation in the actions of the corresponding NGOs/provincial public services.

Actions Taken *	NGOs			Provincial Public Services			
	APRONAPAKAT <i>n</i> = 630	BUCODED <i>n</i> = 451	VPPEE <i>n</i> = 115	ENV. <i>n</i> = 945	FFN <i>n</i> = 651	AGRI. <i>n</i> = 315	ENERG. <i>n</i> = 522
Participation of local communities in the actions (%)							
Forest control	-	-	-	0.0	-	-	-
Seedling distribution	7.8	-	-	-	7.2	-	-
Elaboration of the GMP	-	14.9	21.7	-	-	-	-
Training and sensitization	1.2	7.0	6.2	1.9	2.8	4.8	-
Setting up of the plant nurseries	5.1	-	-	-	-	-	-
Tax collection	-	-	-	0.0	0.0	-	0.0
Reforestation	4.4	-	-	-	-	-	-
Harvesting the seeds	6.0	-	-	-	-	-	-
Factors explaining the low participation of some respondents in the actions (%)							
Lack of information	8.4	7.1	5.2	3.7	-	-	-
Lack of special interest	9.3	16.2	15.7	-	-	29.8	-
Exclusion in actions	13.5	18.4	10.4	11.0	9.7	-	-
No empowerment	-	-	-	74.6	71.3	-	74.9
Little availability	35.7	33.5	40.9	-	-	83.2	19.2
Loss of time	14.2	16.0	13.9	9.6	10.8	35.9	13.8

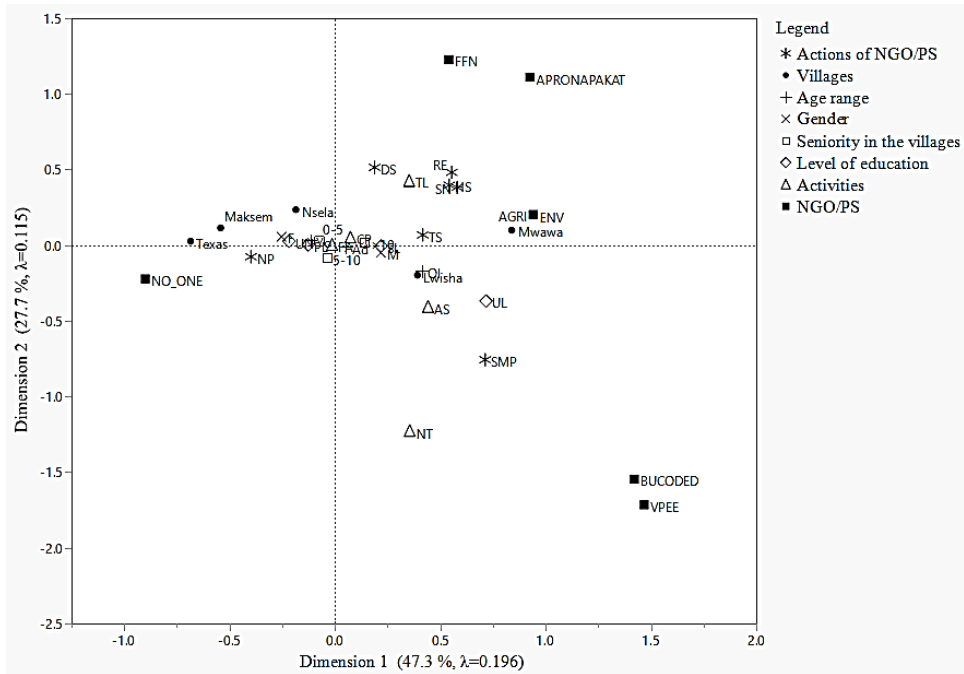


Figure 5-3. Sociodemographic profile of the actors participating in the different activities organized by the NGOs/provincial public services (PS), in a plan made up of the first two dimensions summarizing 75% of the information following a multiple correspondences factorial analysis. F: Female; M: Male; Yo: Young (18–35 years old); Ad: Adult (36–60 years old); Ol: Old (61 years and older); 0–5, 5–10, >10: seniority between 0–5 years, 5–10 years, 10 years and older, respectively; UN: Uneducated; PL: primary school level; SL: secondary school level; UL: university level; FA: Farmer; CP: Charcoal producer; TL: Timber logger; NT: NTFP collector; AS: Art sculptor; APRONAPAKAT: Action for the Protection of Nature and Indigenous Peoples of Katanga; BUCODED: Sustainable Development Consulting Office; VPPE: Vision for the Protection of the Environment and the Ecosystem; ENV.: Provincial Coordination of the Environment, Ministry of the Environment and Sustainable Development; FFN: National Forestry Fund Agency, Ministry of the Environment and Sustainable Development; AGRI.: Provincial Division of Agriculture, Ministry of Agriculture; ENER.: Provincial Division of Energy, Ministry of Energy and Hydraulic Resources; DS: Distribution of seedlings for hut gardens; TS: Training and sensitization; SN: Installation and maintaining the nursery; NP: Not participating; SMP: Activities related to the simple management plan; RE: Reforestation; HS: Harvesting of seeds of native forest species.

5.1. Discussion

5.1.1. Methods Used in This Survey and Limitations of the Findings

The semi-structured interview was conducted in this study using Bernoulli sampling. However, there are several interview techniques (structured and unstructured) and sampling methods that can be used in the social sciences: random area limitations sampling, strata sampling, and quota sampling (Salès-Wuillemin, 2006). The different combinations of these interview techniques and sampling methods would not necessarily produce results similar to the present study, despite using them on the same survey questionnaire and with the same individuals. While the choice of the technique and sampling method used in the present study would be justified appropriately by letting the interviewer guide the interview according to the objectives set (avoiding response slippage and unspoken words) but still leaving the latitude for the interviewee to express themselves freely (Fenneteau, 2015) and to remain empirical and logical in sampling, the use of other interview techniques and sampling methods requires detailed knowledge of the population from which the sample would be tired (El Khaddar & Elbouyahyaoui, 2019).

Furthermore, the numbers of respondents per village are more than sufficient to generalize the results to the sampled populations. Indeed, El Khaddar & Elbouyahyaoui (2019) and Kalambayi et al. (2019) propose a sample size of 30–40 respondents that would be sufficient to generate acceptable statistics, particularly in the absence of reliable demographic statistics that could be used to tire out the population sample. Nevertheless, despite the focus groups and triangulations conducted during the present study to validate the results, further triangulations between the responses of the heads of households surveyed and those of the provincial services and NGOs would be an important contribution to the present results. The present study's findings could be generalized to other villages around Lubumbashi since the local communities in the Lubumbashi rural area are almost ethnically the same and have nearly the same socio-demographic profile. Furthermore, the applicability of the results and conclusions of this paper in other areas will be determined by the conformity of the conditions related to the state of the forest resources, the management system, and the socio-demographic profile of the stakeholders in this study area.

5.1.2. Environmental Issues in the Rural Lubumbashi: Hierarchy, Magnitude, and Veracity of Information Sources

Deforestation and pollution by trace metals are the two major environmental issues identified in the literature. Pollution results from mining activities and is responsible for environmental degradation, especially habitat fragmentation in the rural area of Lubumbashi (Munyemba et al., 2008; Mwanasomwe et al., 2022) and in Zambia (Mwitwa et al., 2012). In addition, the literature has highlighted a gradual

disappearance of woody species on soils containing high concentrations of trace metal elements, which may also justify tree cover loss. Mining activities thus lead to deforestation in an (in)direct way, justifying the feedback of two processes, as perceived by the population. Furthermore, perceived by local communities as a major environmental problem independently of the villages, the soil fertility loss because of agriculture-driven deforestation (Useni et al., 2020a) or charcoal production (Kabulu et al., 2018), is justified by the disruption of the soil's supply of mineral elements by the litter of *miombo* woodland species (Ryan et al., 2016). For this reason, it is recognized that one of the most critical anthropogenic impacts in the study area is found to be the removal of the original vegetation cover, accompanied by its replacement by another land use category (Cabala et al., 2017; Cabala et al., 2018; Cabala et al., 2022; Khoji et al., 2022). Munyemba & Bogaert (2014) also pointed out that the significantly accelerated deforestation in recent decades is a consequence of, among other things, the high demand for dendroenergy. Yet, for local communities living under otherwise deleterious economic conditions, charcoal production constitutes an opportunity to increase income through the exploitation of *miombo* woodland, whose patch abundance is constantly regressing over short distances to the city (Useni et al., 2017a), including around the villages surveyed as part of this study. Indeed, charcoal production allows rural households to make available financial resources complementary to agricultural activities (Mbuangi et al., 2021), justifying the link between these two activities in the rural area of Lubumbashi.

On the other hand, local communities have reported only half of the environmental issues identified by the literature review. This result is justified by the fact that most local community members have a low level of education, limiting their integration into labor markets, and are involved in shifting cultivation and charcoal production, thus perceiving the related problems more clearly than other environmental issues. Indeed, nearly 70% of RD Congo's rural population has a low education level (Kibala, 2020). In addition, in the context of a tight labor market, agriculture and the exploitation of forest resources become alternative sources of households' income and subsistence, with little concern for the sustainability of resources (Lebailly, 2010; Tréfon et al., 2010). The hypothesis that local communities perceive deforestation as one of the main environmental problems is confirmed by this finding.

5.1.3. Determinants of Community Members' Perception of Environmental Problems and Participation in Forest Management Activities

The perception of environmental problems is strongly linked with households' profiles. This is particularly true for gender due to the social division of labor (Ferraton & Touzard, 2009; Mbuangi et al., 2021). Indeed, the fact that soil fertility loss is perceived by women and deforestation by men corroborates Ferraton & Touzard (2009) findings that an individual's gender determines the types of

activities to be carried out in society in sub-Saharan Africa. Certainly, men tend to generally engage in work that increasingly requires muscular strength, such as land clearing and/or charcoal production (Ndegwa et al., 2017; Smith et al., 2017). For The influence of age and seniority on the perception of environmental problems is because processes such as deforestation and soil fertility loss require relatively long spatiotemporal observation. Sakata (2009) demonstrated that in DR Congo, local community members' perception of environmental problems increases with age and seniority in the villages. While the perception of deforestation increases with the respondents' education level (mostly men), an opposite trend is observed regarding soil fertility loss. In fact, educated heads of households, who are mostly men, have more knowledge about current environmental issues, thus corroborating the findings of Ref. (Pilon & Vignikin, 2006) in DR Congo. In addition, in Congolese rural areas, women remain marginalized in terms of access to certain rights such as basic education, and are thus dedicated to domestic activities, farming, and NTFP collection (Kibala, 2020). These results confirm that older people with a high level of education would perceive environmental problems more accurately.

5.1.4. Actions of Provincial Public Services and NGOs and Participation of Local Communities

Provincial public services and NGOs are taking a series of actions to promote the sustainable use of *miombo* woodlands. However, their actions remain insufficient regarding the magnitude of the environmental problems identified in the literature review and are of less priority levels for local communities in the rural area of Lubumbashi. Although the choice of areas of action and the implementation of activities by provincial public services and NGOs may be the result of their original missions, the low availability of sufficiently qualified human resources and financial resources, resulting in low organizational capacity (Chirwa et al., 2008a; Nansikombi et al., 2020a). Indeed, the Congolese government, the main source of funding for provincial public services, allocates little financial resources of its budget to forestry management (less than 1%) and agriculture (less than 3%). To compensate for this, provincial public services make tax collection their priority (Kasereka & Mate, 2018) to make up for low operating costs (Tréfon et al., 2010) and alleviate the underpayment of the personnel. The results of this study converge with those obtained by Dewees et al. (2010) and Nansikombi et al. (2020a), suggesting that in the *miombo* ecoregion, public services and NGOs only direct their activities according to existing capacities and means. In addition, reforestation programs in the rural area of Lubumbashi use nearly 70% of native tree species, ensuring that the structure, functioning, and composition of the *miombo* woodlands are maintained (Ramade, 2012). However, the 30% of exotic species used by provincial public services and NGOs for reforestation constitute a threat to the native *miombo* trees (Doren et al., 2009), namely through the alteration of its functions and by inducing biodiversity loss (Ramade, 2012; Useni et al., 2022).

In addition, the results highlighted the low participation of local communities (particularly women and youth with low levels of education) in the activities of NGOs and provincial public services. Indeed, women and youth are the most marginalized classes in some rural societies, such as in rural Lubumbashi (Kibala, 2020). Despite the social division of labor, these classes are subject to prohibitions that can go as far as excluding them from participating in meetings in the same way as older men (Savard et al., 2003; Kibala, 2020). Furthermore, nearly $\frac{3}{4}$ of the population living in rural areas has a low level of education in DR Congo (Moumami, 2010; Kibala, 2020); their exclusion and lack of availability for activities organized by NGOs and provincial public services would justify the low participation noted by the results of this study. Non-accountability; non-compliance with legal texts; divergence of opinions; exclusion and marginalization of local communities would induce their low participation in the sustainable management of *miombo* woodlands (Mutekwa et al., 2017). In fact, local communities are wary of NGOs, they report to be more interested in obtaining short-term results to secure funds from external donors and to legitimize their position as “spokespersons” for the local community (Fapa et al., 2020). On the other hand, the weaknesses of inherent to the government and the multiplicity of taxes weighing on the income of poor farmers (Njana et al., 2013), would favor a negative connotation on provincial public services in the mindset of the surrounding community of *miombo* woodlands. Overall, our results stress the poor participation of local communities in forest management due to the strong centralization of power by provincial public services and NGOs, low consultation, and non-inclusiveness of actors, as per the results of many studies conducted in Central Africa (Capistrano, 2010; Buttoud & Nguinguiri, 2016; Mbzibain & Amine, 2016), in other regions of the DR Congo (Bonkougou, 2013; Kasereka & Mate, 2018) and in the *miombo* ecoregion (Deweese et al., 2010; Mutekwa et al., 2017; Nansikombi et al., 2020). This result confirms that the actions of provincial public services and NGOs would be organized with low participation from local communities.

5.1.5. Implications of the Results for Sustainable Management of Miombo Woodlands

Subsistence agriculture and charcoal production are two anthropogenic activities contributing largely to deforestation in rural Lubumbashi (Useni et al., 2017a), one consequence of which is soil fertility loss. Eleanor et al. (2016) demonstrated that forest cover, through its litter and symbiotic relationships, improves the physical, chemical, and biological properties of the soil, making it attractive to farmers. In this context, agroforestry is a solution to contribute to restore the fertility of cultivable land by limiting the itinerancy experienced by farmers in the region (Gassner & Dobie, 2022), which will certainly contribute to reduce the anthropic pressure on the forest resources of the region (Boulogne, 2019). For example, the Mampu agroforestry system on the Bateke Plateau of DR Congo can be expected to yield an average of 1.5 tons of charcoal, 1.25 tons of cassava, 70 kg tons of maize, and 0.75

kg of honey, per hectare, which is much higher than the average production of degraded fallows in the region (Reyniers, 2019). However, the adoption of this new approach by local communities living in the *miombo* woodland area would be hindered by constraints related to the level of education of local community members (most of whom have a low level of education) and those related to the social distribution of tasks (most of which are carried out by women and children; Ferraton & Touzard, 2009). Cases of difficulties in adopting new farming practices due to low levels of education and the social division of labor have been documented in Morocco and northwest Benin (Yabi et al., 2016; Yatribi et al., 2020). To do this, awareness-raising regarding the improvement of the level of education and the improvement of the perception of gender should be put in place, with the support of provincial public services and NGOs.

In the rural area of Lubumbashi, community forestry is also emerging as a new opportunity for forest management by local communities on which their survival depends. Indeed, in two case studies in Kongo Central, DR Congo, local forest management lead by local rulers or lineage leaders has shown its limitations, while the practice of rapid return to forest (for agriculture or charcoal exploitation) hinders the possibility of regeneration of most local species (Vermeulen et al., 2011). This trend has also been observed in the rural area of Lubumbashi (Tréfon et al., 2010). It is in this context that community forestry appears as a solution to mitigate deforestation, especially since it is a form of forest management and exploitation in which local communities elaborate together and apply rules of access and use of the forest and participate in its exploitation (Baraka et al., 2021). However, to make this approach sustainable, it is crucial to support communities in managing and allocating revenues from these products (Ndiaye & Ndiaye, 2013).

Furthermore, NGOs and provincial public services should reorient and intensify actions based on the problems of the region, as identified by local communities and literature review, to foster local community participation and ownership. This requires the promotion of concerted and inclusive planning, involving local communities and other stakeholders (Baraka et al., 2022), including the miners. However, in the context of low local community participation in forest management planning and programs, due to the forestry policy inadequacy and poor accountability (Kyale et al., 2019a; Nansikombi et al., 2020a), e-participation rise as an alternative. This e-participation provides several advantages: connecting individuals with each other, governance processes, and their decision makers; stimulating participatory governance; and promoting transparency by making data available to the public (Wilson et al., 2019). However, while this participation system has advantages in developed countries, its applicability in developing countries, particularly in Africa, would have organizational and technological limitations (Islam, 2008; Bawack et al., 2018) such as access to the network internet. Similar findings of difficulties with e-participation by populations were noted in Cameroon (Shahab et al., 2021).

Nevertheless, for a sustainable solution, local communities should have access to microcredit to engage in other income-generating activities and thus reduce pressure

on forest resources (Morou et al., 2016). However, the system of supervision of local communities by NGOs and provincial public services, which otherwise organize their activities according to intermittent funding from external donors and the Congolese government, would be weakened. This may jeopardize the sustainability and continuity of sustainable and participatory management actions (Ngom et al., 2014).

5.2. Conclusions

This study assessed the perception of local communities on the management of *miombo* woodlands in the rural area of Lubumbashi, through surveys of 945 heads of households. The results show that local communities perceive soil fertility loss and deforestation as major environmental problems due to their heavy dependence on forest resources. Indeed, these major environmental problems result from anthropogenic activities, mainly shifting agriculture and charcoal production, commonly practiced in the Lubumbashi rural area. In addition, regardless of the activity, adult males with a high level of education perceive environmental problems more accurately because of their repeated intrusion into the forest and awareness of current environmental issues. This result is certainly derived from the social division of labor and schooling by gender in Lubumbashi rural area especially and as is usually in the African rural areas. Finally, due to the lack of inclusion of local communities' perception in the forest management programs, these results reveal poor participation of local communities in the activities of provincial public services and NGOs, especially since these activities remain a low priority and do not correspond to the expectations of these communities. Therefore, the actions to be carried out must result from concerted and inclusive planning, for their better appropriation and the sustainable management and resilience of *miombo* woodlands to anthropic pressures.

5.3. Contextualisation

Ces résultats montrent qu'au même titre que la faible fertilité des terres agricoles, la déforestation est perçue parmi l'un des principaux problèmes environnementaux dans la région de Lubumbashi. Cette perception est dépendante des éléments du profil socio-démographique dont, le genre, l'âge, le niveau d'instruction et l'ancienneté dans les villages et le type d'activité principale du répondant. La faible considération de cette perception et des savoirs endogènes des communautés locales dans les initiatives de restauration et de gestion du *miombo*, conduit à la faible participation de ces communautés locales dans cette gestion forestière. Le chapitre ci-dessous (chapitre 6) vérifie si l'approche de Kevin Lynch (1960) permet de spatialiser cette perception environnementale et l'impact négatif des activités anthropiques sur le paysage du *miombo* dans la région de Lubumbashi.

Chapitre 6

Spatial Footprint of anthropogenic activities in the Lubumbashi Charcoal Production Basin (DR Congo): Insights from Local Community Perceptions

La cartographie de la perception des communautés locales sur l'empreinte spatiale des activités anthropiques dans le bassin de production de charbon de Lubumbashi (RD Congo) présentée dans ce chapitre est adaptée de : Nghonda, N.D.; Khoji, M.H.; Cabala, K.S.; Malaisse, F.; Amisi, M.Y.; Useni, S.Y.; Masengo, K.W. and Bogaert, J. Spatial Footprint of anthropogenic activities in the Charcoal Production Basin of Lubumbashi (DR Congo): Applicability of Kevin Lynch's (1960) approach. Soumis dans *Journal for Nature Conservation*. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4743650>

6.1. Abstract

Uncontrolled exploitation of natural resources is contributing to deforestation and degradation of forest ecosystems in the rural area of Lubumbashi in south-eastern DR Congo. The present study highlighted the spatial footprint of anthropogenic activities on the *miombo* landscape in five village areas, using Kevin Lynch's (1960) approach. This approach involves describing urban landscapes by comparing the perception of trained cartographic experts with that of local community members. The results show that the five village areas are described in coherent cartographic patterns, reflecting the main characteristics of their landscape. This landscape description shows a similarity of almost 75% between the maps of the trained experts and those of the local community members. Of all the Lynch elements perceived in the landscapes of these five village areas, landmarks and districts are directly linked to the negative (visual) impacts of human activities. Furthermore, in terms of number of spots, deforestation coupled with forest degradation is the most perceived negative (visual) impact on all village areas, as opposed to soil and river pollution, which is particularly more perceived in two of the village areas. In addition, deforestation coupled with post-cultivation fallow and forest degradation represent a greater proportion in each village area. These results attest to the applicability of Lynch's approach to describe the landscape within village areas. Furthermore, these results are similar to research on environmental perception, showing that deforestation and forest degradation, low soil fertility, soil and river pollution and biological erosion are the main environmental problems in the rural area of Lubumbashi. To reverse these trends, the restoration of disturbed ecosystems would help reduce the negative impacts of the main human activities on the forest landscape within village areas.

Keywords: Land use; Kevin Lynch; Deforestation; Forest degradation; Pollution; *Miombo* woodlands; Terroir

6.2. Résumé

L'exploitation incontrôlée des ressources naturelles contribue à la déforestation et à la dégradation des écosystèmes forestiers dans la zone rurale de Lubumbashi au Sud-est de la RD Congo. La présente étude a mis en évidence l'empreinte spatiale des activités anthropiques sur le paysage forestier du *miombo* dans cinq espaces villageois en testant l'approche de Kevin Lynch (1960). Cette approche consiste à décrire les paysages urbains en comparant la perception des experts entraînés en cartographie à celle des membres des communautés locales. Les résultats montrent que les cinq espaces villageois se décrivent en des schémas cartographiques cohérents, reprenant les principales caractéristiques de leur paysage. Cette description paysagère présente une similitude de près de 75% entre les cartes des experts entraînés et celles des membres des communautés locales. De tous les éléments de Lynch perçus des paysages de ces cinq espaces villageois, les repères et les quartiers sont directement liés aux impacts négatifs visuels des activités anthropiques. Par ailleurs, en termes de nombre des taches, la déforestation couplée

à la dégradation forestière est l'impact négatif visuel le plus perçu sur l'ensemble des espaces villageois par opposition à la pollution des sols et des rivières qui est particulièrement plus perçue dans deux des espaces villageois. En outre, la déforestation couplée aux jachères post-culturelles et à la dégradation forestière représentent une plus grande proportion dans chaque espace villageois. Ces résultats attestent l'applicabilité de l'approche de Lynch en milieu rural dans la description du paysage au sein des espaces villageois. En outre, ces résultats sont similaires aux recherches sur la perception environnementale, montrant que la déforestation et la dégradation forestière, les faibles fertilités des terres, la pollution des sols et des rivières, l'érosion biologique sont les principaux problèmes environnementaux de la zone rurale de Lubumbashi. Pour inverser les tendances observées, la restauration des écosystèmes perturbés contribuerait à la réduction des impacts négatifs des principales activités anthropiques sur le paysage forestier au sein des espaces villageois.

Mots clés : Occupation du sol ; Kevin Lynch ; Déforestation ; Dégradation forestière ; Pollution ; *Miombo* ; Terroir

6.3. Introduction

Forests are exceptional reservoirs of richer, more abundant biodiversity and numerous endemic species, both plant and animal (Tchekoté et al., 2020). As such, they provide numerous goods and services to mankind, such as climate regulation, wood energy and various non-timber forest products (Eba'a atyi et al., 2022). However, the growth in the world's population from 1.86 billion in 1920 to 8 billion in 2022 would have increased demand for various forest products (Pison et al., 2022). Subsequently, this would have increased anthropogenic pressure on forest resources, leading to deforestation and forest degradation (Khoji et al., 2022).

Once occupying a surface area of 4 billion hectares (Sawadogo et al., 2022), representing nearly 30% of the Earth's land surface, forests declined by 178 million hectares between 2015 and 2020 (FAO & UNEP, 2020). Losses of these natural forests are increasingly significant in the intertropical region, representing -4.5 million hectares per year in Southeast Asia and -6.9 million ha per year in Central Africa (Dubiez et al., 2016; Cesaro, 2020). In Central Africa, out of an estimated forest area of nearly 300 million hectares in 2010 (De Wasseige et al., 2012), a loss of 18 million hectares has been recorded since 2000. This loss is estimated to have risen from 1.36 million between 2005 and 2015 to 1.79 million hectares of forest per year between 2015 and 2020 (Eba'a atyi et al., 2022).

In the Democratic Republic of Congo (DR Congo), the area of these forests was estimated at nearly 200 million hectares in 2020, representing almost 60% of the Congo Basin's forests (Vancutsem et al. 2020). Paradoxically to this forest potential, the DR Congo has the highest annual deforestation rate of the Congo Basin countries, nearly 0.4% between 2001 and 2019 (Eba'a atyi et al., 2022), mainly due to anthropogenic activities and poor forest governance (Kyale et al., 2019a; Useni et al., 2020a; Mpanda et al., 2022).

The southeastern region of DR Congo, where *miombo* woodlands is the most dominant vegetation unit (Malaisse et al., 2021), illustrates this sad reality. This forest, characterized by a predominance of woody species belonging to the genera *Brachystegia*, *Julbernardia* and *Isoberlinia*, covers an area of almost 2.8 million km² in the Zambezi region (Mwitwa et al., 2012), providing a livelihood for over 100 million people (Useni et al., 2020a). In DR Congo, it covered 232,200 km² (nearly 11% of the Zambezi region) between 2000 and 2010 and remains the most dominant ecosystem type, occupying more than 70% of Katangan territory in 2000 versus nearly 43% in 2010 (Potapov et al., 2012). In addition, this forest is considered an important carbon reservoir and is classified as a conservation priority due to its high floristic diversity and endemism (Mittermeier et al., 2003).

However, anthropogenic activities, including shifting agriculture, charcoal production, mining, and other survival activities, are increasing pressure on this forest (Cabala et al., 2017; Cabala et al., 2018; Cabala et al., 2022). Carried out in a deleterious socio-economic and political context, making the survival of local populations highly dependent on forest resources (Schneibel et al., 2016), these anthropogenic activities are leading to unprecedented forest regression (Cabala et al., 2022; Khoji et al., 2022). In addition, the growing urban demand for basic needs such as fuelwood, supported by population growth in major cities, has accentuated deforestation and forest degradation (Useni et al., 2017b). With almost 2,500,000 inhabitants (Useni et al., 2022), the city of Lubumbashi remains heavily dependent on natural resources. By way of example, Kabulu et al. (2018) demonstrated that 96% of households in this city depend on its Charcoal Production Basin (CPB) for the supply of dendro-energy. By LCPB, we mean the various administrative entities supplying the city of Lubumbashi with charcoal (Khoji et al., 2023). Thus, to satisfy these basic needs, the urban and rural populations rely on natural resources with little regard for their sustainability (Lebailly, 2010). Moreover, these survival activities are carried out in a context of weak legislation and unstable economic conditions (Nghonda et al., 2023a), subsequently intensifying deforestation and forest degradation over an increasingly extensive radius in the Lubumbashi region (Useni et al., 2017a). Thus, the deforestation rate was estimated to be almost six times higher (-1.51%) than the national average (-0.26%) in the Lubumbashi Charcoal Production Basin in 2022 (Khoji et al., 2022). As a result, Munyemba & Bogaert (2014) demonstrated that anthropogenic activities would be the determining factors in deforestation and forest degradation in the rural area of Lubumbashi. Nevertheless, the low level of monitoring, by accredited public services and environmental NGOs, to record the causes and the changes they bring within natural ecosystems limits the implementation of adapted conservation and management approaches (Pelletier et al., 2018). To this end, the monitoring of anthropogenic activities and their negative landscape impacts is an asset and one of the solutions for the sustainable management of *miombo* woodlands, on which the survival of local communities depends (Giliba et al., 2011a; Barbara et al., 2016; Tegegne et al., 2016).

In addition, several approaches, such as remote sensing and participatory mapping, are used to monitor and assess change in forest ecosystems. While remote sensing offers continuous and regular coverage over a vast area, based on generally fine spatial and temporal resolutions, it does have its limitations (Roche, 2012), as in the mapping of environmental perception. This perception of the environment is said to be central to any living being capable of movement, since its perception determines the way in which it will be able to exploit its environment to subsist, depending on its movements across the landscape (Vranken et al., 2013; Amisi et al., 2018). However, participatory mapping involving the population in the description and inventory of the forest resources of their terroir, would nevertheless be a subjective approach, with imprecise localization of elements on the maps (Moumouni et al., 2021). In this sense, Lynch's approach, commonly used in urban landscape description (Amisi et al., 2018) presents itself as one of the alternatives. This approach was first conceived and used in the United States of the Americas in the description of the visual form of the cities of Boston, Jersey City and Los Angeles (Lynch, 1960; Amisi, 2010). It is a cartography based on perceptible landscape elements such as edges, paths, point-edges, nodes, landmarks, and districts (Vranken et al., 2013). It enables a more objective assessment of perception and has the advantage of coupling this perception with cartographic representation of the landscape (Amisi, 2010). Yet understanding the population's perception of the various modifications that the landscape undergoes would be a prerequisite when designing and implementing measures aimed at mitigating the human footprint and its negative impacts on natural ecosystems (Burel & Baudry, 2012; Meyfroidt, 2013; Taffa et al., 2015). Indeed, taking into account the perception of local communities, would facilitate their understanding, acceptance and appropriation of these programs contributing to the sustainable management of natural resources (Hervé et al., 2020; Nansikombi et al., 2020a).

Several studies assessing the negative impact of anthropogenic activities on the landscape of cities in developed countries (Lynch, 1960) and those in developing countries (Amisi, 2010; Vranken et al., 2013; Amisi et al., 2018) have highlighted the value of assessing the spatial footprint of anthropogenic activities through the perceptible components evoked in Lynch's (1960) theory. However, this robust approach has not yet been applied in rural areas. And yet, as part of the field of landscape ecology (Burrel & Baudry, 2012), it would enable an acceptable description of rural landscapes based on perception.

It is in this perspective that the present study proposes to highlight the spatial footprint of the main anthropogenic activities on the *miombo* landscape at a restricted scale of village space by applying the Lynch (1960) approach. It tests the hypothesis that, regardless of the difference in the level of anthropization within the village areas, the landscape elements of Lynch's (1960) approach, as adapted by Amisi (2010) for southern cities, could be used to describe the negative impacts of human activities in rural areas.

6.4. Materials and Methods

6.4.1. Study area

The present study was carried out in the hinterland of the city of Lubumbashi (Figure 6-1), capital of Haut-Katanga province, DR Congo. According to Köppen's classification, the climate of the city of Lubumbashi and its rural area is of the Cw type, characterized by an annual alternation of a rainy season (November-March) and a dry season (May-September). These two seasons are interspersed by two transitional months: April and October (Kalombo, 2015). The average annual temperature was around 20°C in the second half of the 20^{ième} century, however a warming climate has been noted in the region by Kalombo (2016). Total annual rainfall hovers around 1,200 mm (Malaisse et al., 2021), with peak rainfall recorded in January. *Miombo* woodlands, generally established on ferralsols (Ngongo et al., 2009), was the dominant vegetation unit at the beginning of the last century (Malaisse et al., 2010; Malaisse et al., 2021). In recent decades, its cover has been steadily declining due to shifting agriculture, carbonization and (artisanal) mining, the main occupations of the population of the Lubumbashi region (Useni et al., 2020b; Cabala et al., 2022; Nghonda et al., 2023a). In addition, the population of Lubumbashi rural area is predominantly poor, living on less than US\$1.25 a day (Cadre Intégré de Classification de la Sécurité Alimentaire, 2022).

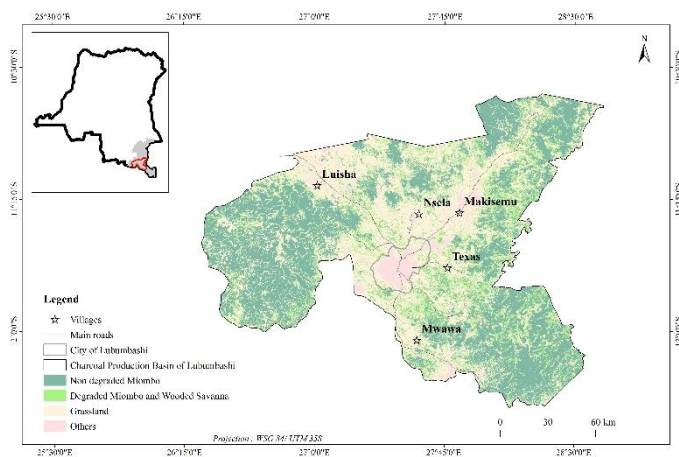


Figure 6-1. Location of the Lubumbashi Charcoal Production Basin (different land uses) and of the villages covered by the present study (stars) distributed over an 80 km radius around the city of Lubumbashi (the grey polygon in the center) in the province of Haut-Katanga, south-eastern DR Congo.

6.4.2. Methods

6.4.2.1. Sampling and data collection

The present study was conducted between July 14th and September 15th, 2022, in five village areas (Luisha, Makisemu, Mwawa, Nsela and Texas) located in the rural

area of Lubumbashi. It should be noted that a village area or *terroir* is an area under the customary authority in place, within which a local community carries out various activities inherent to its production system (Audouin et al., 2015). These five village areas, located within the Lubumbashi charcoal production basin, were selected as the most frequently cited charcoal production sites, following a pre-survey of the main charcoal storage sites in Lubumbashi (Nghonda et al., 2023a). In addition, these village areas show a different level of anthropization, as evidenced by the visual appreciation of the study area map (figure 6-1).

Moreover, cognitive mapping was carried out to analyze the landscape "legibility" and "imagibility" (Vranken et al., 2013) of these five village areas. It should be noted that legibility is the ability to identify the elements of a landscape, which characterize it and structure it into a coherent pattern, while imagibility is the ability to be represented, through cartographic figures that express features deemed principal and sufficiently graspable by the targeted actors (Laurent & Gibout, 2010; Stojanovski & Axelsson, 2019).

Data on the landscape descriptions of these five village areas were collected using Lynch's (1960) approach. The first phase of this approach involved a systematic analysis of the elements structuring the landscape image: edges, which are linear elements forming the limits of surface elements; paths, linear elements, serving mobility in all its forms; nodes, corresponding to the junction of paths; landmarks, punctual elements which, by their shape, dimensions, function or originality, facilitate orientation and location by the user of the space (may be external to the area studied); and districts, surface elements characterized by a certain homogeneity according to a particular criterion, mainly morphological (Zmudzinska, 2003; Amisi et al., 2018). To adapt Kevin Lynch's theory to rural areas in which the contours of village spaces are not easily identifiable and around which certain landmarks (points) would be used to materialize these contours, the notion of point-edges developed by Amisi et al. (2008) was added to the approach (Figure 6-2). Criss-crossing the village landscapes on foot, bike or motorcycle, the presence, visibility, and relations between these landscape elements were examined by four trained experts. This number of experts was determined according to their availability, while their selection was based on their minimum knowledge of cartography and landscape ecology. The observations of these four experts are considered as repetitions, forming the map of the observers or experts (Vranken et al., 2013). The second phase was materialized by a series of semi-structured individual interviews (Annexe I-2) with local community members to characterize their image of their landscape (Amisi et al., 2018). The sample size for these interviews was determined using the accumulation curve method of interviews-elements of perception provided. This method involves accumulating the numbers of elements cited by each respondent. The sample size limit is reached when the accumulation curve levels off for each type of Lynch element (Amisi, 2010). Thus, for the present study, the number of people surveyed is 12; 9; 7; 8 and 9 in Luisha, Makisemu, Mwawa, Nsela and Texas respectively (Figure 6-3).

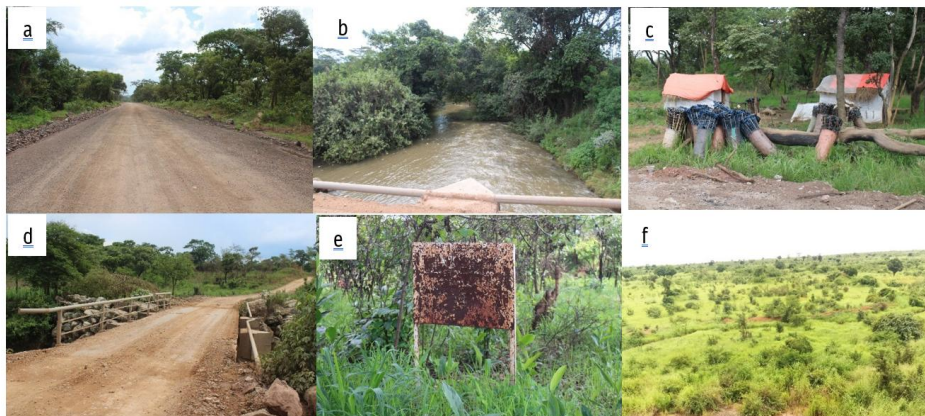


Figure 6-2. Illustration of the elements of Lynch's approach adapted to a rural area. Paths are illustrated by a dirt road (a); edges by a river (b); landmarks by a charcoal-production camp within a farm (c); nodes by a bridge illustrating the crossing between a dirt road and a river (d); point-edges by an old board between two village areas (e) and districts by deforestation area combined with post-cultivation fallows (f).

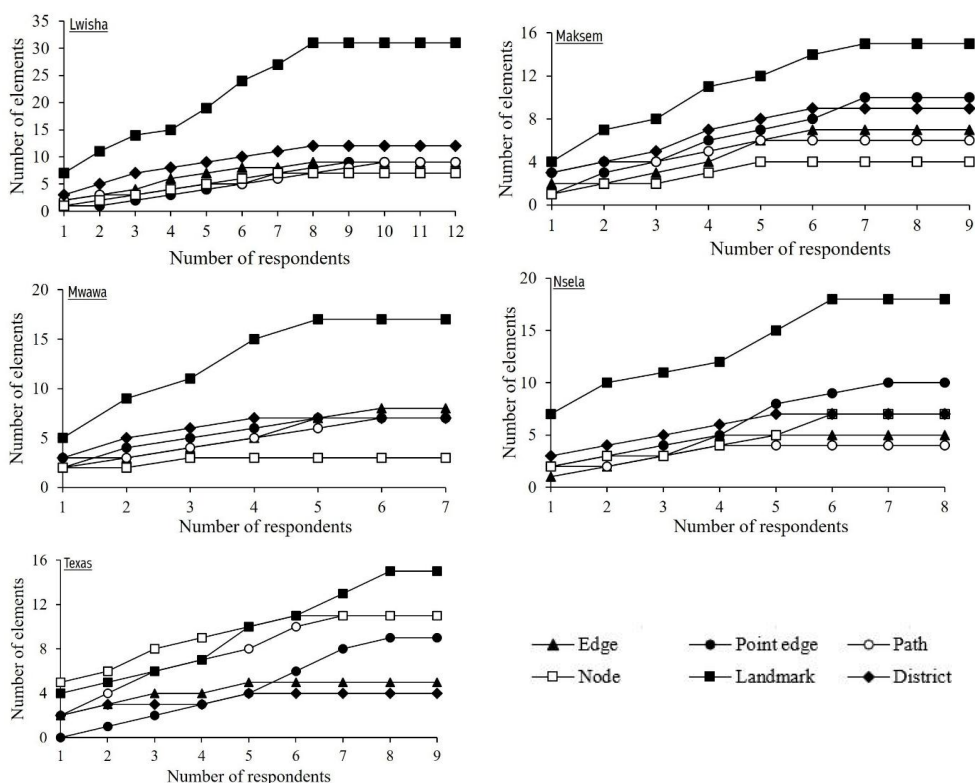


Figure 6-3. Lynch perception interview-element accumulation curves for the five village spaces.

6.4.2.2. Data analysis

To assess the correspondence between the perception of experts and local community members from five villages on landscape composition, a comparison between the elements shown on the experts' maps and the elements on the maps of local community members was carried out through a Sørensen similarity index (S_s) (equation 6-1; Vranken et al., 2013):

$$S_s = \frac{2a}{(2a+b+c)} \times 100 \quad (1)$$

where a is the number of elements in common between the trained experts' map and that of the collective image, while b and c correspond to the number of elements only present on one of both maps.

In addition, cartographic representations of the footprint of anthropogenic activities on the landscape of village areas have been produced based on elements in common between both maps (Amisi, 2010; Vranken et al., 2013). The choice of mapping the footprint of these anthropogenic activities by the elements observed in common was guided by the advantages and disadvantages that represent this mode of representation among many others (Table 6-1). The results for these five village areas are taken as repetitions for the purpose of comparing results to validate the applicability of Lynch's approach in rural areas. Finally, the surface areas of Districts perceived to be impacted by anthropogenic activities were estimated using ArcGIS version 10.8 software, and the relative proportions in each village area were calculated.

Table 6-1. Possible ways of mapping the perceived footprint of human activities on the landscape of village areas

Representation mode	Advantages	Disadvantages
All elements	Representation down to the last detail	Representation with less relevant elements, poor map legibility
Most frequent elements	Elimination of less perceptible elements, uncluttered representation	Elimination of infrequent but relevant elements
Common elements	Representation with relevant elements, coherent representation, uncluttered representation, absence of uninformative elements	Weak details

6.5. Results

6.5.1. *Lynch elements and similarity between expert and local community perceptions*

Generally, Kevin Lynch's (1960) elements are perceptible on cartographic representations of village areas. Of these elements, point-edges, edges, paths, nodes, and districts are the least perceptible landscape elements in the various village areas.

Districts and landmarks alone account for almost $\frac{1}{2}$ of the perception of trained experts and local community members and are directly linked to the negative visual impacts of anthropogenic activities. Furthermore, trained experts perceive more Lynch elements in the various village areas, except point-edges and landmarks in Nsela; paths in Makisemu and Mwawa; nodes in Texas; landmarks and districts in Luisha, Makisemu and Texas. In addition, the landscape of Luisha can be described by a greater number of perceptible elements than the landscapes of the rest of the village areas. Comparison of the experts' map and the collective map shows a Sørensen similarity (Ss) of almost 75% for most of the feature categories taken separately within each landscape and for the whole of the village areas (Table 6-2).

Moreover, except for point-edges, the landscape components perceived as Lynch elements are almost identical between these trained experts and local community members. Nevertheless, there was a significant difference in the perception of certain elements. These elements were represented in rural areas by landscape components such as rivers (*edges*), boards (*point-edges*), dirt roads (*paths*), crossroads (*nodes*), farms and charcoal production camps (*landmarks*) and areas with uniform landscapes (*districts*; Table 6-3).

6.5.2. *Negative (visual) impact of major human activities on the miombo landscape*

Deforestation, coupled with forest degradation and post-cultivation fallow, are the main negative impacts of human activities perceived with the most spots in the village areas of Lubumbashi. These negative (visual) impacts are materialized by surface and punctual landscape elements (districts and landmarks). Specifically, visual analysis of perception maps of the negative impacts of anthropogenic activities showed a dominance of deforestation coupled with forest degradation in the landscapes of Luisha and Mwawa villages. However, the Makisemu and Texas villages are dominated by deforestation coupled with post-cultivation fallows. The village area of Nsela, on the other hand, does not exhibit a particular situation in terms of negative impacts of human activities. Soil and river pollution are particularly prevalent in Luisha and Nsela (Figure 6-4; Figure 6-5 and Figure 6-6).

Table 6-2. Elements of the image relating to anthropic activities as perceived by trained experts and on the collective image of the village areas of Luisha, Makisemu, Mwawa, Nsela and Texas around the city of Lubumbashi following Lynch's approach (1960). Comparison of two maps using Sørensen's index (*Ss*). *Obs.*: elements cited by observers/experts; *Coll.*: elements of the collective image; *a*: elements perceived in common on both maps; *b* and *c*: elements perceived only by experts or local communities respectively.

Elements	Luisha						Makisemu						Mwawa						Nsela						Texas					
	<i>Obs.</i>	<i>Coll.</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>Ss</i>	<i>Obs.</i>	<i>Coll.</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>Ss</i>	<i>Obs.</i>	<i>Coll.</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>Ss</i>	<i>Obs.</i>	<i>Coll.</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>Ss</i>	<i>Obs.</i>	<i>Coll.</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>Ss</i>
Nodes	6	7	4	2	3	61.5	4	4	4	0	0	100.0	5	3	3	2	0	75.0	5	7	4	1	3	66.7	9	11	7	2	4	70.0
Landmarks	27	31	22	5	9	75.9	13	15	11	2	4	78.6	20	17	14	6	3	75.7	13	18	12	1	6	77.4	13	15	12	1	3	85.7
Point-edges	15	9	8	7	1	66.7	11	10	5	6	5	47.6	8	7	5	3	2	66.7	9	10	7	2	3	73.7	11	9	7	4	2	70.0
Edges	12	9	7	5	2	66.7	8	7	5	3	2	66.7	9	8	7	2	1	82.4	7	5	4	3	1	66.7	7	5	4	3	1	66.7
Paths	10	9	5	5	4	52.6	4	6	4	0	2	80.0	5	7	4	1	3	66.7	3	4	2	1	2	57.1	12	11	8	4	3	69.6
Districts	11	12	10	1	2	87.0	7	9	6	1	3	75.0	8	7	6	2	1	80.0	9	7	6	3	1	75.0	3	4	2	1	2	57.1
Total	81	77	56	25	21	70.9	47	51	35	12	16	71.4	55	49	39	16	10	75.0	46	51	35	11	16	72.2	55	55	40	15	15	72.7

Table 6-3. Understanding of 5 landscape features by trained experts and local communities in the Lubumbashi region

Lynch's elements (1960)	Experts	Local communities
Nodes	Road crossings and junctions, bridges	Road crossings and junctions, bridges
Landmarks	Farm names, Charcoal Production Camps, Mines, and related facilities	Farm names, charcoal production camps, Mines, and related facilities
Point-edges	Boards, villages	Boards, road and river crossings, villages, termite mounds, large trees
Edges	Rivers, roads, paths, power lines, railways, concession fences	Rivers, streams, roads, paths, valleys, power lines, railroads
Paths	Roads, trails	Roads, trails, power lines
Districts	Uniform landscape (large area)	Uniform landscape (small area)

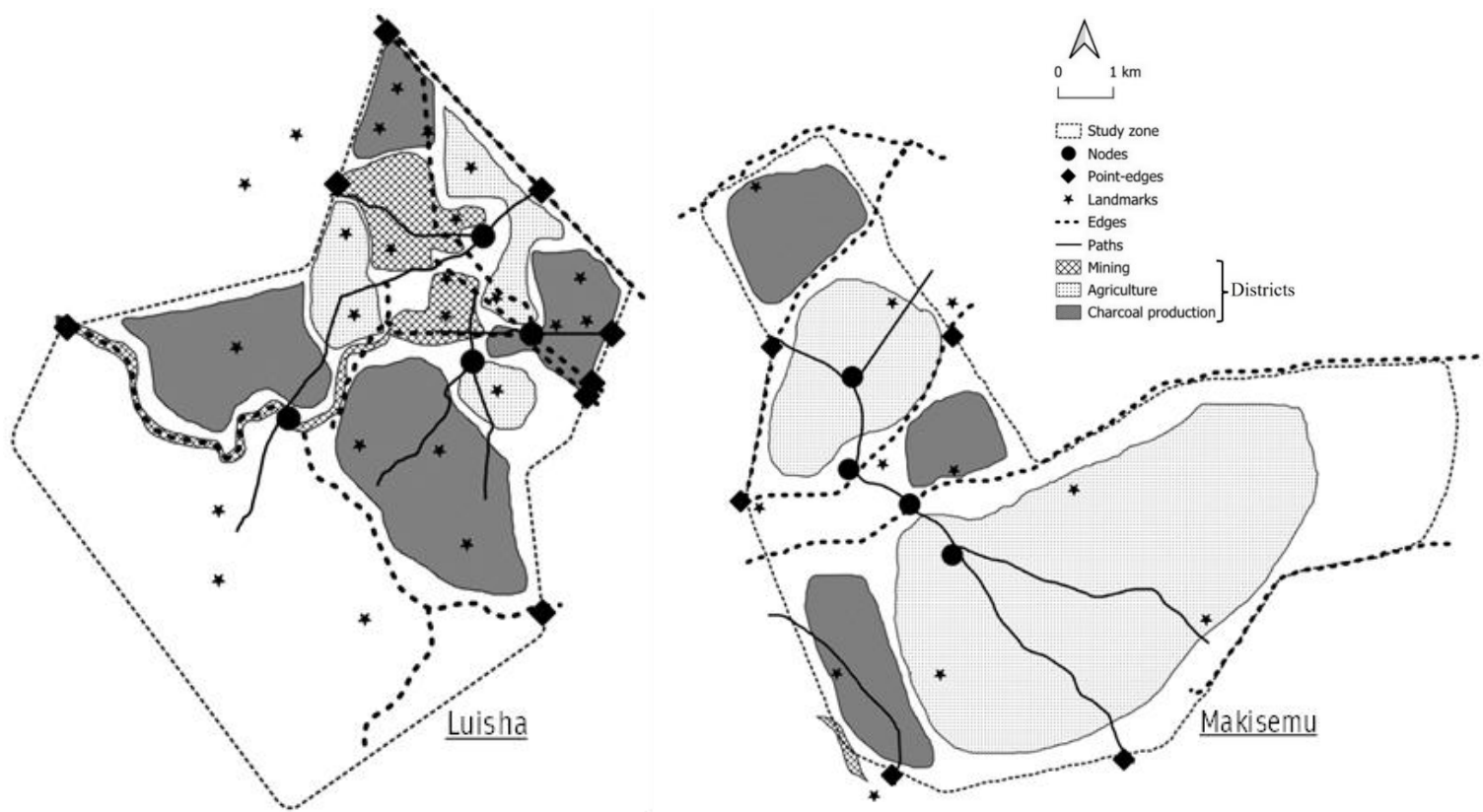


Figure 6-4. Mapping the perception of anthropogenic activities having a negative impact on the landscapes of Luisha and Makisemu village areas, according to Lynch's theory (1960). *Districts* are areas characterized by anthropogenic activities; *edges* are roads, trails or rivers used to circumscribe districts; *paths* are also roads or trails used by the population; *nodes* are the crossroads of different paths; *point-edges* are the crossroads between paths and the limits of village areas; *landmarks* are farms, (former) charcoal-production camps and mining sites or other infrastructures related to mining activities

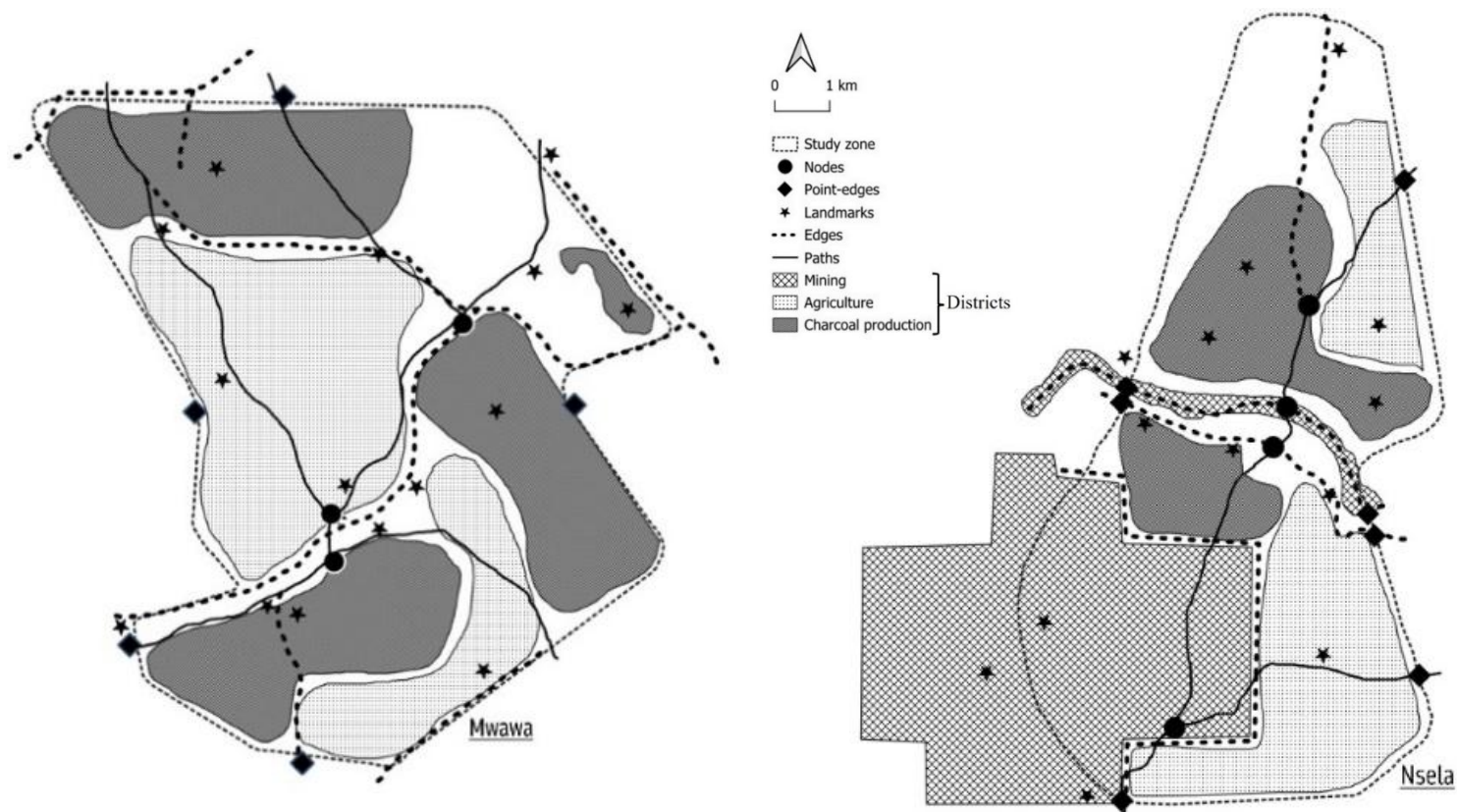


Figure 6-5. Mapping the perception of anthropogenic activities having a negative impact on the landscapes of Mwawa and Nsela village areas, according to Lynch's theory (1960). *Districts* are areas characterized by anthropogenic activities; *edges* are roads, trails or rivers used to circumscribe districts; *paths* are also roads or trails used by the population; *nodes* are the crossroads of different paths; *point-edges* are the crossroads between paths and the limits of village areas; *landmarks* are farms, (former) charcoal-production camps and mining sites or other infrastructures related to mining activities

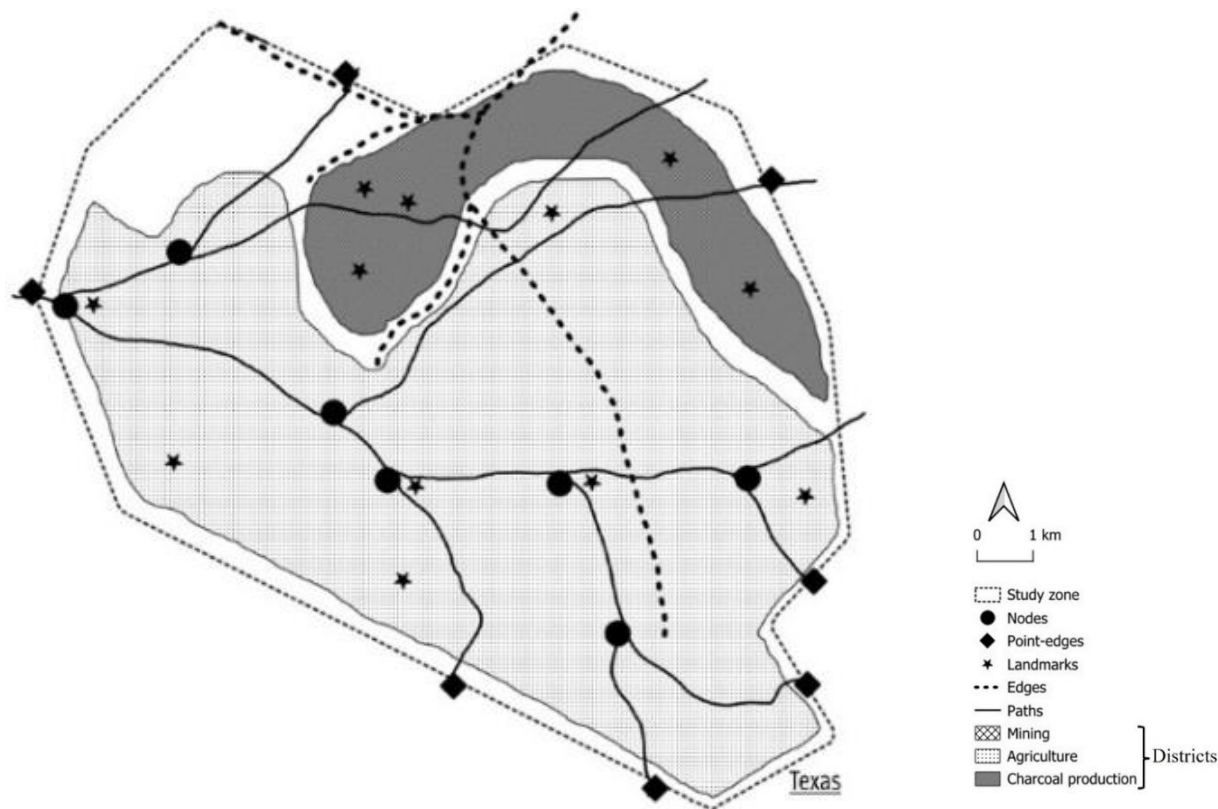


Figure 6-6. Mapping the perception of anthropogenic activities having a negative impact on the landscapes of Texas village area, according to Lynch's theory (1960). *Districts* are areas characterized by anthropogenic activities; *edges* are roads, trails or rivers used to circumscribe districts; *paths* are also roads or trails used by the population; *nodes* are the crossroads of different paths; *point-edges* are the crossroads between paths and the limits of village areas; *landmarks* are farms, (former) charcoal-production camps and mining sites or other infrastructures related to mining activities

Furthermore, except for Luisha, the negative impacts of anthropogenic activities are perceived on almost $\frac{3}{4}$ of the surface area of each village space. Deforestation coupled with post-cultivation fallow and forest degradation alone account for more than $\frac{1}{2}$ of the impacted area in each village space. Specifically, the proportions show that the village areas of Makisemu and Texas are the most negatively impacted by deforestation coupled with post-cultivation fallow, while those of Luisha and Mwawa are more negatively impacted by deforestation coupled with forest degradation. In addition, the proportions of negative impacts of human activities are almost identical in the Nsela village area. The Luisha village area is the least negatively impacted by anthropogenic activities (Table 6-4). However, the ever-increasing number of geological explorations and discoveries in this village area have had, and will continue to have, a negative impact on *miombo* woodlands. In addition, the opening of dirt roads accompanying these mining activities attracts and facilitates the movement of populations in search of the forest resources on which their survival depends.

In addition, the perception of landscape features considered to be indicative of the negative impacts of anthropogenic activities remains virtually identical between trained experts and local communities. Specifically, deforestation coupled with post-cultivation fallows is reflected in the landscape by such features as the presence of crops, abandoned open areas (low soil fertility) and the predominance of herbaceous species (Table 6-5).

Table 6-4. Surface area of different village areas in the Lubumbashi rural area and visual anthropogenic impacts. The values in brackets represent the proportions of negative impacts in relation to the surface area of the corresponding village space.

Anthropogenic activities	Negative impacts	Village areas (Hectare)				
		Luisha	Makisemu	Mwawa	Nsela	Texas
Agriculture	Deforestation & post-cultivation fallows	3237.5 (8.0)	6813.0 (47.6)	2387.6 (31.5)	1129.9 (26.0)	4657.0 (64.4)
Charcoal production	Deforestation & forest degradation	10203.0 (25.1)	1917.5 (13.4)	2946.4 (39.0)	886.9 (20.4)	1025.0 (14.2)
Mining activities	Deforestation & pollution	3002.8 (7.4)	35.8 (0.3)	0.0 (0.0)	1072.8 (24.6)	0.0 (0.0)
Total surface impacted		16443.3 (40.5)	8766.3 (61.2)	5333.9 (70.4)	3089.6 (70.9)	5682.0 (78.6)
Total village area		40630.0	14320.0	7573.0	4355.0	7233.0

Table 6-5. Understanding of the negative impacts of anthropogenic activities by trained experts and local communities in the Lubumbashi region

Negative impacts	Experts	Local communities
Deforestation & post-cultivation fallows	Crop presence, Abandoned fields Herbaceous as dominant vegetation	Crop presence, Abandoned fields (low soil fertility) Herbaceous as dominant vegetation
Deforestation & forest degradation	Presence of tree pivots Low tree density Small-diameter trees (more juveniles) Presence or traces of grinding wheels	Presence of tree pivots Small-diameter trees (more juveniles) Presence or traces of grinding wheels
Deforestation & pollution	Presence of ore fragments, Presence of metallophyte species, Total absence of vegetation, Imprint of mining machinery, Mining, infrastructure and backfill, Water loaded with particles	Presence of ore fragments, Less fertile soils Total absence of vegetation, footprint of mining machinery, Mining, infrastructure and backfill, Particle-laden water and color change

6.6. Discussion

6.6.1. *Matching the expert's map to the collective map, and the applicability of Kevin Lynch's approach in rural areas*

The results of the present study (Table 6-2) reveal a correspondence of almost 75% between the elements perceived by experts and local community members. This confirms that these commonly perceived elements contribute to the legibility and imaginability of the landscape in the village areas. These elements would be the most important in describing the landscape of these village areas. According to Lynch's approach (1960), the construction of the image of towns, or village areas in our case, would depend on the relevant elements composing them and their perceptibility (Amisi et al., 2018). Nevertheless, the differences observed in the perception of these elements would stem from a difference in mastery of the study environment and Lynch's approach, but also from the level of education, which moreover generally remains low for local communities (Vranken et al., 2013; Maréchal et al., 2018; Kibala, 2020).

On the other hand, point-edges, edges, paths, nodes, and districts are Lynch's least perceived elements. This can be explained by the low number of roads and poor planning characterizing village areas (Tchindjang et al., 2019). Furthermore, of all the Lynch elements, only landmarks and districts are directly linked to the negative visual impacts of anthropogenic activities. These results do not corroborate the findings of Vranken et al. (2013) and Amisi et al. (2018), describing urban landscapes in southeastern DR Congo, showing that paths and nodes would be the most perceptible elements. According to the same authors, all elements of perception are directly linked to the negative (visual) impacts of human activities. This difference can be explained by the adaptation of Lynch's approach to the description of the rural landscape (more diffuse), as opposed to the urban landscape (more concise) for which the approach was designed. In addition, the perception of landscape elements could be influenced by the alternation of seasons (dry and rainy) and the repetitive bushfires characterizing the Lubumbashi region (Malaisse et al., 2010; Malaisse et al., 2021). Similarly, the experts' basic training would significantly influence the way they describe the landscape (Maréchal et al., 2018).

Nevertheless, Lynch's approach was designed to describe the landscape of cities in developed countries, characterized by a more advanced level of urbanization and planning (Lynch, 1960). This approach has already been adapted to describe cities in developing countries, such as Lubumbashi, with satisfactory results in terms of applicability (Amisi, 2010; Vranken et al., 2013; Amisi et al., 2018). These southern cities lack a concise delineation between peri-urban and rural (André et al., 2018; Useni et al., 2018b; Khoji et al., 2022). This would bring the landscape composition of these cities increasingly closer to that of rural areas, justifying the choice and use of this approach in the present study. However, there are other approaches based on people's perception, which would serve to describe a landscape and spatialize the negative impacts of anthropogenic activities following the example of the one used

by Dobbs et al. (2018); Benavides (2018) and Maréchal et al. (2018). However, these approaches are limited only in determining these negative impacts on natural ecosystems and their ecosystem services, without focusing perception on the elements of Lynch (1960). This would limit the possibilities for cartographic representation and coherent description of the landscape.

6.6.2. *Negative visual impact of human activities on the miombo landscape*

Generally, deforestation coupled with post-cultivation fallows, *miombo* woodlands degradation and pollution are the main perceptible negative impacts of anthropogenic activities in the various village areas (Figure 6-4). These negative impacts result from agriculture, charcoal production, and mining activities (copper and cobalt) (Useni et al., 2017a; Cabala et al., 2022). Indeed, agriculture remains one of the main activities of people in the rural area of Lubumbashi (Useni et al., 2017a; Nghonda et al., 2023a) and in DR Congo in general. This is mainly subsistence farming, characterized by the use of unsuitable agricultural techniques, leading to a rapid decline in soil fertility (Reyniers, 2019). This in turn leads to a drop in agricultural production, with itinerant farmers looking for new fertile arable land (Schneibel et al., 2016). As a result, forest land, which is the most fertile due to falling litter, is the most coveted by the population, contributing to deforestation and degradation of the forest landscape (Ryan et al., 2016). Furthermore, this anthropogenic pressure on the forest landscape, accentuated by galloping population growth, leads local communities to reduce the length of the post-crop fallow period further degrading natural resources (Mama et al., 2014). This situation leads to savanization as these resources lose their resilience (Kombienou et al., 2020). In addition, the emergence of a multiplicity of concessions for agropastoral purposes within short distances of urban areas, would have accentuated degradation and deforestation in areas that once remained untouched in village areas. In effect, this situation would have pushed small farmers, who remain poor, to carry out their survival activities over long distances, thus accentuating deforestation and forest degradation over increasingly extensible distances. These results corroborate those of other researchers (Gillet et al., 2016a; Rannestad & Gessesse, 2020; Doggart et al., 2020, Cabala et al., 2022) demonstrating that agriculture is the major driver of deforestation in developing countries and in the *miombo* ecoregion.

Furthermore, in a context where electrical infrastructures are obsolete and the production of alternative energies (Biogas, Briquette) less developed, wood energy remains the main source for covering the population's energy needs in DR Congo (Schure et al., 2019). Kabulu et al. (2018) showed that 72% of households in Lubumbashi use only charcoal for cooking. This rate of use of wood energy, particularly charcoal, is said to be increasingly high in rural areas, where electrical infrastructure is lacking. What's more, the scarcity of fuelwood due to recurrent bushfires is said to have led rural households to shift their energy consumption away from fuelwood, which is less convenient to use. Thus, the production of charcoal to

meet the needs of both urban and rural populations has had a negative visual impact on deforestation and forest degradation in rural Lubumbashi. Indeed, on a small spatial scale, the negative visual impact of carbonization would be deforestation, while on a larger spatial scale, its negative visual impact would be forest degradation (Chidumayo & Gumbo, 2013). This degradation would be justified by the selective cutting of woody species with higher calorific value (Schure et al., 2013). However, the depletion of these woody species as a result of the ever-increasing demand for wood energy, particularly in large cities, is said to have led to the non-selective cutting of forest species, resulting in deforestation (Maurice & Le Crom, 2014). In addition, within the aforementioned agropastoral concessions (where most of the residual *miombo* woodlands stain can be observed), charcoal production is developing as one of the operations to open up the land, preliminary to agriculture (Malimbwi et al., 2000), also as a source of income through sharecropping between concession-holders and members of local riparian communities, thus contributing to deforestation. Combined in this way with agriculture, charcoal production is thought to be one of the main causes of deforestation and forest degradation in the Lubumbashi rural area (Useni et al., 2017a). In addition, the increase in charcoal production distance and the scarcity of forest species in village areas induce charcoal producers to return to forest remnants and residual forest patches around agglomérations, thus maintaining the high level of deforestation and forest degradation (Sola et al., 2019). Numerous studies have already been conducted in Central Africa (Katembera et al., 2015; Gillet et al., 2016a) and in the *miombo* region (Schneibel et al., 2016; Cabala et al., 2018; Kazungu et al., 2021a) corroborating the findings of the present study.

In addition, deforestation coupled with soil and river water pollution are the perceptible negative impacts of mining activities, including the intensive extraction of copper and cobalt developed in the Lubumbashi region. Certainly, the entire process of extracting these minerals, from prospecting the land to refining the metals, via the installation of infrastructure (roads, mines, tailings dumps, plant components, workers' camps), would have a non-negligible negative impact on the forest landscape (Tegegne et al., 2016). In addition, mining is said to be at the root of concentrated atmospheric deposits of non-ferrous metals and associated substances, contributing to environmental degradation and the fragmentation of forest ecosystems (Mwitwa et al., 2012; Vranken et al., 2013). Through the backfilling of land less rich in these sought-after raw materials and sewage from the mines, this exploitation induces pollution of the surrounding soils and rivers (Mwitwa et al., 2012; Morley et al., 2022). By way of illustration, Brown et al. (2022) demonstrated that these copper and cobalt mining activities would have increased the built-up area linked to mining infrastructures by 147.2% (+7.7 km²), the compacted area by 104.7% (+3.35 km²), the bare soil by 85.4% (+33.81 km²) and the exposed rock by 56.2% (+27.46 km²). In addition, the same authors add that these mining activities would have resulted in a 42.5% (-26.38 km²) reduction in *miombo* woodlands, while revealing visible, potentially environmentally polluted areas, including almost 91.6% of the water located within a 1 km radius of the mines

around the town of Kolwezi in the Katangan region. The results of the present research corroborate various studies already carried out in the Katangese copperbelt (Mwitwa et al., 2012; Morley et al., 2022) and particularly in the Lubumbashi region (Useni et al., 2020b; Cabala et al., 2022) showing the negative impacts of mining activities on natural ecosystems.

These results corroborate those found on environmental perception (Nghonda et al., 2023a), showing that deforestation and forest degradation, low soil fertility, soil and river pollution and biological erosion are the main environmental problems identified by scientific research and local communities in the rural area of Lubumbashi.

6.6.3. *Implications for the restoration of anthropized landscapes*

Deforestation coupled with post-cultivation fallows, forest degradation and soil and river pollution are the visual negative impacts of the main anthropogenic activities in the rural area of Lubumbashi. Ecosystem restoration is one way of mitigating the negative (visual) impacts of human activities (Mpundu et al., 2018; Kaumbu et al., 2021; Bakshe et al., 2023). It would involve reforestation, enrichment of degraded forests and phytoremediation. Reforestation and enrichment of degraded forests would compensate for deforestation, savanization and forest degradation caused by major anthropogenic activities such as agriculture, charcoal production, and mining (Nghonda et al., 2023b). Certainly, when carried out using woody species native to the *miombo* woodlands, these operations would enable the structure, floristic composition, and function of the forest to be maintained (Useni et al., 2022). Despite the slow growth of *miombo* species demonstrated by Kalaba et al. (2013), native species such as *Pterocarpus tinctorius* Welw. and *Combretum collinum* Fresen. have been considered fast-growing and would be conducive to the restoration of forest ecosystems in the Lubumbashi region (Kaumbu et al., 2021). Phytoremediation (phytostabilization and rizhofiltration) would also help to rehabilitate and/or restore biodiversity in areas disturbed and polluted by mining activities. Indeed, through phytostabilization, woody species play an important role in the soil by immobilizing metals or introducing organic compounds (plant debris, root exudates) or inorganic compounds (CO₂, protons), thus helping to modify the soil's physical and chemical properties and microbial activity (Morel, 2002; Shutcha et al., 2015). Possibilities for restoring plant biodiversity on soils contaminated by trace metal elements (TMEs) have been demonstrated in the Lubumbashi region using woody species (Mpundu et al., 2018; Mwanansomwe et al., 2022). Rizhofiltration, on the other hand, can be used to clean up surface water contaminated with TMEs, mainly from mineral extraction processes and related activities, using accumulator plant species (Bakshe et al., 2023). Cases of rizhofiltration have been illustrated in Europe (Portugal) using plant species such as *Canna indica* L., *Typha latifolia* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. with satisfactory results (Calheiros et al., 2003; Bakshe et al., 2023). To achieve this, environmental NGOs

and accredited public services should combine their efforts (by involving local communities) to restore disturbed ecosystems, despite technical and operational limitations in the Lubumbashi region (Nghonda et al., 2023a). Nevertheless, restored areas should be spared from human incursions and bush fires, which would compromise these ecosystem restoration efforts (Giliba et al., 2011a; Vinya et al., 2011, Useni et al., 2023b). As such, these restored ecosystems would continue to ensure the survival of both urban and rural populations through the ecosystem services they would provide, such as the supply of non-timber forest products, microclimate regulation and protection against pollution (Talukdar et al., 2021).

6.7. Conclusions

The present study highlighted the spatial footprint of human activities on the *miombo* landscape at a restricted scale of village area in Lubumbashi region, by testing Lynch's approach in five village areas. The results confirm that the perceptible elements of this approach enabled to describe the landscape of the village areas and to structure it in cartographic maps showing a similarity of almost 75% between the trained experts' maps and the collective images. Of all perceived Lynch elements, landmarks and districts are directly linked to the negative (visual) impacts of anthropogenic activities. Landmarks are the Lynch elements most perceived by trained experts and local communities. This description of the landscape also revealed that deforestation coupled with post-cultivation fallows, forest degradation and soil and river pollution remain the main perceived negative impacts of anthropogenic activities within village areas in the rural area of Lubumbashi. Deforestation coupled with post-cultivation fallow and forest degradation account for a large proportion of the village areas. Nevertheless, the results of Lynch's perception-based approach would depend on its mastery, perceptive capacity, the level of education and training of the actors (trained experts and local people), and the season chosen to conduct the study. However, all these results attest to the applicability of Lynch's theory to the description of landscape in rural areas. To remedy the perceived negative impacts, accredited public services and environmental NGOs need to double and combine their efforts in rural reforestation, promoting the active participation of the population. In addition, the implementation of a post-mining social rehabilitation and mitigation plan (PARS) would reduce the negative impacts of mining activities on natural ecosystems.

6.8. Contextualisation

Les résultats de cette étude montrent que l'approche de Kevin Lynch (1960) permet de représenter la perception des communautés locales en un schéma graphique cohérent reprenant les principales caractéristiques de leur paysage à l'échelle de l'espace villageois dans la région de Lubumbashi. Nous présentons dans le chapitre 7 qui suit, les conséquences négatives de la déforestation et de la dégradation du *miombo*, sur les moyens de survie des communautés locales riveraines, principalement les produits forestiers non ligneux (PFNL) dans la région de Lubumbashi.

Chapitre 7

Socio-Economic Value and Availability of Plant-Based Non-Timber Forest Products (NTFPs) within the Charcoal Production Basin of the City of Lubumbashi (DR Congo)

La valeur socio-économique et la disponibilité des produits forestiers non ligneux (PFNL) d'origine végétale dans le bassin de production de charbon de la ville de Lubumbashi (RD Congo) présentées dans ce chapitre sont adaptées de : Nghonda, N.D., Muteya, H.K., Moyene, A.B., Malaisse, F., Sikuzani, Y.U., Kalenga, W.M., Bogaert, J. Socio-Economic Value and Availability of Plant-Based Non-Timber Forest Products (NTFPs) within the Charcoal Production Basin of the City of Lubumbashi (DR Congo). *Sustainability*, 2023, 15, 14943. <https://doi.org/10.3390/su152014943>

7.1. Abstract

The overexploitation of forest resources in the charcoal production basin of the city of Lubumbashi (DR Congo) is reducing the resilience of *miombo* woodlands and threatening the survival of the riparian as well as urban human populations that depend on it. This study assessed the socio-economic value and availability of plant-based non-timber forest products NTFPs in the rural area of Lubumbashi through ethnobotanical (100 respondents) and socio-economic (90 respondents) interviews, supplemented with floristic inventories, in two village areas selected on the basis of the level of forest degradation. The results show that 60 woody species, including 46 in the degraded forest (Makisemu) and 53 in the intact forest (Mwawa), belonging to 22 families are used as sources of NTFPs in both villages. Among these species, 25 are considered priority species. NTFPs are collected for various purposes, including handcrafting, hut building, and traditional medicine. Moreover, the ethnobotanical lists reveal a similarity of almost 75%, indicating that both local communities surveyed use the same species for collecting plant-based NTFPs despite differences in the level of degradation of the *miombo* woodlands in the two corresponding study areas. However, the plant-based NTFPs that are collected from *miombo* woodlands and traded in the urban markets have significant economic value, which ranges from USD 0.5 to USD 14.58 per kg depending on the species and uses. NTFPs used for handicraft purposes have a higher economic value than those used for other purposes. However, the sustainability of this activity is threatened due to unsustainable harvesting practices that include stem slashing, root digging, and bark peeling of woody species. Consequently, there is a low availability of plant-based NTFPs, particularly in the village area, where forest degradation is more advanced. It is imperative that policies for monitoring and regulating harvesting and promoting the sustainable management of communities' plant-based NTFPs as a priority, be undertaken to maintain their resilience.

Keywords: Traditional knowledge; Forest degradation; Economic and cultural value; Secondary forest products; *Miombo* woodlands

7.2. Résumé

La surexploitation des ressources forestières dans le bassin de production de charbon de bois de la ville de Lubumbashi (République Démocratique du Congo) compromet la résilience du *miombo* et menace la survie des populations riveraines et urbaines qui en dépendent. La présente étude évalue la valeur socio-économique et la disponibilité des produits forestiers non ligneux (PFNL) d'origine végétale dans les zones rurales de Lubumbashi. Pour ce faire, des enquêtes ethnobotaniques (auprès de 100 répondants) et socio-économiques (auprès de 90 répondants) ont été menées, complétées par des inventaires floristiques, dans deux espaces villageois sélectionnés en fonction du degré de dégradation forestière. Les résultats révèlent que 60 espèces ligneuses appartenant à 22 familles sont utilisées comme sources de PFNL dans les deux espaces villageois, dont 46 dans la forêt dégradée (Makisemu)

et 53 dans la forêt quasi-intacte (Mwawa). Parmi ces espèces, 25 sont considérées comme prioritaires. Les PFNL sont récoltés à diverses fins, notamment l'artisanat, la construction de huttes et la médecine traditionnelle. Par ailleurs, les listes ethnobotaniques montrent une similarité de près de 75 %, ce qui indique que les deux communautés locales étudiées exploitent globalement les mêmes espèces, en dépit des différences dans l'état de conservation du *miombo* des deux zones d'étude.

Par ailleurs, les PFNL d'origine végétale du *miombo* et commercialisés sur les marchés urbains présentent une valeur économique significative, variant entre 0,50 et 14,58 USD par kilogramme, selon l'espèce et son usage. Les PFNL destinés à l'artisanat affichent une valeur économique plus élevée que ceux utilisés à d'autres fins. Néanmoins, la durabilité de cette activité est compromise par des pratiques de récolte peu durables, telles que la coupe des tiges, le creusage des racines et l'écorçage d'essences ligneuses. En conséquence, la disponibilité des PFNL d'origine végétale est faible, en particulier dans l'espace villageois où la dégradation forestière est plus avancée. Il est donc impératif de mettre en place des politiques de suivi et de régulation des prélèvements, ainsi que de promouvoir la gestion durable des PFNL au sein des communautés locales, afin d'en préserver leur résilience.

Mots clés : Connaissances traditionnelles ; Dégradation forestière ; Valeur socio-économique ; Exploitation durable ; Produits forestiers secondaires ; *Miombo*

7.3. Introduction

Forests are ecosystems that provide numerous services to the human population, including the supply of timber, fuelwood, and various non-timber forest products (NTFPs; West et al., 2011). NTFPs are goods of biological origin other than timber that are derived from forests, other wooded lands, and trees outside forests and that directly or indirectly support people's livelihoods (Kouakou et al., 2018; Romabai et al., 2023). These products include fodder, materials for hut building and crafts, traditional medicines, and agricultural equipment (Andel, 2006; Ingram et al., 2012; Talukdar et al., 2021; Romabai et al., 2023). NTFPs play a crucial role in ensuring food security and contributing to the survival of riparian and urban human populations (Tchatat & N'Doye, 2006; Moupela et al., 2011). In fact, studies by Zima et al. (2018), Mujawamariya & Karimov (2014), and Romabai et al. (2023) revealed that more than one-third of the world's population and over 75% of the rural and even urban populations in developing countries rely on NTFPs for their nutritional and medicinal needs. It has been established that NTFPs are especially important in reducing the vulnerability of poor populations by providing food during times of scarcity as well as raw materials for nutritional supplements (Mujawamariya & Karimov, 2014). One of the distinctive features of NTFPs is their accessibility even to people without arable land and/or sufficient income (Soe & Yeo-Chang, 2019).

However, the overexploitation of forest resources, supported by the poverty of an ever-growing human population coupled with rapid urbanization, is leading to an increase in deforestation and forest degradation (Schneibel et al., 2016; Traoré et al.,

2021). As a result, there has been a decline in the abundance of numerous plant species that are a source of NTFPs in sub-Saharan Africa (Badjaré et al., 2018). Recent studies have pointed out the threats posed by human activity on forest ecosystems and on the availability of NTFPs in *miombo* woodlands (Schumann et al., 2011; Chidumayo & Gumbo, 2013; Vuyiya et al., 2014). These threats should be taken seriously in regions where there is limited forest law enforcement and where poor communities rely heavily on forest resources for their survival. The living conditions of the poor are closely linked with the state of the environment, but poverty can also be the root cause of environmental degradation. This creates a vicious cycle where poverty and environmental degradation reinforce each other (Liu et al., 2022), as seen in the Democratic Republic of the Congo (DR Congo).

Several studies have been conducted on ethnobotany and the utilization of plant-based NTFPs by local communities in the DR Congo (Biloso & Lejoly, 2006; Ngbolua et al., 2014; Mwengi et al., 2019) and particularly in the Katangese Copperbelt Area in the southeastern part of the country (Malaisse, 2010; Chuimika et al., 2023), where *miombo* woodlands predominate and account for almost 70% of the former Katanga Province (Potapov et al., 2012) and 12% of the Lubumbashi Plain (Munyemba, 2010). Notably, in the Haut-Katanga Province, over 80% of the population lives predominantly in rural areas and relies heavily on forests for survival (Mwengi et al., 2019). However, human activity in the form of agriculture and charcoal production has caused significant regression of *miombo* woodlands in the Lubumbashi region (Schumann et al., 2011). As a result, an estimated deforestation rate of 1.41% of *miombo* woodlands was reported in the Haut-Katanga Province between 2000 and 2010 (Potapov et al., 2012).

On the one hand, the basic features of slash-and-burn agriculture, such as limited levels of agricultural investment, low productivity, and poor quality of inputs (fertilizers, seeds, etc.); low levels of supervision in the agricultural sector (Chidumayo & Kwibisa, 2003; Kazungu et al., 2021a); and high levels of pollution (air, soil, and water) due to mining activity have contributed to a decline in the abundance of *miombo* woodland patches (Mwitwa et al., 2012; Morley et al., 2022). On the other hand, the widespread use of charcoal as the primary source of cooking fuel among households in the city of Lubumbashi is contributing to deforestation and degradation of *miombo* woodlands (Kabulu et al., 2018). This depletion of wood resources is worsening the already-existing poverty of rural populations, which rely on NTFPs for their subsistence and to improve their standard of living (Badjaré et al., 2018). In fact, in the rural areas around Lubumbashi, people depend heavily on the forest for their protein, medication, energy, construction materials, and income (Malaisse, 2010). As rural populations seek to secure their livelihood in a weak economy by any means necessary, they often pay little heed to the sustainability of resources while resorting to collection practices that could lead to the complete disappearance of *miombo* woodlands around the city of Lubumbashi.

Moreover, the increasing deforestation of *miombo* woodlands is undermining the resilience of forests and their ability to provide ecosystem services, especially NTFPs, to local populations (Kalaba et al., 2013). For instance, it negatively impacts

the availability and distribution of NTFP source species around villages (Tieguhong et al., 2017). Currently, the future of these forest resources is cause for concern in the Lubumbashi region (Useni et al., 2020a), as *miombo* woodlands are among the most threatened woodland ecosystems and should be prioritized for conservation efforts (Mittermeier et al., 2003).

However, only a few studies have investigated the availability of plant-based NTFPs in the face of increasing human pressure on forest resources (Chuimika et al., 2023). Consequently, there is limited information on the sustainability of harvesting practices for plant-based NTFPs in the Lubumbashi region. This information gap could hinder efforts to conserve forest resources sustainably (Assongba et al., 2013) and the *miombo* woodlands as a whole. Yet, the conservation of forest resources, which remains a major challenge for scientific communities (Tchoumba, 2011), can be achieved through the integration of social, cultural, and economic values that local communities associate with these forest resources (Dossou et al., 2012). Indeed, assessing the socio-economic and cultural value of NTFPs and their impact on the livelihoods of rural and urban populations in a region is crucial for promoting policies that support their sustainable management, monitoring, and regulation (Ingram et al., 2012). Such measures can help identify priority NTFPs—namely those with high commercial, ethnobotanical, and frequency-of-use value; multiple uses; and those that are rare or vulnerable—and develop focused conservation or sustainable exploitation measures (Kouakou, 2019).

Thus, the present study was initiated to investigate the availability and socio-economic value of plant-based NTFPs in the rural area of Lubumbashi city, which is known as a “charcoal production basin”. It tested the following hypotheses: (i) the floristic diversity of the woody species that are sources of NTFPs used by riparian populations is low in degraded *miombo* woodlands due to the scarcity of such species; (ii) regardless of the village area, local communities’ NTFP-harvesting practices are less sustainable and contribute to the degradation and low availability of forest resources, including NTFPs; and (iii) plant-based NTFPs harvested in the rural area of Lubumbashi have significant socio-economic importance, as evidenced by their high value on the urban market.

7.4. Materials and Methods

7.4.1. Study Area

This study was carried out in the rural area of Lubumbashi (Figure 7-1), the main city of Haut-Katanga Province, DR Congo. The study area belongs to the Cw climate type as classified by the Koppen system (Kalombo, 2016), characterized by the alternation of a rainy season (November to March) and a dry season (May to September) separated by two transitional months (April and October). The average annual temperature is approximately 20 °C (Malaisse, 2010), and the total annual rainfall is nearly 1270 mm. However, there has been a decline in the number of rainy days since the early 2000s (Kalombo, 2015).

Situated at an altitude between 1200 m and 1300 m and at 11°40' S latitude–27°29' E longitude, *miombo* woodlands established on ferralsol (Ngongo et al., 2009) are the pristine vegetation of the rural area of Lubumbashi (Malaisse, 2010). This pristine vegetation is currently undergoing regression due to human activities (Munyemba & Bogaert, 2014). Indeed, in the Haut-Katanga province, the human population has been estimated at 5,378,000 people, with a density fluctuating around 41 inhabitants/km² (Institut Nation de la Statistique, 2021). However, it should be noted that reliable statistics are lacking in the DR Congo and particularly in the Lubumbashi region due to the lack of population censuses for more than five decades. In DR Congo as well as in the Lubumbashi rural area, the population of the Lubumbashi rural area is largely poor, living on less than USD 1.25 per day (Cadre Intégré de Classification de la sécurité Alimentaire, 2022), and engaged in natural resource exploitation activities such as shifting agriculture, charcoal production, illegal timber exploitation, (artisanal) mining, and small (informal) trade. In addition to these activities, the harvesting of NTFPs remains a subsidiary activity and serves as a means of generating income or providing self-consumption for the local communities (Malaisse, 2010).

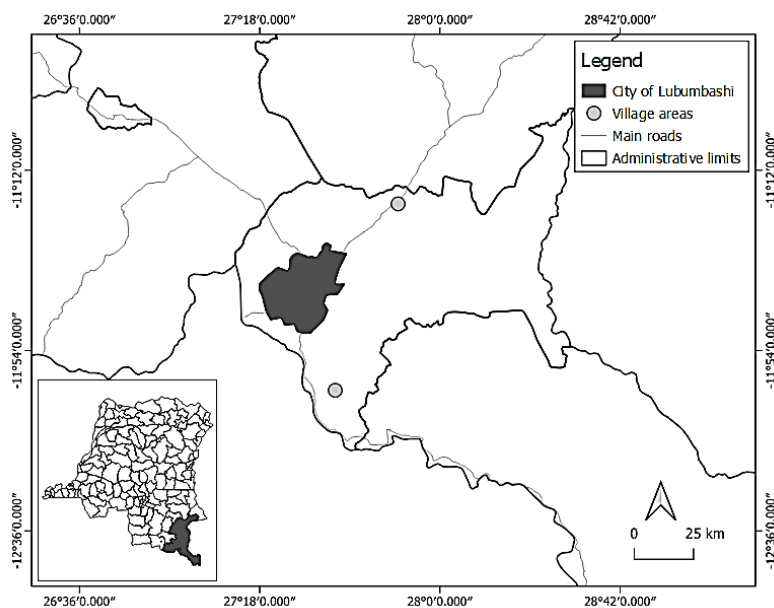


Figure 7-1. Lubumbashi city (gray polygon) and its rural area (the white area around Lubumbashi city). The gray dot refers to the villages covered by this study. The geographical coordinates used for this cartography were taken from the royal courts of the respective villages. Ethnobotanical surveys, including floristic inventories, were conducted in the two villages (Makisemu and Mwawa), while commercial surveys were organized in Lubumbashi city's markets.

7.4.2. *Methods*

7.4.2.1. Village Selection and Population Sampling

Two village areas (Makisemu and Mwawa) within an 80 km radius of Lubumbashi, in the charcoal production basin, were chosen for this survey. These village areas were identified as significant charcoal production sites by charcoal sellers during pre-surveys on urban markets. Moreover, despite being identified as areas of intense human activity, these village areas were selected based on the extent of forest degradation and their proximity to main roads (Table 7-1). The level of *miombo* woodland degradation was established based on the community's perception of the differences in deforestation and forest degradation levels between both village areas (Liu et al., 2022). The accessibility of a village area was determined by the condition of the road leading to it. For example, a village area with degraded forests is more accessible with a macadamized road than a village area with intact forests, where the road is almost impassable and prone to flooding during the rainy season. As there was a lack of statistical data on the number of people engaged in NTFP harvesting, which is a subsidiary activity, the snowball method was utilized for this study, as recommended by Johnston & Sabin (2010). At the end of each interview, respondents were asked to provide the name and contact information of another person involved in NTFP harvesting (Marpsat & Razafindratsima, 2010). Using this method, 100 individuals (50 per village area) were selected in the two village areas. The survey was conducted between 3 August and 26 September 2022.

Table 7-1. Forest status, accessibility of the village area, and sample size of local community members regarding NTFPs harvesting in *miombo* woodlands within selected villages in southeastern DR Congo. *M*: Male; *F*: Female.

Village Areas	Forest Status	Accessibility	Sample Size (<i>n</i>)	Gender (%)		Total of Frequencies
				M	F	
Makisemu	Degraded	Close/very good	50	66.00	34.00	100
Mwawa	Nearly intact	far/bad	50	70.00	30.00	100

7.4.2.2. Ethnobotanical Data Collection

The semi-directive individual interview method, as described by Traoré et al. (2021), involved the use of both open-ended and closed-ended questionnaires (Annexe I-3). This approach allowed the interviewees' discourses to be partly oriented around different themes previously defined and recorded in the questionnaire (Dubois & Michaux, 2006). The data collected during these surveys included information on the source species of NTFPs and their uses, useful organs, and harvesting practices. Through this information, the importance and social value of these species were determined as well as the sustainability of the harvesting practices employed (Ingram et al., 2012). The identification of plant species cited in vernacular names by the respondents was made possible through the utilization of existing flora (Flora of Zambia, Flora of Zimbabwe, and Worldflora) as well as specialist books, manuals, and various identification guides (Smith & Allen, 2004;

Malaisse, 2010; Meerts & Hasson, 2016; Vollesen & Merrett, 2020). Moreover, field trips with some of the respondents allowed for the identification of certain species cited and described in the local language by the communities. However, herbaceous species were excluded from the study due to the chosen period of floristic inventories corresponding with the dry season in the Lubumbashi rural area, during which many herbaceous species disappear due to water stress. Before participating in these ethnobotanical surveys, each member of the local community was informed about the essence of the present study, its objectives, the procedure to follow, potential benefits, and their rights before giving their consent to participate. Protection of their privacy and personal data was guaranteed and observed (Annexe I-7; World Medical Association, 2013; American Psychological Association, 2017).

7.4.2.3. Economic Value of Commonly Used *Miombo* Woodland NTFPs

To assess the economic value of commonly harvested plant-based NTFPs in *miombo* woodlands (Aparicio et al., 2021), research was conducted into all NTFP sellers in 14 markets in Lubumbashi city. Finally, sellers of plant-based NTFPs not harvested from *miombo* woodlands and animal-based NTFP sellers were excluded from the database. Therefore, this study focused on 90 sellers of plant-based NTFPs harvested in the *miombo* woodlands around the city of Lubumbashi.

7.4.2.4. Floristic Inventories of Plant-Based NTFP Species

The impact of forest degradation on the frequency and, consequently, the availability of plant species used for NTFPs was investigated by installing 24 inventory plots in both village areas, with half of the plots (12) in Makisemu degraded forest and the other half (12) in Mwawa intact forest, as suggested by Bruschi et al. (2014). Plot dimensions were determined based on previous studies (Thiombiano et al., 2016; Ameja et al., 2022) that indicated that 50 m × 20 m, i.e., 1000 m², is adequate for conducting floristic studies in *miombo* woodlands. In these plots, all woody individuals with a diameter at breast height (DBH) ≥ 5 cm were inventoried and measured using forest tape (Ameja et al., 2022). Unknown woody species were collected, pressed, and preserved as herbarium specimens for later identification using flora, specialist books, manuals, and identification guides, which were used to identify species found on ethnobotanical lists.

7.4.2.5. Data Analysis

To determine the most commonly used plant-based NTFPs by population, the citation frequency (C_f) was calculated using the ethnobotanyR package in R software version 4.2.1. This was based on data collected from ethnobotanical surveys. This approach was supported by the assumption that the species of NTFPs that are most frequently cited by respondents are the most used (Badjaré et al., 2018). The equation used to determine citation frequency is as follows (Equation (1)):

$$C_f = \frac{S}{N} \times 100 \quad (1)$$

where S represents the number of people citing the species, and N represents the total number of people surveyed. As C_f approaches 0, the species can be considered

weakly utilized, while an C_f approaching 100 indicates that the species is heavily utilized.

In addition, diversity indices (Shannon's and Simpson's indices; Pielou equitability) were calculated and a diversity t-test conducted to compare the floristic diversity (Kalaba et al., 2013) between both village areas using the database from the floristic inventories. The software used for this analysis was Past version 4.11. Simpson's index describes the probability that a second individual encountered in a forest is the same species as the previous one, while Shannon's index indicates the species heterogeneity of a plant community and the distribution patterns of individuals within those species (Ameja et al., 2022). Pielou's equitability is the ratio of the observed diversity to the maximum possible diversity and can be affected by the total number of species inventoried (Kalaba et al., 2013). To compare the diversity indices for both village areas, a diversity t-test was conducted on Shannon's and Simpson's indices to determine if there was a statistical difference between them (Kalaba et al., 2013).

Furthermore, an assessment was conducted on the availability of plant-based NTFPs in both village areas using dendrometry parameters such as the diameter structure of individuals, species density (N ; Equation (2)), relative density (RD ; Equation (3)), frequency (f ; Equation (4)), and relative frequency (RF ; Equation (5)) of the different source plant species of NTFPs (Thiombiano et al., 2016; Ameja et al., 2022). The relative density and relative frequency were calculated using the entire floristic inventory database, while other dendrometry parameters (diameter structure, density, and frequency) were based only on the inventoried NTFP source species. Density is a measure of the number of individuals per unit area (hectare), while relative density shows the proportion of individuals of a specific species in relation to the total number of individuals in a forest. Frequency expresses the probability of a woody species appearing in each floristic inventory plot, while relative frequency is the proportion of a species out of all plant species (Thiombiano et al., 2016; Ameja et al., 2022). The dendrometry package for R was used for these calculations. When dendrometry parameters approach 0, the species can be considered less available.

$$N = \frac{\text{Number of the species' stems by plot}}{\text{plot area (by hectare)}} \quad (2)$$

$$RD = \frac{\text{Number of the species' stems}}{\text{Number of all stems}} \times 100 \quad (3)$$

$$f = \frac{\text{Number of plots in which the species is present}}{\text{Number of all plots}} \quad (4)$$

$$RF = \frac{\text{The species frequency}}{\text{Sum of all frequencies}} \times 100 \quad (5)$$

Finally, Jaccard's similarity index (J ; Equation (6); (Albatineh & Niewiadomska-Bugaj, 2011) was calculated to compare plant species lists derived from the ethnobotanical surveys with the lists obtained from the floristic inventories conducted in each village:

$$J = a/a + b + c \quad (6)$$

where J is Jaccard's index; in the case of this study, a is the total number of species listed or inventoried in both village areas; and b and c are the number of species listed or inventoried, respectively, in one of the two village areas.

7.5. Résultats

7.5.1. *Ethnobotanical Knowledge and Floristic Diversity of Woody Plant Species That Serve as NTFP Sources in Miombo Woodlands, as Cited by Respondents*

Ethnobotanical surveys of *miombo* woodlands were conducted in both riparian villages, revealing that 60 woody species served as sources of NTFPs, including 46 in the degraded forest (Makisemu) and 53 in the intact forest (Mwawa). These species belong to 44 genera (Makisemu: 36 and Mwawa: 40) and 22 families (Makisemu: 18 and Mwawa: 20), of which the Fabaceae were most widely used as a source of NTFPs. Of these species, 22 versus 27 were used in hut building, 9 versus 16 for food, 32 versus 29 for traditional medicine, 19 versus 19 for handicrafts, and 12 versus 3 for traditional rituals in Makisemu and Mwawa, respectively. Overall, *Acacia sieberiana*, *Albizia adianthifolia*, *Albizia antunesiana*, *Bobgunnia madagascariensis*, *Cassia abbreviata*, *Entandrophragma delevoiyi*, *Isobertlinia* spp., *Lannea discolor*, *Sterculia quinqueloba*, *Strychnos cocculoides*, *Terminalia mollis*, and *Uapaca kirkiana* were the species most in demand for harvesting of plant-based NTFPs. Specifically, *S. cocculoides* and *U. kirkiana* were the species mainly used for food purposes in Makisemu and Mwawa villages, respectively. Almost one-fifth of the Makisemu local community used *A. antunesiana*, while the same fraction of the Mwawa local community used not only the aforementioned species but also *B. madagascariensis*. In addition, the Makisemu and Mwawa communities used *Isobertlinia* spp. and *U. kirkiana*, respectively, as the most common species for hut building. *Sterculia quinqueloba* was the most widely used species in traditional rituals in Makisemu, while in Mwawa, *A. sieberiana*, *E. delevoiyi*, and *L. discolor* were used for this purpose. Finally, *C. abbreviata* and *T. mollis* were the most widely used species in traditional medicine in Makisemu and Mwawa, respectively. Some species such as *A. adianthifolia* and *Annona senegalensis* served multiple purposes for the local communities of both villages. All parts of plants were harvested for traditional medicine (barks, roots), food (fruits), and hut building (stems or cord) or handicraft creation (stems). Further details are summarized in Table 7-2 below.

The Simpson's diversity index, showing the diversity for the ethnobotanical lists of the two villages, was 0.9588 and 0.9562, while the Shannon's index was 3.42 and 3.44 for Makisemu and Mwawa, respectively. Pielou's equitability was 0.8931 and 0.867 for Makisemu and Mwawa villages, respectively. The fact that these values are similar indicates that the floristic diversity of these two ethnobotanical lists is similar, as confirmed by the diversity t-test carried out on these indices ($p > 0.05$). Jaccard's similarity index showed that the ethnobotanical lists of both areas had a similarity of almost 65.38%, indicating that the local communities of both villages used the same species for collecting plant-based NTFPs (Table 7-2).

7.5.2. NTFP-Harvesting Practices and Specific Organs Collected by Riparians Local Communities

More than three-fourths and more than one-half of the local community in Makisemu village and Mwawa village, respectively, are increasingly collecting the stems, roots, and bark of woody species. In addition, fruits were only collected by almost 20% and over 25% of the community in Makisemu and Mwawa, respectively. When it comes to harvesting NTFPs, more than three-fourths of both local communities used slashing and plucking as the harvesting practices (Table 7-2). Specifically, half of the members of the Makisemu community use slashing as the main NTFPs-harvesting practice, while in Mwawa, nearly the same proportion of members use plucking (Figure 7-2).

Table 7-2. Ethnobotanical list of woody species sources of NTFPs collected from *miombo* woodlands in the rural area of the city of Lubumbashi, DR Congo. This list of species follows alphabetic criteria. The local vernacular names of the woody species identified as sources of NTFPs are listed in the appendix (Annexe II-2). Cf, frequency of citations; Mak., Makisemu village; Mwa, Mwawa village; Ba, bark; Ro, root; St, stem; Le, leaf; Fr, fruit; Pe, peeling; Sl, slashing; Pl, plucking; Di, digging; Fo, food; Ha, handicraft; Bu, building; Tr, traditional rituals; Tm, traditional medicine. -, species was not mentioned by the respondents in the corresponding village area.

Species	Families	Cf (%) n = 50		Organs		Harvesting Practices		Mains Uses	
		Mak	Mwa	Mak	Mwa	Mak	Mwa	Mak	Mwa
<i>Acacia polyacantha</i> Wild.	Fabaceae	2.00		Ba, Ro	-	Pe, Di	-	Tm	-
<i>Acacia sieberiana</i> DC	Fabaceae	2.00	2.00	Ro	Ro	Di	Di	Tm	Tr
<i>Azela quanzensis</i> Welw.	Fabaceae	14.00	4.00	St, Le	St	Sl, Pl	Sl	Ha, Bu, Tr	Ha
<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W. Wight	Fabaceae	10.00	40.00	Ba, Ro, St	Ba, Ro, St	Pe, Di, Sl	Pe, Di, Sl	Ha, Tm	Ha, Bu, Tm
<i>Albizia antunesiana</i> Harms	Fabaceae	50.00	22.00	Ro, St	Ba, Ro, St	Di, Sl	Pe, Di, Sl	Ha, Bu, Tm	Ha, Bu, Tm
<i>Albizia versicolor</i> Welw. ex Oliv.	Fabaceae	18.00	-	Ro, St	-	Di, Sl	-	Ha, Tm	-
<i>Anisophyllea boehmii</i> Engl.	Anisophylleaceae	46.00	54.00	Ba, Fr	Ba, Fr, St	Di, Pl, Sl	Pe, Pl, Sl	Fo, Tm	Fo, Bu, Tm
<i>Annona senegalensis</i> Pers.	Annonaceae	10.00	16.00	St	Ba, Fr, Ro, St	Sl	Pe, Pl, Di, Sl	Ha, Bu, Tm	Fo, Ha, Bu, Tm
<i>Bobgunnia madagascariensis</i> (Desv.) J.H. Kirkbr. & Wiersama	Fabaceae	16.00	42.00	Ba, Ro, St	Ba, Ro, St	Pe, Di, Sl	Pe, Di, Sl	Bu, Tr, Tm	Ha, Bu, Tm
<i>Brachystegia boehmii</i> Taub.	Fabaceae	10.00	24.00	Ba, St	Ba, St	Pe, Sl	Pe, Sl	Bu	Ha, Bu, Tm
<i>Brachystegia floribunda</i> Benth.	Fabaceae	-	2.00	-	Ba	-	Pe	-	Bu
<i>Brachystegia spiciformis</i> Benth.	Fabaceae	20.00	16.00	Ro, St	Ba, St	Di, Sl	Pe, Sl	Ha, Bu, Tm	Bu, Tm
<i>Cassia abbreviata</i> Oliv.	Fabaceae	28.00	4.00	Ba, Ro	Ba, Ro	Pe, Di	Pe, Di	Tm	Tm
<i>Combretum molle</i> Engl. & Diels	Combretaceae	8.00	8.00	Ba, Ro, St	Ba, Ro, St	Pe, Di, Sl	Pe, Di, Sl	Ha, Bu, Tm	Ha, Bu, Tm
<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A. DC.	Ebenaceae	-	2	-	Ba, Ro	-	Pe, Di	-	Tm
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i> (Müll. Arg.) Pichon	Apocynaceae	20.00	6.00	Ba, Ro, St	Ba, Ro	Pe, Di, Sl	Pe, Di	Ha, Bu, Tm	Tm
<i>Entandrophragma delevoii</i> De Wild.	Meliaceae	-	2	-	Ba, Ro	-	Pe, Di	-	Tr
<i>Erythrina abyssinica</i> Lam. ex DC.	Fabaceae	-	14	-	Ba, Ro, St	-	Pe, Di, Sl	-	Ha, Tm
<i>Erythrophleum africanum</i> (Welw. ex Benth.) Harms	Fabaceae	2.00	10.00	Ba	St	Pe	Sl	Bu	Ha, Bu
<i>Faurea saligna</i> Harv.	Proteaceae	4.00	2.00	St	St	Sl	Sl	Bu	Bu
<i>Ficus stuhlmannii</i> Warb.	Moraceae	2.00	1.00	Le	St	Pl	Sl	Tr	Tr
<i>Ficus sycomor</i> L.	Moraceae	10.00	2.00	Ba, St	St	Pe, Sl	Sl	Ha, Tr, Tm	Ha
<i>Ficus</i> sp.	Moraceae	-	2.00	-	St	-	Sl	-	Bu
<i>Garcinia huillensis</i> Welw.	Clusiaceae	4.00	18.00	Fr	Ba, Ro	Pl	Pe, Di	Fo	Fo, Tm
<i>Hexalobus monopetalus</i> (A. Rich.) Engl. & Diels	Annonaceae	2.00	-	Fr	-	Pl	-	Fo	-
<i>Hymenocardia acida</i> Tul.	Phyllanthaceae	10.00	4.00	Ba, Ro, St	Ro, St	Pe, Di, Sl	Di, Sl	Ha, Tr, Tm	Bu, Tm
<i>Isobertinia</i> spp.	Fabaceae	56.00	20.00	Ba, St	Ba, Ro, St	Pe, Sl	Pe, Di, Sl	Ha, Bu, Tm	Ha, Bu, Tm
<i>Julbernardia globiflora</i> (Benth.) Troupin	Fabaceae	8.00	-	Ba, St	-	Pe, Sl	-	Bu	-
<i>Julbernardia paniculata</i> (Benth.) Troupin	Fabaceae	30.00	22.00	Ba, St	Ba, Ro, St	Pe, Sl	Pe, Di, Sl	Ha, Bu, Tm	Ha, Bu, Tm
<i>Landolphia kirkii</i> Dyer ex Hook. F.	Apocynaceae	2.00	12.00	Ro	Fr	Di	Pl	Tm	Fo
<i>Lannea discolor</i> (Sond.) Angl.	Anacardiaceae	6.00	4.00	Le, St	Ro, St	Pl, Sl	Di, Sl	Ha, Tr, Tm	Ha, Tr, Tm
<i>Marquesia macroura</i> Gilg	Dipterocarpaceae	4.00	6.00	St	St	Sl	Sl	Ha, Bu	Ha, Bu

Savoirs locaux et restauration du *miombo* : vers une compréhension intégrée de la dynamique forestière

<i>Monotes katangensis</i> (De Wild.) De Wild.	Dipterocarpaceae	-	2.00	-	St	-	Sl	-	Bu
<i>Ochna schweinfurthiana</i> F. Hoffm.	Ochnaceae	2.00	-	Ba	-	Pe	-	Tm	-
<i>Olex obtusifolia</i> De Wild.	Oleaceae	-	2.00	-	St	-	Sl	-	Bu
<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Chrysobalanaceae	26.00	52.00	Ba, Fr, Ro, St	Ba, Fr, Ro, St	Pe, Pl, Di, Sl	Pe, Pl, Di, Sl	Fo, Bu, Tm	Fo, Bu, Tm
<i>Pericopsis angolensis</i> (Boulanger) Meeuwen	Fabaceae	22.00	30.00	Ro, St	Ro, St	Di, Sl	Di, Sl	Ha, Bu, Tr, Tm	Ha, Bu, Tm
<i>Piliostigma thonningii</i> (Schumach.) Milne-Redh.	Fabaceae	12.00	2.00	Ba, Ro	Ba, Ro	Pe, Sl	Pe, Di	Bu, Tr, Tm	Bu, Tm
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i> Pax	Phyllanthaceae	-	4.00	-	Ba, St	-	Pe, Sl	-	Bu, Tm
<i>Psorospermum febrifugum</i> Spach	Hypericaceae	-	2.00	-	Ro	-	Di	-	Tm
<i>Pterocarpus angolensis</i> DC.	Fabaceae	46.00	18.00	Ba, Ro, St	St	Pe, Di, Sl	Sl	Ha, Bu, Cu, Tm	Ha, Bu
<i>Pterocarpus tinctorius</i> Welw.	Fabaceae	60.00	4.00	Ba, Ro, St	St	Pe, Di, Sl	Sl	Ha, Bu, Tm	Ha, Bu
<i>Rothmannia engleriana</i> (K. Schum.) Keay	Rubiaceae	2.00	-	Le	-	Pl	-	Tr	-
<i>Securidaca longepedunculata</i> Fresen.	Polygalaceae	16.00	6.00	Le, Ro	Ro	Pl, Di	Di	Tr, Tm	Tm
<i>Sterculia quinqueloba</i> (Garcke) K. Schum.	Malvaceae	26.00	2.00	Ba, Le, Ro, St	Ba, Le	Pe, Pl, Di, Sl	Pe, Pl	Bu, Tr, Tm	Bu
<i>Strychnos innocua</i> Delile	Loganiaceae	-	6.00	-	Fr	-	Pl	-	Fo
<i>Strychnos pungens</i> Soler.	Loganiaceae	-	2.00	-	Ro	-	Di	-	Tm
<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae	12.00	6.00	Fr, Ro	Fr, Ro	Pl, Di	Pl, Di	Fo, Tm	Fo, Tm
<i>Strychnos cocculoides</i> Baker	Loganiaceae	48.00	60.00	Fr, Ro	Fr, Ro	Pl, Di	Pl, Di	Fo, Tm	Fo, Tm
<i>Strychnos</i> sp.	Loganiaceae	2.00	4.00	Ro	Ro	Di	Di	Tm	Tm
<i>Syzygium cordatum</i> Hochst. ex C. Krauss	Myrtaceae	-	2.00	-	Fr	-	Pl	-	Fo
<i>Syzygium guineense</i> DC.	Myrtaceae	-	6.00	-	Fr	-	Pl, Sl	-	Tm
<i>Terminalia mollis</i> M.A. Lawson	Combretaceae	24.00	32.00	Ba, Ro, St	Ba, Ro	Pe, Di, Sl	Pe, Di	Ha, Bu, Tm	Tm
<i>Thespesia garckeana</i> F. Hoffm.	Malvaceae	8.00	22.00	Fr	Fr, St	Pl	Pl, Sl	Fo	Fo, Ha
<i>Uapaca kirkiana</i> Müll.Arg.	Phyllanthaceae	46.00	68.00	Fr, Ro, St	Fr, St	Pl, Di, Sl	Pl, Sl	Fo, Bu, Tm	Fo, Ha, Bu
<i>Uapaca nitida</i> Müll.Arg.	Phyllanthaceae	2.00	8.00	Fr, St	Fr, St	Pl, Sl	Pl, Sl	Fo, Bu	Fo, Bu
<i>Uapaca pilosa</i> Hutch.	Phyllanthaceae	-	6.00	-	Fr	-	Pl	-	Fo
<i>Ximenia</i> sp.	Oleaceae	2.00	2.00	St	St	Sl	Sl	Ha	Bu
<i>Zanha africana</i> (Radlk.) Exell	Fabaceae	2.00	-	Ro	-	Di	-	Tm	-
<i>Zanthoxylum chalybeum</i> Engl.	Fabaceae	22.00	28.00	Ro	Ba, Ro, St	Di	Pe, Di, Sl	Tm	Ha, Tm

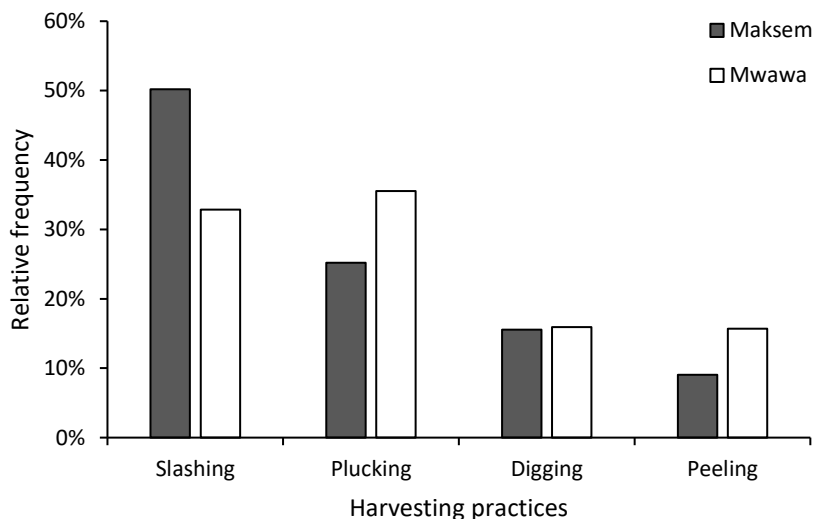


Figure 7-2. NTFPs-harvesting practices used by local communities in Makisemu and Mwawa village areas (n=50 individuals per village area).

7.5.3. *Socio-Economic Values of the Main NTFPs Collected in Each Village Area*

In the different markets of Lubumbashi city, the economic value of the NTFPs collected mostly from the *miombo* woodlands varied according to their different uses, ranging from USD 0.5 to USD 14.58 per kg. NTFPs used for handicraft purposes had a higher economic value than those used for other purposes. A considerable proportion of these NTFPs did not have economic value and were mainly consumed for personal use. Of the NTFPs that did have economic value, the value of those used as food was low, ranging between USD 0.5 and USD 2.5 per kg of fruit. For those used in handicraft, their economic value varied depending on the type of handicraft (pestles, mortars, handles, mixers, tam-tams, and sieves), and ranged from USD 0.84 to USD 14.58 per kg. NTFPs collected for hut building had a similar price regardless of the species collected, amounting to approximately USD 0.83 per kg of stem. Finally, the price of NTFPs collected for use in traditional medicine was determined by the size of the root or bark, with an average value of USD 9.25 per kg of root or bark (Table 7-3).

Table 7-3. Socio-economic values of the top five most-harvested NTFPs in *miombo* woodlands according to their different uses in the rural area of Lubumbashi, DR Congo. NTFPs collected for self-consumption are removed from this table, and in the event of a tie, species are counted as one. Cf, frequency of quotation; -, species was not mentioned by the respondents in the corresponding village area. Average weight of a mixer = 0.24 kg; handle = 0.80 kg; pestle = 1.78 kg; mortar = 8.78 kg; and juvenile stem = 3 kg.

Species	Village Areas (Cf%); n = 50		Economic Value (USD)
	Makisemu	Mwawa	
Food use			
<i>A. boehmii</i>	21.00	27.00	2.5/kg
<i>S. cocculoides</i>	23.00	28.00	0.5/kg
<i>U. kirkiana</i>	22.00	31.00	0.57/kg
Handicraft use			
<i>A. adianthifolia</i>	-	12.00	1.88/kg of handle or 0.84/kg of pestle
<i>A. antunesiana</i>	16.00	8.00	1.88/kg of handle or 0.84/kg of pestle
<i>A. versicolor</i>	9.00	-	1.88/handle
<i>A. senegalensis</i>	-	5.00	1.88/handle
<i>B. madagascariensis</i>	-	12.00	1.88/kg (handle) or 0.84/kg (pestle)
<i>Isoberlinia spp.</i>	13.00	4.00	1.43–14.58/kg of art
<i>P. angolensis</i>	-	5.00	1.43–14.58/kg of art
<i>P. angolensis</i>	8.00	7.00	1.43–14.58/kg of art
<i>P. tinctorius</i>	12.00	-	1.43–14.58/kg of art
Use in hut building			
<i>A. antunesiana</i>	12.00	-	0.83/kg of stem
<i>B. madagascariensis</i>	-	9.00	0.83/kg of stem
<i>B. boehmii</i>	-	11.00	0.83/kg of stem
<i>B. spiciformis</i>	-	7.00	0.83/kg of stem
<i>E. africanum</i>	-	4.00	0.83/kg of stem
<i>Isoberlinia spp.</i>	26.00	4.00	0.83/kg of stem
<i>J. paniculata</i>	10.00	7.00	0.83/kg of stem
<i>P. angolensis</i>	-	11.00	0.83/kg of stem
<i>P. angolensis</i>	20.00	-	0.83/kg of stem
<i>P. tinctorius</i>	24.00	-	0.83/kg of stem
<i>U. kirkiana</i>	-	12.00	0.83/kg of stem
<i>U. nitida</i>	-	4.00	0.83/kg of stem
Use in traditional medicine			
<i>B. madagascariensis</i>	-	12.00	9.25/kg of root or bark
<i>C. abbreviata</i>	14.00	-	9.25/kg of root
<i>S. longepedunculata</i>	7.00	-	9.25/kg of root
<i>T. mollis</i>	10.00	16.00	9.25/kg of root or bark
<i>Z. chalybeum</i>	11.00	12.00	9.25/kg of root

7.5.4. Availability of Woody Plant Species NTFP Sources in Both Forest Habitats

Almost all woody-species NTFP source individuals inventoried in both ecosystems (degraded forest: Makisemu and intact forest: Mwawa) had a diameter at breast height (dhp) that varied between 5 cm and 45 cm. In Makisemu, almost all individuals were found in the low-diameter class (5–15 cm), whereas in Mwawa, the inventoried individuals were distributed in all diameter classes with an acceptable number of individuals. The diametric structure of the Mwawa forest presents an

inverted J-curve, indicating a multispecies, ecologically stable habitat with high regeneration potential (Figure 7-3).

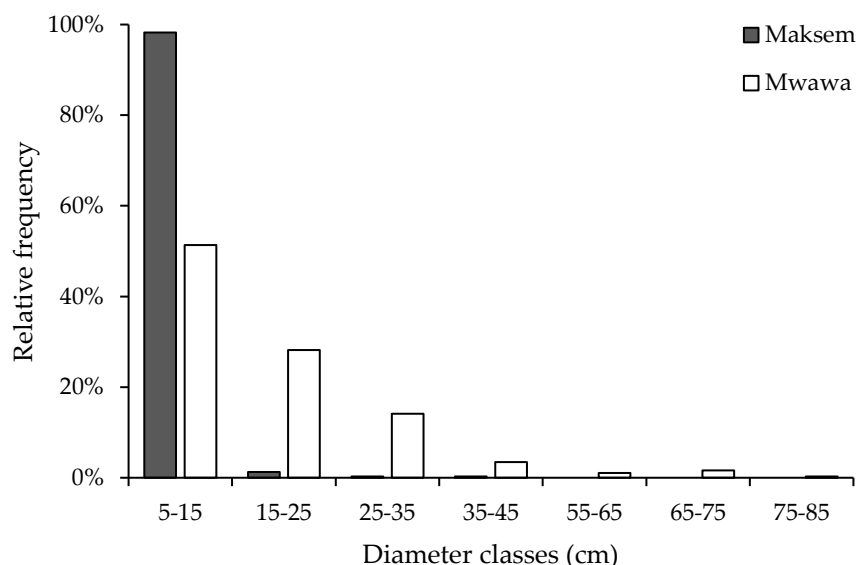


Figure 7-3. Diameter structure (cm) of NTFP source species inventoried in the *miombo* woodlands around two villages, i.e., Makisemu (degraded forest) and Mwawa (intact forest), in the rural area of Lubumbashi, DR Congo.

A total of 1059 individuals (Makisemu: 444; Mwawa: 615) were inventoried, belonging to 57 species (Makisemu: 34; Mwawa: 47), 39 genera (Makisemu: 26; Mwawa: 35), and 21 families (Makisemu: 15; Mwawa: 21). Of the total, 785 (Makisemu: 397; Mwawa: 388) individuals were sources of NTFPs. These individuals belonged to 40 woody species (Makisemu: 27; Mwawa: 33), 28 genera (Makisemu: 21; Mwawa: 25), and 13 families (Makisemu: 11; Mwawa: 13). The NTFP source individuals represented 74.13% (Makisemu: 89.41%; Mwawa: 63.09%) of the total forest, while the NTFP source species accounted for 70.41% (Makisemu: 79.41%; Mwawa: 70.21%) of all inventoried woody species.

The density of species per hectare varied between 0.83 and 107.5 individuals. It ranged from 0.83 to 92.5 individuals (mean: 13.19 ± 22.85) and from 0.83 to 107.5 (mean: 10.86 ± 19.2) individuals in the Makisemu and Mwawa forests, respectively. Relative density varied between 0.21 and 24.34% and from 0.16 to 20.98% in Makisemu and Mwawa forests, respectively. *Isobertlinia* spp. and *B. spiciformis* had high density in both forests, with individuals of these species representing nearly one-quarter of the total individuals in each forest.

The probability of species being found in all floristic inventory plots (or the frequency species) varied between 0.08 to 1. The frequency of species in the Makisemu forest ranged from 0.08 to 0.83 (mean: 0.31 ± 0.21) and from 0.08 to 1

(mean: 0.32 ± 0.26) in the Mwawa forest. In addition, *A. adianthifolia*, *Ficus sycomorus*, *Julbernardia paniculata*, and *Parinari curatellifolia* had a high probability of being found in all floristic inventory plots. Notably, *F. sycomorus*, *J. paniculata*, and *P. curatellifolia* had a near-100% probability of being inventoried in all floristic inventory plots in Makisemu's degraded forest, while *A. adianthifolia* had a similarly high probability in the Mwawa's intact forest. The relative frequencies of species varied between 0.55 and 7.75%, ranging from 0.78 to 7.75% (mean: 2.86 ± 1.92) and from 0.55 to 6.59% (mean: 2.13 ± 1.70) in Makisemu and Mwawa forests, respectively. *Julbernardia paniculata* and *B. spiciformis* represented around 10% of all species in each forest (Table 7-4).

When comparing the floristic diversity between both surveyed forests, the Simpson's diversity index was 0.8537 for the degraded forest (Makisemu) and 0.8668 for the intact forest (Mwawa). In addition, Shannon's index was 2.452 for Makisemu and 2.739 for Mwawa. The diversity t-test, applied to the Shannon diversity index, indicated a significant difference between both forests ($p < 0.01$). Finally, Jaccard's similarity index indicated that both floristic inventory lists have 50% similarity.

Table 7-4. Woody plant species sources of NTFPs inventoried in the *miombo* woodlands around the two villages crossed with ethnobotanical lists given by interviewed members of local communities. The list of species follows alphabetic criteria. Makisemu (Mak): degraded forest; Mwawa (Mwa): intact forest in the rural area of Lubumbashi, DR Congo. -, species was cited by the local community but not inventoried during floristic inventories in the corresponding village's forest.

Species	Families	Density/ha		Relative Density (%)		Frequency		Relative Frequency (%)	
		Mak	Mwa	Mak	Mwa	Mak	Mwa	Mak	Mwa
<i>A. polyacantha</i>	Fabaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. sieberiana</i>	Fabaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. quanzensis</i>	Fabaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. adianthifolia</i>	Fabaceae	4.17	17.50	1.10	3.41	0.25	0.83	2.33	5.49
<i>A. antunesiana</i>	Fabaceae	10.83	11.67	2.85	2.28	0.50	0.58	4.65	3.85
<i>A. versicolor</i>	Fabaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. boehmii</i>	Anisophylleaceae	2.50	6.67	0.66	1.30	0.08	0.42	0.78	2.75
<i>A. senegalensis</i>	Annonaceae	1.70	-	0.43	-	0.17	-	1.55	-
<i>B. madagascariensis</i>	Fabaceae	1.70	5.83	0.43	1.14	0.17	0.42	1.55	2.75
<i>B. boehmii</i>	Fabaceae	2.50	-	0.65	-	0.17	-	1.55	-
<i>B. floribunda</i>	Fabaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>B. spiciformis</i>	Fabaceae	15.83	107.5	4.17	20.98	0.5	1.00	4.65	6.59
<i>C. abbreviata</i>	Fabaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. molle</i>	Combretaceae	0.83	3.33	0.22	0.65	0.08	0.25	0.77	1.65
<i>D. mespiliformis</i>	Ebenaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>D. condylocarpon</i>	Apocynaceae	13.33	15.83	3.51	3.09	0.58	0.58	5.43	3.85
<i>E. delevoyi</i>	Fabaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>E. abyssinica</i>	Fabaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>E. africanum</i>	Fabaceae	-	5.83	-	1.13	-	0.33	-	2.20
<i>F. saligna</i>	Proteaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>F. stuhlmannii</i>	Moraceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>F. sycomorus</i>	Moraceae	0.83	-	0.21	-	0.83	-	0.78	-
<i>Ficus sp.</i>	Moraceae	-	0.83	-	0.16	-	0.08	-	0.55
<i>G. huillensis</i>	Clusiaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>H. monopetalus</i>	Annonaceae	0.83	-	0.22	-	0.08	-	0.78	-
<i>H. acida</i>	Phyllanthaceae	-	0.83	-	0.16	-	0.08	-	0.55

<i>Isoberlinia spp.</i>	Fabaceae	92.50	15.83	24.34	3.09	0.67	0.75	6.20	4.94
<i>J. globiflora</i>	Fabaceae	24.17	-	6.35	-	0.42	-	3.88	-
<i>J. paniculata</i>	Fabaceae	75.00	4.17	19.74	0.81	0.83	0.17	7.75	1.10
<i>L. kirkii</i>	Apocynaceae	-	1.67	-	0.32	-	0.08	-	0.55
<i>L. discolor</i>	Anacardiaceae	-	5.00	-	0.98	-	0.33	-	2.20
<i>M. macroura</i>	Dipterocarpaceae	-	17.50	-	3.41	-	0.25	-	1.65
<i>M. katangensis</i>	Dipterocarpaceae	-	7.50	-	1.46	-	0.41	-	2.75
<i>O. schweinfurthiana</i>	Ochnaceae	5.83	-	1.54	-	0.42	-	3.88	-
<i>O. obtusifolia</i>	Olacaceae	-	2.50	-	0.48	-	0.17	-	0.55
<i>P. curatellifolia</i>	Chrysobalanaceae	0.83	6.67	0.21	1.30	0.83	0.41	0.78	2.75
<i>P. angolensis</i>	Fabaceae	1.70	10.83	0.44	2.11	0.17	0.58	1.55	3.85
<i>P. thonningii</i>	Fabaceae	-	0.83	-	0.16	-	0.08	-	0.55
<i>P. maprouneifolia</i>	Phyllanthaceae	-	4.16	-	0.81	-	0.17	-	1.10
<i>P. febrifugum</i>	Hypericaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. angolensis</i>	Fabaceae	10.00	20.83	2.63	4.07	0.58	0.58	5.42	3.85
<i>P. tinctorius</i>	Fabaceae	19.17	-	5.04	-	0.58	-	5.42	-
<i>R. engleriana</i>	Rubiaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. longepedunculata</i>	Polygalaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. quinqueloba</i>	Sterculiaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. innocua</i>	Loganiaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. pungens</i>	Loganiaceae	-	0.83	-	0.16	-	0.08	-	0.55
<i>S. spinosa</i>	Loganiaceae	3.33	5.00	0.88	0.33	0.25	0.17	2.33	1.10
<i>S. cocculoides</i>	Loganiaceae	-	3.33	-	0.65	-	0.33	-	2.20
<i>Strychnos sp.</i>	Loganiaceae	-	4.17	-	0.81	-	0.33	-	2.20
<i>S. cordatum</i>	Myrtaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. guineense</i>	Myrtaceae	-	0.83	-	0.16	-	0.08	-	0.55
<i>T. mollis</i>	Combretaceae	0.83	-	0.21	-	0.08	-	0.78	-
<i>T. garckeana</i>	Malvaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>U. kirkiana</i>	Phyllanthaceae	11.67	17.50	3.07	3.41	0.41	0.75	3.88	4.94
<i>U. nitida</i>	Phyllanthaceae	3.33	10.00	0.88	1.95	0.17	0.42	1.55	2.75
<i>U. pilosa</i>	Phyllanthaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ximenia sp.</i>	Olacaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Z. africana</i>	Fabaceae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Z. chalybeum</i>	Rutaceae	-	-	-	-	-	-	-	-

A Jaccard similarity index of more than 50% was observed between the lists of ethnobotanical surveys and floristic inventories conducted in both forests. This means that the woody species inventoried as NTFP sources represent almost half of the species listed in the ethnobotanical survey for both village areas. Specifically, in Makisemu and Mwawa forests, the comparison between ethnobotanical and floristic inventories lists resulted in 53.84% versus 53.85% similarity, respectively.

7.6. Discussion

7.6.1. *Ethnobotanical Knowledge and Floristic Diversity of Woody Species NTFP Sources Harvested from Miombo Woodlands and Used by Riparian Populations in Village Areas*

The ethnobotanical surveys revealed a list of around sixty woody species, with nearly fifty species in each village. These results demonstrate that the riparian communities of the *miombo* woodlands have proven knowledge of species, as stipulated by Kacholi & Mvungi (2022) for the riparian communities of *miombo* woodlands in Tanzania. The rich ethnobotanical lists found in this survey highlight

the important role played by NTFPs in the daily lives of riparian communities (Biloso & Lejoly, 2006), particularly in *miombo* woodlands (Ribeiro et al., 2020b). However, the diversity of traditional knowledge and the floristic diversity of NTFP source species in the living environment will influence the number of NTFP source species reported by local community members (Adomou et al., 2012). It has been found that the diversity of NTFPs and their varied uses by different communities is related to these communities' habits and customs, which can differ greatly from one community to another (Adomou et al., 2012), as we revealed for two riparian communities in Lubumbashi (Table 7-2). The ethnobotanical lists have a similarity rate of roughly 75% even in the face of varying levels of degradation in the *miombo* woodlands between the two village areas. This can be attributed to the fact that local riparian communities usually belong to the same ethnic group and share similar customs and habits (Ribeiro et al., 2020b). This result corroborates those of Rakotoarimanana et al. (2008) and Badjaré et al. (2018), which suggested that increased interaction among ethnic groups in the same geographic area may impact their knowledge of woody species.

However, the similarity between the two ethnobotanical lists may also indicate that the local community in the village areas with degraded forests are continuing to harvest NTFPs as they would in intact forests, even by utilizing seedlings, to meet their NTFP needs. This practice may decrease the forest's ability to regenerate.

7.6.2. *NTFP-Harvesting Practices Used in the Two Villages and the Organs Collected*

The harvesting practices for plant-based NTFPs have low sustainability and may be having negative impacts on the *miombo* woodlands. Indeed, slashing the stems of woody individuals contributes to a direct reduction in the density of the forest, particularly for the populations of woody species that are sources of NTFPs (Anel, 2006). Additionally, this harvesting practice contributes to forest degradation and reduces the capacity of forests such as the *miombo* woodlands to provide ecosystem services to dependent riparian and urban communities. This practice also contributes to a loss of plant biodiversity (Thies et al., 2011) in the *miombo* woodlands, which possess significant floristic diversity with a high rate of endemism (Mittermeier et al., 2003). Harvesting stems from seedlings (woody individuals with $d_{hp} < 10$ cm) compromises the future of the forest, as these seedlings constitute the adult individuals of the future (Talukdar et al., 2021). This may explain the high forest degradation and lower biodiversity of plant-based NTFPs observed in the Makisemu village area, where the most common harvesting practice used is slashing. In contrast, the plucking of fruits remains the most common harvesting practice in the Mwawa village area (Table 7-2). This method is more sustainable and has a lower negative impact on the forest's future and the environment (Anel, 2006). However, research conducted in South Africa has indicated that wild fruit resources have declined due to excessive harvesting (Shackleton et al., 2000). Excessive harvesting and exportation of fruits from the forest will ultimately compromise its capacity for

regenerative growth. In Cameroon, cases of unsustainable harvesting practices and their negative impacts on the plant populations of certain NTFP species such as *Gnetum* spp. and *Prunus africana* (Hook.f.) Kalkman have already been documented (Ndam et al., 2001; Mpouam et al., 2022).

Moreover, the harvesting of the roots, stems, and bark of woody species may be considered harmful due to the fact that they play a crucial role in the survival of plant species (Lawin et al., 2016) and the integrity of forest ecosystems (Tchatat & N'Doye, 2006), especially in the *miombo* woodland ecoregion, which is characterized mainly by the alternation of dry and rainy seasons (Ribeiro et al., 2020a). Excessive harvesting of individual roots by digging negatively impacts their stability and ability to absorb water and minerals from the soil. Additionally, bark harvesting disrupts the circulation of sap and leaves the plant more vulnerable to aggressors and diseases that could lead to desiccation (Anel, 2006; Tonga et al., 2017).

7.6.3. Socio-Economic Values of NTFPs Collected in Miombo Woodlands and Sold in Urban and Peri-Urban Markets

Most of the NTFPs harvested from *miombo* woodlands have high economic value, with prices in urban markets confirming the findings of other researchers (Anel, 2006; Kalombo, 2016; Ribeiro et al., 2020b) who have shown the importance of NTFPs in daily life. Rural and urban communities rely on these NTFPs for their livelihood, especially for those without arable land or sufficient income (Ambrose-Oji, 2003). However, NTFPs used for food have a lower economic value, as urban populations in Lubumbashi are increasingly opting for manufactured food substitutes.

Furthermore, the exceptionally high economic value of NTFPs for artisanal use and hut building may motivate members of local communities, particularly those in poverty, to overharvest the forest resources for their own survival. This phenomenon can lead to forest degradation, deforestation, and the disappearance of several plant species (Anel, 2006). Combined with the proximity of a village to a road and its accessibility (facilitating the transport of NTFPs, along with various other forest products, to urban markets)—as in the case of the Makisemu village—this accentuates the overexploitation of forest resources and can lead to the rapid degradation of the forest.

7.6.4. Availability of Woody Species as Sources of NTFPs in the Areas around the Two Villages: Makisemu (Degraded Forest) and Mwawa (Intact Forest)

The availability of woody species as sources of NTFPs is low, particularly in the degraded Makisemu forest. This low availability is due to factors such as low floristic diversity, low density, low frequency, and low dhp of the woody individuals

that serve as sources of NTFPs. Excessive human activity and unsustainable harvesting practices may be the main causes of this situation (Tugume et al., 2015). These results corroborate those of previous studies, such as that conducted by Bruschi et al. (2014) in *miombo* woodlands in Mozambique, where less-disturbed habitats had higher diversity, density, and dhp of woody individuals. This demonstrates that overexploitation of *miombo* woodlands can lead to the depletion of forest resources, specifically those related to NTFPs. Human activity—essentially agriculture, wood-energy production, and particularly activity related to the harvesting of NTFPs—is one of the factors driving deforestation and degradation of *miombo* woodlands in the peri-urban and rural areas of Lubumbashi city (Schumann et al., 2011; Vuyiya et al., 2014). In addition, the low availability of woody individuals (sources of NTFPs) in the Lubumbashi region could be attributed to deforestation and forest degradation as a result of urbanization (Barbara et al., 2016), intensive mining activity, and soil pollution by trace metals, as demonstrated by previous studies (Mwitwa et al., 2012; Morley et al., 2022). Climate change in the region could also be a contributing factor to its forest degradation (Liu et al., 2022).

7.6.5. *Implications of the Results for the Sustainability of Miombo Woodland Ecosystem Services*

NTFPs play a crucial role in the survival of riparian and urban communities (Ngbolua et al., 2014), as evidenced by the ethnobotanical lists provided by community members in this survey (Table 7-2). However, due to the low production capacity of the agricultural system and the effects of climate change, these communities rely heavily on forest resources for their survival, contributing to forest degradation (Badjaré et al., 2018; Talukdar et al., 2021), especially in *miombo* woodlands (Vinya et al., 2011). This rapid degradation of *miombo* woodlands is leading to a reduction in the availability of NTFPs in the rural area of Lubumbashi, and it endangers both the forest and the communities that depend on it. Domestication and the agroforestry use of woody species that are sources of NTFPs would represent an alternative solution (Bikoue et al., 2007). Domestication as well as agroforestry use of NTFPs species can play a crucial role in maintaining biodiversity, particularly in the case of the NTFP source species found in natural environments (Michon et al., 2007; Leakey et al., 2022). With domestication and the establishment of nurseries for NTFP woody species, it is possible to reduce human pressure on forest resources (Tchoundjeu et al., 2000) and allow woody species to naturally reconstitute forest stands. The strategy would require the identification of priority NTFP woody species (Bruschi et al., 2014; Badjaré et al., 2018; Kouakou, 2019). For example, ref. (Akinnifesi et al., 2004) successfully domesticated *miombo* woodland woody species, namely *U. kirkiana*, *P. curatellifolia*, *S. cocculoides*, and *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst., in South Africa to counteract the excessive collection of NTFPs in natural areas. Nonetheless, implementing a monitoring system can enable the identification of priority NTFP source species, which can

serve as a foundation for conservation efforts (Pelletier et al., 2018; Kouakou, 2019; Pelletier et al., 2019).

In addition, to mitigate the low availability of NTFP woody species in the degraded *miombo* woodlands highlighted in the present study's findings (Table 7-4), one option is the enrichment of degraded forests. This could be achieved through reforestation using woody species native to *miombo* woodlands (Doggart et al., 2020). This approach would help maintain the forest's structure, composition (floristic diversity), and function in the region (Meng et al., 2011). However, research conducted by Kalaba et al., 2013) indicated that native *miombo* woodland species regenerate poorly and grow slowly, slowing down the reforestation and enrichment of forest ecosystems. Therefore, an alternative solution would be to use exotic multipurpose species such as *Acacia auriculiformis* A. Cunn. ex Benth (Ramade, 2012; Vermeulen et al., 2009). These exotic species have already been used elsewhere and have produced desirable outcomes on the Bateke Plateau (Reyniers, 2019) as well as in the Lubumbashi region (Mukoma and Kikonke) in the DR Congo.

NTFPs harvested from *miombo* woodlands hold economic value for both local and urban communities, as they serve as a source of income and generate economic benefits (Badjaré et al., 2018), as indicated by the results in this study (Table 7-3). However, this economic value could lead to their overexploitation, as harvesting regulation is weak, and monitoring systems are lacking (Luoga et al., 2002). Thus, implementing a certification system for NTFPs sold on the market is a necessary step, as noted by ref. (Vermeulen et al., 2009). This certification process plays a crucial role in enhancing the economic value and sustainability of forest resources, especially NTFPs (UICN-Burkina Faso, 2015). This certification would enable the identification of sustainably harvested NTFPs on the market, encouraging harvesters, sellers, and consumers to adopt environmentally responsible practices (Bodin et al., 2014).

The harvesting practices for NTFPs—particularly slashing—remain unsustainable and compromise the *miombo* woodlands' regeneration capacity. Unfortunately, many local community members continue to use unsustainable harvesting practices, as indicated by the results of this study (Table 7-2). These practices contribute to forest degradation and reduce the ecosystem services that these forests provide to rural communities (Badjaré et al., 2018). To mitigate this, it is essential to regulate the exploitation of woody species by reforming forest resource exploitation legislation (Reyniers, 2019). Tanzania has already attempted to regulate *miombo* woodland exploitation by reforming woody-species-harvesting legislation and setting a minimum cutting diameter below which individuals should not be harvested, thereby promoting the sustainable exploitation of woody forest resources (Chidumayo & Gumbo, 2013). However, the key to implementing these standards for forest resource exploitation lies in educating and sensitizing local communities to their adoption.

7.7. Conclusions

This study examined the socio-economic value and availability of plant-based NTFPs in the rural area of Lubumbashi by means of ethnobotanical and socio-economic interviews, supplemented with floristic inventories in two village areas, each characterized by contrasting forest conditions (degraded and intact). Results revealed that ethnobotanical lists of the tree species used by the riparian communities as sources of NTFPs were similar (almost 75%) despite the evident contrasts in the degradation of the *miombo* woodlands in both village areas. The study identified 60 tree species, including 46 in the degraded forest and 53 in the intact forest, as the sources of NTFPs within both village areas, highlighting 25 priority species. Furthermore, the study demonstrated that the practices utilized for harvesting plant-based NTFPs in the *miombo* woodlands were unsustainable. These practices, including slashing, digging, and peeling, accounted for nearly three-quarters of all survey citations and, as a result, are causing significant forest degradation. Finally, it was found that NTFPs harvested in the *miombo* woodlands had a non-negligible economic importance, playing an essential role in the life of rural and urban communities. Economic values ranged from USD 0.5 to USD 14.58 per kg depending on the type of NTFP (species and use), forming one of the primary sources of income for households in both study areas. Thus, the state's funding of an expanded monitoring scheme across the region is essential to comprehensively identify all plant species that serve as sources of NTFPs. Appropriate measures must be taken, including the prohibition of certain collection practices like tree slashing while promoting sustainable practices through legislative and enforcement mechanisms. Furthermore, promoting agroforestry systems and utilizing NTFP plant species within such systems is also crucial for their continued viability and use in the region, thereby maintaining the capacity of *miombo* woodlands to provide ecosystem services to local communities.

7.8. Contextualisation

Les résultats de ce chapitre de la thèse montrent 60 espèces ligneuses dont 25 prioritaires, sont sources des PFNL d'origine végétale dans la région de Lubumbashi. La disponibilité de ces PFNL dans les espaces villageois est dépendante de l'intensité de l'anthropisation des habitats forestiers. Couplée aux pratiques de collecte peu durables, ces PFNL sont particulièrement indisponibles dans les espaces villageois facilement accessibles et présentant une déforestation élevée. Cette faible disponibilité affecte les moyens de survie des populations qui en dépendent. Dans le chapitre suivant (chapitre 8), il est question de vérifier la capacité de restauration naturelle du couvert forestier du *miombo* dans les habitats anthropisés (forêts dégradées par la production du charbon de bois et les jachères post-culturelles). Cette restauration forestière permettrait à ces habitats de fournir des services écosystémiques, garantissant pour ce faire la survie des populations qui en dépendent, particulièrement les communautés locales riveraines.

Chapitre 8

Floristic Diversity and Natural Regeneration of *Miombo* Woodlands in the Rural Area of Lubumbashi, DR Congo

Diversité floristique et régénération naturelle des forêts de *miombo* dans la zone rurale de Lubumbashi, RD Congo. Nghonda, D.-d.N., Muteya, H.K., Salomon, W., Mushagalusa, F.C., Malaisse, F., Ponette, Q., Sikuzani, Y.U., Kalenga, W.M., Bogaert, J. Floristic Diversity and Natural Regeneration of *Miombo* Woodlands in the Rural Area of Lubumbashi, DR Congo. *Diversity*, 2024, 16, 405. <https://doi.org/10.3390/d16070405>

8.1. Abstract

Increased anthropogenic pressure on forest resources leads to deforestation and forest degradation, significantly limiting the regeneration capacity of native woody species and consequently the restoration of *miombo* woodlands in anthropized habitats within the rural area of Lubumbashi. This study assessed *miombo* species' diversity and natural regeneration capacity through floristic inventories in three different habitats (unexploited forests, degraded forests, and post-cultivation fallows). The results reveal that for the adult stratum, unexploited and degraded forests exhibit higher dendrometric (density, mean square diameter, basal area) and floristic parameter (taxa, genera, families) values compared to post-cultivation fallows. Furthermore, the regeneration of *miombo* woody species is higher in degraded forests (21 taxa; 105 juveniles/plot). However, regarding the sapling's stratum ($1\text{ cm} \leq \text{DBH} < 10\text{ cm}$), the three habitats display similar situations. Additionally, the floristic composition and diversity of unexploited and degraded forests show a significantly higher similarity (76.50%) among them compared to these habitats and the post-cultivation fallows (56.00%). These findings indicate that *miombo* woodlands have the potential to regenerate and maintain floristic diversity even in anthropized habitats, particularly in degraded forests. To sustain this natural regeneration capacity of *miombo* woody species and promote the restoration of forest cover and its floristic diversity, it is imperative to determine the rotation period after habitat exploitation and regulate anthropogenic activities and late bush fires, particularly in anthropized habitats at the village level.

Keywords: Anthropogenic pressure; Deforestation; Forest degradation; Woody species diversity; Natural regeneration; *Miombo* woodlands

8.2. Résumé

La pression anthropique accrue sur les ressources forestières conduit à la déforestation et à la dégradation forestière, limitant fortement la capacité de régénération des essences ligneuses natives et par conséquent la reconstitution du *miombo* dans les habitats anthropisés au sein de la zone rurale de Lubumbashi. La présente étude a évalué, à travers des inventaires floristiques dans trois différents habitats (forêts non exploitées, forêts dégradées et jachères post-culturelles), la diversité et la capacité de régénération naturelle des essences du *miombo*. Les résultats révèlent que les forêts non exploitées et celles dégradées présentent des valeurs plus élevées des paramètres dendrométriques et floristiques que les jachères post-culturelles. Par ailleurs, la régénération des essences ligneuses du *miombo* est plus élevée dans les forêts dégradées (21 taxa ; 105 juvéniles/placette). Cependant, en ce qui concerne la strate de la régénération installée ($1\text{ cm} \leq \text{DBH} < 10\text{ cm}$), les trois habitats présentent des situations quasi similaires. En outre, la composition et la diversité floristique des forêts non exploitées et des celles dégradées présentent une similarité (76,50 %) nettement plus élevées qu'entre ces habitats et les jachères (56,00 %). Ces résultats attestent que le *miombo* possède le potentiel de se

reconstituer et de maintenir la diversité floristique dans les habitats anthropisés, à travers la régénération naturelle de ses essences ligneuses à l'absence des activités anthropiques. Afin de maintenir cette capacité de régénération naturelle des essences ligneuses du *miombo* et promouvoir la reconstitution du massif forestier et sa diversité floristique, il est impératif de déterminer la durée de rotation après l'exploitation des habitats et réguler les activités anthropiques et les feux des brousses tardifs, particulièrement dans les habitats anthropisés, au niveau des villages.

Mots-clés : Pression anthropique ; Déforestation ; Dégradation forestière ; Diversité floristique ; Régénération naturelle ; *Miombo*

8.3. Introduction

Forests constitute one of the most crucial terrestrial biomes on the planet, harboring 80% of terrestrial biodiversity (Aerts & Honnay et al., 2011; Kalaba et al., 2013) across approximately 4.06 billion hectares (FAO, 2022b). In Africa, forests cover 23% of the continent, totaling 675 million hectares (Gonçalves et al., 2021), with nearly 10% of this area dominated by *miombo* woodlands (Berrahmouni et al., 2015; Ameja et al., 2022). *Miombo* woodlands are predominantly composed of woody species from the genera *Brachystegia*, *Julbernardia*, and *Isoberlinia* (Malaisse, 2010). These woodlands span about 2.8 million km² in the Zambezi region (Chidumayo, 2019a), supporting the livelihoods of over 100 million rural and urban residents through the ecosystem services they provide (Chirwa et al., 2015a; Ameja et al., 2022). Moreover, *miombo* woodlands boast significant biodiversity with high endemism rates, making them a conservation priority (Mittermeier et al. 2003; Godlee et al., 2020).

However, *miombo* woodlands are experiencing a reduction in area due to natural and particularly anthropogenic factors (Useni et al., 2017a). The combination of population growth and a deleterious socio-economic and political context, which forces local populations to heavily rely on forest resources for survival (Schneibel et al., 2016), leads to deforestation and degradation (Gonçalves et al., 2018; Khoji et al., 2022). Furthermore, inadequate and poorly enforced forestry legislation (Nansikombi et al., 2020a) results in unsustainable exploitation of forest resources, exacerbating deforestation and degradation (Kyale et al., 2019a).

The direct anthropogenic drivers of this change are primarily agriculture and charcoal production (Cabala et al., 2022; Khoji et al., 2023), both of which are itinerant (Reyniers, 2019). Additional factors include the extraction of timber and craft wood, fuelwood, and late and repeated bushfires, all of which contribute to forest loss (Abdourhamane et al., 2013; Syampungani et al., 2016). Consequently, the annual conversion rate of *miombo* woodlands ranges from 2% to 22% within the *miombo* ecoregion (Syampungani et al., 2016), with significantly higher rates in countries with intense anthropogenic pressure due to population poverty, such as the Democratic Republic of Congo (DR Congo). Despite its high forest potential, the DR Congo has the highest annual deforestation rate in the Congo Basin:

approximately -0.4% between 2001 and 2019 (Eba'a Atyi et al., 2022). Furthermore, in the southeastern DR Congo, where *miombo* woodlands are the dominant vegetation unit (Malaisse et al., 2021), its coverage dropped from nearly 70% to 43% between 2000 and 2010 (Potapov et al., 2012). In this region, the *miombo* deforestation rate is even higher in rural areas adjacent to major cities, such as the rural area of Lubumbashi, which has a deforestation rate of 1.51% (Khoji et al., 2023). This situation contributes to environmental degradation and threatens the livelihoods of rural and urban populations dependent on *miombo* woodlands (Kalaba et al., 2013; Hirwa et al., 2015).

To address this deforestation and forest degradation, forest cover restoration is one of the recommended solutions (Holl & Aide, 2011; Berrahmouni et al., 2015; Rinaudo et al., 2020; Awono et al., 2023). Restoration involves adaptive processes that implement practices to restore ecological functionality and enhance human survival in deforested or degraded habitats (Awono et al., 2023). This can be achieved through reforestation using fast-growing exotic woody species, which allows for the short-term reconstitution of vegetation cover and the availability of ecosystem services (Reyniers, 2019). However, these exotic species pose a threat to native biodiversity and alter the original forest functions (Ramade, 2012; Useni et al., 2022). Therefore, using native woody species remains a viable alternative, ensuring the continuity of ecosystem service production by maintaining floristic composition, structure, and function (Aerts & Honnay, 2011). This restoration typically involves nursery seedling production or facilitating natural regeneration in habitats. However, combined with logistical complexity management, nursery and the final establishment of seedlings in human-disturbed habitats can be costly, reducing its applicability (Berrahmouni et al., 2015). In this perspective, promoting natural regeneration is a sustainable and optimal alternative to current forest loss (Holl & Aide, 2011). Natural regeneration allows adult individuals in a plant community to replace themselves by establishing juveniles in the undergrowth (DBH < 10 cm) (Larson & Funk, 2016). This regeneration, which ensures the persistence of woody species (Rondeux, 2021), is dependent on the disturbance gradient of habitats and the resilience of woody species to these disturbances (Gonçalves et al., 2018).

Furthermore, several studies on the natural regeneration of forests in anthropized habitats have already been conducted in the *Miombo* ecoregion (Kalaba et al., 2013; Syampungani et al., 2017; Syampungani et al., 2018; Gonçalves et al., 2018; Sangeda & Maleko, 2018; Muvengwi et al., 2020; Montfort et al., 2021; Ameja et al., 2022). However, these studies have predominantly focused on Southern Africa, while no research on natural regeneration has been initiated in the *miombo* woodlands of Central Africa, whose ecological and floristic characteristics increasingly differ from those of Southern African *miombo* (Malaisse et al., 2021). Additionally, no study has been conducted to analyze the natural regeneration of *miombo* woodlands through forest inventory. This inventory technique remains reliable for assessing the capacity of woody species to regenerate and consequently restore forest cover (Picard & Gourlet-Fleury, 2008; Rondeux, 2021). Moreover,

results on the natural regeneration capacity of woody species are valuable for forest management, sustainable biodiversity management (Abdourhamane et al., 2013), and implementing responses to human disturbances to ensure *miombo* woodlands' resilience (Gonçalves et al., 2018).

In this context, the present study was initiated to evaluate the natural regeneration capacity of *miombo* woody species in the rural area of Lubumbashi. It tests the hypothesis that (i) the density, average diameter, basal area, and floristic diversity differ among habitats due to anthropogenic disturbances. Higher values are expected in unexploited forests and lower values in post-cultivation fallows, with degraded forests in between. (ii) The regeneration capacity of *miombo* species is higher in degraded forests than in unexploited forests and post-cultivation fallows, due to the availability of resources (water, light, space) and lower intra/inter-specific competition and disturbances. (iii) The floristic diversity of strata and habitats shows similarities. Higher similarities in floristic composition are expected between strata of unexploited and degraded forests compared to post-cultivation fallows, due to lower disturbances in these habitats.

8.4. Materials and Methods

8.4.1. Study Area

The present study was conducted in the rural area of Lubumbashi, located in southeastern DR Congo (Figure 8-1).

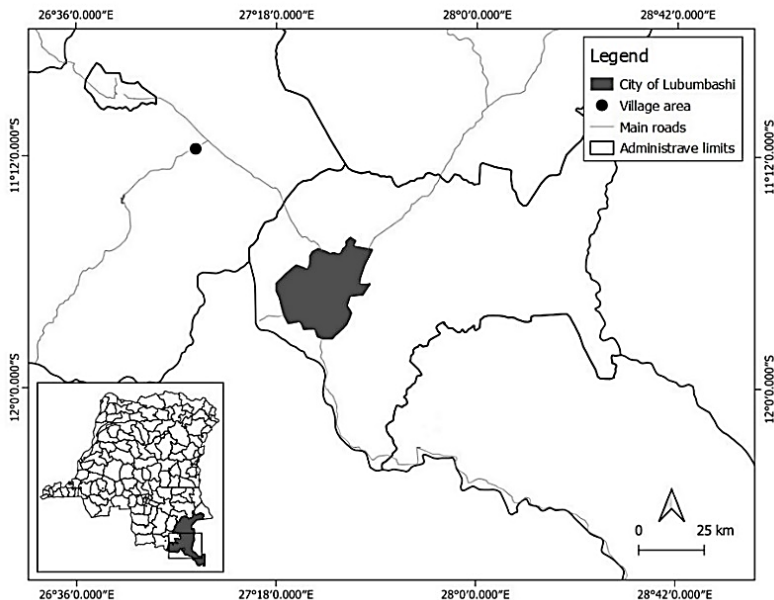


Figure 8-1. City of Lubumbashi (gray polygon) and its rural area (white space surrounding Lubumbashi). The black dot indicates the village area of Luisha, located approximately 80 km northwest of Lubumbashi. The geographical coordinates used for this mapping were

obtained using a GPS device within the premises of the Luisha village chief's office. The administrative boundaries on this map mark the borders between the DR Congo and Zambia, as well as between Kipushi Territory and other territories in Upper-Katanga Province.

Situated at an altitude ranging from 1200 to 1300 m, Lubumbashi and its rural surroundings have a *Cw*-type climate, characterized by a rainy season (November–March) and a dry season (May–September), separated by two transitional months (April and October) (Mutondo et al., 2018). While the average annual temperatures in the latter half of the 20th century ranged between 17 and 26 °C (Malaisse, 2010), recent observations indicate a warming trend (Kalombo et al., 2016). Annual total precipitation varies between 1200 and 1300 mm (Malaisse et al., 2021). Typically established on ferralitic soils (Ngongo et al., 2009), the *miombo* woodland is the dominant vegetation unit, although its cover is constantly declining primarily due to shifting agriculture, charcoal production, and increasing urbanization (Useni et al., 2017a; Cabala et al., 2022; Khoji et al., 2023). The population in the Lubumbashi region remains heavily dependent on natural resources, which are increasingly depleted by shifting agriculture and charcoal production (97.9% of the population), art wood carving (1.5%), artisanal timber exploitation (0.4%), and non-timber forest product collection (0.2%; Nghonda et al., 2023a). Moreover, this population predominantly lives on less than USD 1.25 per day, indicating a high level of poverty and food insecurity (Cadre Intégré de Classification de la sécurité Alimentaire, 2023).

Additionally, the village area of Luisha, located approximately 80 km northwest of Lubumbashi, was selected as the study site. This village area was chosen due to its identification as a site with high anthropogenic activities, particularly agriculture, charcoal production, and mining (Khoji et al., 2022; Nghonda et al., 2023a). Furthermore, the selection was guided by the availability of both unexploited and anthropized forest habitats, specifically those affected by charcoal production (degraded forests) and agriculture (post-cultivation fallows). Moreover, the village demonstrates weak implementation of the existing simple forest management plan, contributing to deforestation and forest degradation.

8.4.2. *Methods*

8.4.2.1. *Sampling and Data Collection*

To study the composition and floral diversity, three habitat types were chosen: unexploited forests (UFO), degraded forests (DFO), and post-cultivation fallows (PCF). These habitats are illustrated and described in the table below (Table 8-1).

For comparison purposes, the degraded forests and post-cultivation fallows were 4 to 5 years post-exploitation, corresponding to the optimal fallow period in the Lubumbashi region (Bolakonga et al., 2017). These anthropized habitats were selected based on a visual analysis of high-resolution Quick Bird images available for free on Google Earth (Kalawu et al., 2022).

Table 8-1. Presentation and description of the three surveyed habitats in Luisha area.

Habitat	Description
Unexploited forests	
	These forests are not exploited for charcoal production or cultivated at a human scale (Ameja et al., 2022). These refer to the land characterized by vegetation dominated by a sparse herbaceous layer under a 10–20 m forest stratum. The canopy covers 0.05 and covers at least 10–30% of the area, spanning between 0.05 and 1 hectare (Khoji et al., 2023).
Degraded forests	
	These forests have been exploited for charcoal production (Ribeiro et al., 2020a) and correspond to forests where the capacity to provide ecosystem services has been significantly reduced due to decreased woody plant density and biodiversity.
Post-cultivation fallows	
	Fallows are habitats that are abandoned after subsistence farming. This refers to habitats that have been severely damaged by excessive land use, degrading soil and vegetation, and delaying woody plant diversity recovery. Vegetation is primarily dominated by grasses (Buramuge et al., 2023a).

In each habitat, four transects, each 500 m long, were established along the four cardinal points (north, south, east, and west) of the village. On each transect, four floristic inventory plots measuring 50 m × 20 m, spaced 100 m apart, were set up (Ameja et al., 2022). This method significantly reduces alignment, angle, and width measurement errors that often occur during the setup of continuous plots. Additionally, it saves time and enhances data reliability, result consistency, and reproducibility (Thiombiano et al., 2016). Furthermore, to assess the regeneration of *miombo* woody species and thus the restoration of this forest ecosystem in anthropized habitats, 80 subplots of 10 m × 5 m each were installed in each habitat (Gonçalves et al., 2018). This represents 20 subplots per transect and 5 subplots per inventory plot (Figure 8-2). The dimensions of the plots and subplots were determined based on previous studies (Gonçalves et al., 2018; Ameja et al., 2022) indicating that 50 m × 20 m and 10 m × 5 m are adequate dimensions for floristic and forest regeneration studies in the *miombo* woodlands, respectively).

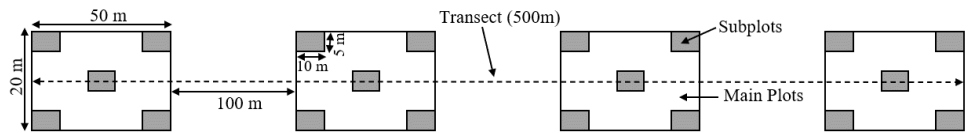


Figure 8-2. Graphical representation of the floristic inventory plan showing main plots and subplots along a 500 m transect (Ameja et al., 2022).

Furthermore, in each plot, all woody individuals with a diameter at breast height (DBH) ≥ 10 cm were inventoried. The diameter of these individuals was measured using forestry tape (Rondeux, 2021). Additionally, in these subplots, juvenile individuals (DBH < 10 cm) were inventoried, and their diameters were measured. The inventory considered three groups: seedlings (DBH < 1 cm), saplings ($1 \text{ cm} \leq \text{DBH} < 10 \text{ cm}$), and adults (DBH ≥ 10 cm) (Ding et al., 2017). The first two strata consist of juvenile individuals (regeneration individuals) while the last stratum represents the adult population. It should be noted that seedlings were only counted. Moreover, juveniles from coppicing were not included in the inventory. The floristic inventories for this study were conducted from 25 March to 29 June 2023. During the inventories, the identification of unknown woody species was facilitated by comparing the collected herbarium specimens with existing floras (Flora of Zambia, Flora of Zimbabwe, and World Flora), specialized books, and various identification guides (Malaisse, 2010; Meerts & Hasson, 2016; Vollesen & Merrett, 2020).

8.4.2.2. Data Analysis

The detailed analyses in this section focused on individuals inventoried in the three strata. However, the mean square diameter and basal area were not calculated for seedlings, as their diameters were not measured during the floristic inventory. Additionally, relative frequency and density, the natural regeneration index, and alpha diversity were only applied to the regeneration strata. To ensure homogeneity among plots of different ages within each habitat, the variability in terms of density and floristic diversity was tested at a 5% significance level (Zébazé et al., 2023). Thus, data collected on regeneration (DBH < 10 cm) in the subplots were extrapolated to the plot level, considering the ratio between the plot area ($50 \text{ m} \times 20 \text{ m}$) and the cumulative area of the subplots within each plot ($5 \times (10 \text{ m} \times 5 \text{ m})$). Furthermore, to characterize the three habitats, the density of individuals (N ; Equation (1)), quadratic mean diameter (DBH_m ; Equation (2)), and basal area of individuals (GBA ; Equation (3)) of the inventoried adult individuals were calculated (Gonçalves et al., 2017; Rondeux, 2021; Ameja et al., 2022). Density expresses the number of individuals inventoried per unit area (ha), while the basal area is a common measure in forest management (expressed in m^2/ha), representing the cross-sectional area of tree trunks at breast height (1.3 m; Rondeux, 2021). The quadratic mean diameter is the calculated diameter (expressed in cm) for trees with multiple trunks or branches at 1.3 m above the ground (Rondeux, 2021). In this study, this parameter (DBH_m) was used to calculate the average diameter of woody individuals inventoried in each habitat. Additionally, the averages of woody plant species, genera, and families were calculated for these habitats (Zébazé et al., 2023).

$$N = \frac{ni}{a} \quad (1)$$

where ni is the number of individuals of a species in a plot, and a is the area of the plot expressed in hectares.

$$DBH_m = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n d_i^2} \quad (2)$$

where d_i is the diameter at breast height (*DBH*) of each tree trunk or branch, measured at 1.3 m above the ground, and n is the total number of these trunks or branches measured.

$$GBA = FE \sum_{i=1}^m gi \quad (3)$$

with gi , the basal area of each measured individual (expressed in m^2 /plot area), calculated using the equation below (Equation (4)), m is the number of woody individuals inventoried in the plot, and FE is the extension factor related to the plot area (m^2), used to extrapolate gi values to per hectare (Rondeux, 2021).

$$gi = \frac{\pi D^2}{4} \quad (4)$$

with D , the diameter at breast height (*DBH*) of an individual, measured at 1.30 m above the ground.

In addition, to assess the regeneration potential ($DBH < 10cm$) of the habitats, the frequency (f ; Equation (5)), relative frequency (RF ; Equation (6)), and relative density (RD ; Equation (7)) were calculated (Ameja et al., 2022). Frequency expresses the probability of a woody species being inventoried in each of the floristic inventory plots, while relative frequency is the proportion that a given species represents compared to all inventoried species. Relative density, on the other hand, expresses the proportion that individuals of a given species represent compared to the entire population of individuals in a forest stand Gonçalves et al., 2018).

$$f = \frac{n}{Np} \quad (5)$$

with n being the total number of plots in which the species has been inventoried and Np the total count of plots.

$$RF = \frac{f}{F} \times 100 \quad (6)$$

with f being the frequency of a woody species and F the sum of all frequencies.

$$RD = \frac{ni}{N} \times 100 \quad (7)$$

where ni is the number of individuals of a species and N is the total count of all inventoried individuals.

Additionally, the natural regeneration index (NRI), defined as the ratio between the number of juvenile individuals ($DBH < 10$ cm) and the number of adult individuals ($DBH > 10$ cm) of a species, was calculated (Hakizimana et al., 2011). When $NRI < 1$, the regeneration of the species in question is low, while when $NRI \geq 1$, the regeneration is high (Melingui et al., 2017). Furthermore, to compare the abundance and specific diversity of habitat regeneration, the Fisher alpha index (α ; Equation (8)) (Kalaba et al., 2013; Colwell & Elsensohn, 2014) was calculated. Additionally, the sampling effort of woody species in the regeneration was assessed by calculating the proportion between the inventoried species in the understory ($Taxa\_S$) and the number of species according to the floristic richness estimator (Chao-1; Zébazé et al., 2023).

$$\alpha = \frac{(\sum_{i=1}^S Ni(Ni - 1))}{(\sum_{i=1}^S ni)(\sum_{i=1}^S Ni) - \sum_{i=1}^S Ni^2} \quad (8)$$

with S being the total number of species; N_i the total abundance of species i , and n_i the number of sites or plots where species i is present.

Furthermore, to identify statistical differences at the 5% significance level among the parameters characterizing the three habitats—unexploited forests, degraded forests, and post-cultivation fallows—the non-parametric Kruskal–Wallis test was applied. This test, which compares group medians, is suitable for datasets that do not meet the normality assumptions required by parametric tests, thus providing robust comparisons across multiple groups. Specifically, dendrometric parameters, including the density of individuals per hectare, quadratic mean diameter, and basal area, as well as floristic parameters such as the number of individuals, taxa, genera, families, and Fisher alpha index, were analyzed. The non-normal distribution of the data, confirmed by the Shapiro test (Razali & Wah, 2011), motivated our choice of the Kruskal–Wallis test. When significant differences were found, the Dunn–Bonferroni post hoc test was employed for pairwise comparisons among strata or habitats (Gupta & Mishra, 2019; Heinken et al., 2022). Finally, The Jaccard index (J ; Equation (9); Albatineh & Niewiadomska-Bugaj, 2011) was used to compare floristic lists of habitat strata, highlighting the impact of anthropogenic disturbance on species composition.

$$J = \frac{a}{a+b+c} \quad (9)$$

where a is the total number of woody species inventoried in two habitats for comparison; b and c , respectively, represent the number of woody species inventoried in one of the two habitats but absent in the other habitat.

All these analyses were conducted using R software version 4.3.2. Pairwise comparisons of floristic diversity between strata and habitats were performed using Past 4.05 software, while the alpha diversity index was calculated using EstimateS version 9.1 software.

8.5. Results

8.5.1. *Floristic Characterization of the Three Habitats along an Anthropization Gradient*

A total of 1099 adult individuals were inventoried in the three habitats, belonging to 60 species, 40 genera, and 25 families. Additionally, many of these individuals were inventoried in unexploited and degraded forests compared to post-cultivation fallows. Furthermore, the families Fabaceae and Phyllanthaceae are the most represented, particularly in the unexploited forests (Table 8-2).

Table 8-2. Families, genera, and species of inventoried adult individuals in different habitats. UFO: unexploited forests, DFO: degraded forests, PCF: post-cultivation fallows. Values are expressed in percentage (frequencies). -: the family was not represented during floristic inventories, n: number of genera, species, or individuals inventoried.

Families	UFO (%)			DFO (%)			PCF (%)		
	Genera n = 27	Species n = 36	Individuals n = 500	Genera n = 33	Species n = 48	Individuals n = 456	Genera n = 25	Species n = 32	Individuals n = 143
Anacardiaceae	3.70	2.78	0.80	3.03	2.08	2.63	-	-	-
Anisophylleaceae	3.70	2.78	1.00	3.03	2.08	0.88	4.00	3.13	1.40
Annonaceae	-	-	-	-	-	-	4.00	3.13	1.40
Apocynaceae	3.70	2.78	2.00	3.03	2.08	6.58	4.00	3.13	4.20
Bignoniaceae	3.70	2.78	0.60	3.03	2.08	0.22	-	-	-
Celastraceae	3.70	2.78	0.20	3.03	2.08	0.22	-	-	-
Chrysobalanaceae	3.70	2.78	1.20	3.03	2.08	3.51	4.00	3.13	2.80
Clusiaceae	3.70	2.78	0.20	9.09	6.25	1.10	4.00	3.13	0.70
Combretaceae	3.70	5.56	0.60	3.03	6.25	2.41	4.00	6.25	2.10
Dipterocarpaceae	7.41	8.33	7.20	6.06	4.17	5.04	-	-	-
Fabaceae	33.33	33.33	76.00	27.27	33.33	59.87	28.00	34.38	67.83
Ixonanthaceae	3.70	2.78	1.00	3.03	2.08	0.88	4.00	3.13	0.70
Lamiaceae	3.70	2.78	0.20	3.03	6.25	2.85	4.00	3.13	2.10
Loganiaceae	3.70	8.33	1.60	3.03	4.17	0.44	4.00	6.25	1.40
Malvaceae	-	-	-	-	-	-	8.00	6.25	3.50
Meliaceae	3.70	2.78	0.20	3.03	2.08	0.22	-	-	-
Moraceae	-	-	-	3.03	4.17	0.66	-	-	-
Myrtaceae	-	-	-	3.03	2.08	0.66	4.00	3.13	3.50
Ochnaceae	3.70	2.78	1.20	3.03	2.08	0.22	4.00	3.13	1.40
Olacaceae	3.70	2.78	0.20	-	-	-	-	-	-
Oleaceae	-	-	-	3.03	2.08	0.22	4.00	3.13	0.70
Phyllanthaceae	7.41	11.11	5.80	9.09	10.42	10.96	12.00	12.50	5.59
Proteaceae	-	-	-	3.03	2.08	0.44	-	-	-
Rubiaceae	-	-	-	-	-	-	4.00	3.13	0.70
Total of frequencies	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

However, the mean values of dendrometric parameters are higher in the unexploited and degraded forests compared to the post-cultivation fallows. Moreover, floristic diversity is higher in the unexploited forests in particular (Table 8-3). These results highlight the importance of preserving untouched forests to maintain both forest structure and biodiversity. They underscore the potential impacts of logging and degradation on these critical parameters and advocate for sustainable management and conservation strategies to protect these valuable ecosystems.

Table 8-3. Dendrometric and floristic parameters of inventoried adult individuals in different habitats. Means $\pm$ standard deviations. For a given parameter, habitats without common letters differ significantly at $p < 0.05$. UFO: unexploited forests, DFO: degraded forests, PCF: post-cultivation fallows. Taxa_S: number of species.

Parameters	UFO	DFO	PCF
Dendrometric parameters			
Density (individuals/ha)	312.50 $\pm$ 126.36 a	285.00 $\pm$ 126.97 a	89.38 $\pm$ 96.02 b
Quadratic mean diameter (cm)	40.75 $\pm$ 15.83 a	32.57 $\pm$ 6.78 b	28.84 $\pm$ 11.18 b
Basal area (m ² /ha)	16.78 $\pm$ 7.25 a	9.98 $\pm$ 7.14 a	1.92 $\pm$ 2.07 b
Floristic parameters			
Taxa_S/plot	10.25 $\pm$ 2.86 a	12.44 $\pm$ 4.46 a	4.81 $\pm$ 4.28 b
Genera/plot	8.44 $\pm$ 2.16 a	9.88 $\pm$ 3.36 a	3.94 $\pm$ 3.17 b
Families/plot	4.67 $\pm$ 1.96 a	5.88 $\pm$ 1.86 a	2.69 $\pm$ 2.06 b

8.5.2. *Natural Regeneration of Miombo Woody Species in the Three Habitats*

The study inventoried 23,052 regenerating individuals across varied forest types: 7576 juveniles in unexploited forests, 9044 in degraded forests, and 6432 in post-cultivation fallows. These juveniles represented 82 species (unexploited: 59, degraded: 69, fallows: 70), 59 genera (unexploited: 43, degraded: 48, fallows: 53), and 30 families (unexploited: 25, degraded: 25, fallows: 27). However, in unexploited forests, seedlings (DBH < 1 cm) spanned 54 species, 40 genera, and 25 families; saplings (1 cm $\leq$ DBH < 10 cm) were found in 43 species, 32 genera, and 19 families. In degraded forests, seedlings were in 63 species, 43 genera, and 25 families, and saplings in 44 species, 32 genera, and 19 families. Post-cultivation fallows had seedlings in 58 species, 44 genera, and 25 families, and saplings in 53 species, 41 genera, and 21 families. Seedlings predominated: 87.49% in unexploited forests, and 73.64% in degraded forests and 72.70% in fallows, while saplings comprised 12.51%, 26.36%, and 27.30% respectively. In addition, Fabaceae and Phyllanthaceae were predominant, comprising 42.37% to 44.93% of the inventoried species and 70.15% to 70.80% of juvenile individuals across all habitats. Most seedlings were in unexploited and degraded forests; fewer saplings were noted in unexploited forests compared to anthropized habitats. *Brachystegia* and *Albizia* species were prominent across regeneration strata (Table 8-4). Further details on the relative frequency, and relative density of species, can be found in the Supplementary Materials (Annexe II-3).

However, the results indicating similar dendrometric and floristic parameters across habitats highlight surprising uniformity despite environmental differences. Additionally, the low density per hectare, as well as the number of individuals, species, and genera in the seedling stratum of post-cultivation fallows (Table 8-5), raise questions about these habitats' ability to restore forest cover in optimal time. These observations suggest that fallows require careful management to promote woody species regeneration, diversity, and forest restoration.

Table 8-4. Floristic list of the top five regenerative plant species, showing high relative frequency/density (values in bold). The species list is presented in alphabetical order, and in case of tied values, the species concerned are counted as one. UFO: unexploited forests, DFO: Degraded forests, PCF: post-cultivation fallows. DBH < 1 cm: seedlings, 1 cm ≤ DBH < 10 cm: saplings, -: species not inventoried, n = number of individuals inventoried. RF (relative frequency) and RD (relative density) values are expressed in percentage. The entire set of species studied is presented in the Supplementary Materials (Annexe II-3).

Species	Family	DBH < 1 cm						1 cm ≤ DBH < 10 cm					
		UFO		DFO		PCF		UFO		DFO		PCF	
		(n = 6628)		(n = 6660)		(n = 4676)		(n = 948)		(n = 2384)		(n = 1756)	
		RF	RD	RF	RD	RF	RD	RF	RD	RF	RD	RF	RD
<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W. Wight	Fabaceae	4.17	6.76	4.62	9.01	5.50	5.39	4.86	3.38	5.17	6.71	5.54	5.47
<i>Albizia antunesiana</i> Harms	Fabaceae	4.17	4.16	3.08	2.52	5.11	3.25	2.78	1.69	4.13	1.85	4.54	6.15
<i>Anisophyllea boehmii</i> Engl.	Anisophylleaceae	3.13	1.39	2.77	2.88	1.97	1.71	3.47	2.95	2.07	0.67	7.06	3.19
<i>Baphia bequaertii</i> De Wild.	Fabaceae	5.56	7.91	4.31	5.29	5.11	6.50	3.47	3.38	5.68	5.70	3.53	7.06
<i>Brachystegia spiciformis</i> Benth.	Fabaceae	5.56	12.61	4.93	13.33	6.29	10.61	10.42	15.19	6.71	5.54	6.05	7.97
<i>Brachystegia wangermeeana</i> De Wild.	Fabaceae	4.51	10.80	4.93	20.48	5.90	27.89	6.94	17.30	6.20	29.53	7.56	23.46
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i> (Müll. Arg.) Pichon	Apocynaceae	2.78	2.96	4.31	2.46	1.18	0.86	3.47	5.91	5.68	8.39	2.02	1.82
<i>Garcinia huillensis</i> Oliv.	Clusiaceae	3.13	1.15	2.16	0.48	1.57	0.34	-	-	-	-	0.50	0.23
<i>Hymenocardia acida</i> Tul.	Phyllanthaceae	-	-	1.23	1.26	1.18	5.99	0.69	0.42	1.55	1.34	1.01	0.46
<i>Isoberlinia angolensis</i> (Benth.) Hoyle & Brenan	Fabaceae	3.82	11.04	4.62	5.23	3.54	4.53	4.86	2.95	2.07	4.53	3.53	6.61
<i>Isoberlinia tomentosa</i> (Harms) Craib & Stapf	Fabaceae	0.35	0.18	-	-	-	-	-	-	4.13	4.53	2.02	2.28
<i>Ochna schweinfurthiana</i> F. Hoffm.	Ochnaceae	4.17	3.02	3.69	3.78	3.93	2.65	4.17	2.53	3.10	2.18	1.51	0.91
<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Chrysobalanaceae	1.74	0.48	1.85	0.84	1.57	0.86	2.08	1.27	4.13	3.69	3.53	2.96
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i> Pax	Phyllanthaceae	2.78	2.35	3.39	1.80	3.14	1.80	2.08	2.53	2.07	1.01	5.04	3.19
<i>Psorospermum febrifugum</i> Spach	Clusiaceae	4.51	4.47	2.77	2.04	4.32	1.88	-	-	1.03	0.34	3.02	1.37
<i>Pterocarpus angolensis</i> DC.	Fabaceae	0.35	0.06	-	-	0.39	0.17	5.56	5.49	3.10	1.17	3.02	1.59
<i>Rothmannia engleriana</i> (K. Schum.) Keay	Rubiaceae	3.82	2.53	2.16	1.50	4.72	3.25	1.39	0.84	-	-	1.01	0.46
<i>Uapaca kirkiana</i> Müll. Arg.	Phyllanthaceae	4.51	3.14	2.46	2.70	0.79	0.34	4.17	3.80	3.62	2.35	2.02	1.37

Table 8-5. Comparison of dendrometric parameters and species richness between the two classes of juvenile individuals inventoried in the three habitats. Means $\pm$ standard deviations. For a given parameter, habitats without common letters differ significantly at $p < 0.05$. UFO: unexploited forests, DFO: degraded forests, PCF: post-cultivation fallows, DBH < 1 cm: seedlings, 1 cm $\leq$ DBH < 10 cm: Saplings, - : values were not calculated due to lack of relevant data.

	DBH < 1 cm			1 cm $\leq$ DBH < 10 cm		
	UFO	DFO	PCF	UFO	DFO	PCF
Dendrometric parameters						
Density (individuals/ha)	4142.50 $\pm$ 2176.33 ab	4185.00 $\pm$ 1544.84 a	2935.00 $\pm$ 1567.39 b	592.50 $\pm$ 341.36 a	1490.00 $\pm$ 1133.21 a	1110.00 $\pm$ 954.82 a
Quadratic mean diameter (cm) -	-	-	-	7.52 $\pm$ 0.66 a	7.16 $\pm$ 0.48 a	7.06 $\pm$ 0.49 a
Basal area (m ² /ha)	-	-	-	2.49 $\pm$ 1.26 a	5.76 $\pm$ 4.36 a	4.25 $\pm$ 3.71 a
Floristic parameters						
Individuals	103.56 $\pm$ 54.41 ab	104.63 $\pm$ 38.62 a	73.38 $\pm$ 39.18 b	14.81 $\pm$ 8.53 a	37.25 $\pm$ 28.33 a	27.75 $\pm$ 23.87 a
Taxa_S	18.00 $\pm$ 3.97 ab	20.50 $\pm$ 3.41 a	16.06 $\pm$ 3.99 b	16.88 $\pm$ 6.91 a	19.13 $\pm$ 10.83 a	19.19 $\pm$ 14.62 a
Genera	15.25 $\pm$ 4.09 ab	17.75 $\pm$ 3.49 a	13.44 $\pm$ 3.76 b	7.81 $\pm$ 3.62 a	10.63 $\pm$ 5.15 a	10.13 $\pm$ 6.39 a
Families	9.56 $\pm$ 2.78 a	10.88 $\pm$ 2.83 a	9.31 $\pm$ 2.89 a	5.19 $\pm$ 2.83 a	6.50 $\pm$ 3.18 a	6.63 $\pm$ 3.91 a
Chao-1	21.14 $\pm$ 5.85 a	25.57 $\pm$ 4.78 a	21.30 $\pm$ 8.29 a	18.87 $\pm$ 11.80 a	20.80 $\pm$ 11.22 a	23.16 $\pm$ 17.04 a
Taxa S/Chao-1	0.85	0.80	0.75	0.90	0.92	0.83
Fisher alpha	6.78 $\pm$ 1.66 a	8.57 $\pm$ 3.13 a	6.99 $\pm$ 2.11 a	10.74 $\pm$ 6.17 a	9.96 $\pm$ 11.91 a	8.71 $\pm$ 5.79 a

The regeneration potential of species remains high in unexploited forests within the seedling stratum, while it is high in anthropized habitats within the sapling stratum. These results show the capacity of *miombo* species to regenerate, and subsequently to reconstitute forest cover in anthropized habitats, particularly in degraded forests, which experience lower anthropogenic disturbances compared to fallows. The table below (Table 8-6) lists the top five species with the highest natural regeneration index. The complete table is provided in the Supplementary Materials (Annexe II-4).

Table 8-6. Floristic list of the top five regenerative plant species, showing the natural regeneration index for each habitat (values in bold). The species list is presented in alphabetical order, and in case of tied values, the species concerned are counted as one.

UFO: unexploited forests, DFO: degraded forests, PCF: post-cultivation fallows. NRI: natural regeneration index (ratio between juveniles and adults), DBH < 1 cm: seedlings, 1 cm ≤ DBH < 10 cm: saplings, 0: species not inventoried in the regeneration stratum but inventoried in the adult individual's stratum of the habitat, -: species inventoried in the regeneration stratum but not in the adult individual's stratum of the habitat. The entire set of species studied is presented in the Supplementary Materials (Annexe II-4).

Species	DBH < 1 cm			1 cm ≤ DBH < 10 cm		
	UFO	DFO	PCF	UFO	DFO	PCF
<i>Albizia antunesiana</i> Harms	23.00	12.92	50.67	1.33	3.38	36.00
<i>Anisophyllea boehmii</i> Engl.	18.40	48.00	40.00	5.60	4.00	28.00
<i>Baphia bequaertii</i> De Wild.	23.82	16.76	50.67	1.45	6.48	20.67
<i>Combretum molle</i> R.Br ex G. Don	40.00	9.33	72.00	4.00	4.00	12.00
<i>Combretum zeyheri</i> Sond.	0.00	6.00	0.00	-	34.00	16.00
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i> (Müll. Arg.) Pichon	19.60	5.47	6.67	5.60	6.67	5.33
<i>Ekebergia benguelensis</i> Welw. ex C.DC.	36.00	24.00	-	0.00	12.00	-
<i>Harungana madagascariensis</i> Lam. ex Poir.	-	136.00	-	0.00	0.00	-
<i>Hymenocardia acida</i> Tul.	0.00	42.00	-	-	16.00	-
<i>Isoberlinia angolensis</i> (Benth.) Hoyle & Brenan	45.75	38.67	42.40	1.75	12.00	23.20
<i>Isoberlinia tomentosa</i> (Harms) Craib & Stapf	-	0.00	0.00	0.00	21.60	8.00
<i>Julbernardia paniculata</i> (Benth.) Troupin	1.60	24.00	0.00	1.60	4.00	20.00
<i>Markhamia obtusifolia</i> (Boulanger) Sprague	2.67	44.00	-	2.67	24.00	-
<i>Mystroxydon aethiopicum</i> (Thunb.) Læs.	16.00	60.00	-	0.00	12.00	0.00
<i>Ochna schweinfurthiana</i> F. Hoffm.	33.33	252.00	62.00	4.00	52.00	8.00
<i>Olax obtusifolia</i> De Wild.	16.00	-	0.00	24.00	0.00	0.00
<i>Phyllocosmus lemaireanus</i> (De Wild. & T. Durand) T. Durand & H. Durand	32.00	43.00	92.00	4.80	6.00	4.00
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i> Pax	78.00	17.14	42.00	12.00	3.43	28.00
<i>Psorospermum febrifugum</i> Spach	296.00	68.00	-	0.00	4.00	-
<i>Rothmannia engleriana</i> (K. Schum.) Keay	-	-	152.00	-	0.00	8.00
<i>Schrebera trichoclada</i> Welw.	-	0.00	28.00	0.00	0.00	28.00
<i>Strychnos cocculoides</i> Boulanger	1.33	28.00	64.00	4.00	16.00	12.00
<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	0.00	0.00	-	4.00	-	-
<i>Vitex doniana</i> Sweet	4.00	2.40	5.33	4.00	1.60	6.67
<i>Vitex mombassae</i> Vatke	-	8.00	-	0.00	16.00	0.00

8.5.3. *Comparison of the Specific Richness of Woody Species Inventoried in Regeneration and Adult Stands*

However, the Jaccard similarity of floristic lists among different strata in the three habitats is depicted in the table below (Table 8-7). It is evident from this table that the lowest similarity is between the floristic list of seedlings in degraded forests and that of adults in post-cultivation fallows (42.00%), while the highest similarity is between the floristic lists of installed juveniles in unexploited forests and those in degraded forests (92.00%). Nonetheless, a pairwise comparison of floristic lists of habitats (all strata combined) reveals that the floristic lists of unexploited and degraded forests exhibit a similarity of 76.50%, whereas that of post-cultivation fallows is 56.00% similar to unexploited and degraded forests, respectively. These results indicate that the floristic lists of habitats are influenced by natural factors (intra- and interspecific competition) and, particularly, by the extent of disturbances experienced by the habitats.

Table 8-7. Jaccard similarity between floristic lists of different strata in the three habitats. UFO: unexploited forests, DFO: degraded forests, PCF: post-cultivation fallows, <1: seedlings; ≥1: saplings; ≥10: adults. Relative values are presented in decimal form.

	UFO <1	DFO <1	PCF <1	UFO ≥1	DFO ≥1	PCF ≥1	UFO ≥10	DFO ≥10
DFO <1	0.65							
PCF <1	0.68	0.65						
UFO ≥1	0.65	0.55	0.50					
DFO ≥1	0.71	0.59	0.55	0.92				
PCF ≥1	0.67	0.64	0.74	0.63	0.68			
UFO ≥10	0.65	0.48	0.57	0.71	0.79	0.63		
DFO ≥10	0.67	0.57	0.59	0.73	0.80	0.74	0.86	
PCF ≥10	0.56	0.42	0.50	0.71	0.67	0.63	0.60	0.63

8.6. Discussion

8.6.1. *Structure and Floristic Composition of Forest Strata and Stands along the Anthropization Gradient*

Dendrometric, particularly the density, and floristic parameters decrease according to the increase in the level of habitat disturbance (Table 8-2; Table 8-3). This situation is attributed particularly to anthropogenic disturbances experienced by the anthropized habitats, primarily agriculture and charcoal production. Indeed, cutting trees for dendro-energy (typically targeting larger-diameter trees during selective logging) and agriculture reduces tree density and biomass, thereby affecting both the diversity and distribution of woody species (Kiruki et al., 2017). Thus, the conversion of forested lands into agroecosystems and dendro-energies leads to deforestation and fragmentation of the *miombo* woodlands, particularly in the Lubumbashi region (Khoji et al., 2023). According to Useni et al. (2020) and Cabala et al. (2022), anthropogenic activities disrupt the ecological balance of ecosystems, subsequently affecting the structure and composition of the *miombo* woodlands.

However, natural factors such as climate change and natural disasters can also negatively impact the dendrometric and floristic parameters of habitats (Peñuelas & Sardans, 2021). These results, found in the present study, corroborate those of other research conducted in the *miombo* ecoregion (Kalaba et al., 2013; Syampungani et al., 2016; Gonçalves et al., 2018; Montfort et al., 2021; Kissanga et al., 2023; Zébazé et al., 2023), showing that the values of dendrometric (number of individuals inventoried, mean quadratic diameter, basal area) and floristic parameters (number of species, genera, and families) of habitats decrease as anthropogenic disturbances increase.

8.6.2. *Regeneration of Miombo Woody Species along the Anthropization Gradient*

The regeneration potential (individual number and diversity) of habitats within the two regeneration strata remains higher in degraded forests than in unexploited forests and post-cultivation fallows (Table 8-4; Table 8-5, and Table 8-6). These results demonstrate that the regeneration of woody species and subsequently the reconstitution of the *miombo* woodlands would be possible in anthropized habitats provided that human activities, especially agriculture, dendro-energy production, wood cutting, and bushfires, are prohibited. Additionally, these measures must be increasingly enforced in heavily disturbed habitats, such as post-cultivation fallows. The similarity in floristic richness between degraded and unexploited forests could be explained by the fact that the anthropogenic disturbances experienced by degraded forests, particularly related to the decrease in individual density through selective harvesting, make resources available in these habitats, such as space, water, and insolation (Chinder et al., 2020). This resource availability, coupled with low inter- and intraspecific competition, allows woody species, particularly pioneer species and those resilient to anthropogenic disturbances (present in the herbaceous stratum and the soil seed bank), to establish themselves (Gupta & Mishra, 2019).

In contrast to degraded forests, anthropogenic disturbances in agroecosystems are not only related to the loss of woody species density (tree cutting and stump removal) but also to the disruption of soil physicochemical and biological properties (Reyniers, 2019). The combination of these disturbances negatively affects the regeneration potential and resilience capacity of woody species, potentially leading to savannization (Useni et al., 2019b). Furthermore, the regeneration potential in unexploited forests would depend on strong inter- and intraspecific competition for the aforementioned resources, primary factors in the establishment of plant species in habitats (Finger et al., 2023; Pretzsch et al., 2023). These results corroborate previous research (Chidumayo, 2013; Gonçalves et al., 2018; Lu et al., 2018; Zébazé et al., 2023) indicating that anthropized habitats exhibit high species richness in regeneration strata. These anthropized habitats are characterized by high environmental heterogeneity during early succession stages and high regeneration potential of *miombo* woody species (Ameja et al., 2022). However, these results do not support the findings of studies conducted, notably in Zimbabwe by Montfort et

al. (2021), indicating that species richness is high in unexploited forests due to the absence of anthropogenic disturbances on a human scale. Nevertheless, the regeneration potential in unexploited forests depends on several factors, including inter/intra-specific competition for resources and minimal anthropogenic disturbances. Additionally, the vigor of adult trees (producing quality and sufficient seeds), the presence of animal species (facilitating seed dispersal), symbiotic interactions, good soil structure, and high nutrient availability also play crucial roles. These factors interact in complex ways, influencing the regeneration process in unexploited forests (Chirwa et al., 2015b; Finger et al., 2023).

However, these disturbances could create new environmental conditions that sometimes favor increased plant diversity if these anthropogenic disturbances are of low intensity, limited duration, and characterized by minimal removal (Puig, 2001). This situation has already been highlighted in previous studies conducted in the *miombo* ecoregion (Muvengwi et al., 2020; Montfort, 2021), demonstrating that floristic characteristics such as stand structure and species richness of habitat with medium anthropization level can reach higher values than those of unexploited mature forests after anthropogenic disturbances cease. Indeed, habitats with intermediate disturbance regimes, such as degraded forests in this study, may exhibit high species diversity through the creation of diverse ecological niches, thereby confirming the widely evoked intermediate disturbance hypothesis in various fields of natural resources management and conservation (Morel & Chollet, 2022).

Conversely, maintaining human pressure on natural resources even in heavily anthropized habitats compromises the regeneration of woody species and subsequently the reconstitution of the *miombo* woodlands. Indeed, the distance from intact forests over an increasingly extensive radius (Useni et al., 2017a) has led local communities to harvest woody species, furthermore through less sustainable practices Nghonda et al., 2023a), in anthropized areas near settlements for various needs (Ameja et al., 2022). In addition to this, late and repetitive bushfires (Ryan & Williams, 2011) characterizing the *miombo* ecoregion (Tarimo et al., 2015; Van Wilgen & De Klerk, 2022; Buramuge et al., 2023a; Buramuge et al., 2023b) and particularly the Lubumbashi region (Useni et al., 2023a), affect the natural regeneration of woody species in habitats. Moreover, the scarcity of species with high calorific value and the increase in charcoal production distance induce the return of local communities to regenerating forest stands. This situation contributes to maintaining a high level of forest degradation (Sola et al., 2019) and decreases the potential for forest regeneration. Similarly, population growth and increased land pressure resulting from it have led local communities to shorten fallow periods to meet increased demand for necessities (Bolakonga et al., 2017). This further disrupts the process of woody species regeneration and ongoing *miombo* woodlands reconstitution in post-cultivation fallows (Mama et al., 2014). These results are similar to those of studies conducted in Mozambique (Ameja et al., 2022), showing that ongoing human activities in already anthropized habitats compromise the reconstitution of the *miombo* woodlands in these habitats.

8.6.3. *Similarity between Floristic Lists along the Anthropization Gradient*

The floristic lists of strata in unexploited forests and degraded forests exhibit higher similarities compared to post-cultivation fallows (Table 8-7). This similarity between unexploited forests and degraded forests is also observed among habitats when all strata are merged. This situation is attributed to the fact that during exploitation, agrosystems transitioning into post-cultivation fallows undergo anthropogenic disturbances that negatively impact dendrometric and floristic parameters, particularly. These findings corroborate studies conducted in the dense humid forest region (Meniko et al., 2020; Zébazé et al., 2023), and specifically in the *miombo* ecoregion (Ameja et al., 2020; Monfort et al., 2021), demonstrating that anthropogenic activities in agrosystems negatively influence floristic diversity in post-cultivation fallows.

8.6.4. *Implications for Sustainable Miombo Woodlands Restoration in Anthropized Landscapes*

Anthropogenic disturbances affect the high potential for natural regeneration and resilience of different *miombo* woody species. To address this, Assisted Natural Regeneration (ANR) could be one solution. ANR involves the deliberate protection of disturbed habitats against anthropogenic pressures and invasive plant species to accelerate natural forest succession processes leading to the reconstitution of a resilient and productive ecosystem (Berrahmouni et al., 2015; Rinaudo et al., 2020). It requires legislative reform and rules governing interactions between natural and social dynamics (Guizol et al., 2022). However, in the DR Congo, this reform would focus on access to natural resources, establishing reasonable rotation periods, regulating bushfires, and anthropogenic incursions into habitats at the end of their exploitation. ANR could be effective and less costly than reforestation and other revegetation strategies, provided there are seed sources in the restoration area (Berrahmouni et al., 2015). This restoration technique has been successfully used in Ethiopia to restore forests over significant areas previously impacted by anthropogenic activities and has been proposed in Mozambique to restore *miombo* woodlands in anthropized habitats (Berrahmouni et al., 2015; Montfort, 2021). However, in regions with rapid population growth like the Lubumbashi region, implementing ANR can be challenging due to increased anthropogenic pressures on land and natural resources. To address this, zoning and defined collaborative restoration options involving local communities actively would be one solution to this situation (Awono et al., 2023; Nghonda et al., 2023a).

Furthermore, reforestation and forest enrichment—practice aimed at restoring and enhancing selectively logged forests by introducing valuable woody species (cultural, economic)—would be palliative solutions for anthropized habitats with low *miombo* resilience capacity after exploitation, such as post-cultivation fallows. Utilizing *miombo* woody species for reforestation and habitat enrichment would

result in forest ecosystems with a structure, specific composition, and function similar to those of the previously exploited forest. In this regard, these restored habitats would continue to support the survival of both rural and urban populations by providing the usual ecosystem services (Talukdar et al., 2021). However, selecting fast-growing native species like *Pterocarpus tinctorius* Welw. and *Combretum collinum* Fresen. is necessary for short-term *miombo* woodlands reconstitution (Kaumbu et al., 2021). Nevertheless, similar to ANR habitats, reforested or enriched habitats should be protected from anthropogenic intrusions (Ameja et al., 2020; Monfort et al., 2021) and late, repetitive bushfires (Giliba al., 2011a; Useni et al., 2023b).

Furthermore, this study shows the current state of anthropized habitats regarding regeneration potential and subsequent forest reconstitution. However, it does not depict the successional dynamics of woody species in these habitats over the years following exploitation (Syampungani et al., 2016; Gonçalves et al., 2017; Montfort et al., 2021). Additionally, the study does not show the distribution of these woody species based on their functional traits within different strata and habitats (Zebazé et al., 2023). These missing ecological aspects would provide complementary information to the present results and remain important for the establishment of sustainable *miombo* woodlands management strategies.

8.7. Conclusions

The present study assessed the natural regeneration capacity of *miombo* woody species along a gradient of anthropization through floristic inventories in three different habitats, including one that was unexploited and two with varying levels of anthropization. The results confirm that density, mean diameter, basal area, taxa, genera, and families have high values in both unexploited and degraded forests. Indeed, significant differences were observed among the three habitats, with low values observed in fallows. Furthermore, these results confirm that the regeneration potential of *miombo* species and individuals' numbers are high in degraded forests. However, low regeneration was observed in unexploited forests and post-cultivation fallows, except in the sapling's stratum where regeneration in different habitats is almost equivalent. Additionally, our results indicate that there are similarities and dissimilarities in terms of floristic richness between habitats, as the floristic lists of unexploited forests and degraded forests show higher similarities than post-cultivation fallows. While our study did not characterize variations in dendrometric and floristic parameters according to the age of anthropized habitats, as well as the distribution of species in strata and habitats in terms of functional traits of woody species, our results show that the regeneration potential of *miombo* species depends on the intensity of anthropogenic disturbances experienced by habitats. To contribute to the regeneration of woody species and the reconstitution of *miombo* in anthropized habitats, appropriate legislation determining rotation periods and regulating repetitive bushfires and anthropogenic activities should be established. Additionally, inclusive reforestation and agroforestry activities using *miombo* woody species should be considered.

8.8. Contextualisation

Les présents résultats montrent que les habitats anthropisés, particulièrement les forêts dégradées par la production du charbon de bois, présentent une capacité élevée à reconstituer le massif forestier après exploitation, à condition que les activités anthropiques soient réglementées. 5 ans après exploitation, ces habitats anthropisés, particulièrement les forêts dégradées, présentent un nombre élevé des juvéniles ($DHP < 10\text{cm}$), dont la diversité floristique est statistiquement similaire aux forêts non-exploitées à l'échelle humaine. Néanmoins, cette capacité de restauration du couvert végétal est inversement proportionnelle à la magnitude des perturbations connues par ces habitats. Ceci induit que les jachères présentent une résilience à reconstituer le massif forestier du *miombo*. Pour ces habitats présentant une faible résilience, la reforestation reste une solution, permettant à ces habitats de fournir aux populations des services écosystémiques, particulièrement les PFNL pour leur survie. Pour ce faire, dans le même souci, celui de vérifier les possibilités de survie des populations à travers les services écosystémiques que procurent les habitats forestiers, nous évaluons dans le chapitre suivant (chapitre 9) la durabilité des initiatives de reforestation menées dans ces habitats dans la région de Lubumbashi.

Chapitre 9

Reforestation Initiatives in the Lubumbashi Charcoal Production Basin (DR Congo): Plant Diversity Selection, Management Practices, and Ecosystems Structure

Les initiatives de reforestation dans le bassin de production de charbon de Lubumbashi (RD Congo) : Sélection de la diversité végétale, pratiques de gestion et structure des écosystèmes présentées dans ce chapitre sont adaptées de : Nghonda, N.D., Khoji, M.H., Kalenga, M.G., Duse, D.F., Kasanda, M.N., Esoma, O.B., Mpanda, M.M., Cabala, K.S., Malaisse, F., Masengo, K.W.; Bogaert, J. & Useni, S.Y. (sous-press). Reforestation Initiatives in the Lubumbashi Charcoal Production Basin (DR Congo): Plant Diversity Selection, Management Practices, and Ecosystems Structure. *Ecologies*, 2025, 6, 17. <https://doi.org/10.3390/ecologies6010017>

9.1. Abstract

The sustainability of reforestation initiatives depends on the involvement of local communities, whose lack of ownership compromises efforts to combat deforestation in the Lubumbashi Charcoal Production Basin. This study assesses reforestation activities in two village areas (Milando and Mwawa), based on individual interviews (50 individuals/village area) and floristic inventories carried out in two types of habitats (reforested and unexploited) for each village area. The hypotheses tested were the following: (i) Reforested habitats and tree species were selected collaboratively, ensuring an inclusive approach; (ii) ecological parameters—density per hectare, quadratic mean diameter, basal area, and floristic diversity—of reforested sites were comparable to those of unexploited *miombo* due to protection allowing natural recovery; and (iii) ethnobotanical and floristic patterns reflect varying levels of anthropogenic disturbance and the limited diversity of species used in reforestation. Thus, the interviews gathered data on habitat and woody species selection for reforestation and management practices, while the inventories assessed the condition of these reforested habitats in terms of density per hectare, basal area, quadratic mean diameter, and floristic diversity. The results show that in both village areas, the selection of habitats for reforestation was carried out concertedly (22.00–44.00% of citations). Woody species were chosen according to the needs of local communities (40–52%) and the availability of seeds (18.00–44.00%). Furthermore, management practices for these reforested habitats include planning/assessment meetings (26.00–38.00%) and maintenance activities, such as firebreaks (38.00–46.00%) and surveillance of reforested habitats (24.00%). Additionally, these practices are being increasingly neglected, jeopardizing reforestation efforts. However, density/ha, basal area, quadratic mean diameter, and floristic diversity did not show significant differences between reforested and unexploited habitats, particularly at Milando ($p > 0.05$). Furthermore, floristic similarity is 55.56% for reforested habitats and 93.75% for unexploited habitats but remains low between reforested and unexploited habitats (40.00–47.62%). This similarity between ethnobotanical and floristic lists is also low (43.75–31.58%). Finally, a total of 442 woody individuals were recorded in reforested habitats and 630 in unexploited ones, with Fabaceae dominating both habitat types. Despite some cited reforestation species like *Acacia polyacantha* being absent, *Brachystegia spiciformis* emerged as the most prevalent species in both reforested and unexploited areas. The results of the present study suggest a sustainable and continuous management of these reforested habitats for an effective reconstitution of the forest cover. To reinforce the sustainable management of these reforested habitats, it is recommended that decision-makers conduct awareness-raising campaigns and establish payment for environmental service mechanisms to motivate communities.

Keywords: Restoration; Deforestation; forest Degradation; *Miombo* woodlands; Sustainable management; Local community forest concession

9.2. Résumé

La durabilité des initiatives de reforestation dépend de l'implication des communautés locales, dont le manque d'appropriation compromet les efforts de lutte contre la déforestation dans le bassin de production de charbon de Lubumbashi. Cette étude évalue les activités de reforestation dans deux villages (Milando et Mwawa) à travers des entretiens individuels (50 personnes par village) et des inventaires floristiques réalisés dans deux types d'habitats (reforestés et non exploités). Les hypothèses testées sont les suivantes : (i) la sélection des habitats et des espèces ligneuses pour la reforestation a été réalisée de manière concertée, garantissant une approche inclusive ; (ii) les paramètres écologiques — densité à l'hectare, diamètre quadratique moyen, surface terrière et diversité floristique — des sites reforestés sont comparables à ceux du *miombo* non exploité, en raison de la protection favorisant la régénération naturelle ; (iii) les caractéristiques ethnobotaniques et floristiques traduisent des niveaux variables de perturbation anthropique et une diversité limitée des espèces utilisées en reforestation. Les entretiens ont permis de recueillir des données sur la sélection des habitats et des espèces ligneuses ainsi que sur les pratiques de gestion, tandis que les inventaires ont évalué l'état des habitats reforestés à travers les paramètres écologiques mentionnés. Les résultats montrent que la sélection des habitats pour la reforestation a été réalisée de manière concertée (22,00–44,00 % des citations). Les espèces ligneuses ont été choisies selon les besoins des communautés locales (40–52 %) et la disponibilité des semences (18,00–44,00 %). Les pratiques de gestion incluent la tenue de réunions de planification et d'évaluation (26,00–38,00 %), l'entretien des sites via des pare-feux (38,00–46,00 %) et la surveillance des reboisements (24,00 %). Toutefois, ces pratiques sont de plus en plus négligées, compromettant la pérennité des reforestations. Les paramètres écologiques ne présentent pas de différences significatives entre les habitats reforestés et non exploités, notamment à Milando ($p > 0,05$). La similarité floristique est de 55,56 % pour les habitats reforestés et de 93,75 % pour les habitats non exploités, mais elle reste faible entre ces deux types d'habitats (40,00–47,62 %). De même, la correspondance entre les listes ethnobotaniques et floristiques est limitée (43,75–31,58 %). Au total, 442 individus ligneux ont été recensés dans les habitats reforestés contre 630 dans les habitats non exploités, avec une dominance de la famille des Fabaceae. Malgré l'absence de certaines espèces citées pour la reforestation, comme *Acacia polyacantha*, *Brachystegia spiciformis* s'impose comme l'espèce dominante dans les deux types d'habitats. Ces résultats soulignent la nécessité d'une gestion durable et continue des habitats reforestés pour assurer une reconstitution efficace du couvert forestier. Pour renforcer cette durabilité, il est recommandé de sensibiliser les populations et de mettre en place des mécanismes de paiement pour services environnementaux afin d'inciter les communautés locales à s'engager activement dans la préservation des sites reforestés.

Mots-clés : Restauration ; Déforestation ; Dégradation forestière ; *Miombo* ; Gestion durable ; Concession forestière communautaire.

9.3. Introduction

Forests are crucial terrestrial ecosystems, harboring 80% of the Earth's biological diversity and numerous endemic species (Kalaba et al., 2013; Tchekoté et al., 2020). For this, they play an important role in the atmospheric carbon sequestration and provide essential ecosystem services such as dendroenergy and non-timber forest products, supporting both rural and urban populations (Eba'a atyi et al., 2022).

Globally, forests cover approximately 4.1 billion hectares, or 31% of the Earth's land surface (FAO, 2024). In Africa, forests represent around 675 million hectares (Gonçalves et al., 2021; Bostancı, 2023), of which almost 12% is covered by *miombo* (Berrahmouni et al., 2015; Malaisse et al., 2010), a forest dominated by woody species of the genera *Brachystegia*, *Julbernardia*, and *Isoberlinia* (Malaisse et al., 2010; Malaisse et al., 2021). This forest covers between 2.7 and 3.6 million km² of the Zambezi ecoregion (Sawe et al., 2014), providing a livelihood for over 100 million people (Mwitwa et al., 2012; Gonçalves et al., 2018). It's high biodiversity and significant endemism, make the forest a priority for conservation (Mittermeier et al., 2003; Godlee et al., 2020).

However, increasing anthropogenic pressures—mainly shifting agriculture, dendroenergy production, timber exploitation, and bushfires—are driving *miombo* deforestation and degradation (Munyemba & Bogaert, 2014; Mojeremane & Lumbile, 2016; Syampungani et al., 2016; Cabala et al., 2022; Khoji et al., 2022; Mpanda et al., 2022; Khoji et al., 2023; Useni et al., 2023a). In the Zambezi region, deforestation rates range from 2% to 22%, with the highest level in countries where populations are highly dependent on forest resources (Chirwa et al., 2015b), such as the Democratic Republic of Congo (DR Congo).

The DR Congo, despite its high forestry potential, has the highest deforestation rate in the Congo Basin, averaging -0.4% between 2001 and 2019 (Eba'a atyi et al., 2022). Southeastern DR Congo, particularly Katanga, has experienced a dramatic decline in *miombo* cover, from over 70% in 2000 to 43% in 2010 (Potapov et al., 2012). In the Lubumbashi Charcoal Production Basin—an area supplying dendroenergy to Lubumbashi—the deforestation rate reaches 1.51%, six times the national average (Khoji et al., 2023). Local communities similarly perceive this forest loss, as indicated by the perception maps of Nghonda et al. (2024). This rapid deforestation is driven by poverty, socio-economic challenges, and urbanization, which exacerbate resource overexploitation and threaten community well-being (Cadre Intégré de Classification de la sécurité Alimentaire, 2024; Nghonda et al., 2023a).

To counteract deforestation and degradation, forest cover restoration is a key solution (Berrahmouni et al., 2015; Rinaudo et al., 2020). This process aims to restore forest structure, composition, and ecological functions, which are essential for sustaining local communities (Awono et al., 2023). Natural regeneration is a viable approach in resilient habitats where forests can recover autonomously, but in areas with severe degradation, active reforestation is necessary to restore ecosystem services and mitigate further losses (Holl & Aide, 2011; Chazdon & Guariguata, 2016; Gonçalves et al., 2018; Reyniers, 2019; Nghonda et al., 2024).

The success of these reforestation efforts depends heavily on local community involvement in project management, particularly in selecting appropriate habitats and tree species.

Engaging local populations ensures greater acceptance and sustainability of restoration initiatives (Buttoud & Nguinguiri, 2016; Hervé et al., 2020; Nansikombi et al., 2020a; Nghonda et al., 2023a). This engagement of the local community would be facilitated by integrating traditional knowledge and local perceptions into restoration programs, fostering long-term commitment and enhancing natural resource management (Chirwa et al., 2015b; Hervé et al., 2020; Nansikombi et al., 2020a). Several studies emphasize the importance of community participation in reforestation programs across Africa (Asaah et al., 2011; Ouattara et al., 2022; Baiyabe et al., 2023; Bostancı, 2023; Diawara et al., 2024), including in the Zambezi region and the DR Congo (Reyniers, 2019; Landry & Chirwa, 2011; Axelsson & Grady, 2022; Montfort, 2023) and the Democratic Republic of the Congo (Bisiaux et al., 2009;). However, research in this field in the Lubumbashi region remains limited. While existing studies acknowledge the need for reforestation and community engagement (Muchiza et al., 2022; Khoji et al., 2024; Numbi et al., 2024), they often lack a detailed assessment of how local participation directly influences project outcomes.

This study addresses that gap by evaluating the sustainability of reforestation efforts in anthropized *miombo* habitats within the Lubumbashi Charcoal Production Basin. By highlighting the key role of local communities in forest restoration, this study deepens understanding of sustainable reforestation strategies in degraded *miombo* landscapes. It investigates three key hypotheses: (i) Reforested habitats and tree species were selected collaboratively, ensuring an inclusive and participatory approach; (ii) ecological parameters, such as density per hectare, quadratic mean diameter, basal area, and floristic diversity of reforested sites, are statistically comparable to those of unexploited *miombo*, as these areas have been protected to allow natural recovery; and (iii) ethnobotanical and floristic similarities or differences reflect varying levels of anthropogenic disturbance and the limited diversity of species used in reforestation efforts. The findings will inform future reforestation policies and practices, ensuring more effective and community-driven conservation efforts.

9.4. Materials and Methods

9.4.1. Study area

The present study was carried out in the Lubumbashi Charcoal Production Basin in Haut-Katanga province, Democratic Republic of the Congo (Figure 9-1). This basin is situated at an altitude of between 1200 and 1300 m and at 11°40' S – 27°29' E. According to Koppen's classification system, the climate prevailing in this Lubumbashi Charcoal Production Basin is of the *Cw* type (Kalombo, 2016). This type of climate is characterized by two seasons including a rainy season (November to March) and a dry season (May to September), separated by two transition months

(April and October). Average annual rainfall is 1270 mm, and average annual temperature ranges from 17 to 26 °C (Malaise et al., 2010; Malaise et al., 2021).

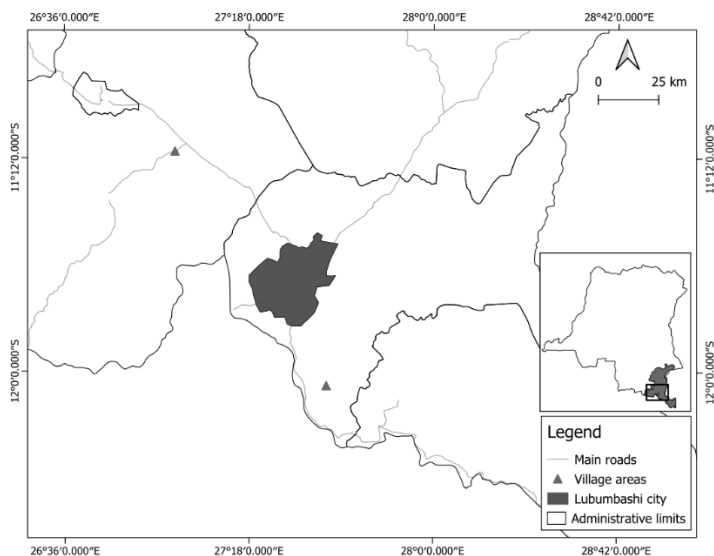


Figure 9-1. Location of the city of Lubumbashi (grey polygon) and its rural area (white space around the city of Lubumbashi). The triangles represent the village areas covered by the present study. The geographic coordinates used to locate these two village areas were taken from reforested habitats using GPS.

In the Lubumbashi Charcoal Production Basin, the primary vegetation is *miombo*, which is gradually being replaced by savannah, particularly around built-up areas, due to human activities (Munyemba et Bogaert, 2014; Khoji et al., 2023). The soils in this region are ferralsols with poorly differentiated horizons (Kasongo & Banza, 2015). The population of the Lubumbashi region remains highly dependent on natural resources, particularly through slash-and-burn agriculture and dendro-energy production (Nghonda et al., 2023b). Moreover, most of this population lives on less than \$1.25 a day, expressing a high level of poverty, food insecurity, and deprivation (Cadre Intégré de Classification de la sécurité Alimentaire, 2024).

9.4.2. Methods

9.4.2.1. Village areas selection and sampling

To assess the effectiveness and sustainability of forest cover restoration activities, two village areas: Milando (Luisha) and Mwawa in the Lubumbashi Charcoal Production Basin were selected. These village areas were identified as having intense anthropogenic activities, notably agriculture and charcoal production (Nghonda et al., 2023a). In addition, Milando and Mwawa benefited from reforestation activities initiated in 2018 as part of the implementation of forest concessions for local communities (FCLC). These activities involved the

participation of local communities, NGOs (APRONAPAKAT: Action pour la Protection de la Nature et des Peuples Autochtones du Katanga; BUCODED: Bureau Conseil en Développement Durable), the provincial environment coordination, and the FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). In these village areas, 100 individuals, 50 per village area, were selected for ethnobotanical surveys using the snowball method (Johnston & Sabin, 2010; Marpsat & Razafindratsima, 2010), between 3 August and 15 September 2024. This number was determined due to the lack of official statistics concerning individuals familiar with reforestation issues in both village areas.

9.4.2.2. Data collection

Ethnobotanical surveys were carried out using a semi-directive method (Traoré et al., 2021), enabling the participants' discourse to be guided by pre-defined themes (Dubois et Michaux, 2006). These surveys provided qualitative insights into local community involvement in reforestation, focusing on habitat and woody species selection, as well as habitat management practices (Annexe I-4). Forest management refers to all technical and practical actions aimed at preserving, restoring, and sustainably exploiting forests, including planning, reforestation, biodiversity monitoring, fire control, and conservation (Bettinger et al., 2016). The identification of unknown woody species cited under their vernacular names during these ethnobotanical surveys was carried out using existing floras (Flora of Zambia, Flora of Zimbabwe, World Flora) and identification manuals (Smith & Allen, 2004; Malaisse, 2010; Meerts & Hasson, 2016; Vollesen & Merrett, 2020). Field trips with some of the respondents also enabled us to identify species cited and described in the local language, particularly those whose identification was difficult through the manuals.

Additionally, floristic inventories were carried out in reforested habitats and unexploited forests in each village area. In this study, unexploited forests refer to areas with no discernible signs of human activity over a historical period spanning decades to centuries (Khoji et al., 2023). This classification relies on evidence from historical records, remote sensing data, and field observations, focusing on indicators like intact canopy structures, the absence of logging infrastructure, and the presence of old-growth tree species. While some areas may have undergone minimal activities, such as selective harvesting or shifting cultivation, these are deemed insignificant if they left no lasting impact on the forest's structure. Identifying such forests helps isolate natural ecological processes from human influence, providing a reference point for studying forest dynamics in their undisturbed state. Thus, 40 floristic inventory plots were randomly installed, 20 in Milando village area (10 in reforested habitat and 10 in patches of unexploited forest) and 20 others in Mwawa. Plot dimensions were determined based on previous studies (Thiombiano et al., 2016; Ameja et al., 2022), which had shown that 50 m × 20 m (1000 m²) are adequate dimensions for floristic studies in *miombo* (Gonçalves et al., 2018; Ameja et al., 2022). In these plots, all woody individuals with a diameter at breast height (DBH) ≥ 10 cm were counted and measured using forest tape (Ding et al., 2017). These data on individual diameters allowed the establishment of the diameter

structure of each inventoried habitat, while the counting enabled the calculation of individual density per unit area (hectare; Rondeux, 2021).

9.4.2.3. Data analysis

To determine the criteria used when selecting habitats and woody species for reforestation, the citation frequency (C_f ; Equation (1); Badjaré et al., 2018) was calculated with the *ethnobotanyR* package under R software version 4.3.2, based on individual interviews. This frequency is based on the principle that the most frequently cited criteria directly influence the choice of habitats and species for reforestation. It is calculated by the following equation:

$$C_f = \frac{s}{N} \times 100 \quad (1)$$

where s represents the number of respondents citing the criterion and N , the total number of respondents. If C_f approaches 0, the criterion had little influence on the choice, while an C_f close to 100 indicates a strongly favored criterion.

Furthermore, to characterize and compare reforested and unexploited habitats in both village areas, the diametric structure of inventoried individuals, density per hectare (N ; Equation (2)), and the importance value index were calculated (IVI ; Thiombiano et al., 2016; Gonçalves et al., 2018). The diametric structure reveals forest composition and dynamics, possibly indicating tree growth and the effects of environmental disturbances (Rondeux, 2021). Density measures the number of individuals per hectare, while relative density reflects the proportion of a woody species within the habitat (Thiombiano et al., 2016).

$$N = \frac{n_i}{a} \quad (2)$$

where n_i is the number of individuals of a wood species on a plot and a is the area of the plot expressed in a hectare.

Additionally, the IVI assesses the ecological dominance of woody species, with a higher value indicating greater ecological significance of the species within the forest ecosystem (Amba et al., 2021; Ameja et al., 2022). This index is calculated by the following equation (Equation (3)):

$$IVI = RDo + RD + RF \quad (3)$$

where RDo represents relative dominance (Equation (4)), while RD and RF correspond to relative density and frequency (Equations (6) and (7), respectively).

Relative dominance measures the basal area occupied by all individuals of a species over a hectare. However, relative density expresses the proportion of individuals of a species within all individuals in the habitat, while relative frequency indicates the proportion of a species out of wood species (Thiombiano et al., 2016; Ameja et al., 2022).

$$RDo = \frac{g_{iSp}}{g_{iTsp}} \times 100 \quad (4)$$

where g_{iSp} is the basal area of a species and g_{iTsp} is the sum of all basal areas of all woody species inventoried. However, g_i , the basal area of each individual measured (expressed in m^2 /plot area), is calculated using the equation below (Equation (5)):

$$g_i = \frac{\pi D^2}{4} \quad (5)$$

with D , the diameter at breast height (DBH) of an individual, measured at 1.30 m from the ground.

$$RD = \frac{n_i}{N} \times 100 \quad (6)$$

where n_i is the number of individuals of a species and N is the total number of individuals surveyed.

$$FR = \frac{f}{F} \times 100 \quad (7)$$

while f is the frequency of a woody species (Equation (8)), expressing the probability that a woody species occurs in each of the installed floristic inventory plots (surveys), and F is the sum of all frequencies.

$$f = \frac{n}{Np} \quad (8)$$

where n is the total number of plots where the species was surveyed, and Np is the total number of plots.

However, quadratic mean diameter (DBH_m , Equation (9)) and basal area (GBA , Equation (10)) were calculated. The quadratic mean diameter, expressed in cm, is used for trees with several trunks at 1.3 m height. In this study, DBH_m was used to determine the mean diameter of trees in both reforested and unexploited habitats. The basal area, a common metric in forest management (expressed in m^2/ha), represents the cross-sectional area of tree trunks measured at breast height (1.3 m; Rondeux, 2021; Zébazé et al., 2023). In addition, the averages of species, genera, and families of individual trees inventoried in each habitat were calculated (Zébazé et al., 2023).

$$DBH_m = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n d_i^2} \quad (9)$$

where d_i is the diameter at breast height (DBH) of each tree trunk or branch, measured at 1.3 m above the ground, and n is the total number of such trunks or branches measured.

$$GBA = FE \sum_{i=1}^m g_i \quad (10)$$

with m being the number of woody individuals inventoried in the plot, and FE being the extension factor related to plot area (m^2), used to extrapolate g_i values to the hectare (Rondeux, 2021).

To highlight statistical differences at the 5% significance level among the parameters characterizing these two habitat types, the non-parametric Kruskal–Wallis test (Ostertagová et al., 2014) was applied to density/ha, quadratic means diameter, basal area, and floristic richness. This test was used given the non-normality of the data confirmed by Shapiro’s test (Razali & Wah, 2011). In the case of significant differences, the Dunn-Bonferroni post hoc test enabled pairwise comparison of means (Gupta & Mishra, 2019; Heinken et al., 2022).

To compare floristic diversity between the reforested and unexploited habitats, the Shannon, Simpson, and Pielou indices were calculated from floristic inventory data (Kalaba et al., 2013). The Shannon index assesses specific heterogeneity and the

distribution of individuals between species, while Simpson measures the probability of encountering two individuals of the same species consecutively. Piélou's equitability index estimates the ratio between observed diversity and maximum possible diversity (Kalaba et al., 2013; Ameja et al., 2022).

Finally, to compare the plant species lists from individual interviews and floristic inventories in each village area, Jaccard's similarity index (J ; Equation (11)) was calculated (Albatineh & Niewiadomska-Bugaj, 2011). All these analyses were carried out using R (dendrometry package) and Past (version 4.05) software.

$$J = \frac{a}{a+b+c} \quad (11)$$

where a is the total number of woody species inventoried in the two habitats being compared; b and c , respectively, the number of woody species inventoried in one of the two habitats but absent in the other.

9.5. Results

9.5.1. Habitats and species selection criteria for reforestation and management of reforested habitats

9.5.1.1. Choice of habitats for reforestation in village areas

Over 70% of respondents reported that reforestation habitats were chosen either through concertation among stakeholders or by village chiefs. Specifically, in Milando village area, the choice of habitats was strongly influenced by the village chief, whereas in Mwawa, it resulted from consultation involving the community, the NGO, the public environmental service, and the village chief (Table 9-1).

Table 9-1. Factors influencing the choice of habitats used for reforestation in both village areas. n = number of people surveyed. The sum of frequencies does not add up to 100%, as the proportions of those with no answer to this question have been removed from the table.

Selection criteria	Reforested habitats (%)	
	Milando ($n=50$)	Mwawa ($n=50$)
Choice of the village chief	48.00	24.00
Choice of the village chief and NGO	6.00	4.00
Choice of the village chief and notables	14.00	12.00
Consultation	22.00	44.00

9.5.1.2. Choice of woody species for reforestation in village areas

More than 70% of respondents reported that woody species used for reforestation were selected based on their usefulness and the availability of seeds. In Milando, the availability of seeds was the main factor, while in Mwawa, the choice of woody species was primarily based on the needs of the local community. Other criteria, such as the use of timber and adaptation to soil types, influenced the selection of certain woody species, particularly in Mwawa (14% of respondents; Table 9-2).

Table 9-2. Criteria for choosing woody species for reforestation in the rural area of Lubumbashi. *n* = number of people surveyed; -: the choice criterion was not cited in the village area concerned.

Selection criteria	Reforested habitats (%)	
	Milando (n=50)	Mwawa (n=50)
Timber	-	4.00
Village chief and notables	-	6.00
Choice of NGO	16.00	16.00
Seed availability	44.00	18.00
NTFP sources	40.00	52.00
Soil type	-	4.00

9.5.1.3. Management practices on reforested habitats within village areas

Around 75% of respondents report that the management of reforested habitats relies mainly on planning and assessment meetings, the installation of firebreaks, and surveillance by forestry brigades. Specifically, the holding of such meetings and the installation of firebreaks are frequently mentioned in both village areas. In addition, plant nursery maintenance was particularly highlighted as a key activity in Mwawa, in contrast to Milano where this maintenance is less reported (Table 9-3).

Table 9-3. Management practices for reforested habitats in the rural area of Lubumbashi. *n* = number of people surveyed; -: management practice was not cited in the village area concerned.

Management practices	Reforested habitats (%)	
	Milando (n=50)	Mwawa (n=50)
Firebreaks	38.00	46.00
Plant nursery	-	4.00
Planning/assessment meetings	38.00	26.00
Surveillance (Brigade)	24.00	24.00

9.5.2. Forest recovery in reforested habitats compared to unexploited *miombo* in both village areas

9.5.2.1. Diameter structure of individuals inventoried in reforested and unexploited habitats within village areas

Most individuals inventoried in reforested and unexploited habitats have a diameter at breast height (DBH) of between 10 and 40 cm. In the reforested habitat of Mwawa, many individuals are in the 10–20 cm DBH class, while in Milano, these individuals are distributed across all diametric classes. However, the unexploited habitats in both village areas show a similar diametric distribution, presenting increasingly large trees compared to the reforested habitats. Furthermore, the ‘inverted J’ structure in both habitat types (reforested and unexploited) highlights

juvenile predominance, active regeneration, and gradual forest recovery, especially in reforested areas (Figure 9-2).

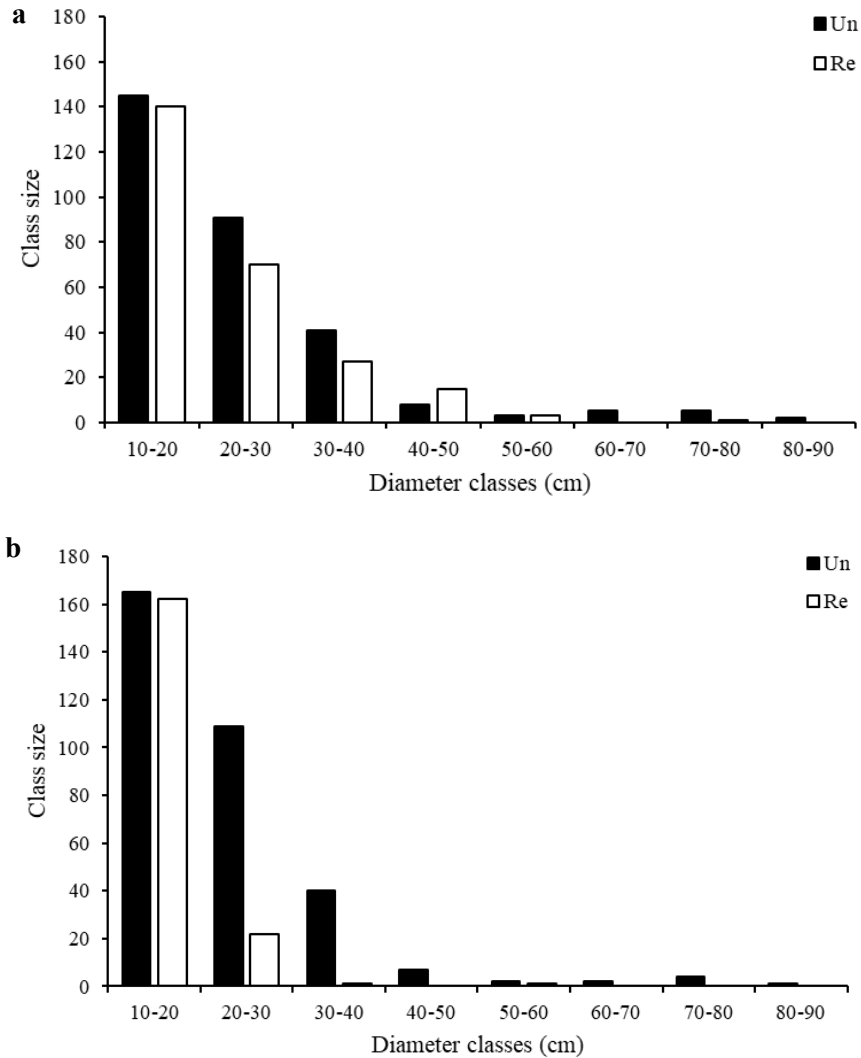


Figure 9-2. Diametric structure of habitats in both village areas. (a): Milando and (b): Mwawa. Un: unexploited habitats, Re: reforested habitats

9.5.2.2. Density per hectare and ecological importance of woody species inventoried within reforested and unexploited habitats in both village areas

A total of 442 woody individuals were inventoried in reforested habitats, including 256 in Milando and 186 in Mwawa, belonging to 26 genera (Milando: 17; Mwawa: 21), and 13 families (Milando: 7; Mwawa: 11). In unexploited habitats, 630 individuals were counted: 300 in Milando and 330 in Mwawa, belonging to 37

species (35 per habitat), 27 genera (Milando: 25; Mwawa: 21), and 17 families (Milando: 15; Mwawa: 12). The Fabaceae family dominates in both habitat types, accounting for 60.94% and 74.73%, respectively, in the reforested habitats of Milando and Mwawa, and 70.67% and 76.97% in the unexploited habitats.

Some wood species cited by respondents as chosen for reforestation, such as *Acacia polyacantha*, *Azelia quanzensis*, and *Anisophyllea boehmii*, were not recorded in either reforested or unexploited habitats. Nevertheless, of these woody species, *Brachystegia spiciformis*, *Diplorhynchus condylocarpon*, and *Isoberlinia angolensis* are the most represented in reforested habitats, while *B. spiciformis* remains dominant in unexploited habitats (Table 9-4).

Table 9-4. Floristic list of woody species cited during interviews and those recorded in reforested and unexploited habitats across both village areas. Woody species are listed in alphabetical order. Density per hectare; IVI: Index of importance values; Re: Reforested habitat; Un: Unexploited habitat; -: the woody species was not inventoried in the concerned village area; *: the species was cited during the interviews and recorded during the floristic inventories; +: the species was cited during the individual interviews but not recorded during the floristic inventories.

Species	Families	Density/ha				IVI			
		Milando		Mwawa		Milando		Mwawa	
		Re	Un	Re	Un	Re	Un	Re	Un
<i>Acacia polyacantha</i> Willd.	Fabaceae	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Azela quanzensis</i> Welw.	Fabaceae	+	-	+	-	-	-	-	-
<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W. F. Wight	Fabaceae	*	6	37	14	-	8.36	55.73	15.24
<i>Albizia antunesiana</i> Harms	Fabaceae	20*	8	6*	9	24.37	10.77	10.82	8.78
<i>Albizia versicolor</i> Welw. ex Oliv.	Fabaceae	-	1	7	1	-	1.39	12.50	1.29
<i>Anisophyllea boehmii</i> Engl.	Anisophylleaceae	*	4	*	1	-	4.81	-	1.40
<i>Baphia bequaertii</i> De Wild.	Fabaceae	-	11	7	12	-	11.67	10.13	10.80
<i>Bobgunnia madagascariensis</i> (Desv.) J.H.Kirkbr. & Wiersema	Fabaceae	8*	2	5*	4	9.88	2.85	11.91	3.51
<i>Brachystegia boehmii</i> Taub.	Fabaceae	5*	-	10*	-	13.70	-	13.36	-
<i>Brachystegia floribunda</i> Benth.	Fabaceae	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Brachystegia spiciformis</i> Benth.	Fabaceae	23*	59	10*	70	24.59	42.38	15.94	49.86
<i>Brachystegia wangermeeana</i> De Wild.	Fabaceae	24	98	15	108	31.99	69.52	20.54	68.83
<i>Combretum collinum</i> Fresen.	Combretaceae	-	1	-	1	-	1.94	-	1.88
<i>Combretum molle</i> R.Br ex G. Don	Combretaceae	-	1	-	2	-	1.96	-	3.41
<i>Combretum zeyheri</i> Sond.	Combretaceae	-	-	1	-	-	-	2.03	-
<i>Dalbergia boehmii</i> Taub.	Fabaceae	2	-	-	-	3.51	-	-	-
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i> (Müll. Arg.) Pichon	Apocynaceae	15*	8	21	8	16.72	9.26	29.01	8.77

<i>Ekebergia benguelensis</i> Welw. ex C.DC.	Meliaceae	-	1	-	-	-	1.43	-	-
<i>Erythrina abyssinica</i> (Hochst.) A. Rich.	Fabaceae	4	-	12	-	5.80	-	27.58	-
<i>Erythrophleum africanum</i> (Welw. ex Benth.) Harms	Fabaceae	-	4	-	3	-	5.20	-	4.01
<i>Faurea rochetiana</i> (A.Rich.) Chiov. ex Pic. Serm.	Proteaceae	-	-	1	-	-	-	1.89	-
<i>Ficus</i> sp	Moraceae	-	-	1	-	-	-	1.97	-
<i>Isoberlinia angolensis</i> (Benth.) Hoyle & Brenan	Fabaceae	20*	7	19*	12	22.81	8.89	24.26	13.34
<i>Julbernardia globiflora</i> (Benth.) Troupin	Fabaceae	4	-	1	-	6.88	-	1.97	-
<i>Julbernardia paniculata</i> (Benth.) Troupin	Fabaceae	12*	5	4*	2	12.94	6.33	7.04	1.93
<i>Lannea discolor</i> (Sond.) Engl.	Anacardiaceae	2	4	-	4	3.04	3.70	-	3.46
<i>Maranthes floribunda</i> (Baker) F.White	Chrysobalanaceae	-	-	1	-	-	-	1.87	-
<i>Markhamia obtusifolia</i> (Boulanger) Sprague	Bignoniaceae	-	3	-	3	-	10.34	-	10.72
<i>Marquesia macroura</i> Gilg	Dipterocarpaceae	-*	18	1*	8	-	32.40	1.88	17.00
<i>Monotes africanus</i> Gilg	Dipterocarpaceae	3	1	2	1	4.90	2.10	2.67	2.06
<i>Monotes katangensis</i> De Wild.	Dipterocarpaceae	7	12	3	6	8.34	8.41	4.69	4.64
<i>Mystroxydon aethiopicum</i> (Thunb.) Læs.	Celastraceae	-	1	-	1	-	2.04	-	1.99
<i>Ochna schweinfurthiana</i> F.Hoffm.	Ochnaceae	-	2	4	6	-	2.73	7.98	6.69
<i>Olax obtusifolia</i> De Wild.	Olacaceae	-	-	-	1	-	-	-	1.49
<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Chrysobalanaceae	2*	3	5*	6	2.96	3.38	10.02	6.84
<i>Pericopsis angolensis</i> (Baker) Meeuwen.	Fabaceae	29*	7	2*	5	32.44	8.12	2.83	6.87
<i>Philenoptera katangensis</i> (De Wild.) Schrire	Fabaceae	1	-	-	-	1.47	-	-	-
<i>Phyllocosmus lemaireanus</i> (De Wild. & T. Durand) T. Durand & H. Durand	Ixonanthaceae	-	1	-	4	-	1.60	-	3.63
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i> Pax	Phyllanthaceae	5	2	-	1	4.69	2.79	-	1.26
<i>Psorospermum febrifugum</i> Spach	Hypericaceae	-	1	-	-	-	1.39	-	-
<i>Pterocarpus angolensis</i> DC.	Fabaceae	1*	4	4*	14	1.45	5.30	7.97	13.89
<i>Pterocarpus tinctorius</i> Welw.	Fabaceae	3*	-	-*	-	6.42	-	-	-

<i>Salacia rhodesiaca</i> Blakelock	Celastraceae	-	-	1	-	-	-	2.00	-
<i>Strychnos cocculoides</i> Baker	Loganiaceae	-	3	-	1	-	3.69	-	1.67
<i>Strychnos innocua</i> Del. subsp. <i>innocua</i>	Loganiaceae	1	-	-	-	1.42	-	-	-
<i>Strychnos pungens</i> Soler.	Loganiaceae	-	1	-	1	-	1.64	-	1.56
<i>Strychnos</i> sp	Loganiaceae	-	2	-	2	-	3.17	-	2.95
<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae	-	1	-	1	-	1.50	-	1.41
<i>Syzygium guineense</i> (Willd.) DC. subsp. <i>Macrocarpum</i>	Myrtaceae	-*	-	2*	-	-	-	4.27	-
<i>Uapaca kirkiana</i> Müll. Arg.	Phyllanthaceae	43*	10	2*	7	36.46	11.64	2.64	8.14
<i>Uapaca nitida</i> Müll.Arg.	Phyllanthaceae	15	7	1	7	15.05	5.91	2.43	5.38
<i>Uapaca pilosa</i> Hutch. var. <i>pilosa</i>	Phyllanthaceae	7	-	1	-	8.15	-	2.07	-
<i>Uapaca robynsii</i> De Wild.	Phyllanthaceae	-	1	-	3	-	1.39	-	3.90
<i>Vitex doniana</i> Sweet	Lamiaceae	-	-	-	1	-	-	-	1.39

9.5.2.3. Dendrometric and floristic parameters of woody individuals inventoried within reforested and unexploited habitats in both village areas

Overall, floristic parameters (number of species, genera, and families per hectare) show no statistically significant differences between reforested and unexploited habitats. However, reforested habitats, particularly in the Mwawa village area, show significantly lower values for density ($p < 0.05$), quadratic mean diameter, and basal area ($p < 0.001$; Table 9-5). These results indicate that *miombo* is recovering in reforested habitats, although this process remains less advanced than in unexploited habitats.

Table 9-5. Dendrometric and floristic parameters of individuals inventoried in the reforested and unexploited habitats. Mean $\pm$ standard deviation. Letters indicate significant differences at the $p < 0.05$ significance level.

Parameters	Reforested habitats		Unexploited habitats	
	Milando	Mwawa	Milando	Mwawa
Dendrometric parameters				
Density (individuals/ha)	256.00 $\pm$ 111.77ab	186.00 $\pm$ 64.15b	300.00 $\pm$ 97.18a	330.00 $\pm$ 123.47a
Quadratic mean diameter (cm)	21.94 $\pm$ 3.11a	14.97 $\pm$ 2.54b	24.64 $\pm$ 4.71a	22.73 $\pm$ 3.11a
Basal area (m ² /ha)	11.52 $\pm$ 5.52a	3.40 $\pm$ 1.17b	17.23 $\pm$ 7.70a	15.89 $\pm$ 6.72a
Floristic parameters				
Taxa/plot	10.40 $\pm$ 3.10a	9.10 $\pm$ 2.92a	10.30 $\pm$ 3.43a	11.20 $\pm$ 2.86a
Type/plot	8.30 $\pm$ 2.71a	7.70 $\pm$ 2.71a	8.30 $\pm$ 2.58a	9.00 $\pm$ 2.11a
Families/plot	3.60 $\pm$ 1.43a	3.90 $\pm$ 2.03a	5.00 $\pm$ 2.21a	5.10 $\pm$ 2.23a

9.5.2.4. Floristic diversity indices of reforested and unexploited habitats in both village areas

The Simpson and Shannon diversity indices range from 0.0834 to 0.1633 and from 2.503 to 2.809, respectively, with higher values in unexploited habitats. This indicates greater biodiversity in these habitats, where the probability of two randomly selected individuals belonging to the same species is lower. Pielou's equitability, which ranged from 0.7039 to 0.8593, remained almost similar between reforested and unexploited habitats, suggesting a relatively uniform distribution of species in both habitat types (Table 9-6).

Table 9-6. Diversity index between reforested and unexploited habitats in the Lubumbashi charcoal production basin

Indices	Milando reforested	Milando unexploited	Mwawa reforested	Mwawa unexploited
Simpson	0.0834	0.1581	0.08689	0.1633
Shannon	2.731	2.531	2.809	2.503
Pielou's equitability	0.8593	0.712	0.8342	0.7039

9.5.2.5. Similarities between ethnobotanical and floristic lists of habitats in both village areas

Jaccard's similarity index varies between 31.58% (between the ethnobotanical list and that of the floristic inventory in the reforested habitat at Mwawa) and 93.75%

(between the unexploited habitats). This similarity remains low (below 50%), particularly between the ethnobotanical lists and those of the floristic inventories of reforested habitats in the two village areas. However, the ethnobotanical lists of these two village areas show a similarity of up to 66.67% (Table 9-7). These observations indicate a high dissimilarity between the ethnobotanical lists and the woody species present in the reforested habitats, while highlighting a high similarity between the floristic lists within unexploited habitats.

Table 9-7. Jaccard's similarity index of ethnobotanical and floristic lists in both village areas. Values are presented in percentages. - Less informative comparison

	Milando reforested	Milando unexploited	Mwawa reforested	Milando ethnobotany
Milando unexploited	40.00			
Mwawa reforested	55.56	-		
Mwawa unexploited	-	93.75	47.62	
Milando ethnobotany	43.75	-	-	
Mwawa ethnobotany	-	-	31.58	66.67

9.6. Discussion

9.6.1. *Implication of local communities in decision-making on reforestation in both village areas*

Habitats and woody species for reforestation were selected through concertation, involving local communities, public services, NGOs, and international organizations (Table 9-1, Table 9-2). These results underline a participatory approach to reforestation, valuing the environmental perception and endogenous knowledge of local communities. This habitats and species selection approach stems from NGDOs promoting participatory methods to satisfy funding agency requirements (Buttoud & Nguinguiri, 2016). This has led to consideration of the environmental perception of local community members when choosing habitats for reforestation. Indeed, in Milando, reforestation targeted habitat degraded by dendro-energy production, while in Mwawa, it was concentrated in post-cultivation fallows, as indicated by the perception maps of Nghonda et al. (In press). These habitats were selected because they had been abandoned by local communities after being exploited for agriculture and charcoal production. In addition, *miombo* species were chosen for reforestation, to meet the specific needs of local communities (Table 9-2). Indeed, these species will help maintain the floristic composition, structure, and functions of the forests, thus ensuring the continuity of ecosystem services for the local communities (Aerts & Honnay, 2011). This contributes to the involvement of local communities in the reforestation process, thereby reinforcing its success (Evans et al., 2013). For illustration, other reforestation activities previously conducted in the Lubumbashi region using primarily exotic species, such as *Acacia auriculiformis* A. Cunn. ex Benth. and *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Useni et al., 2024a), have not

yielded satisfactory results. Indeed, these exotic species have proven to be invasive, threatening local biodiversity (Doren et al., 2009) and providing ecosystem services that are less comparable to those of *miombo* woody species (Useni et al., 2022). This has led to low community participation and limited sustainability of the reforestation processes. This situation highlights the importance of a participatory approach, which greatly enhances the success of reforestation and its adoption by local communities (Nansikombi et al., 2020b). Indeed, the active and equitable involvement of the various stakeholders, in particular local communities, ensures that their needs and interests are considered, guaranteeing greater inclusiveness and relevance of the actions carried out. Furthermore, incorporating traditional knowledge enriches restoration strategies, offering adapted and culturally relevant solutions (FAO, 2015). These results align with studies in Africa (Baïyabe et al., 2023; Tiki et al., 2024) and the *miombo* ecoregion, particularly Tanzania (Kimambo et al., 2020) and Mozambique (Montfort, 2023), emphasizing the value of incorporating local cultures and knowledge in reforestation planning.

However, reforested habitat management practices primarily include planning and assessment meetings, as well as maintenance actions, and surveillance carried out by forestry brigades (Table 9-3). This can be explained by the fact that, following the implementation of the project to reforest anthropized habitats, local communities are striving to sustain these initiatives despite the interruption in funding. These practices are essential to ensure the sustainability of reforestation and promote the restoration of forest cover. Nevertheless, the implementation of certain activities, such as plant nursery maintenance and the creation of firebreaks, has dwindled, particularly in Mwawa. This is due to a lack of motivation on the part of local communities, attempts to expropriate reforested land, and insufficient post-project monitoring. Nevertheless, interruptions in funding are a recurring challenge in forest administration, often stemming from economic constraints, shifting priorities, and administrative changes (Hervé et al., 2020). In the LCPB, these disruptions were primarily linked to governance issues, including inefficiencies, a lack of financial transparency, and policy shifts (Cadre Intégré de Classification de la sécurité Alimentaire, 2024). Such challenges led to delayed budgets, diminished donor confidence, and operational setbacks (Arun, 2024). Restoring funding will require strengthened governance, financial reforms, and renewed trust from donors (Potts, 2020). While current efforts and policy measures may help recover financial support, sustaining long-term funding will depend on the upper-Katanga province's ability to enact effective reforms and maintain accountability in forest management.

Furthermore, reforestation often leads to land appropriation, particularly in regions where land tenure is governed by local rulers or lineage leaders (Vermeulen et al., 2011). Indeed, reforestation increases the value of degraded habitats, prompting stakeholders, including local communities, to claim ownership or usage rights. These claims can arise due to perceived improvements in land productivity and potential commercial opportunities like timber or charcoal production. Based on the foregoing, sustainable management of reforested habitats requires ongoing action to strengthen ecosystem resilience (FAO, 2015). Thus, the gradual reduction in these

practices exposes reforested habitats to anthropogenic pressures, notably late and repetitive bushfires, which characterize the *miombo* ecoregion (Giliba et al., 2011a; Van Wilgen et al., 2022; Buramuge et al., 2023a; Buramuge et al., 2023b), and especially the Lubumbashi region (Useni et al., 2023a). This threat is compounded by intensive tree-cutting for dendro-energy and agriculture, practices that are increasingly observed around reforested habitats. These activities are among the main drivers of deforestation and degradation of *miombo* (Cabral et al., 2011; Barbara et al., 2016), particularly in the Lubumbashi region (Cabala et al., 2022; Mpanda et al., 2022; Khoji et al., 2023). However, before reforestation efforts, communities in the *miombo* woodlands relied on practices like shifting cultivation, selective harvesting, and controlled burning, which supported rotational land use and forest regeneration (Tyynelä & Niskanen, 2000). Charcoal production, once small-scale and tied to subsistence, has grown unsustainable in response to rising demand and agricultural expansion, outpacing natural regeneration (Gonçalves et al., 2018; Dewees et al., 2010). Population growth, urban migration, and reduced fallow periods have further strained land resources (Cabala et al., 2022; Khoji et al., 2022). Additionally, weakened communal land governance—driven by economic changes, governance shifts, and events like the COVID-19 pandemic—has disrupted sustainable management (Mensah et al., 2020; Useni et al., 2024b). Extensive land clearance has altered ecological processes, reducing the land’s capacity for natural recovery (Gonçalves et al., 2018). These challenges have increased dependence on external reforestation efforts, emphasizing the need to integrate local knowledge for long-term sustainability (Gonçalves et al., 2018).

Weak management and maintenance practices for green spaces, resulting in the exponential degradation of these habitats, have already been reported in Burundi (Kabanyegaye et al., 2021). The results of the present study confirm the findings of previous research conducted in the *miombo* ecoregion (Giliba et al., 2011b; Chirwa & Mahamane, 2017; Nghonda et al., 2024), highlighting the importance of continuity of management practices, such as bushfire control, in the reforestation process. These practices are essential for mitigating anthropogenic pressures and promoting the rapid regeneration of forest cover in reforested habitats.

9.6.2. Reconstitution of forest cover within reforested habitats in both village areas

The results show statistically similar values between reforested and unexploited habitats, for dendrometric parameters, and more particularly for floristic parameters (Figure 9-2, Table 9-4, Table 9-5, and Table 9-6). This shows that the *miombo* forest cover is recovering in reforested habitats, compared with unexploited habitats in the Lubumbashi region. Indeed, the values for diameter structure, individual density/ha, quadratic mean diameter, basal area, and floristic diversity increasingly resemble those of unexploited *miombo* and findings by Nghonda et al. (2024). This is attributed to reforestation efforts, habitat protection, and management measures like firebreaks and monitoring, which support woody species growth while reducing

anthropic pressure. These results align with studies in Mozambique (Giliba et al., 2011; Vinya et al., 2011; Ameja et al., 2022), confirming that, in the absence of human activity, degraded *miombo* habitats gradually restore their forest cover to the pyroclimax stage (Masharabu et al., 2010; Malaisse et al., 2021). Nevertheless, this reconstitution is a function of the level of anthropogenic degradation experienced by the habitats and the resilience of woody species to these disturbances (Gonçalves et al., 2018, Ameja et al., 2022). This also explains the low values represented by the reforested Mwawa habitat in terms of dendrometric parameters, compared with other habitats. Indeed, the reforested habitat at Mwawa would have undergone a high degree of anthropization, compared with that at Milando, thus explaining this difference in dendrometric parameter values particularly. In addition, the increasingly rare application of management practices works against the biodiversity conservation and reforestation efforts devoted to *miombo*. The results of the present study corroborate those of other research conducted in the *miombo* ecoregion (Kalaba et al., 2013; Syampungani et al., 2016; Gonçalves et al., 2017; Gonçalves et al., 2018; Montfort et al., 2021; Ameja et al., 2022; Kissanga et al., 2023), showing that habitat composition and floristic diversity are negatively correlated with anthropogenic disturbance.

9.6.3. *Similarity between ethnobotanical and floristic lists of reforested and unexploited habitats in both village areas*

The similarity between the ethnobotanical and floristic lists of reforested habitats remains low (Table 9-7). Some woody species present on the ethnobotanical lists are absent from the floristic inventory lists, and vice versa. This situation can be explained on the one hand by the fact that, during the floristic inventory, the individuals of certain species chosen for reforestation were still juveniles, with a diameter (*DBH*) below the pre-counting level set at ≥ 10 cm for the present study. This lower diameter of these individuals would be justified by the slow growth exhibited by most *miombo* woody species, as attested by previous studies (Kalaba et al., 2013; Kaumbu et al., 2021), leading to this situation during floristic inventories (Tonga et al., 2017). Furthermore, the availability of woody species in a reforested habitat depends on these ecological requirements and the technical problems that may arise during the reforestation operation. Indeed, the requirements of a woody species in terms of ecological factors, particularly the physico-chemical properties of the soil, influence its ability to recover, survive, and establish itself in a habitat (Caro et al., 2005). On the other hand, this situation can be explained by the fact that reforested habitats were already teeming with individuals of other woody species, leading to this difference between ethnobotanical and floristic lists.

However, the similarity of floristic inventory lists within reforested and unexploited habitats is low. This situation can be explained by the anthropogenic disturbances experienced by these reforested habitats in the past. Indeed, the composition and floristic diversity of habitats is inversely correlated with anthropogenic disturbance (Syampungani et al., 2016; Gonçalves et al., 2018;

Montfort et al., 2021). These findings align with studies in the Zambezi region (Ameja et al., 2020; Monfort et al., 2021) and Lubumbashi (Nghonda et al., 2024), showing that floristic diversity remains low in habitats affected by anthropogenic disturbances compared to unexploited habitats.

It is worth noting that local knowledge of unexploited *miombo* forests, even among communities primarily interacting with degraded areas, is shaped by cultural ties and long-standing practices. Sacred sites and seasonal activities in less disturbed forests provide insights into typical species composition. Observations of intact forest patches within degraded landscapes help identify species characteristic of unexploited environments. Generational knowledge transfer, especially from elders, preserves information about historically abundant species (Milupi & Sampa, 2020). Communities also recognize shifts in species composition caused by exploitation, retaining an ecological memory that enables them to identify species once prevalent in unexploited *miombo*, even when such ecosystems are now rare or inaccessible.

9.6.4. Implications of results for optimized management of reforested habitats in the Lubumbashi charcoal production basin.

The *miombo* forest cover is in full recovery within the reforested habitats of the Lubumbashi Charcoal Production Basin. However, the mechanisms (firebreaks and surveillance) that can regulate human activities are increasingly neglected in these village areas. This leads to a proliferation of human activities around these habitats, affecting efforts to combat deforestation and forest degradation in the Lubumbashi Charcoal Production Basin. In response to this issue, environmental education is one of the potential solutions. Indeed, through awareness campaigns, environmental education would increasingly promote the involvement of local communities in the management of these reforested habitats (Alemagi et al., 2013). It would also promote adherence to regulations protecting reforested habitats and regulating activities like bushfires, charcoal production, and agriculture—key drivers of deforestation and degradation (Fobissie et al., 2017; Khoji et al., 2023). Environmental education, previously implemented after reforestation projects in Malawi, Lesotho, and Tanzania, has proven effective in raising community awareness for sustainable habitat management (Wily, 2000). However, this awarenessraising may not produce the expected results, due to the mistrust and lack of confidence that plague relations between governance players in the Lubumbashi region (Nghonda et al., 2023a). The solution to this problem would be to organize dialog frameworks between the different stakeholders, to renew mutual trust.

Improving land tenure laws and forestry policies is a crucial alternative. Stronger legislation would protect habitats managed under local community forest concessions (LCFC) from pressures by concessionaires, farmers, and dendro-energy producers. Indeed, cases of habitat invasion under biodiversity conservation/preservation status have already been reported in the Lubumbashi charcoal production basin, resulting in the degradation of the vegetative cover of

these habitats (Khoji et al., 2024). Additionally, the reform of forestry policy would help address anthropogenic invasions of these habitats through appropriate sanctions (Kiyulu et Mpoyi, 2007; Nansikombi et al., 2020a). This will only be possible with the support of accredited public services and the advocacy of NGOs and international agencies (Ibanda, 2019). Strengthening the existing monitoring framework is essential to ensure continuous oversight and evaluate the outcomes of reforestation activities after project implementation.

However, historically, communities in the *miombo* woodlands region relied on sustainable rotational land use, integrating shifting cultivation, selective harvesting, and controlled burning to promote forest regeneration (Tyynelä & Niskanen, 2000). However, population growth, agricultural expansion, and evolving land tenure systems have disrupted these practices, shortening fallow periods and increasing land pressure (Alexander, 2006; Bolakonga et al., 2017). Political shifts promoting permanent settlement and intensified agriculture have further clashed with traditional methods that emphasize ecological balance (Haggar et al., 2020). Reforestation efforts, focused on rapid recovery and active management, often conflict with the historically passive approach of local communities, leading to misunderstandings. The threat of land grabbing tied to reforestation also undermines trust and discourages participation. Without alignment with local knowledge, such initiatives risk fueling land conflicts and compromising sustainability (Mansourian & Parrotta, 2018).

Furthermore, in Haut-Katanga, land is officially state-owned, but customary authorities and local communities exert informal control. The lack of clear land titles and weak enforcement of property rights frequently results in disputes, especially when reforested areas become targets for conservation or resource extraction (Alston et al., 2010; Vermeulen et al., 2011). Indeed, tenure systems managed by local rulers or lineage leaders have shown their limitations, as evidenced by studies conducted in Kongo Central (DR Congo; Vermeulen et al., 2011), particularly in the Lubumbashi region (Nghonda et al., 2023a). Resolving these challenges requires transparent land governance, formal recognition of reforestation efforts, and mechanisms to equitably distribute the benefits of restored landscapes (Reydon et al., 2020; Ávila-Foucat et al., 2021).

Finally, mechanisms to encourage local communities to become involved in the sustainable management and expansion of reforested habitats, such as payment for environmental services (PES), is a solution that decision-makers need to implement. Indeed, PES is an incentive mechanism designed to encourage the protection, restoration, or enhancement of natural ecosystems (Etrillard, 2016). This concept is based on the idea that beneficiaries of environmental services (governments, and companies) pay local communities for the adoption of practices that maintain or improve forest ecosystems (Lescuyer et al., 2009). This type of PES has already been initiated in the *miombo* ecoregion in Zimbabwe, with convincing results in terms of sustainable management of forest resources (Dewees et al., 2010). However, this will need to be accompanied by equitable distribution and reasoned

use of PES dividends, to prevent conflicts between stakeholders (Martin et al., 2013).

The present study does not address social risks, such as land conflicts or inequalities in the distribution of benefits between local communities, which could compromise the sustainability of reforested habitats. Such information would enrich the current results and help develop strategies to ensure the long-term sustainability of these habitats.

9.7. Conclusions

This study evaluated the sustainability of reforestation efforts in two anthropized *miombo* habitats (Milando and Mwawa), using individual interviews and floristic inventories in two habitat types (reforested and unexploited) within each village area. The results confirm that habitats and woody species for reforestation were selected concertedly, aligning with the environmental perceptions and needs of local communities. Indeed, these habitats were selected in consultation with local communities, public services, NGOs, and international organizations, while the woody species were chosen according to the local communities' needs. This participatory approach fosters the sustainability of reforested habitats by involving local communities in activities such as planning, maintenance, monitoring, and assessment. The results also confirm that the *miombo* forest cover is recovering in reforested habitats, with dendrometric and floristic parameter values approaching those of unexploited *miombo*. Indeed, the averages of dendrometric (diameter structure, density/ha, quadratic mean diameter, basal area) and floristic parameters (taxa, genera, families) showed no significant differences between reforested and unexploited habitats. Finally, these results confirm that there are similarities and dissimilarities between the ethnobotanical and floristic lists of reforested and unexploited habitats. Certainly, high similarities were found between the floristic lists of these different habitats, while dissimilarities were observed between the ethnobotanic lists and these floristic lists. Unexploited areas contain more woody individuals. While *Acacia polyacantha* was mentioned for reforestation but not detected, *Brachystegia spiciformis* dominated both habitat types, along with the Fabaceae family. Although this study does not address social risks, such as land conflicts or inequalities in the distribution of benefits, it nevertheless highlights the importance of including local communities to ensure the sustainable success of reforestation projects. To promote forest cover restoration in reforested habitats, policymakers should revive environmental education and raise awareness among local communities about adopting reforestation-friendly practices. Strengthening land tenure, particularly in reforested habitats, is crucial to secure local community rights and ensure sustainable management. Regular monitoring, paired with proportionate penalties for violations, is essential to protect these habitats from human activities. Finally, introducing a payment for environmental services (PES) mechanism would further incentivize sustainable practices, aligning local interests with long-term forest cover restoration goals.

9.8. Contextualisation

Les résultats de cette partie de la recherche montrent que les initiatives de reforestation se sont effectuées avec implication des communautés locales, particulièrement dans le choix des habitats et espèces ligneuses pour ces initiatives. Les habitats pour la reforestation ont été choisis selon la perception environnementale abordée aux chapitres 5 et 6 alors que les espèces ligneuses ont été choisies selon le besoin d'usage des communautés locales. Ceci incite les communautés locales à se mobiliser dans la gestion de ces habitats reforestés à travers des réunions de planification et d'évaluation, la mise en place de coupe-feux et la surveillance de ces habitats reforestés. Cependant, ces activités concourant à la gestion durable de ces habitats reforestés connaissent actuellement une diminution en termes de fréquence de réalisation, due principalement au manque de la motivation des communautés locales après la fin du projet les ayant accompagnés dans ces initiatives. Ceci expose ces habitats reforestés aux feux de brousse et aux activités anthropiques, principalement l'agriculture et la production du charbon de bois, s'observant par ailleurs de plus en plus dans les alentours proches de ces habitats. De ces résultats, il est crucial de creuser sur les mesures d'accompagnement pouvant conduire à la réussite et à la pérennité de ces initiatives de restauration du couvert forestier et la gestion durable des taches résiduelles du *miombo* dans la région de Lubumbashi (chapitres 10 et 11). Nous commençons dans le chapitre 10 ci-dessous, par explorer le rôle que jouerait les savoirs locaux et identifier les pratiques de gestion du *miombo* dans la région de Lubumbashi.

Chapitre 10

Exploring the Role of Traditional Ecological Knowledge in Restoring and Managing *Miombo* Woodlands: A Case Study from the Lubumbashi Charcoal Production Basin, Haut-Katanga, Democratic Republic of the Congo

Le rôle des savoirs écologiques traditionnels dans la restauration et la gestion des forêts de *miombo* : Étude de cas dans le bassin de production de charbon de Lubumbashi, Haut-Katanga, RD Congo présenté dans ce chapitre est adapté de : N'tambwe Nghonda, D.-d.; Khoji Muteya, H.; Mpanda Mukenza, M.; Cabala Kaleba, S.; Malaisse, F.; Koy, J.K.; Masengo Kalenga, W.; Bogaert, J.; Useni Sikuzani, Y. Exploring the Role of Traditional Ecological Knowledge in Restoring and Managing *Miombo* Woodlands: A Case Study from the Lubumbashi Region, Democratic Republic of the Congo. *Forests*, **2025**, 16, 435. <https://doi.org/10.3390/f16030435>

10.1. Abstract

The overexploitation of forest resources in the Lubumbashi Charcoal Production Basin in the southeastern Democratic Republic of the Congo (DR Congo) leads to deforestation and *miombo* woodlands degradation, threatening local livelihoods. Current forestry policies are ineffective, partly due to neglecting traditional ecological knowledge (TEK). This study identifies and describes TEK and practices related to biodiversity conservation and sustainable *miombo* woodlands management. Focus groups and interviews were conducted in four villages (Makisemu, Mwawa, Nsela, and Texas), selected based on forest resource availability and population size. Data on sacred sites, conservation practices, knowledge transmission, ceremonies, and socio-demographic factors were analyzed using descriptive statistics, Fisher's exact test, and Jaccard's similarity index. The findings revealed that 75% of respondents identified sacred sites where logging activities are strictly prohibited. Thirty sacred tree species were identified, with stronger compliance in villages with a high availability of forest resources. This TEK is predominantly transmitted orally through family councils, as well as traditional ceremonies or rituals. Conservation practices include small-scale farming, intercropping, avoiding tree cutting in sacred sites, and using deadwood. However, only farming and intercropping are still commonly practiced, particularly in resource-scarce villages (64%). Women and elders are primary custodians of TEK, though its application is constrained by population growth and dwindling forest resources. The findings emphasize the crucial role of TEK in strengthening forest restoration initiatives by selecting key woody species and sustainable practices, while fostering community involvement. As such, decision makers should prioritize integrating TEK into DR Congo's forest policies to support biodiversity conservation and *miombo* woodlands restoration efforts.

Keywords: Traditional knowledge; Deforestation; *Miombo* woodlands; conservation; Biodiversity; Ecological practices; Sustainable management.

10.2. Résumé

La surexploitation des ressources forestières dans le bassin de production de charbon de bois de Lubumbashi, situé au sud-est de la République Démocratique du Congo (RDC), entraîne la déforestation et la dégradation des forêts de *miombo*, mettant en péril les moyens de subsistance des communautés locales. Les politiques forestières actuelles se révèlent inefficaces, en partie en raison de la négligence des connaissances écologiques traditionnels (CET). Cette étude vise à identifier et décrire les CET et les pratiques associées à la conservation de la biodiversité et à la gestion durable des forêts de *miombo*. Des focus groups et des entretiens ont été menés dans quatre villages (Makisemu, Mwawa, Nsela et Texas), sélectionnés en fonction de la disponibilité des ressources forestières et de la taille de la population. Les données relatives aux sites sacrés, aux pratiques de conservation, aux modes de transmission des connaissances, aux cérémonies et aux facteurs

sociodémographiques ont été analysées à l'aide de statistiques descriptives, du test exact de Fisher et de l'indice de similarité de Jaccard.

Les résultats ont révélé que 75 % des répondants ont identifié des sites sacrés où l'exploitation forestière est strictement interdite. Trente espèces d'arbres sacrés ont été répertoriées, avec une observance plus stricte dans les villages disposant d'une forte disponibilité en ressources forestières. Ces savoirs sont principalement transmis de manière orale à travers les conseils familiaux, ainsi que par le biais de cérémonies ou de rituels traditionnels. Les pratiques de conservation comprennent l'agriculture à petite échelle, la culture intercalaire, l'interdiction d'abattage des arbres dans les sites sacrés et l'utilisation du bois mort. Toutefois, seules l'agriculture et la culture intercalaire restent largement pratiquées, en particulier dans les villages où les ressources forestières sont rares (64 %). Les femmes et les aînés jouent un rôle central dans la préservation des SET, bien que leur application soit limitée par la croissance démographique et la raréfaction des ressources forestières. Ces résultats soulignent le rôle essentiel des SET dans le renforcement des initiatives de restauration forestière, notamment par la sélection d'espèces ligneuses clés et de pratiques durables, tout en favorisant l'implication communautaire. Par conséquent, les décideurs devraient prioriser l'intégration des SET dans les politiques forestières de la RDC afin de soutenir la conservation de la biodiversité et la restauration des forêts de *miombo*.

Mots clés : Savoirs traditionnels ; Déforestation ; *Miombo* ; Conservation ; Biodiversité ; Pratiques écologiques ; Gestion durable.

10.3. Introduction

The need to preserve tropical forests has become clear in recent decades. Not only are they exceptional reservoirs of biodiversity (Gboze et al., 2020) but they also play a crucial role in sequestering atmospheric carbon (Eba'a Atyi et al., 2022). In addition to their ecological function, these forests fulfill indispensable social and cultural roles for local and Indigenous communities. They enable the survival of over 1.6 billion people worldwide, both rural and urban, through the ecosystem services they provide (Sivadas, 2022; FAO, 2022a). These ecosystem services include the provision of timber, dendro-energy, and various non-timber forest products (NTFPs; West et al., 2011).

In sub-Saharan Africa, these forests are under increasing anthropogenic pressure, exacerbated by rapid population growth in the context of extreme poverty, as well as rapid and generally unplanned urbanization. These dynamics are leading to unprecedented deforestation and degradation of these forest ecosystems (Gillet et al., 2016; Khoji et al., 2022). Consequently, statistics relating to this deforestation are alarming. Indeed, in 2010, forests accounted for more than 675 million hectares, or around 23% of the African continent's surface area (Chidumayo et al., 2011). But this figure has dropped to less than 636 million hectares (21%) in 2020 (FAO, 2020). The situation is particularly critical in the Congo Basin, which lost almost 100 million hectares of forest between 2010 and 2020 (De Wasseige et al., 2012;

Vancutsem et al., 2020). In the Democratic Republic of the Congo (DR Congo), the annual deforestation rate rose from 0.4% between 2000 and 2010 (Megevand et al., 2013) to 0.61% between 2010 and 2020 (Eba'a Atyi et al., 2022). With this rate of deforestation, the DR Congo's forest area had already fallen from 250 million hectares in 2010 to just 117 million hectares in 2020 (Megevand et al., 2013; Eba'a Atyi et al., 2022). If no corrective measures are taken, a forest loss of almost 22% is anticipated by 2050 (Eba'a Atyi et al., 2022).

The southeast of the DR Congo is particularly hard hit, especially in the area where *miombo* woodlands—a forest formation dominated by species of the genera *Brachystegia*, *Julbernardia*, and *Isoberlinia*—is the most dominant vegetation unit (Malaisse et al., 2021). Indeed, between 2000 and 2010, *miombo* woodlands covered 23,220,000 hectares, representing almost 11% of the Zambezi region, but this coverage has declined considerably, from over 70% of Katangan territory in 2000 to around 43% in 2010 (Potapov et al., 2012). This deforestation trend is particularly marked in the Lubumbashi Charcoal Production Basin (LCPB), where the deforestation rate is more than six times higher than the national average, reaching 1.51% (Khoji et al., 2023). This deforestation is exacerbated by difficult socio-economic conditions, which make rural and urban populations highly dependent on forest resources, notably through shifting agriculture and wood energy production (Cabala et al., 2022; Nghonda et al., 2023a). In addition, the growing demand for wood energy in urban areas, supported by galloping demographics and inadequate electricity supply in large conurbations, is contributing to the increased degradation of LCPB forests (Khoji et al., 2023). This affects the *miombo* woodlands' rich biodiversity, characterized by a high rate of endemism, and threatens the livelihoods of both rural and urban populations that rely on these resources (Kalaba et al., 2013; Chirwa et al., 2015a; Godlee et al., 2020).

In response to deforestation and forest degradation, forest ecosystem restoration appears to be the main solution. Restoration refers to all practices aimed at re-establishing the ecological functionality of degraded habitats, thereby improving the living conditions of local populations (Rinaudo et al., 2020; Awono et al., 2023). This restoration includes the production of seedlings of native or exotic forest species in nurseries, or the facilitation of natural regeneration in the habitats concerned (Holl & Aide, 2011; Rinaudo et al., 2020), thus, ensuring the continued provision of essential ecosystem services (Aerts & Honnay, 2011). Nevertheless, to ensure the success of these initiatives, the integration of traditional ecological knowledge and practices (TEK) is necessary. TEK is defined as a set of culturally transmitted knowledge, practices, beliefs, and taboos that evolve and play a central role in the sustainable management of ecosystems by local populations (Hamlin et al., 2013; Díaz et al., 2015; Tang & Gavin, 2016; Mekonen, 2017; Newman et al., 2021). To this end, this TEK strengthens forest restoration through a fine-tuned understanding of local ecosystems, sustainable practices, and key species, while promoting community engagement in forest restoration processes and adaptation to environmental change (Ganka et al., 2023). The cultural and spiritual anchoring of this TEK guarantees responsible and sustainable management of restored forests

(Upreti et al., 2012). As a result, since the 1992 United Nations Conference on Environment and Development, TEK has been recognized as a complement to modern scientific knowledge in approaches to ecosystem management and biodiversity conservation (Takako, 2002). They inspire forest policy through new management models, combining ecological conservation with the socio-economic needs of local populations (Mekonen, 2017).

However, data on their effectiveness and an analysis of interactions with modern dynamics (urbanization, population growth) are often lacking. Yet these dynamics, like population growth, influence TEK implementation by increasing pressure on forest resources (Syampungani et al., 2009). This would lead to the overexploitation of forest resources while limiting the observance of traditional practices and weakening their transmission to younger generations (Mekonen, 2017). Nevertheless, in the Lubumbashi region, research into TEK remains limited. The work of Malaisse et al. (2010) and Hick et al. (2018) addresses the importance of plant species in daily life and the farming system but does not explore the contribution of integrating this TEK in *miombo* woodlands management. This study fills these gaps by demonstrating the positive impact of this TEK in *miombo* woodlands conservation and management, particularly in reforested forest habitats. It documents these endangered practices and proposes their integration into environmental management policies, combining traditional knowledge and scientific expertise for sustainable forest management. The integration of traditional ecological knowledge and practices would promote sustainable management of residual *miombo* woodlands patches and participatory restoration in the LCPB.

This study aims to identify and describe traditional ecological knowledge and practices relating to biodiversity conservation and the sustainable management of *miombo* woodlands. It hypothesizes that TEK of indigenous communities in the Lubumbashi region—particularly their recognition of sacred sites and trees—plays a crucial role in restoring forests and sustainable *miombo* woodlands management. This knowledge is primarily upheld by women, elders, and less educated members of resource-limited villages, where it is passed down orally through family gatherings, fostering respect for conservation rules and cultural beliefs. By formulating this hypothesis, the study not only strengthens its design and integrity but also highlights the potential for applying these findings to other regions where indigenous TEK contributes to ecological sustainability.

10.4. Materials and Methods

10.4.1. Study Area

The present study was conducted in the LCPB in southeastern DR Congo (Figure 10-1), a region characterized by a *Cw*-type climate according to Köppen's classification. This climate is marked by a dry season extending from May to September, a rainy season from November to March, and two transition periods in April and October (Kalombo, 2015; Mutondo et al., 2018).

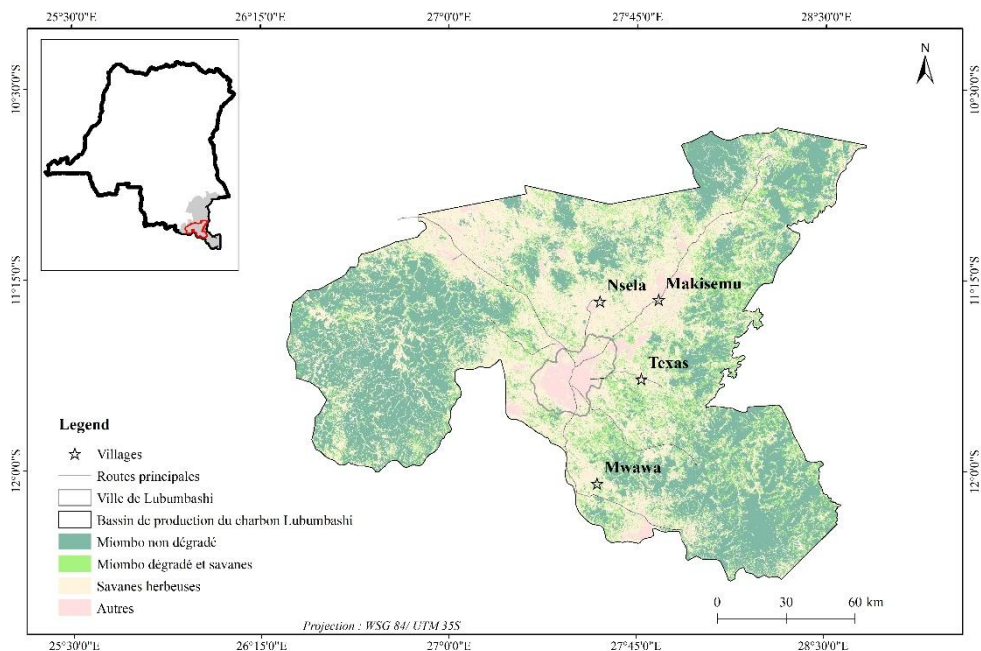


Figure 10-1. The geographical location of the BCPBL and the villages included in the study (represented by stars), within an 80 km radius of Lubumbashi, in the province of Haut-Katanga in south-eastern DR Congo.

The LCPB, located at an altitude of between 1200 and 1300 m, receives annual rainfall of between 1200 and 1270 mm (Malaisse et al., 2021). The mean annual temperature, which stood at around 20 °C at the end of the 20th century (Malaisse et al., 2010), has risen significantly since the beginning of the XXI(st) century (Kalombo, 2016). At the beginning of the 20th century, *miombo* woodlands were the predominant vegetation in this region, typically on ferralsols (Ngongo et al., 2009), despite many surveys noting their fragmentation and the rise in anthropogenic habitats, especially around large urban areas (Useni et al., 2017a; Khoji et al., 2022). These forest ecosystem fragmentation and anthropization are attributable mainly to shifting agriculture, charcoal production, and increasing urbanization (Munyemba & Bogaert, 2014; Useni et al., 2017a; Cabala et al., 2022; Khoji et al., 2023). The population, estimated at over 3 million (Useni et al., 2022), continues to rely heavily on natural resources. School enrolment remains low, with less than 50% of the population having access to formal education (Nghonda et al., 2023a). The Indigenous communities in the Lubumbashi region are composed of several tribes, primarily the Bemba, Lamba, Kaonde, and Zela, all belonging to the same ethnic group (Malaisse et al., 2010). Main subsistence economic activities include shifting agriculture, dendro-energy production, illegal timber exploitation, small-scale informal trade, and artisanal mining (Useni et al., 2020b; Cabala et al., 2022).

10.4.2. *Methods*

10.4.2.1. **Site selection, sampling, and data collection**

The present study was carried out from 20 November 2023 to 20 January 2024 in the villages of Makisemu, Mwawa, Nsela, and Texas, located in the rural area of Lubumbashi. These villages were selected because of their intense anthropogenic activities, mainly agriculture and charcoal production, their accessibility in all seasons, and their high connectivity to other satellite villages (Nghonda et al., 2023a). To verify the knowledge and application of TEK, these four villages were grouped according to the availability of forest resources (Figure 10-1), as well as the number of inhabitants (Tableau 10-1). This grouping assumes that villages with available forest resources and low population numbers will increasingly implement TEK due to the high availability of forest resources, enabling these inhabitants to remain selective in meeting daily needs. Forest resources are limited, and the population is high in Makisemu and Texas, compared with Mwawa and Nsela (Figure 10-1 and Table 10-1; Nghonda et al., 2023a; Nghonda et al., 2023b).

Table 10-1. Demographic and environmental characteristics of the four villages covered by the study: population size distribution, forest cover, focus group participation, sampling and gender distribution.

Villages	Population size	Forests availability	Focus group participant	Number of people surveyed for validation	Gender (%)	
					F	M
Makisemu	356	Limited	8	50	8	92
Texas	333		12	50	48	52
Mwawa	163	Available	11	50	24	76
Nsela	126		12	50	36	64

To gather information on traditional knowledge and practices relating to the conservation of forest resources, focus groups were organized in each village, following the methodology of Biloso (Nghonda et al., 2023a). These focus groups were made up of 8 to 12 people, mainly the traditional chiefs and notables of each village (Table 10-1). Data were collected on the existence of sacred sites, sacred woody species, and practices. Participation in these focus groups was contingent upon local community members' proficiency in TEK, especially among the Indigenous population. The selection of knowledgeable participants was conducted by traditional chiefs and their notables.

Focus group data were validated by individual interviews with 200 local community members, i.e., 50 people per village. This number of respondents was chosen due to the lack of official statistics on the distribution of local communities, allowing a representative sampling of the different populations within these four villages. Nevertheless, this number of respondents is higher than that (40 respondents) recommended for social science studies (El Khaddar et Elbouyahyaoui, 2019). The snowball method facilitated the identification of Indigenous local community members concerned by the present study, given the heterogeneity of

origin (Indigenous and non-Indigenous) of the population of these four villages (Johnston & Sabin, 2010; Marpsat & Razafindratsima, 2010).

In addition, individual interviews were conducted using a semi-structured questionnaire (Annexe I-5; Traoré et al., 2021), using the Kobotoolbox application version v2023.2.4. This approach made it possible to focus responses on specific themes defined in the questionnaire (Dubois & Michaux, 2006). In addition to the information gathered during the focus groups, socio-demographic data such as age, gender, level of education, and professional activities of the respondents were collected to correlate them with the TEK responses. For age, participants were grouped into three categories: young (18–35 years), adult (36–60 years), and elderly (≥ 61 years; Dieng et al., 2014). For educational level, participants were classified into four groups: uneducated, primary level, secondary level, and university level.

During these individual interviews, data on knowledge concerning sacred sites and woody species, traditional biodiversity conservation practices, and the modes and circumstances of TEK transmission were collected (Milupi & Sampa, 2020).

The vernacularly named woody species were directly identified after the surveys. However, unrecognized species were identified by cross-referencing information from existing regional floras (Flora of Zambia and the Flora of Zimbabwe), specialized books and guides (Smith & Allen, 2004; Malaisse, 2010; Meerts & Hasson, 2015; Vollesen & Merrett, 2020), and field trips conducted with some respondents.

10.4.2.2. Data analysis

To assess the importance of traditional knowledge and the influence of associated beliefs and prohibitions, the citation frequency (C_f) of sacred sites and trees was determined using the ethnobotanyR package in R software version 4.3.2. This analysis was also extended to biodiversity conservation practices, modes and circumstances of transmission of traditional knowledge, and the role of ceremonials in forest management. The frequency of citation (C_f) assumes that elements considered sacred are those that appear most often during interviews (Badjaré et al., 2018). This frequency is calculated according to the following relationship (Equation (1)):

$$C_f = \frac{S}{N} \times 100 \quad (1)$$

where S is the number of people citing the site or species and N is the total number of people interviewed. When C_f tends towards 0, the site/species is weakly known as sacred, and when C_f tends towards 100, the site/species is strongly known as sacred.

To examine the association between the qualitative variables relating to Traditional Ecological Knowledge and Practices and the two village groups, Fisher's exact test with a risk of error of less than 5% was used. This non-parametric test is an alternative to the Chisquare test of association, particularly suitable when a cell in the contingency table has theoretical values below 5, one of the limiting conditions for applying the Chi-square test (Confais et al., 2005; Causton, 2012). In addition, Fisher's exact test was also used to analyze the association between these variables and elements of the socio-demographic profile of the people surveyed.

Finally, to highlight the similarities between the possession of knowledge and its practical application according to the two groups of villages mentioned above, the Jaccard index (J ; Equation (2); Kindo et al., 2019) was calculated using Past version 4.05 software.

$$J = \frac{a}{a+b+c} \quad (2)$$

where a represents the number of knowledge or practices common to both village categories, while b and c designate those specific to each category respectively.

10.5. Results

10.5.1. Traditional knowledge, transmission and the role of ceremonials in biodiversity conservation and miombo woodlands management

10.5.1.1. Traditional ecological knowledge and practices related to biodiversity conservation and *miombo* woodlands management

Over three quarters of those surveyed indicated that cemeteries, associated with the resting place of ancestors, are the most widely recognized sacred sites in rural Lubumbashi, particularly in villages with limited forest resources and high population numbers. In addition, cemeteries and river springs appear to be common sacred sites in both categories of villages studied. A greater diversity of sacred sites is noted particularly in villages with more abundant forest resources and a low number of inhabitants present, compared to villages with limited forest resources and a high number of inhabitants. The taboos associated with these sacred sites mainly take the form of prohibitions on tree-cutting, access to sacred sites, and bushfires. However, observance of these beliefs and prohibitions is generally low, particularly in villages with limited forest resources and high population numbers, except for cemeteries (Table 10-2).

Table 10-2. Sacred sites in the Lubumbashi rural area, according to citations (focus and individual interviews) by local community members. Sites are presented in alphabetical order, and quotation values are presented as percentages. The values in brackets show the percentage of respondents who continue to regard these sites as sacred and observe related beliefs and prohibitions in their daily lives.

VLFR & HI: villages with less available forest resources and a high number of inhabitants; VFR & LI: villages with available forest resources and a low number of inhabitants; *n*: number of people surveyed; -: the sacred site was not cited in the village concerned; *p*: *p*-value of Fisher's exact test; *: statistically significant association between variables.

Types	Beliefs	Taboos	VLFR & HI		VFR & LI		<i>p</i>
			Makisemu <i>n</i> =50	Texas <i>n</i> =50	Mwawa <i>n</i> =50	Nsela <i>n</i> =50	
Cemeteries	Ancestors' rest	Tree cutting,					
		Bush fires,					
		Collects NTFPs,	92.00	78.00	74.00	62.00	0.007*
		Access (authorization)	(90.00)	(78.00)	(74.00)	(62.00)	(0.013*)
Mountain		Pregnant women,					
		Children					
		Access (except for insiders),			8.00		0.121
		Bush fires	-	-	(8.00)	-	(0.121)
Dense dry forests	Dwelling of spirits and divinities; place of prayer & exorcism	Bush fires	-	-	6.00	2.00	0.121
					(4.00)	(2.00)	(0.246)
River sources		Bush fires,	8.00 (2.00)	22.00	10.00	28.00	0.573
		Tree cutting,		(6.00)	(6.00)	(4.00)	(1.000)
Termite mounds		Access			8.00	2.00	0.059
			-	-	(6.00)	(2.00)	(0.121)

Ethnobotanical surveys carried out in both village categories identified a total of 30 sacred woody species (23 in villages with limited forest resources and high population density; 27 in villages with available forest resources and low density (VFR & LI), divided into 29 genera (24 in VLFR & HI; 27 in VFR & LI) and 18 families (15 in VLFR & HI; 15 in VFR & LI), with a predominance of Fabaceae. Among these species, *A. quanzensis* Welw., *Entandrophragma delevoiyi* De Wild., *Ficus* spp., *Parinari curatellifolia* Planch. ex Benth., *Sterculia quinqueloba* (Garcke) K. Schum., and *Strychnos cocculoides* Baker are the most widely recognized by respondents, due to their associations with ancestor and spirit beliefs. In addition, species such as *Diplorhynchus condylocarpon* (Müll. Arg.) Pichon and *Bobgunnia madagascariensis* (Desv.) J.H. Kirkbr. & Wiersema are considered sacred in both types of villages, with 13.04% and 22.22% of species cited, respectively, in villages with limited forest resources and high numbers of inhabitants, and villages with abundant forest resources and low numbers of inhabitants. However, implementation of the beliefs and prohibitions associated with these species remains low in villages, particularly in those with limited forest resources and high population numbers. This is particularly noticeable for species such as *A. quanzensis*, *E. delevoiyi*, *Ficus* spp. and *S. quinqueloba*, which are otherwise rare in forest ecosystems (Table 10-3).

Table 10-3. Ethnobotanical list of sacred wood species identified during focus groups and individual interviews held in various villages in the rural area of Lubumbashi. The woody species are presented in alphabetical order, and the quotation values are presented as percentages.

The values in brackets show the percentages of respondents observing beliefs and prohibitions relating to sacred wood species. VLFR & HI: villages with less available forest resources and a high number of inhabitants; VFR & LI: villages with available forest resources and a low number of inhabitants; *n*: number of people surveyed; -: the sacred species was not cited in the village concerned; *p*: *p*-value of Fisher's exact test; *: statistically significant association between variables.

Scientific names	Families	Availability in the forest	Beliefs about species	VLFR & HI		VFR & LI		P
				Makisemu n=50	Texas n=50	Mwawa n=50	Nsela n=50	
<i>Afzelia quanzensis</i> Welw.	Fabaceae	Rare	Ancestral habitat, medicinal species	4.00 (4.00)	-	36.00 (36.00)	22.00 (22.00)	0.000* (0.000*)
<i>Anisophyllea boehmii</i> Engl.	Anisophylleaceae	Available	Food, medicinal species, customary chief's establishment	10.00	32.00	10.00	12.00	0.081
<i>Annona senegalensis</i> Pers.	Annonaceae	Available	Sacred, medicinal species	2.00	-	2.00	-	1.000
<i>Bobgunnia madagascariensis</i> (Desv.) J.H. Kirkbr. & Wiersama	Fabaceae	Available	Sacred, medicinal species	-	-	4.00	10.00 (6.00)	0.498 (0.331)
<i>Brachystegia boehmii</i> Taub.	Fabaceae	Available	Helps make incantations underfoot to heal or get rid of evil spirits	-	-	10.00	-	0.059
<i>Brachystegia</i> spp. and <i>Julbernardia</i> spp.	Fabaceae	Available	Shelters ancestral spirits	8.00	6.00	22.00	20.00	0.007*
<i>Cassia abbreviata</i> Oliv.	Fabaceae	Rare	Sacred, medicinal species	-	6.00 (6.00)	12.00 (12.00)	6.00 (6.00)	0.134 (0.003*)
<i>Combretum molle</i> R.Br ex G. Don	Combretaceae	Available	Sacred, medicinal species	4.00	-	12.00	8.00	0.035*
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i> (Müll. Arg.) Pichon	Apocynaceae	Available	Sacred, medicinal species	-	2.00	-	-	1.000
<i>Entandrophragma delevoiyi</i> De Wild.	Meliaceae	Rare	Sacred species, medicinal, prediction of future events	44.00 (44.00)	20.00 (20.00)	40.00 (40.00)	40.00 (40.00)	0.302 (0.302)
<i>Erythrina abyssinica</i> Lam. ex DC.	Fabaceae	Available	Medicinal species, herald the good rainy season	4.00	-	12.00 (2.00)	12.00 (1.000)	0.010* (1.000)
<i>Ficus</i> spp	Moraceae	Available	Shelters ancestral spirits, medicinal	14.00 (6.00)	26.00 (12.00)	32.00 (18.00)	12.00 (10.00)	0.862 (0.376)
<i>Isoberlinia</i> spp	Fabaceae	Rare	Prayers of traditional chiefs, medicinal plants	8.00	-	6.00	10.00	0.373
<i>Lannea discolor</i> (Sond.) Angl.	Anacardiaceae	Available	Ancestral prayers, Enthronement of the chief	-	-	6.00	-	0.246
<i>Marquesia macroura</i> Gilg	Dipterocarpaceae	Available	Representation of ancestors, medicinal	-	-	12.00	8.00	0.002*

Savoirs locaux et restauration du *miombo* : vers une compréhension intégrée de la dynamique forestière

						(10.00)	(2.00)	(0.029*)
<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Chrysobalanaceae	Available	Food, medicinal, establishment of a traditional chief	14.00	26.00	32.00	12.00	0.862
<i>Pericopsis angolensis</i> (Baker) Meeuwen	Fabaceae	Available	Representation of ancestors, medicinal, dispels curse	-	8.00	6.00	10.00	0.373
<i>Piliostigma thonningii</i> (Schumach.) Milne-Redh.	Fabaceae	Available	Sacred, medicinal species	2.00	-	16.00	-	0.035*
<i>Psorospermum febrifugum</i> Spach	Hypericaceae	Available	Sacred, medicinal species	2.00	-	-	-	1.000
<i>Pterocarpus angolensis</i> DC.	Fabaceae	Available	Sacred medicinal species		-	2.00	4.00	0.246
<i>Pterocarpus tinctorius</i> Welw.	Fabaceae	Available	Sacred, medicinal species	6.00	-	14.00	8.00	0.049*
<i>Rothmannia engleriana</i> (K. Schum.) Keay	Rubiaceae	Available	Medicinal species, create disputes between partners	2.00	-	-	2.00	1.000
<i>Securidaca longepedunculata</i> Fresen.	Polygalaceae	Available	Medicinal species, home to the spirits	-	-	-	2.00	1.000
			Sacred species, medicinal, discover hidden events, luck tree, frighten away sorcerers, destroy the power of gris-gris, save poultry from epidemics	40.00	12.00	30.00	58.00	0.012*
<i>Sterculia quinqueloba</i> (Garcke) K. Schum.	Malvaceae	Rare		(40.00)	(12.00)	(30.00)	(58.00)	(0.012*)
<i>Strychnos cocculoides</i> Baker	Loganiaceae	Available	Food and medicinal species	18.00	12.00	30.00	14.00	0.275
<i>Syzygium pratense</i> Byng	Myrtaceae	Available	Food and medicinal species	-	4.00	-	-	0.498
<i>Terminalia mollis</i> M.A. Lawson	Combretaceae	Available	Sacred, medicinal species	2.00	-	-	6.00	0.621
				(2.00)			(4.00)	(1.000)
<i>Uapaca kirkiana</i> Müll.Arg.	Phyllanthaceae	Available	Food species, ceremony before ploughing, medicinal	22.00	14.00	26.00	8.00	1.000
<i>Zanha africana</i> (Radlk.) Exell	Fabaceae	Rare	Sacred, medicinal species	-	-	2.00	-	1.000
						(2.00)		(1.000)
<i>Zanthoxylum chalybeum</i> Engl.	Rutaceae	Rare	Sacred, medicinal species	2.00	-	14.00	10.00	0.003*
				(2.00)		(14.00)	(10.00)	(0.003*)

In addition, ecological practices for biodiversity conservation and forest management, traditionally known to local communities, include small-scale farming, intercropping (allowing two to three crops to be grown on the same plot), the prohibition of cutting trees in sacred places, long fallow/rotation periods, and the use of dead wood instead of charcoal. These practices were reported by 75% of respondents in both village categories. It should be noted that knowledge of these ecological practices is almost equivalent to the two categories of villages located in the rural area of Lubumbashi. Regarding the actual application of these practices, it is observed that intercropping and the ban on cutting trees in sacred places are implemented by more than 65% of respondents in villages with limited forest resources and a high number of inhabitants, whereas these practices concern only around 26% of respondents in villages with abundant forest resources and a low number of inhabitants. Other practices, such as the gradual exploitation of forest areas (19%), long fallow/rotation periods (13%), and the use of dead wood instead of charcoal (12%), are most applied in villages with abundant forest resources and low population numbers (Table 10-4)

In addition, certain long-standing practices such as the standing abandonment of large or sacred trees and long fallow/rotation periods, which were once essential for biodiversity conservation and forest management, have evolved. They have been transformed into standing abandonment of rare and sacred medicinal trees and shorter fallow/rotation periods. Implementation of these modified practices varies from 8% to 20% in villages with limited forest resources and high population numbers, compared with 4% to 16% in villages with abundant forest resources with low population numbers. Additionally, concession fencing, a more recent innovation, is particularly observed in villages with abundant forest resources and low population numbers (Table 10-4).

Table 10-4. Traditional ecological practices for biodiversity conservation and sustainable *miombo* woodlands management in rural Lubumbashi. Traditional practices are presented in alphabetical order, with citation values presented as percentages. The values in brackets show the percentage of respondents applying these cited practices. Practices with only implementation values are considered innovations. VLFR & HI: villages with less available forest resources and a high number of inhabitants; VFR & LI: villages with available forest resources and a low number of inhabitants; *n*: number of people surveyed; -: the practice was not cited in the village concerned; *p*: *p*-value of Fisher's exact test; *: statistically significant association between variables.

Traditional practices	VLFR & HI		VFR & LI		<i>p</i>
	Makisemu <i>n</i> =50	Texas <i>n</i> =50	Mwawa <i>n</i> =50	Nsela <i>n</i> =50	
Leaving large trees and sacred trees standing	4.00	2.00	4.00	8.00	0.498
Rare and sacred medicinal trees left standing	(8.00)	(10.00)	(4.00)	(16.00)	(0.435)
Small-scale farming	16.00	32.00	14.00	16.00	0.153
Agriculture without stump grubbing	4.00 (4.00)	-	6.00 (6.00)	8.00 (8.00)	0.170 (0.170)
Charcoal for domestic use	6.00	2.00	2.00	2.00	0.683
Intercropping	12.00 (34.00)	4.00 (40.00)	6.00 (20.00)	10.00 (10.00)	1.000 (0.000*)
Selective cutting	6.00	8.00	2.00 (2.00)	2.00 (2.00)	0.170 (0.498)
Progressive operation	2.00	4.00	4.00 (16.00)	4.00 (22.00)	1.000 (0.498)
Tree-cutting banned in sacred places	20.00 (36.00)	26.00 (20.00)	14.00 (8.00)	14.00 (14.00)	0.145 (0.004*)
Defending concessions	-	-	(12.00)	-	(0.029*)
Short fallow/rotation period (3-5 years)	(10.00)	(20.00)	(6.00)	(4.00)	(0.032*)
Long fallow/rotation period (15-20 years)	12.00 (2.00)	6.00 (6.00)	18.00 (16.00)	10.00 (10.00)	0.376 (0.040*)
Optimum bushfire period	-	4.00	6.00	-	1.000
Use of dead wood	18.00 (6.00)	12.00 (4.00)	24.00 (10.00)	26.00 (14.00)	0.111 (0.126)

10.5.1.2. Circumstances of knowledge transmission and the role of ceremonial in biodiversity conservation and forest management

The main means of transmitting traditional ecological knowledge and practices are songs (53%); fables, tales and stories (23%), and proverbs (12%) in both village categories. Specifically, riddles and skits were particularly cited in villages with abundant forest resources and few inhabitants. In addition, this knowledge and practice is particularly transmitted during family councils, bereavements, and weddings (Table 10-5).

Table 10-5. Modes and circumstances of transmission of traditional ecological knowledge and practices. Modes and circumstances of TEK transmission are presented in alphabetical order, and citation values are presented as percentages. VLFR & HI: villages with less available forest resources and a high number of inhabitants; VFR & LI: villages with available forest resources and a low number of inhabitants; *n*: number of people surveyed. -: the element was not cited in the village concerned; *p*: *p*-value of Fisher's exact test; *: statistically significant association between variables.

Elements	VLFR & HI		VFR & LI		<i>p</i>
	Makisemu	Texas	Mwawa	Nsela	
	<i>n</i> =50	<i>n</i> =50	<i>n</i> =50	<i>n</i> =50	
Transmission modes (%)					
Songs	44.00	62.00	58.00	52.00	0.887
Riddles & puzzles	8.00	-	6.00	10.00	0.373
Fables, tales & stories	36.00	28.00	10.00	20.00	0.007*
Skits	-	-	2.00	4.00	0.246
Proverbs	12.00	10.00	24.00	14.00	0.165
Circumstances of transmission (%)					
Family advice (around the fire)	28.00	40.00	46.00	50.00	0.254
Bereavement	32.00	22.00	20.00	24.00	0.511
Weddings	22.00	26.00	12.00	10.00	0.025*
Newborn births	6.00	8.00	12.00	8.00	0.613
Enthronement of a village chief	12.00	6.00	10.00	8.00	1.000

In the traditions of the tribes of rural Lubumbashi, certain ceremonials take place specifically under the forest canopy. These ceremonials mainly include the burial of a dead relative (79%), the enthronement of a new village chief (10%), and prayers to the gods (12%). Specifically, the burial of a dead relative and the enthronement of a new customary chief are particularly singled out in villages with limited forest resources and large numbers of inhabitants. On the other hand, ceremonials such as exorcism and prayers to the gods are most common in villages with abundant forest resources and numbers of inhabitants (Table 10-6).

Table 10-6. Roles of ceremonials in forest conservation in rural Lubumbashi. Ceremonials are presented in alphabetical order and quotation values are presented as percentages. VLFR & HI: villages with less available forest resources and a high number of inhabitants; VFR & LI: villages with available forest resources and a low number of inhabitants; *n*: number of people surveyed; -: the ceremonial was not cited in the village concerned; *p*: *p*-value of Fisher's exact test; *: statistically significant association between variables.

Ceremonials	VLFR & HI		VFR & LI		<i>p</i>
	Makisemu <i>n</i> =50	Texas <i>n</i> =50	Mwawa <i>n</i> =50	Nsela <i>n</i> =50	
Funeral of a loved one	84.00	86.00	72.00	80.00	0.153
Exorcism	-	2.00	8.00	6.00	0.065
Induction of the new chief	16.00	12.00	6.00	4.00	0.051
Prayers to the gods (ancestors)	-	-	14.00	10.00	0.000*

10.5.2. Association between TEK-elements variables of the socio-demographic profile and similarity of biodiversity conservation and miombo woodlands management practices.

The application of biodiversity conservation and forest management practices in rural Lubumbashi is strongly influenced by socio-demographic factors such as gender, age, level of education, and main occupation of the individuals surveyed. In particular, the application of intercropping and short rotation practices is strongly influenced by the gender and educational level of local community members. In addition, the implementation of most practices is age-dependent, except for stump-free farming practices, selective cutting, the ban on cutting trees in sacred places, and long fallow/rotation periods. However, the practices of leaving rare and sacred medicinal trees standing, intercropping, and prohibiting the cutting of trees in sacred places are particularly influenced by the types of main activities of the respondents (Table 10-7). More specifically, practices such as selective cutting, use of dead wood, leaving rare and sacred medicinal trees standing, long fallow/rotation periods, stump-free agriculture, progressive logging, and defending concessions are mainly adopted by women, the elderly, uneducated individuals, or those with a primary level of education, whose main occupations include charcoal production, art carving and NTFP collection. Conversely, practices such as short fallow periods, intercropping, and the ban on cutting down trees in sacred places are more common among men, young people, and adults with secondary education, who are mainly involved in farming and logging for timber.

Table 10-7. Association between biodiversity conservation/forest management practices and elements of the socio-demographic profile of respondents. The figures presented in this table are p-values from Fisher's exact test. * : statistically significant association between variables.

Traditional practices	Gender	Age ranges	Education level	Main occupation
Rare and sacred medicinal trees left standing	0.054	0.012*	0.095	0.000*
Agriculture without stump grubbing	0.297	0.297	0.053	0.504
Intercropping	0.006*	0.040*	0.004*	0.000*
Selective cutting	0.457	0.148	0.737	0.221
Progressive operation	0.596	0.022*	0.303	0.887
Tree-cutting banned in sacred places	0.334	0.714	0.983	0.002*
Defending concessions	1.000	0.027*	0.346	0.619
Short fallow/rotation period (3-5 years)	0.027*	0.000*	0.000*	0.915
Long fallow/rotation period (15-20 years)	0.694	0.637	0.700	0.211
Use of dead wood	0.051	0.006*	0.545	0.227

As regards the comparison between beliefs and prohibitions relating to sacred sites and their application, a total similarity of 100% was observed in both categories of villages. However, similarities in the application of taboos relating to sacred sites show a notable disparity, with a correspondence of only 40% between villages with limited forest resources and a high number of inhabitants and those with abundant forest resources and a low number of inhabitants.

Jaccard's index reveals a similarity of 21.74% between quotations of sacred woody species and the application of corresponding beliefs and prohibitions, in villages with limited forest resources and a high number of inhabitants. This compares with 42.31% in villages with abundant forest resources and few inhabitants. Furthermore, the application of taboos relating to sacred trees shows a similarity of 41.67% between the two categories of villages studied.

As far as biodiversity conservation and forest management practices are concerned, Jaccard's index shows a 50% similarity between citations of these practices and their implementation in villages with limited forest resources and a high number of inhabitants, compared with 61.54% in villages with abundant forest resources and a low number of inhabitants. Overall, the implementation of these practices was 70% similar between the two categories of villages.

10.6. Discussion

10.6.1. *Traditional ecological knowledge and practices, transmission and role of ceremonials in biodiversity conservation and miombo woodlands management*

10.6.1.1. *Traditional ecological knowledge and practices for the biodiversity conservation and miombo woodlands management*

The results of the ethnoecological survey conducted as part of the present study reveal the existence of a range of traditional knowledge and practices for biodiversity conservation and *miombo* woodlands management (Table 10-2, Table 10-3, and Table 10-4). This knowledge has significant socio-cultural and spiritual values and plays a crucial role in maintaining forest ecosystems (Ribeiro et al., 2020b). The beliefs and prohibitions associated with this TEK contribute to the preservation of forest resources and forest resilience (Berkes et al., 2000; Garnett et al., 2018). These observations are consistent with the results of previous studies in Africa (Juhé-Beaulaton, 2007; Mekonen, 2017) and specifically in the *miombo* woodlands ecoregion (Sinthumule & Mashau, 2020; Sinthumule, 2023). The integration of TEK into the processes of vegetation cover restoration and *miombo* woodlands management could, to this end, represent a significant opportunity to encourage local communities to actively participate in these initiatives and take ownership of the processes (Nghonda et al., 2023a).

On the other hand, the scarcity of forest resources, coupled with unfavorable economic conditions, increases anthropic pressure on these resources, thus, compromising the forest restoration and management mechanisms put in place

(Awono et al., 2023; Nghonda et al., 2023a). The data collected also show that local communities in villages with abundant forest resources and a smaller population have a higher number of TEK than those in villages with limited resources and a large population (Table 10-2, Table 10-3, and Table 10-4). This disparity can be explained by the fact that villages with abundant forest resources and low population numbers retain and apply traditions to a greater extent due to the high availability of resources, in contrast to villages faced with limited resources and high population numbers. Previous studies in Zambia have revealed that the scarcity of forest resources and population growth leads to a decrease in the importance attached to traditional knowledge, resulting in an erosion of this knowledge and these practices (Syampunganyi et al., 2009; Asante et al., 2017). The findings emphasize the critical need to bolster cultural and ecological practices in villages across the Lubumbashi region and the DR Congo, especially in areas with scarce forest resources and high population density. Moreover, safeguarding sacred sites as part of the cultural heritage is crucial, alongside raising awareness within communities about the preservation of rare and sacred plant species. The results of this study concur with the observations of Syampungani et al. (2009) in Zambia, who showed that the scarcity of forest resources, coupled with rapid population growth, leads to a gradual erosion of TEK, as local populations turn away from traditional practices in the face of increased economic and ecological pressures. However, the durability of TEK, such as sacred sites, also depends on several factors such as geography, hydrography, and the distribution of *miombo* woodlands variants in the study area. These results confirm that TEK plays a crucial role in biodiversity conservation and the sustainable management of *miombo*.

10.6.1.2. Circumstances of knowledge transmission and the role of ceremonial in the conservation of the biodiversity and *miombo* management

The transmission of TEK, mainly orally through songs and stories (Table 10-5), remains a common practice in Africa, not least because of the low rate of school enrolment and the virtual non-existence of written documentation on the subject (Asante et al., 2017; Mavhura & Mushure, 2019; Mota et al., 2023). This mode of transmission, although adapted to poorly educated populations (Milupi & Sampa, 2020) such as those in Lubumbashi region, leads to a modification or even alteration of knowledge over time, leading to the loss or appearance of new knowledge and practices (Sinthumule, 2023). The results of this study corroborate research conducted in Zambia, demonstrating that stories, songs, and proverbs are predominant modes of transmission of traditional ecological knowledge (TEK) (Mazzocchi, 2008; Milupi & Sampa, 2020; Sinthumule, 2023). Additionally, TEK are often transmitted during family councils, mourning ceremonies, and weddings (Table 10-5), as well as during ceremonies such as funerals exclusively held in the forest (Table 10-6). These events, frequent and gathering many community members, offer ideal opportunities for TEK transmission. These findings highlight that TEK is mostly transmitted orally during specific social events, emphasizing the risk of its loss in the Lubumbashi region, especially where ecological and demographic factors hinder certain ceremonies. The findings confirm the work of

Milupi & Sampa (2020) in Zambia, which emphasizes the importance of these ceremonies for the transmission of traditional knowledge, as well as for biodiversity conservation and forest management.

In examining cultural diversity, the number and species of plants considered sacred can vary from village to village due to differences in cultural practices, historical contexts, and ecological conditions. These sacred species are generally linked to specific geographic regions and community beliefs, leading to variability among villages. In Angola, for example, the *Moringa oleifera* Lam. tree is highly revered among certain ethnic groups, especially in the southern regions, for its medicinal properties, nutritional value, and role in community rituals (Bureau, 2024). However, other communities in different parts of Angola might venerate different species, such as the *Adansonia digitata* L., which is considered a spiritual symbol and a source of food, water, and shelter (Kamatou et al., 2011). Thus, the differences in sacred species reflect the diversity of cultural practices and the local environment.

Natural resource management also relies on a variety of traditional forest management practices. These practices, shaped by cultural beliefs, environmental conditions, and resource availability, vary across regions and villages. For example, in Malawi, traditional agricultural practices, such as short and long fallow periods, differ depending on soil fertility and climate. Villages in more fertile areas practice shorter fallows (3–5 years), while those in the northern regions with less fertile soils extend fallow periods to 15–20 years, allowing the land to fully regenerate before cultivation resumes (Kabuli & Phiri, 2006; Partey et al., 2017).

The transmission of traditional local knowledge, including forest management practices, is crucial for maintaining this knowledge across generations. In Tanzania, for instance, songs are a central mode of transmitting knowledge about forest management. These songs, often sung during community activities such as planting or harvesting, emphasize the importance of tree preservation and sustainable land use (Fadhilia et al., 2016). Riddles and proverbs, such as “The forest is not a market, it’s a home for all,” are used to convey wisdom about resource conservation. In Zambia, fables and stories play a key role, particularly in rural communities, where elders pass down knowledge of sacred trees and sustainable farming practices (Kamelarczyk & Smith-Hall, 2014). Thus, family advice shared around the fire, during times of bereavement, weddings, or the enthronement of a village chief, offers a reflective space for elders to impart wisdom. These rituals ensure that forest management knowledge remains embedded in cultural traditions.

Finally, the timing of bushfires is a crucial element of forest management, especially when guided by traditional ecological knowledge. Indigenous communities have long understood the relationship between fire, vegetation, and seasonal cycles, using this knowledge to determine the most appropriate periods for controlled burning. In Zambia, traditional fire management practices involve burning during the early dry season (April to June), when vegetation is less dry and fires are less intense, reducing the accumulation of fuel loads and preventing destructive late-season wildfires (Hollingsworth et al., 2015). Similarly, in Tanzania,

Maasai communities use controlled burns in early dry seasons to stimulate fresh grass growth for livestock while preserving woody vegetation (Butz, 2009). These practices are aligned with ecological cycles, ensuring minimal disruption to forest resources.

10.6.2. Association between TEK and similarity of implementation of biodiversity conservation practices and miombo woodlands management

Local communities in villages characterized by limited forest resources and a high number of inhabitants apply TEK less effectively than those in villages with available forest resources and a low number of inhabitants (Table 10-2, Table 10-3, and Table 10-4). This situation is attributable to the scarcity of forest resources and population growth, which encourage communities to modify or abandon TEK, thus, compromising the sustainable management of forest resources (Berkes et al., 2000; Reyes-García et al., 2006). Previous studies in Zambia have shown that the scarcity of forest resources, combined with growing economic needs, is leading to a decline in respect for traditional beliefs and prohibitions when exploiting forest resources to meet daily needs (Syampungani et al., 2009). In addition, high population density significantly reduces the usable area for everyone, increasing anthropogenic pressure on already limited forest resources (Bogaert et al., 2015). This increased pressure contributes to TEK deletion or partial adaptation to cope with resource scarcity, particularly in villages with high population numbers. These observations are in line with the findings of Mekonen (2017), who points out that TEK evolves over generations and adapts to environmental changes.

On the other hand, in villages where forest resources are available and the population is small, biodiversity conservation and sustainable forest management practices are mainly implemented by women, who are elderly, poorly educated, and whose main activities include charcoal production, art carving, and the collection of non-timber forest products (Table 10-7). This predominance of women in the implementation of practices can be explained by their central role in Africa, and particularly in the study area, in the education and transmission of cultural knowledge, including TEK. By passing on this knowledge to the younger generations, they integrate it into everyday practices, thereby contributing to their sustainability. Research in Venezuela also shows that women are more respectful of traditional beliefs and prohibitions than men (Patricia, 2005). Furthermore, the application of TEK increases with age. Older people apply these forest conservation and management practices more assiduously because of their experience, their role as custodians of culture, and their lesser exposure to modernity, which reinforces their perception of the relevance of this knowledge (Zent, 2001; Gómez-Baggethun & Reyes-García, 2013). It should also be noted that the transmission of these TEK begins at an early age in the Lubumbashi region.

In addition, people with low levels of education are also more likely to apply TEK. Indeed, activities related to the management of forest areas are often dominated by

individuals with a low level of education, due to the lack of alternatives in the labor market and the absence of required skills (Nghonda et al., 2023a). Finally, charcoal producers, sculptors, and NTFP collectors are more likely to apply TEK than farmers. Agriculture, whether intensive or slash-and-burn, requires deforestation to avoid competition between natural trees and crops, which contrasts with other activities with selective exploitation of forest resources (Gillet, 2016; Reyniers, 2019; Schure et al., 2013; Nghonda et al., 2023b). These observations highlight that the socio-demographic characteristics of the population play a decisive role in the application of biodiversity conservation and forest management practices in the Lubumbashi region and across the DR Congo. These findings corroborate those of Kyale & Maindo (2017) in the Yangambi Biosphere Reserve, who show that forest conservation and management practices are mainly linked to sacred tree prohibitions, agricultural practices, and respect for sacred sites.

However, the implementation of conservation and forest management practices is influenced by other factors, such as the amount of forest space available to an individual. TEK-integrated forest management requires not only recognition of this traditional knowledge but also adequate access to the resources needed for its application. The decrease in forest area available to an individual limits his or her ability to maintain and transmit TEK (Charnley et al., 2007; Bogaert et al., 2015). Furthermore, the application of this TEK in Africa is also influenced by cultural changes, such as formal education, modernization, and above all Western and Asian religions (Sinthumule, 2023). Indeed, formal education and modernization stemming from colonization have contributed to the marginalization of traditional knowledge in Africa, inculcating Western values that are largely incompatible with local cultures (Diawuo & Issifu, 2017; Sinthumule, 2023). Furthermore, studies carried out in Nigeria, Ghana, and Botswana have shown that local communities adopting Western and Asian religions now reject the application of this TEK, considering it inferior, demonic, and fetishistic (Phuthego & Chanda, 2004; Jimoh et al., 2012; Kosoe et al., 2020). These results confirm that TEK depends on the ecological and socio-demographic conditions of the villages.

10.6.3. Implication of the resultats for the sustainable management and restoration of miombo woodlands

TEK has considerable cultural and spiritual values, but its application is under constant threat from modernization and the shrinking of *miombo* woodlands areas. This situation contributes not only to deforestation and forest degradation but also to the erosion of the cultural and spiritual values of local communities. To remedy this problem, it is essential to promote the popularization of TEK within local communities. An effective approach for this popularization could include educational programs facilitating the empirical learning of TEK (Maffi & Woodley, 2012). However, the low school enrolment rate in rural Lubumbashi is a significant obstacle to the application of this method. To overcome this obstacle, it is crucial to foster intergenerational exchanges of knowledge between grandparents, parents, and

younger generations, as well as to organize various sociocultural awareness-raising activities to facilitate the transfer of this TEK (Sinthumule, 2023). Furthermore, universities should collaborate with the Congolese government to systematically collect and document (including digitizing) the various forms of TEK, to prevent its erosion and preserve this knowledge for current and future generations (Sutherland et al., 2014; Tengö et al., 2021). This documentation is essential to prevent the loss of this traditional knowledge over time.

In addition, there is a need for conservation and sustainable management programs for *miombo* woodlands remnants, as well as forest restoration initiatives through reforestation and assisted natural regeneration (Rinaudo et al., 2020; Nghonda et al., 2024). These programs should focus on sacred sites (such as cemeteries, river springs, and the habitats of ancestors and deities), using sacred woody species such as *A. quanzensis*, *E. delevoiyi*, and *S. quinqueloba*, whose associated beliefs and prohibitions are respected by local communities (Singh, 2012). This approach would not only help restore forest ecosystems but also revitalize the cultural and religious practices associated with these places (Bhagwat et al., 2005; Singh, 2012). In addition, taking this TEK into account in the forest restoration mechanism would encourage the involvement of local communities and ownership of these forest management and restoration mechanisms, which is crucial to ensuring their long-term success (Nghonda et al., 2023a). Similar studies in Central Africa (Roe et al., 2009), particularly in Zambia (Milupi et al., 2020), demonstrate that integrating TEK with modern scientific knowledge is crucial for sustainable natural resource management. However, the effective implementation of TEK is constrained by difficult socio-economic conditions and ongoing socio-cultural changes prevailing in the DR Congo (Kyale & Maindo, 2017), particularly in the Lubumbashi region (Nghonda et al., 2023b).

These results suggest that the integration of TEK into forest policy requires the creation of a local participatory framework, involving both local communities and decision makers. This participatory framework could facilitate the identification of relevant TEK and its application at the local scale, its integration into forest management plans, and reforestation or assisted natural regeneration initiatives (Nakashima et al., 2012). In addition, incorporating the sacred woody species identified in this study, such as *A. quanzensis* and *S. quinqueloba*, into reforestation initiatives could strengthen community commitment while respecting local beliefs. Furthermore, integrating fire management strategies, such as controlled burns and community firebreak systems, can enhance the sustainability of these efforts (Useni et al., 2023a-b). Tanzania's Participatory Forest Management (PFM) programs have successfully involved communities in fire prevention and controlled burning to reduce wildfire risks (Blomley et al., 2008), while Zambia's Community-Based Natural Resource Management (CBNRM) initiatives have established firebreaks and promoted traditional fire control practices to protect forest ecosystems (Adeyanju et al., 2021).

However, Local communities in the Lubumbashi region heavily rely on forest areas for their livelihoods, primarily through agriculture, charcoal production, and

the collection of non-timber forest products (NTFPs). Enhancing agricultural systems stands out as a key strategy to promote the sustainable management of *miombo* woodlands. By integrating agroforestry practices, these systems could address agricultural itinerancy and improve the low yields that currently characterize farming practices in Lubumbashi and across the DR Congo (Gassner & Dobie, 2022). Indeed, agroforestry, still underutilized in this region according to Hick et al. (Hick et al., 2018), has the potential to restore soil fertility, a critical factor in increasing agricultural productivity. For illustration, the agroforestry model in Mampu, located on the Bateke Plateau in the DR Congo, has demonstrated remarkable results, producing an average of 1.5 metric tons of charcoal, 1.25 metric tons of cassava, 70 kg of maize, and 0.75 kg of honey per hectare (Reyniers, 2019). By prioritizing tree species that provide NTFPs, such systems could meet local communities' daily needs while reducing their reliance on natural forests (Leakey et al., 2022), thereby alleviating human pressure on forest resources (Boulogne, 2016).

Additionally, improving access to electricity is a critical strategy for reducing dependence on wood energy, particularly in urban areas. Paired with alternative energy technologies such as improved cookstoves and renewable energy sources like photovoltaic energy, biogas, biomass briquettes, or eco-friendly charcoal, this approach could significantly contribute to preserving the remaining *miombo* woodlands (Kitoto, 2018). However, adopting these alternatives requires greater effort, particularly among communities most reliant on forest resources. Environmental education and awareness campaigns are essential to promote biodiversity conservation and sustainable management practices (O'Hara, 2011). Finally, improving the socio-economic conditions of the population is vital for reducing their dependence on forests. Indeed, many of these populations live in precarious conditions, exacerbating their reliance on natural resources (Nghonda et al., 2023a). Facilitating access to microcredit and promoting diverse income-generating activities (Morou et al., 2016) would alleviate anthropogenic pressure on forest resources while supporting the sustainable management of *miombo* woodlands.

The present study focused on a limited number of villages and respondents, which may have constrained the breadth of insights into local ecological practices. Additionally, the study did not fully capture the cultural variability among the diverse tribes in the Lubumbashi region, which could influence traditional ecological knowledge and its application. While these factors may limit the generalizability of the findings, the research provides valuable foundational insights and highlights the need for further studies encompassing a broader cultural and geographical scope to build on this work.

10.7. Conclusions

This study aimed to identify and describe TEK relating to biodiversity conservation and *miombo* woodlands management, through interviews (group and individual) carried out in two categories of villages differentiated by the availability of forest resources and their population. The results show that most respondents are

aware of sacred sites and woody species, including their beliefs and prohibitions. In addition, biodiversity conservation and *miombo* woodlands management practices include small-scale farming, intercropping, the prohibition of cutting trees in sacred sites, long rotation periods, and the use of dead wood. Certain ceremonials, such as burials of the dead, take place only in the forests, encouraging people to leave certain forest patches untouched. TEK is more rigorously applied in villages with abundant forest resources and smaller populations, enabling daily needs to be met while respecting local beliefs and prohibitions. This TEK is particularly observed by women, the elderly, and the less educated, who are involved in charcoal production, art carving and the collection of non-timber forest products.

The present study was carried out on a limited sample of villages and participants. Furthermore, the cultural diversity of the different tribes in the Lubumbashi region was not sufficiently considered, which limits the possibility of generalizing the results obtained. Nevertheless, this study demonstrates the existence of TEK in the Lubumbashi region and its potential to contribute to the sustainable management and restoration of *miombo* woodlands. The DR Congo's national forest policy must include concrete strategies for the integration of TEK. This could involve setting up local forest management committees, legally protecting sacred sites and species and prioritizing TEK in reforestation initiatives. In addition, the documentation and digitization of this traditional knowledge by scientists is essential to ensure its transmission and preservation.

10.8. Contextualisation

Les résultats de ce chapitre montrent qu'il existe des connaissances écologiques traditionnelles (CET) qui joueraient un rôle crucial dans la réussite des initiatives de restauration du couvert forestier et dans la gestion durable des taches résiduelles du *miombo*. Ces connaissances sont relatives à l'existence des sites et espèces ligneuses sacrées, dont les restrictions et tabous y relatifs permettent leur conservation. Prioriser les sites potentiellement sacrés tout en utilisant les espèces ligneuses sacrées dans les initiatives de restauration, permettrait une reconstitution du couvert forestier en un temps optimal. Cependant, ces CET sont faiblement mises en application dans les espaces villageois aux ressources forestières limitées et présentant une population élevée. La reconnaissance et l'intégration de ces CET dans la politique forestière de la RD Congo contribuerait à la réussite, l'implication et l'appropriation de ces initiatives de restauration forestière par les communautés locales. Au vu de ces résultats, nous caractérisons et évaluons l'efficacité du modèle de politique forestière dans la région de Lubumbashi (chapitre 11).

Chapitre 11

Evaluation de la gouvernance du *miombo* dans la région de Lubumbashi : enjeux et perspectives pour une gestion forestière durable et inclusive (Haut-Katanga, RD Congo)

Ce chapitre a été préparé par : Nghonda, N.D., Khoji, M.H., Mukanya, W.I.P., Ngoy, N.L., Malaisse, F., Sambiéni, K.R., Masengo, K.W., Bogaert, J., Useni, S.Y. & Kyale, K.J.

11.1. Abstract

Low stakeholder inclusion in decision-making and management processes is a significant contributor to deforestation and forest degradation in the Lubumbashi region. This study assessed and characterized the effectiveness of forest resource governance through semi-structured interviews with stakeholders. Data were collected on the roles, relationships, power-interest dynamics of stakeholders, and governance criteria scores across Lubumbashi and five villages (Luisha, Makisemu, Mwawa, Nsela, Texas). Sociograms visualized stakeholder relationships, while a power-interest matrix identified key stakeholders. Community perceptions of governance effectiveness were analyzed using Likert scale scores and compared between villages via Fisher's exact test for good governance criteria. Results identified politico-administrative and customary authorities, environmental services, the National Forest Fund, land management entities, and local communities as key stakeholders due to their high power and interest levels. However, relationships among stakeholders were generally marked by tensions, disagreements, and ambiguities, particularly in Makisemu, Nsela, and Texas villages. Governance was perceived as largely ineffective by most stakeholders due to poor adherence to good governance criteria such as inclusivity and transparency, especially in these same villages ($p < 0.05$). Weak collaboration and poor application of governance principles exacerbate *miombo* deforestation and degradation. Promoting participatory forest governance that includes all stakeholders in decision-making, akin to Madagascar's GELOSE (Secured Local Management) model, is critical. Policymakers must also adapt and disseminate forest legislation through awareness campaigns to better regulate anthropogenic activities and ensure sustainable resource management. Finally, developing income-generating activities for local communities via support programs is essential to encourage compliance with regulations and reduce pressure on forest resources.

Keywords: Forest policy; Public administration; Local communities; *Miombo* woodlands; Deforestation; Forest degradation.

11.2. Résumé

La faible inclusion des acteurs dans les processus décisionnels et dans la gestion du *miombo*, est l'un des facteurs qui contribuent à la déforestation et à la dégradation forestière dans la région de Lubumbashi. La présente étude a caractérisé et évalué l'efficacité de la gouvernance des ressources forestières dans la région de Lubumbashi, à travers les entretiens individuels semi-structurés avec les catégories des acteurs. Lors des entretiens, les rôles, relations, pouvoirs-intérêts des acteurs et les scores des critères de bonne gouvernance ont été collectés à Lubumbashi et dans cinq villages (Luisha, Makisemu, Mwawa, Nsela, Texas). Les sociogrammes ont illustré les relations entre acteurs, tandis que la matrice pouvoir-intérêt a identifié les acteurs clés. La perception des communautés sur l'efficacité de la gouvernance a été analysée via des fréquences des scores de l'échelle de Likert et comparée entre villages à l'aide du test exact de Fisher pour les critères de bonne gouvernance. Les

résultats révèlent que les autorités politico-administratives et coutumières, les services de l'environnement, le Fonds Forestier National, l'Aménagement du territoire et les communautés locales sont des acteurs clés de la gouvernance forestière dans la région de Lubumbashi, en raison de leur pouvoir et intérêt élevés. Toutefois, les relations entre ces acteurs sont généralement marquées par des tensions, désaccords et ambiguïtés, notamment dans les villages de Makisemu, Nsela et Texas. De plus, la gouvernance forestière est perçue comme peu efficace par la majorité des acteurs, en raison d'un faible respect des critères de bonne gouvernance, tels que l'inclusivité et la transparence, particulièrement dans ces mêmes villages ($p < 0,05$). Cette faible collaboration, associée à une mauvaise application des principes de gouvernance, accentue la déforestation et la dégradation du *miombo*. Il est impératif de promouvoir une gouvernance forestière participative qui inclut l'ensemble des acteurs dans la prise de décisions, à l'instar du modèle GELOSE (Gestion locale sécurisée) de Madagascar. Les décideurs doivent également adapter et vulgariser la législation forestière par des campagnes de sensibilisation, afin de mieux réglementer les activités anthropiques et garantir une gestion durable des ressources. Enfin, le développement d'activités génératrices de revenus pour les communautés locales, via des programmes d'appui, est essentiel pour encourager le respect des réglementations et réduire la pression sur les ressources forestières.

Mots clés : Politique forestière ; Administration publique ; Communautés locales ; *Miombo* ; Déforestation ; Dégradation forestière.

11.3. Introduction

La convention de Rio en 1992, a placé la gestion durable des forêts, particulièrement celles des régions tropicales, au premier plan de l'agenda mondial au regard du rôle majeur que jouent ces forêts (Nasi et al., 2006). En effet, les forêts sont des habitats naturels pour la biodiversité et jouent le rôle de puits carbone dans le contexte du changement climatique (Tchekoté et al., 2020). Elles contribuent à la survie de l'humanité à travers les services écosystémiques qu'elles fournissent, comme la fourniture de bois d'œuvre, de dendro-énergie et de divers produits forestiers non ligneux (Eba'a atyi et al., 2022).

Ces forêts couvrent près de 31% de la surface émergée de la planète terre, soit 4,1 milliards d'hectares (FAO, 2024). En Afrique, elles s'étendent sur 675 millions d'hectares (Gonçalves et al., 2021 ; Bostanci, 2023), dont près de 12 % couverts par le *miombo* (Berrahmouni et al., 2015 ; Ameja et al., 2022). Le *miombo* sous-tend une forêt claire à prédominance d'espèces ligneuses des genres *Brachystegia*, *Julbernardia* et *Isoberlinia* (Malaisse et al., 2010 ; Malaisse et al., 2021). Cette forêt couvre environ 2.8 millions km² de la région zambézienne (Sawe et al., 2014 ; Chidumayo, 2019b). En République Démocratique du Congo (RD Congo), cette forêt couvre près de 23 % de la surface forestière totale et reste le type de forêt le plus dominant de près de 70 % dans le Katanga (Potapov et al., 2012). De ces faits, elle soutient la survie de plus de 2 millions d'habitants dans le Haut-Katanga (Useni et al., 2017a), et est considérée comme un important puits carbone, regorgeant une

diversité floristique au taux d'endémisme élevé, la priorisant à la conservation (Godlee et al., 2020).

Cependant, les activités anthropiques, dont l'agriculture, la production du bois-énergie, les feux des brousses et l'exploitation minière autour des grandes agglomérations, soutenues par une croissance démographique rapide, les conditions socio-économiques délétères et l'urbanisation accélérée, constituent la principale cause de la régression du *miombo* dans la région de Lubumbashi (Useni et al., 2017b, Cabala et al., 2022 ; Khoji et al., 2022). Dans cette région de Lubumbashi le taux de déforestation annuel du *miombo* est de 1,51%, soit six fois plus élevé la moyenne nationale, avec des risques de la disparition complète du *miombo* d'ici 2090, si aucune action en faveur de sa conservation n'est entreprise (Khoji et al., 2023). Cette déforestation croissante du *miombo* et l'érosion de la biodiversité qui en résulte affectent la résilience des forêts et leurs capacités à fournir à la population des services écosystémiques d'une manière continue (Kalaba et al., 2013). L'effervescence des activités anthropiques conduisant à la déforestation et à la dégradation du *miombo* est due principalement à une gouvernance forestière quasi-inadaptée, aux divergences d'intérêts des acteurs et n'arrivant pas à diminuer la pression anthropique sur les ressources forestières (Nansikombi et al., 2020a).

En RD Congo et particulièrement dans la région de Lubumbashi, la gouvernance des ressources forestières se caractérise par une faible inclusivité et une législation peu appliquée (Trefon et al., 2010). Cette forme de gouvernance, héritée de la colonisation, demeure du type top-down (Joiris et al., 2010), où l'Etat est le principal acteur approuvant les décisions importantes et exerçant des actions directes relatives à la gestion forestière (Trefon et al., 2007a ; Trefon et al., 2010). Ainsi, les communautés locales ne sont impliquées que lors de la mise en œuvre des programmes de gestion forestières, sans préalablement contribuer à leur conception et planification (Teketay et al., 2016). Cette gouvernance forestière Etatique a déjà montré ses insuffisances en matière de gestion (Buttoud & Nguinguiri, 2016), amplifiant paradoxalement la déforestation et la dégradation forestière (Kyale et al., 2019a ; Nansikombi et al., 2020a).

Plusieurs études ont démontré la pertinence d'améliorer l'efficacité de la gouvernance forestière en Afrique (Buttoud & Nguinguiri, 2016 ; Fapa et al., 2020), en RD Congo (Trefon, 2008 ; Kyale et al., 2019b) et particulièrement dans l'écorégion du *miombo* (Deweese et al., 2010 ; Nansikombi et al., 2020a). Cependant, aucune de ces études n'a abordé d'une manière spécifique l'intérêt et l'influence des acteurs dans la gouvernance forestière. La présente étude pallie cette carence d'information en étudiant le pouvoir-intérêt des acteurs, leur relation quant à la gestion forestière et la perception de ces acteurs sur l'efficacité de la gouvernance du *miombo*. L'analyse du pouvoir et des intérêts des acteurs (autorités locales, services publics, communautés locales, entreprises privées, ONG) est cruciale pour comprendre la gouvernance forestière, particulièrement face à la déforestation rapide du *miombo* dans la région de Lubumbashi. Chaque catégorie d'acteurs possède des intérêts spécifiques et exerce une influence variable selon sa position institutionnelle et socio-économique (Maryudi et al., 2020). Evaluer leurs relations, souvent

marquées par des tensions et une faible communication, permet d'identifier les blocages réduisant l'efficacité des politiques de gestion forestière (Kyale et al., 2019a ; Ravikumar et al., 2018). De plus, étudier la perception de ces acteurs quant à l'efficacité de la gouvernance actuelle aide à identifier précisément les points faibles liés au manque de transparence et d'inclusivité, éléments essentiels pour améliorer la gouvernance durable des forêts (Buttoud & Nguingiri, 2016 ; Riggs et al., 2021).

La présente étude se propose de caractériser et évaluer l'efficacité la gouvernance des ressources forestières dans la région de Lubumbashi. Elle teste l'hypothèse que (i) les acteurs de la gouvernance forestière, comprenant autorités locales, services publics, communautés locales, entreprises privées et ONG, jouent un rôle défini par leur engagement dans la gestion des ressources, leurs intérêts socio-économiques et leur position hiérarchique ; (ii) les relations entre les catégories acteurs, particulièrement entre les services publics et les communautés locales, sont faibles, marquées par des conflits d'intérêts, dus à une centralisation du pouvoir par l'Etat et à une faible communication ; et que (iii) la gouvernance forestière actuelle est perçue comme faiblement efficace par la majorité d'acteurs en raison de son faible respect des principes de bonne gouvernance, notamment l'inclusivité et la transparence.

11.4. Matériels et méthodes

11.4.1. *Milieu d'étude*

La présente étude a été menée dans la région de Lubumbashi (Figure 11-1), province du Haut-Katanga, au sud-est de la RD Congo. Située sur une altitude qui varie entre 1200 et 1300 m, la région de Lubumbashi bénéficie d'un climat du type *Cw* selon la classification de Köppen, caractérisé par une alternance d'une saison pluvieuse (Novembre à Mars) et d'une saison sèche (mai à septembre), séparées par deux mois de transition, notamment avril et octobre (Kalombo, 2016 ; Mutondo et al., 2018). La température moyenne annuelle oscille autour de 20 °C, cependant un réchauffement climatique a été observé ces dernières décennies (Kalombo et al., 2015 ; Mutondo et al., 2018). Les précipitations totales annuelles atteignent 1270 mm, néanmoins une tendance de retard d'arrivée des pluies et une réduction de leurs fréquences ont été notées (Kalombo, 2016). Etabli majoritairement sur des ferralsols (Ngongo et al., 2009), le *miombo* est la végétation d'origine de la région de Lubumbashi (Malaisse, 2021). Néanmoins, sa couverture est en constante régression due principalement à la forte dépendance des populations aux ressources forestières, à travers l'agriculture itinérante, la production du bois-énergie, la collecte des PFNL, l'exploitation informelle du bois d'œuvre, le petit commerce (informel) et l'exploitation minière artisanale (Cabala et al., 2022 ; Khoji et al., 2023). Cette population de la région de Lubumbashi vit d'une majoritairement avec moins de 1.25 USD/jour, montrant de ce fait un niveau élevé de pauvreté et d'insécurité alimentaire (Cadre Intégré de Classification de la sécurité Alimentaire, 2024). Par ailleurs, cette population est caractérisée par un niveau faible d'instruction (Nghonda et al., 2023a).

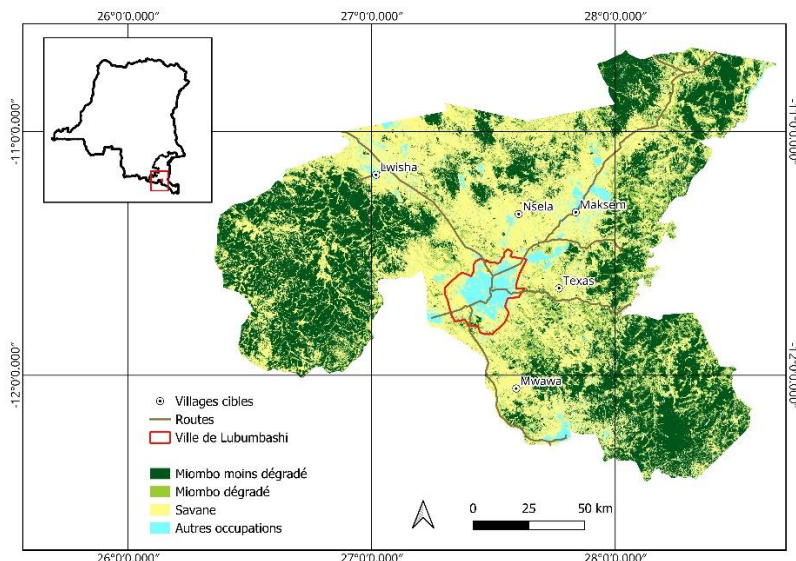


Figure 11-1. Localisation de la ville de Lubumbashi (Polygone en gris) et sa région (zone autour de Lubumbashi) dans la province du Haut-Katanga en RD Congo. Les points entourés de halos représentent les cinq villages couverts par la présente étude.

11.4.2. Méthodes

11.4.2.1. Choix des sites de la présente étude

La présente étude a été menée dans la ville de Lubumbashi et dans cinq villages (Luisha, Makisemu, Mwawa, Nsela et Texas) situés dans un rayon d'environ 80 km de cette ville. La ville de Lubumbashi a été choisie du fait qu'elle représente les sièges des institutions étatiques, des agences non gouvernementales, de la Commission environnementale de la société civile et autres entreprises privées (Mining ; Concessionnaires privés) œuvrant dans le domaine de l'environnement. En revanche, les cinq villages ont été sélectionnés du fait qu'ils soient cités, à l'issue des enquêtes préliminaires (Nghonda et al., 2023a), parmi les sites à activités anthropiques intenses, particulièrement pour la production du bois-énergie consommée dans la ville de Lubumbashi. De surcroît, ces villages sont accessibles quelle que soit la saison et sont connectés aux autres villages satellites (Nghonda et al., 2023a). Pour des raisons de comparaison, ces villages ont été regroupés en deux catégories en fonction du niveau d'anthropisation de leur habitat forestier. Ainsi, les habitats forestiers sont de plus en plus anthropisés à Makisemu et à Texas, comparativement à Luisha, Mwawa et Nsela (Figure 11-1).

11.4.2.2. Echantillonnage

Le nombre d'enquêtés, pour les agents étatiques, les membres des organisations non gouvernementales et du secteur privé, a été retenu selon la technique d'échantillonnage par commodité (El Khaddar et Elbouyahyaoui, 2019). Cette technique d'échantillonnage est non probabiliste, où les personnes à enquêter sont

retenues en fonction de leur volonté à répondre au questionnaire d'enquête (Etikan et al., 2016). Cet échantillonnage par commodité a été choisi du fait de la réticence du personnel des services publics vis-à-vis des scientifiques s'intéressant aux questions relatives à leur efficacité. Néanmoins, cette technique d'échantillonnage présente des limites quant à la représentabilité de l'échantillon, préalable pour généraliser les résultats obtenus (El Khaddar et Elbouyahyaoui, 2019 ; Gavard-Perret et al., 2012). Ces limites ont été surmontées en insistant sur la participation des personnes ressources clés, comme les chefs des divisions, les chefs des bureaux ou tout autres personnes présentant une expérience acceptable due à son ancienneté dans le service (Del Bayle, 2000).

Pour ce faire, des entretiens individuels ont été réalisés avec 25 agents du secteur public (8 de l'Environnement, 3 du Fonds Forestier National, 2 du Développement Durable, 5 de l'Agriculture, 4 de l'Aménagement du Territoire, 1 de l'Énergie, et 2 chercheurs scientifiques). En parallèle, 11 agents du secteur privé ont été interrogés, dont 5 concessionnaires et 6 membres d'entreprises minières (3 de COMILU : Concession minière de Luisha et 3 d'EXCELLENT). Pour la société civile, un représentant des organisations internationales (FAO) et 3 de la société civile ont également participé : 1 de Halt Fondation, 1 de PREMICONGO (Protection des Ecorégions de *Miombo* au Congo), et 1 de BUCODED (bureau conseil de développement) ont également participé.

Par ailleurs, dans les 5 villages, la taille de l'échantillon des personnes enquêtées a été déterminée via l'outil Raosoft.com, utilisant l'équation de Bernoulli (Equation 1 ; Baraka et al., 2022) :

$$n = Z^2 \times p \times (1 - p) \times N / Z^2 \times p \times (1 - p) + (N - 1) \times ET^2 \quad (1)$$

où n , est la taille nécessaire de l'échantillon (calculé séparément pour chaque village) ; N , la démographie (nombre de ménage pour la présente étude) ; ET , la marge d'erreur acceptable égale ici à 5% ; Z , l'intervalle de confiance ($Z = 1,96$ pour $\alpha = 0,05$) et p , la proportion estimée de la population portant la caractéristique à étudier (la valeur de 50 % a été retenue pour la présente étude).

De ce qui précède, des entretiens individuels ont été menés avec 945 chefs de ménages (Tableau 11-1 ; Nghonda et al., 2023a). Par "ménage", on entend l'ensemble des personnes vivant dans un même logement, sans qu'elles soient nécessairement liées par des liens de parenté (Pilon & Vignikin, 2006).

Tableau 11-1. Situation géographique, démographie, taille de l'échantillon dans les différents villages couverts par la présente étude.

Villages	Nombre total de ménages	Echantillon	Taux de sondage (%)
Luisha	2670	336	12,6
Makisemu	356	186	52,3
Mwawa	163	115	70,6
Nsela	192	129	67,2
Texas	333	179	53,8

11.4.2.3. Collecte des données

Les travaux préliminaires ont consisté à répertorier les potentielles catégories d'acteurs qui seraient impliquées dans la gouvernance du *miombo* de la région de Lubumbashi, à travers une observation passive et la revue documentaire (Annexe II-5). Pour chacune des catégories identifiées, le rôle, l'intérêt et le pouvoir quant aux forêts ont été déterminés (Mpoyi, 2018).

Ensuite, la méthode d'entretien semi-structurée, consistant à guider l'entretien en fonction des objectifs fixés (Annexe I-6 ; Traoré et al., 2021), a été utilisée pour l'ensemble de répondants (services publics, organisation non gouvernementales, secteur privé et les communautés locales). Cette méthode permet d'éviter le dérapage des réponses et le non-dit, tout en laissant la latitude à l'interviewé de s'exprimer librement sur le sujet relevé par chacune des questions posées par l'interviewer (Fenneteau, 2015). Ces entretiens individuels avec les membres des communautés locales, les chefs coutumiers, les agences non gouvernementales, les chercheurs, les membres des entreprises minières et les concessionnaires ont permis de collecter les données relatives aux pouvoirs/intérêts des acteurs. L'intérêt désigne l'importance, perçue ou réelle, positive ou négative, que ces ressources représentent pour chaque catégorie d'acteurs, tandis que le pouvoir renvoie à leur capacité d'action ou d'influence, qu'elle soit positive ou négative (Olander & Landin, 2005). De même, ces entretiens individuels ont permis de déterminer les relations entre les catégories d'acteurs (Olander & Landin, 2005) et l'efficacité du modèle de la gouvernance forestière, à travers l'évaluation de la mise en application des critères de bonne gouvernance (Ayele et al., 2022). Les données de ces entretiens individuels ont été collectées en utilisant l'application KoboCollect V1.30.1, facilitant la tâche aux enquêteurs et permettant de générer directement les données sous un format Excel sans passer par l'encodage. Ces activités ont été menées sur la période allant entre le 13 février et 15 mars 2022. Par ailleurs, les données issues des entretiens individuels concernant les relations entre les acteurs ont été validées lors de focus groups (Biloso, 2009), organisés par secteur (public, privé, société civile) et par village, avec une participation comprise entre 9 et 12 personnes par groupe. Ensuite, ces données ont été croisées pour ressortir des sociogrammes en regroupant les villages selon la ressemblance de leur mode de gouvernance forestière.

11.4.2.4. Analyses des données

Pour déterminer les acteurs clés de la gouvernance, qui contribueraient à l'élaboration de stratégies de gestion durable du *miombo*, la matrice pouvoir-intérêt (Bourne & Walker, 2006) a été utilisée vis-à-vis de la liste des acteurs identifiés et catégorisés au préalable. Cette matrice classe les acteurs en fonction de leur pouvoir et intérêt quant aux ressources forestières. Pour constituer cette matrice, l'échelle de Likert (Şimşek, 2023) a été utilisée. Cette échelle est composée des scores allant de 5 à 1 (5 : très fort, 4 : fort, 3 : moyen, 2 : faible, 1 : très faible). À partir de différents scores attribués aux catégories d'acteurs par les enquêtés, un score moyen est calculé pour chacun de ces acteurs, permettant de les classer en quatre groupes (Ackermann & Eden, 2011). Ces quatre groupes représentent les acteurs ayant à la fois un pouvoir et un intérêt élevés (acteurs clés), ceux présentant un pouvoir élevé mais un intérêt faible, ceux ayant un pouvoir faible mais un intérêt élevé, et enfin, ceux ayant un pouvoir et un intérêt faibles (Olander & Landin, 2005 ; Bourne & Walker, 2006).

Par ailleurs, afin de déterminer les types des relations entre les catégories d'acteurs, la méthode de cartographie d'acteurs (Freeman, 2004 ; Kantamaturapoj et al., 2023) a été utilisée. Cette méthode permet de définir les relations entre les acteurs, en caractérisant leur force, synergie, conflits (Kantamaturapoj et al., 2023). Ces relations identifiées entre les catégories d'acteurs ont été schématisées à travers des sociogrammes, permettant une représentation des relations en deux dimensions, ce qui facilite une visualisation et une compréhension holistique (Bryson, 2004 ; Freeman, 2004 ; Bourne & Walker, 2005).

Enfin, pour évaluer l'efficacité du modèle de la gouvernance forestière du *miombo* dans la région de Lubumbashi, des critères de bonne gouvernance ont été utilisés, notamment l'intégration, la capacité, l'adaptabilité, la légitimité, l'inclusion, la reddition des comptes, la transparence et l'équité (Annexe II-6 ; Lockwood et al., 2010 ; Ayele et al., 2022). Cette évaluation du mode de gouvernance a été effectuée en utilisant la même échelle de Likert. Le test exact de Fisher a été utilisé sur les scores de cette échelle de Likert, afin de ressortir des différences significatives relatives aux critères de bonne gouvernance entre les villages, au seuil de 5% (Jebb et al., 2021). Ce test exact de Fisher, est un test non paramétrique correspondant au chi-deux, utilisé lorsque certaines modalités des variables étudiées présentent des valeurs théoriques de moins de 5 (Droesbeke et al., 2005).

11.5. Résultats

11.5.1. Caractérisation des catégories d'acteurs de la gouvernance du miombo dans la région de Lubumbashi

De la liste des acteurs identifiés au préalable, le service de l'environnement, le Fond Forestier National, les autorités politico-administratives, le service de l'aménagement du territoire, les autorités coutumières et les communautés locales sont des acteurs présentant simultanément le pouvoir et intérêt élevés quant à la gestion et utilisation durables du *miombo*. Par ailleurs, les ONG, le ministère provincial de l'innovation et recherche scientifique, les chercheurs, les organisations

internationales et les entreprises minières présentent particulièrement un intérêt élevé. En revanche, le ministère de mines, les services publics d'agriculture, de développement durable et de vulgarisation présentent particulièrement un pouvoir élevé (Figure 11-2). Ces résultats mettent en évidence la nécessité d'améliorer les pratiques de gestion et d'exploitation des ressources forestières des acteurs ayant à la fois un pouvoir et un intérêt élevés, pour une gestion durable du *miombo*.

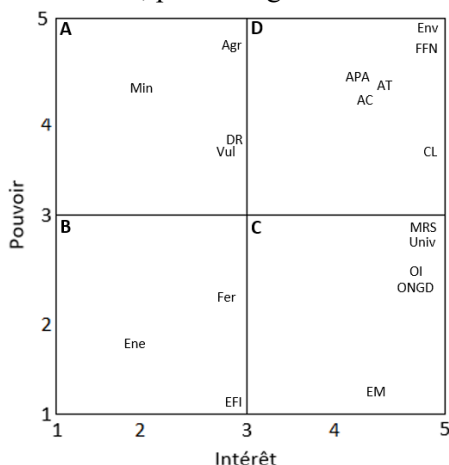


Figure 11-2. Matrice pouvoir-intérêt des catégories d'acteurs dans l'hinterland de Lubumbashi. Env : service public de l'environnement ; FFN : service du Fonds Forestier National ; Ene : service de l'Energie et ressources hydrauliques ; AT : service de l'Aménagement du territoire ; APA : Autorités politico-administratives ; DR : Service de développement rural ; Agr : Service de l'Agriculture ; Vul : Service de vulgarisation ; MRS : Service de recherche scientifique ; Min : Service de mines ; Univ : Université ; AC : Autorités coutumières ; CL : Communautés locales ; OI : Organisations internationales ; ONG : organisation non gouvernementales ; EM : entreprises minières ; Fer : fermiers ; EFI : entreprises forestières informelles.

11.5.2. Relations entre les catégories d'acteurs de la gouvernance du *miombo* dans la région de Lubumbashi

Les relations entre acteurs de la gouvernance du *miombo* dans la région de Lubumbashi sont faibles, caractérisées principalement des conflits d'intérêt, de désaccords et parfois d'ambiguïtés. Spécifiquement, des faibles relations entre les différents acteurs sont de plus en plus observées dans les villages Makisemu, Nsela et Texas, particulièrement entre les services publics et les communautés locales (Figure 11-3). En revanche, une forte collaboration entre les services publics, les scientifiques, les organisations internationales, les ONG œuvrant dans le domaine de l'environnement et les communautés locales est particulièrement observée dans villages Luisha et Mwawa (Figure 11-4). Ces résultats soulignent l'importance de renforcer la collaboration entre les catégories d'acteurs. Une synergie entre ces différents acteurs serait déterminante pour améliorer la gouvernance du *miombo* et favoriser une gestion durable des ressources forestières.

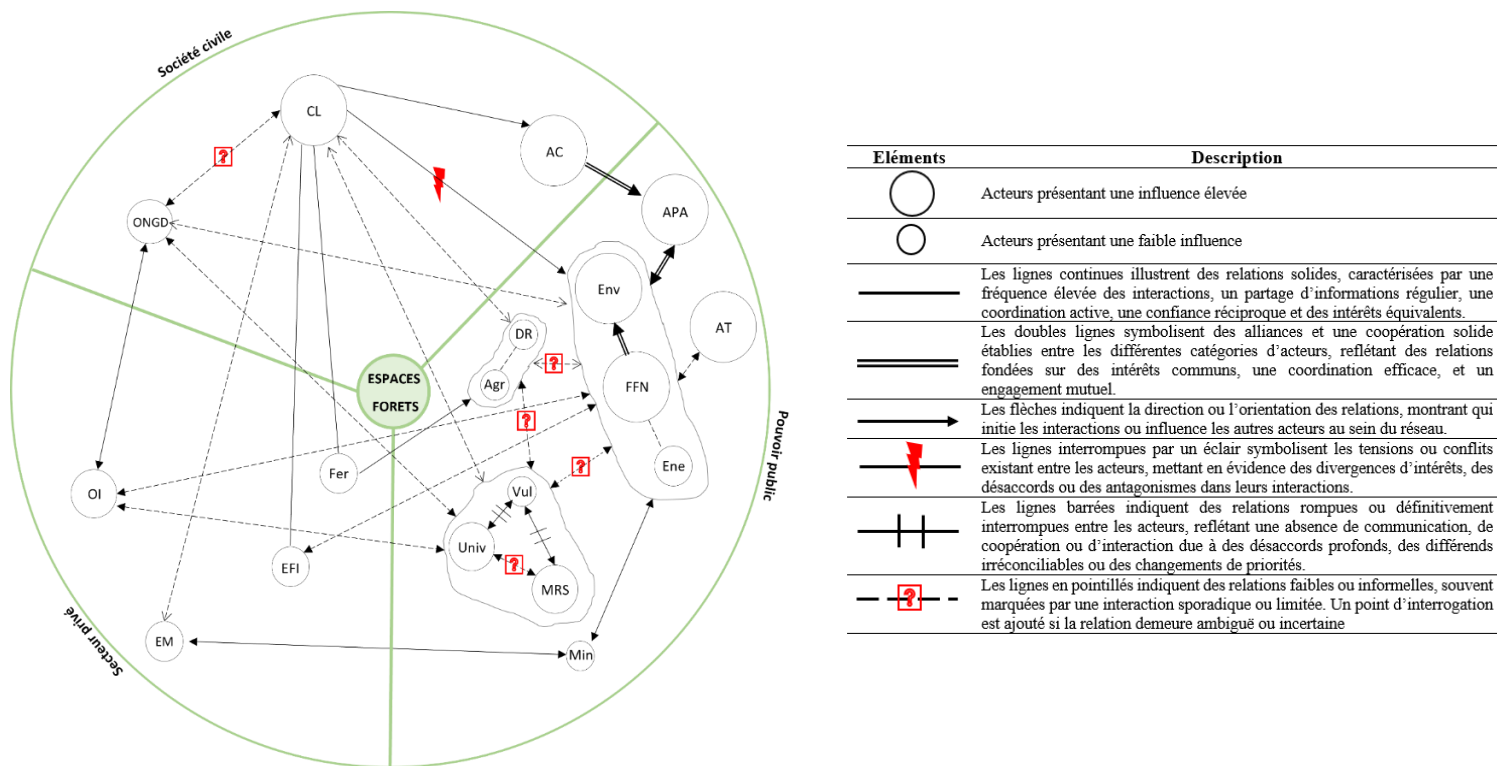


Figure 11-3. Sociogramme des acteurs de la gouvernance forestière, observé à Makisemu, Nsela et Texas dans la région de Lubumbashi. Env : service public de l'environnement ; FFN : service du Fond Forestier National ; Ene : service de l'Energie et ressources hydrauliques ; AT : service de l'Aménagement du territoire ; APA : Autorités politico-administratives ; DR : Service de développement rural ; Agr : Service de l'Agriculture ; Vul : Service de vulgarisation ; MRS : Service de recherche scientifique ; Min : Service de mines ; Univ : Université ; AC : Autorités coutumières ; CL : Communautés locales ; OI : Organisations internationales ; ONG : organisation non gouvernementale ; EM : entreprises minières ; Fer : fermiers ; EFI : entreprises forestières informelles.

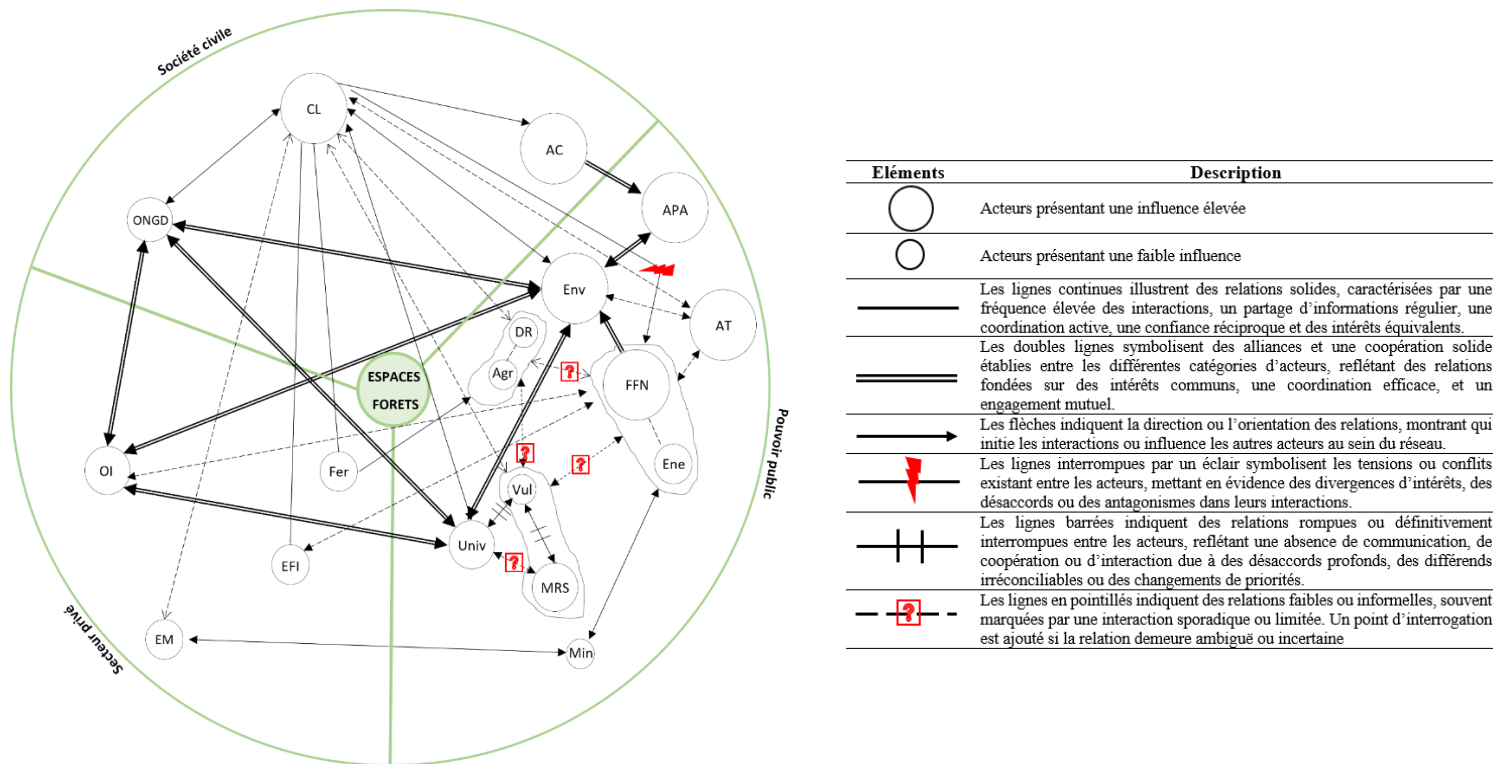


Figure 11-4. Sociogramme des acteurs de la gouvernance forestière, observé à Luisha et Mwawa dans la région de Lubumbashi. Env : service public de l'environnement ; FFN : service du Fond Forestier National ; Ene : service de l'Energie et ressources hydrauliques ; AT : service de l'Aménagement du territoire ; APA : Autorités politico-administratives ; DR : Service de développement rural ; Agr : Service de l'Agriculture ; Vul : Service de vulgarisation ; MRS : Service de recherche scientifique ; Min : Service de mines ; Univ : Université ; AC : Autorités coutumières ; CL : Communautés locales ; OI : Organisations internationales ; ONG : organisation non gouvernementale ; EM : entreprises minières ; Fer : fermiers ; EFI : entreprises forestières informelles.

11.5.3. Evaluation du modèle de gouvernance forestière dans la région de Lubumbashi en fonction de la perception des personnes enquêtées.

La gouvernance des ressources forestières dans la région de Lubumbashi est faiblement efficace. Spécifiquement, la majorité des répondants des villages Makisemu, Nsela et Texas attribuent des scores faibles (moins de 3) aux différents critères de bonne gouvernance, particulièrement quant à la l'équité dans le partage des bénéfices, la reddition des comptes, la participation d'acteurs et la transparence en matière de gestion du *miombo*. En revanche, des scores de plus en plus élevés sont attribués à ces critères de bonne gouvernance dans les villages Luisha et Mwawa (Figure 11-5). Les analyses statistiques montrent des différences significatives entre les villages quant aux critères de bonne gouvernance ($p < 0,05$), les villages Luisha et Mwawa présentant des scores plus élevés, comparativement aux villages Makisemu, Nsela et Texas. Ces résultats soulignent l'importance de promouvoir des pratiques de gouvernance plus inclusives et transparentes, afin de renforcer la durabilité de la gestion du *miombo* dans la région de Lubumbashi.

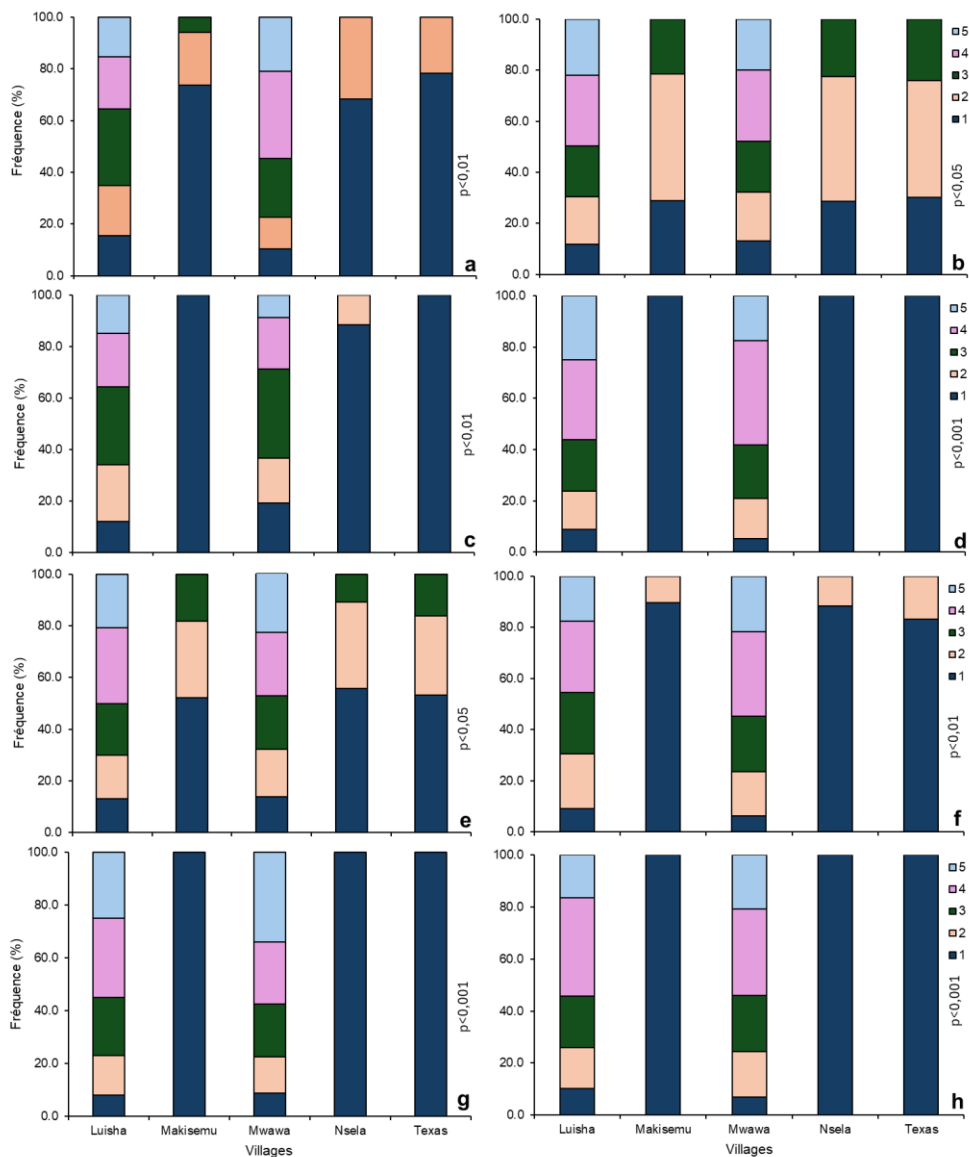


Figure 11-5. Perception des communautés locales sur l'efficacité de la gouvernance forestière dans les villages couverts par l'étude, en fonction des critères de bonne gouvernance et l'échelle de Likert. a : Adaptabilité ; b : Capacité ; c : Équité ; d : Imputabilité ; e : Intégration ; f : Légitimité ; g : Participation ; h : transparence ; 5 : très fort, 4 : fort, 3 : moyen, 2 : faible, 1 : très faible.

11.6. Discussion

11.6.1. Identification et caractérisation des acteurs de la gouvernance dans la région de Lubumbashi

De la liste des (potentiels) acteurs de gouvernance du *miombo*, les services de l'environnement et d'aménagement du territoire, le Fonds Forestier National, les autorités politico-administratives et coutumières, ainsi que les différentes couches de la communauté locale figurent parmi les acteurs clés de la gouvernance forestière dans la région de Lubumbashi (Figure 11-2). Leur rôle central s'explique par leur position hiérarchique et leur intérêt croissant pour la gestion et l'exploitation des ressources du *miombo*. En effet, ces acteurs disposent d'un fort pouvoir d'influence sur les mécanismes de gestion forestière et sont directement impliqués dans l'exploitation des ressources naturelles, ce qui leur confère un pouvoir-intérêt élevé. Certes, leur capacité à influencer les stratégies de gestion des ressources forestières est considérable, particulièrement dans un contexte de forte dépendance vis-à-vis des ressources naturelles (Bryson, 2004 ; Olander & Landin, 2005 ; Bourne & Walker, 2006). Ces résultats corroborent les observations des études antérieures soulignant le rôle prépondérant des services publics et des communautés locales dans la gestion durable des ressources naturelles dont le *miombo* dans la région Zambézienne (Zulu et al., 2020) et particulièrement en République Démocratique du Congo (Trefon, 2008 ; Nghonda et al., 2023a).

11.6.2. Relations entre les catégories d'acteurs et impact sur la gouvernance du miombo dans la région de Lubumbashi

Les relations entre les acteurs de la gouvernance des ressources forestières dans la région de Lubumbashi sont faibles (Figure 11-3 et Figure 11-4). Ces faibles relations entre acteurs s'expliqueraient par la forte centralisation du pouvoir par l'Etat dans le modèle de gouvernance forestière en vigueur dans la région de Lubumbashi et en République Démocratique du Congo d'une manière générale. En effet, ce modèle du type « top-down », hérité du régime colonial est caractérisé par une approche répressive, aboutissant à des faibles collaborations entre les catégories d'acteurs dans la gouvernance forestière (Nath et al., 2022 ; Brodrechtova, 2024). Dans cette forme de gouvernance forestière, les autres catégories d'acteurs, et en particulier les communautés locales, ne sont invitées à participer qu'à la mise en œuvre des programmes de gestion forestières sans préalablement contribuer à leur conception et planification (Rodriguez-Ward et al., 2018 ; Ghimire & Lamichhane, 2020).

En outre, les relations entre les services publics et les communautés locales particulièrement, sont marquées par des conflits d'intérêts et une méfiance. Ceci s'expliquerait par non seulement la forte centralisation pouvoir sus-évoquée, notamment dans la prise et l'application des décisions liées à la gouvernance forestière, mais aussi par la perception négative des communautés locales vis-à-vis de ces services publics, due à la surcharge fiscale et la fragilité de l'État (Njana et al., 2013 ; Zainuddin et al., 2023). Ceci aurait réduit la possibilité d'une

collaboration et d'une synergie entre les catégories d'acteurs dans la gestion des ressources forestières, affectant ainsi l'appropriation et la réussite des programmes de gestion forestière durable. Cette situation affecte l'utilisation et la gestion durable du *miombo* dans la région de Lubumbashi, ce qui accentuerait et expliquerait le niveau élevé d'anthropisation des habitats forestiers dans la région de Lubumbashi, en particulier dans les espaces villageois de Makisemu et Texas. En effet, les villages aux habitats forestiers fortement anthropisés, seraient en face d'un contexte défavorable, entraînant les acteurs, particulièrement les communautés locales, dans un tournant moins propice à l'introduction et à l'appropriation de pratiques durables, ce qui souligne la nécessité d'adapter les interventions pour tenir compte de ces spécificités et maximiser leur impact (Kalaba et al., 2013).

De ces faits, la promotion de la synergie entre les acteurs de la gouvernances forestières, particulièrement entre les services publics et les communautés locales, et l'amélioration de leurs pratiques de gestion/utilisation des ressources forestières contribueraient à réduire significativement la pression anthropique (Roengtam & Agustiyara, 2022) sur le *miombo*. Les résultats trouvés dans la présente étude corroborent les travaux antérieurs menés en Afrique (Trefon & Cogels, 2007a ; Mbzibain & Amine, 2016), en République démocratique du Congo (Tsanga et al., 2016) et particulièrement dans l'écorégion du *miombo* (Dewees et al., 2010 ; Nansikombi et al., 2020a ; Zulu et al., 2020), montrant les relations faibles entre les acteurs dans le modèle de gouvernance forestière centralisé.

11.6.3. Perception sur l'efficacité du mode de la gouvernance du miombo dans la région de Lubumbashi

La gouvernance forestière dans la région de Lubumbashi respecte faiblement les principes de bonne gouvernance notamment l'équité, la reddition des comptes, la participation et la transparence en matière de gestion (Figure 11-5). Cette situation s'expliquerait par le fait la gouvernance forestière en République Démocratique du Congo et particulièrement dans la région de Lubumbashi est du type Etatique. En effet, ce modèle de gouvernance forestière est moins inclusif, caractérisé par une centralisation du pouvoir, particulièrement dans les processus décisionnels.

Cette exclusion de catégories d'acteurs, en particulier les communautés locales, mène à une faible adhésion aux décisions et processus de gestion forestière mis en place (Fapa et al., 2020 ; Nansikombi et al., 2020a ; Kazungu et al., 2021b). Certes, l'implication des communautés locales est reconnue comme essentielle pour la durabilité des ressources (Ballet et al., 2009), appuyée par le principe de subsidiarité (Bertrand et al., 2006 ; Olsen, 2007 ; Martínez de Anguita et al., 2014), qui préconise que les décisions soient prises au niveau local, à moins que l'intervention nationale ne soit plus efficace. Ce principe, en limitant la centralisation, favorise une gestion durable des ressources naturelles, soutient le développement économique local, et contribue à atténuer les tensions entre la conservation et les activités humaines (Ballet et al., 2009). En outre, cette faible prise en compte des critères de bonne gouvernance, qui par ailleurs garantissent une gestion durable et efficace des

ressources forestières (Ayele et al., 2022), affecte la réglementation de la pression anthropique, conduisant à la déforestation et la dégradation des forêts (Kyale et al., 2019a).

Par ailleurs, la faible inclusivité de ce modèle de gouvernance se manifeste particulièrement dans les espaces villageois présentant une anthropisation élevée d'habitats forestiers et où les activités d'ONG ne sont pas effectives, comme c'est le cas à Makisemu, Nsela et Texas. Malgré l'identification d'acteurs clés disposant d'un pouvoir-intérêt élevé, leur intégration effective dans les processus décisionnels et dans la gestion forestière reste insuffisante dans la région de Lubumbashi et particulièrement ces villages, induisant une déforestation et une dégradation sans précédent du *miombo*. La présente étude souligne ainsi la nécessité urgente de renforcer la participation des acteurs locaux dans les processus de gestion forestière et particulièrement dans les initiatives de restauration du *miombo* (Ramamonjisoa et al., 2012 ; Magessa et al., 2020 ; Nghonda et al., 2025b). Cette approche permettrait une meilleure adhésion locale et contribuerait efficacement à une gouvernance de plus en plus durable des ressources forestières dans la région de Lubumbashi (Mbeche et al., 2021). Les résultats de cette étude confirment ceux d'autres recherches menées en Éthiopie et en Zambie, soulignant l'efficacité avérée de la gouvernance inclusive (Kanté et al., 2008 ; Nansikombi et al., 2020a ; Ayele et al., 2022), notamment dans les régions où les pratiques coutumières restent déterminantes pour la gestion des ressources naturelles, comme l'écorégion du *miombo* (Deweese et al., 2010 ; Magessa et al., 2020, Nghonda et al., 2025a).

11.6.4. Implications pour une gouvernance inclusive du miombo dans la région de Lubumbashi

La gouvernance du *miombo* dans la région de Lubumbashi demeure faiblement inclusive, présentant des faiblesses majeures quant à la gestion forestière durable des ressources forestières. A ceci s'ajoute une faible observation des critères des bonnes gouvernances, l'absence de politique forestière locale, une superposition et ambiguïté des lois, (Kiyulu & Mpoyi, 2007 ; Ibanda, 2019), contribuant ainsi à la déforestation et à la dégradation forestière. Pour pallier cette situation, l'adoption d'une gouvernance inclusive reste une alternative. En effet, une gouvernance forestière de plus en plus inclusive serait une solution à la déforestation et la dégradation forestière sévissant dans la région de Lubumbashi. Elle permet la mise en place d'une synergie et des actions coordonnées entre les acteurs, contribuant à la lutte contre la déforestation et la dégradation forestière (Buttoud & Nguinguiri, 2016). Certes, la participation des différents acteurs et particulièrement les communautés locales, à la prise de décisions améliorerait la synergie et renforcerait la durabilité de la gestion du *miombo* (Magessa et al., 2020 ; Mbeche et al., 2021). De ces faits, les concessions forestières communautaires (CFCL) en RD Congo et particulièrement dans la région de Lubumbashi, devrait être considérée comme une opportunité, permettant de transiter vers une gouvernance forestière de plus en plus inclusive et une gestion adaptée aux réalités locales (Tsanga et al., 2016 ; Baraka et

al., 2022). Cette gouvernance inclusive des ressources forestières et le transfert partiel du pouvoir aux communautés locales a déjà été testé au Madagascar avec le programme sur la gestion locale sécurisée (GELOSE ; Rabesahala, 2010 ; Ramamonjisoa et al., 2012). Cependant, cette gouvernance inclusive et la gestion décentralisée des ressources naturelles, a été confronté à des défis majeurs, affectant son efficacité, dont la complexité juridique et administrative, l'inégalité de pouvoir au sein des communautés et les capacités techniques et financières limitées. A ceci s'ajoute les conflits d'intérêts, le manque de suivi et de contrôle, les incitations économiques limitées et le contexte socio-politique instable (Bertrand et al., 2009 ; Blanc-Pamard, 2012).

Pour pallier ces défis majeurs, plusieurs solutions palliatives et complémentaires sont à envisager, dont le renforcement du cadre juridique et l'adaptation législative. En effet, le renforcement du cadre juridique, à travers la mise en place d'une politique forestière permettant de réglementer les activités anthropiques, dont l'agriculture et la production du dendro-énergie, contribuerait à la lutte contre la déforestation et la dégradation forestière (Nansikombi et al., 2020b ; Nghonda et al., 2023a). De surcroît, l'adaptation législative aux spécificités du *miombo*, faciliterait une gestion et utilisation durables de cet écosystème, qui par ailleurs se distingue des forêts denses humides (pour lesquelles la majorité des lois est orientée), quant à sa diversité floristique et son taux d'endémisme élevé (Nghonda et al., 2023a).

En outre, la création des outils de gestion forestière serait une alternative complémentaire. En effet, ces outils faciliteront un monitoring basé sur des indicateurs vérifiables, permettant l'adaptation et l'amélioration de la politique forestière nationale (Mayers et al., 2013). Ces outils permettront un suivi et évaluation participatifs de la gouvernance forestière, ce qui garantirait une gouvernance plus transparente et faciliterait l'application des décisions au niveau local (Pelletier et al., 2018). Ces types d'outils ont déjà été élaborés par les organisations internationales (FAO, 2010b ; Mayers et al., 2013), permettant une gouvernance forestière efficace. Ces outils devront être adaptés au contexte du *miombo* pour leur utilisation optimale. Néanmoins, l'utilisation de ces outils nécessiterait un niveau élevé d'instruction, particulièrement pour les agents des services publics, principaux acteurs de la gouvernance forestière dans la région de Lubumbashi. Par ailleurs, la création de ces outils devra s'accompagner d'un renforcement des capacités des acteurs, particulièrement ceux des services publics. En effet, le développement des capacités institutionnelles, à travers des programmes de formation, permettrait une utilisation optimale de ces outils et une application de la nouvelle politique forestière mis en place. Ce renforcement de capacité conduirait à une synergie entre les acteurs, aboutissant à une gestion interinstitutionnelle harmonisée (Andriamalala & Gardner, 2010). Cette approche contribuerait à bannir les conflits de compétence, en particulier dans des contextes juridiques complexes de la république Démocratique du Congo, et à combattre la corruption (Trefon & Cogels, 2007b).

Cependant, pour renforcer l'efficacité des acteurs et particulièrement ceux du secteur public, et combattre cette corruption, gangrenant le pouvoir public en

République Démocratique du Congo, l'amélioration des conditions de vie des animateurs des institutions devrait être envisagée. Cette amélioration augmenterait l'engagement de ces acteurs et réduirait les risques de corruption (Kiyulu et Mpoyi, 2007 ; Trefon & Cogels, 2007a). Ceci passerait par l'augmentation de l'enveloppe salariale et l'adhésion à d'autres mécanismes, à l'instar des assurances maladies, assurant une vie descente de ces agents publics. En revanche, le développement d'alternatives économiques pour les communautés locales est une solution complémentaire non négligeables. En effet, la diversification des sources de revenus réduirait la forte dépendance et la pression excessive des communautés locales vis-à-vis des ressources forestières. Cette diversification serait rendue possible par la facilitation des communautés locales à accéder des micro-crédits (Morou et al., 2016). A titre d'exemple, la promotion de l'écotourisme aurait encouragé une gestion conjointe et durable des forêts tout en offrant des revenus pour les communautés locales au Mozambique (Dondeyne et al., 2012), bien que ceci nécessite une Équité dans la répartition des bénéfices (Ávila-Foucat et al., 2021).

En fin, l'éducation environnementale à travers les campagnes de sensibilisation renforcerait la mobilisation des acteurs autour de l'enjeu relatif à la gestion forestière durable (O'Hara, 2011). Ceci inciterait les différents acteurs à adopter des pratiques de gestion/utilisation durables des ressources forestières et à mettre en application la réglementation relative à la politique forestière (Nghonda et al., 2023b). Cependant, cette sensibilisation devra prendre en compte le niveau faible d'instruction des communautés locales, principales cibles de ces activités d'éducation environnementale, pouvant affecter la transmission d'informations auprès de ces communautés locales. Cette difficulté, pourrait être surmontée en menant cette sensibilisation à travers des messages en bandes dessinées et des pancartes, illustrant les messages à véhiculés.

La présente étude ne met pas en lumière la dynamique évolutive des relations entre les catégories d'acteurs, susceptibles de changer au fil du temps, en raison des fluctuations des contextes socio-économiques, politiques et environnementaux. Cette information sur la dynamique évolutive des relations demeure importante d'autant plus qu'elle permet l'actualisation du sociogramme des acteurs. La présente étude n'explore pas les types d'informations échangées entre ces acteurs et la fréquence de ces échanges lorsqu'ils mènent des actions en synergie, ce qui permettrait de mieux comprendre les mécanismes de coordination et de prise de décision dans la gestion des ressources forestières.

11.7. Conclusion

La présente étude avait pour objectif de caractériser et d'évaluer l'efficacité de la gouvernance des ressources forestières dans la région de Lubumbashi, à travers les enquêtes dans cinq villages (Luisha, Makisemu, Mwawa, Nsela et Texas). Les résultats confirment que les autorités politico-administratives et coutumières, les services publics de l'environnement, Fonds Forestier National, Aménagement du territoire et les communautés locales sont des acteurs clés de la gouvernance forestière dans la région de Lubumbashi. En effet, ces catégories d'acteurs

présentent un pouvoir et intérêt élevés, comparativement aux autres catégories d'acteurs. Les résultats confirment également que les relations entre ces catégories d'acteurs sont majoritairement faibles. Elles sont caractérisées par des tensions, de désaccords et parfois ambiguïtés, dont entre les communautés locales et les services publics, particulièrement à Makisemu, Nsela et Texas. Ceci est dû principalement à la centralisation du pouvoir par l'Etat. Par ailleurs, ces résultats confirment que ce mode de gouvernance des ressources forestières dans la région de Lubumbashi moins efficace. En effet, la majorité des acteurs perçoivent que ce mode de gouvernance est moins efficace du fait de la faible observation des critères de bonne gouvernance, dont l'inclusivité et la transparence. La présente étude atteste que la gouvernance du *miombo* est moins inclusive, caractérisée par des faibles relations entre les acteurs et une faible observation des critères de bonne gouvernance, contribuant à la déforestation et à la dégradation forestière dans la région de Lubumbashi. Cependant, la présente étude ne montre pas la dynamique des relations entre les catégories d'acteurs, pouvant varier à travers le temps. De même, elle ne montre pas les types d'informations que les catégories d'acteurs partagent lorsque œuvrant en synergie. Pour réduire la déforestation et la dégradation du *miombo* dans la région de Lubumbashi, il est crucial de promouvoir une gouvernance forestière inclusive, inspirée du modèle GELOSE de Madagascar, fondée sur la décentralisation et le transfert de pouvoir aux communautés locales. Ceci implique que les décideurs adaptent la législation forestière au contexte du *miombo* et la vulgarise afin d'en faciliter l'application. De renforcer les capacités des acteurs (publics) pour une gestion et utilisation durables du *miombo*. Et de créer d'autres activités génératrices de revenus pour les communautés locales, pour renforcer l'adhésion et l'observation de la législation forestière.

11.8. Contextualisation

Les résultats de ce chapitre montrent que le modèle de gouvernance forestière dans la région de Lubumbashi est moins inclusif. Dans cette gouvernance répressive, hérité du colonialisme, les acteurs (clés) entretiennent des faibles relations affectant la gestion durable du *miombo*. Par ailleurs, ce modèle de gouvernance est moins efficace du fait de faible respect des critères de bonne gouvernance, dont l'inclusion et la transparence. Couplé à la législation peu adaptée à la région de Lubumbashi, et aux contextes socio-économique et politique instables, ce modèle de gouvernance entretient la déforestation et la dégradation forestière. Dans le chapitre ci-dessous (chapitre 12), nous discutons l'ensemble des résultats obtenus et fournissons à cet effet des pistes de solution pour une gestion durable des ressources forestières, la réussite des initiatives des restauration forestière et subséquemment la disponibilité des services écosystémiques pour une survie rassurée des populations qui en dépendent, particulièrement les communautés locales riveraines.

Chapitre 12

Discussion générale

12.1. Discussion méthodologique

12.1.1. *Limites du bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi et nombre des villages couverts par la présente étude*

12.1.1.1. **Limites du bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi**

Cette étude a été réalisée dans le bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi (BPCBL) dans la région de Lubumbashi. Les limites de ce bassin ont été tracées après la visite des sites d'entreposage et de vente en gros du charbon de bois dans la ville de Lubumbashi. Ceci a été suivi d'une pré-descente, effectuée dans les villages qui ont été les plus cités dans l'approvisionnement de la ville de Lubumbashi en charbon de bois. Les limites de ce bassin englobent à cet effet les secteurs (pris en entierté ou de moitié), couvrant les villages cités lors de la visite des entrepôts du charbon de bois dans la ville de Lubumbashi. Cette délimitation du bassin, pourrait avoir de l'impact sur le taux de déforestation déterminé dans le chapitre relatif à la quantification de la dynamique du *miombo* (Chapitre 5).

Ce bassin se situe entre 6 secteurs administratifs (Balamba, Bukanda, Kafira, Kaponda, Kisamamba et Lufira) de la région de Lubumbashi. Ces secteurs sont situés dans 4 territoires administratifs (Kambove, Kasenga, Kipushi et Sakania). Ces territoires avaient déjà été mis en évidence comme sources principales du charbon de bois consommé dans la ville de Lubumbashi (Münkner et al., 2015 ; Kabulu et al., 2018). En revanche, les études menées par Münkner (2014) et Schure et al. (2015) ont considéré ces territoires administratifs en leur entièreté, ce qui explique le fait que, dans leurs études, l'aire du bassin d'approvisionnement en charbon de la ville de Lubumbashi soient de loin supérieure, comparativement à celle du BPCBL faisant objet d'études dans la présente recherche doctorale. Ceci conduirait à une surestimation ou une sous-estimation de la dynamique du *miombo* et de l'impact des activités anthropiques dans l'aire étudiée. Considérer l'ensemble des territoires administratifs permet d'avoir une vue d'ensemble sur les différentes sources du charbon de bois consommé à Lubumbashi. Ceci permet de mettre en place des stratégies inclusives de gestion pour prévenir l'extension du bassin d'approvisionnement en charbon de bois et son impact négatif sur les habitats forestiers. Cependant, il est prévisible que l'apport en charbon de bois des territoires administratifs lointains soit de plus en plus faible, du fait du coût de transport élevé, décourageant de plus en plus les vendeurs du charbon de bois à approvisionner la ville de Lubumbashi, que les autres villes ou grandes agglomérations proches. Cette affirmation corrobore les résultats de ces travaux antérieurs, montrant que, considérés individuellement, les secteurs administratifs les plus éloignés de la ville de Lubumbashi contribuent faiblement à son approvisionnement en charbon de bois (Münkner, 2014 ; Schure et al., 2015), justifiant pour ce faire les limites du bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi, considérées dans la présente thèse.

12.1.1.2. Localisation et nombre des villages couverts par la présente étude

Les villages couverts par la présente recherche doctorale se situent dans un rayon de ± 80 km du centre-ville de Lubumbashi. Ce rayon a été déterminé après la visite et la pré-descente sus-évoquées. Ces deux activités ont permis de sélectionner les villages couverts par la présente thèse. Cette sélection a tenu compte de la répartition spatiale de ces villages autour de la ville de Lubumbashi (selon la rose de vent), la disponibilité d'habitats forestiers en dépit des activités anthropiques intenses (Agriculture et particulièrement la production du charbon de bois). A ces critères s'ajoute l'accessibilité de ces villages pendant la saison pluvieuse et l'effet d'entraînement que ces villages sélectionnés présentent sur les villages environnants. A cet effet, ce rayon a été adopté afin d'inclure l'ensemble des villages sélectionnés pour la présente thèse. Cependant, Kabulu et al. (2018) ont rapporté que le charbon de bois consommé à Lubumbashi est principalement produit dans un rayon de ± 60 km de la ville. Néanmoins, il est évident que ce rayon s'étendrait au fil des années, dû aux activités anthropiques intenses, dont principalement la production du charbon de bois pour satisfaire le besoin énergétique croissant dans la ville de ville de Lubumbashi, exacerbé par la démographie galopante. A ce propos, Useni et al. (2017) ont montré que le rayon de déforestation du *miombo* autour de Lubumbashi serait de plus en plus extensible dû à la l'agriculture et la production du charbon de bois. Cette extension du rayon de production du charbon de bois autour de Lubumbashi avait déjà été rapportée par des études antérieures de la région de Lubumbashi (Malaisse et al., 1980 ; Malaisse & Binzangi, 1985 ; Malaisse & Kapinga, 1987 ; Binzangi, 1988).

Par ailleurs, le nombre des villages choisis (5), a été déterminé selon les critères cités ci-haut, de sorte que pour chaque axe principal approvisionnant la ville de Lubumbashi en charbon de bois, un village aux activités anthropiques intenses (production du charbon de bois) a été retenu pour la présente thèse. Cependant, ce nombre de village pouvait être déterminé en utilisant des méthodes empiriques, l'instar de l'échantillonnage par la relation de Bernoulli (Baraka et al., 2022), se basant sur le nombre total des villages au sein du bassin. Ceci conduirait à la représentativité de l'échantillon des villages retenus pour la présente thèse et permettrait la généralisation des résultats obtenus (Gavard-Perret et al., 2012) sur la région de Lubumbashi. Néanmoins, ceci impliquerait l'inclusion sur la liste des villages retenus pour la présente thèse, d'autres villages répondant faiblement aux critères de sélection fixés, ce qui biaiserait les résultats obtenus. En outre, la liste exhaustive des villages au sein de ce bassin n'étant pas à jour, il est difficile de procéder par cette méthode.

12.1.2. Télédétection, et la cartographie de la perception

La plateforme Google Earth Engine (GEE) intégrant d'images satellitaires corrigées (corrections atmosphériques et géométriques), des fonctions de calcul et d'analyse spatiale à grande échelle, pouvant servir à étudier les changements spatio-temporels de l'occupation du sol (Zhao et al., 2021) a été utilisée. Cet outil a été

largement exploité, notamment pour la cartographie des forêts à l'échelle mondiale (Hansen et al., 2013) et l'évaluation des pertes de couverture forestière en R.D. Congo (Potapov et al., 2012). L'intégration des connaissances environnementales avec le calcul du NDVI a permis une classification efficace à l'aide de l'algorithme *Random Forest*, mettant en évidence la dégradation du *miombo* dans la zone de production du charbon de bois de Lubumbashi. Cet algorithme, reconnu pour ses performances supérieures dans la classification d'images satellitaires par rapport à d'autres méthodes (CART, SVM, kNN, MLC ; Phan et al., 2020), a été choisi en raison du manque de classifications spécifiques à la dégradation des forêts des zones sèches. En effet, les données disponibles gratuitement se concentrent principalement sur les forêts tropicales humides (Vancutsem et al., 2020).

Néanmoins, bien que l'algorithme *Random Forest* soit reconnu pour sa performance dans le traitement d'images satellitaires complexes, sa sensibilité à la distribution des données d'apprentissage demeure un point de vigilance. Un échantillonnage déséquilibré peut en effet favoriser les classes dominantes, au détriment des classes minoritaires, introduisant ainsi un biais dans les résultats de classification. Pour y pallier, le maximum des données d'apprentissage ont été échantillonnées en fonction de la superficie de chaque classe d'occupation du sol. Enfin, l'absence de seuils standardisés pour de nombreux indices spectraux, à l'instar du NDVI, renforce l'incertitude dans l'interprétation des classifications. Lorsque ces seuils sont définis de manière empirique, ils peuvent engendrer des erreurs notables de classification et accentuer la part de subjectivité dans l'analyse des résultats. Ceci a été contourné en confrontant les résultats de la classification aux réalités du terrain.

En outre, les classifications effectuées dans le cadre de la présente thèse ont permis d'examiner la dynamique d'anthropisation du paysage en s'appuyant sur le calcul d'indices de structure spatiale, notamment ceux liés à la superficie des classes et au nombre de taches. La configuration paysagère, en effet, englobe l'organisation spatiale et la géométrie des taches, incluant leur forme, taille, densité et dispersion (Bogaert et al., 2011a). Le choix des indices utilisés dans cette recherche a été guidé par leur corrélation, afin d'éviter les redondances d'informations qui compliqueraient l'interprétation des structures paysagères (Díaz-Varela et al., 2009).

Par ailleurs, l'approche de Lynch a été conçue pour décrire, à travers les voies, limites, nœuds, repères et les quartiers, le paysage des villes des pays développés, caractérisées par un niveau d'urbanisation et d'aménagement cohérents (Lynch, 1960). Pour l'adapter à la description des paysages en milieu rural, la notion des *limites-points* (Amisi, 2010) a été ajoutée à l'approche de Lynch. Cette notion des limites-points permet de circonscrire l'espace villageois étudié en tenant compte des éléments (grands arbres, ponts, termitières) perçue par les répondants comme limites de cet espace villageois. Cette notion a déjà été utilisée pour la description des villes des pays en voie de développement (Vranken et al., 2013 ; Amisi et al., 2018), ne présentent pas de délimitation concise entre le périurbain et la zone rurale, à l'instar de la ville de Lubumbashi (André et al., 2018 ; Useni et al., 2018b ; Khoji et al., 2022).

Néanmoins, il existe d'autres méthodes basées sur la perception des populations, qui pourraient servir à la description d'un paysage et à spatialiser les impacts négatifs des activités anthropiques dans le milieu rural, comme celles proposées par Benavides (2018), Dobbs et al. (2018), et Maréchal et al. (2018). Cependant, ces méthodes proposées se concentrent généralement sur l'identification des impacts négatifs sur les écosystèmes naturels et sur les services écosystémiques, sans intégrer explicitement les éléments de perception développés par Lynch (1960). Ceci limite leur capacité à produire une représentation (carto)graphique cohérente et une description détaillée du paysage. D'autres approches, telles que la télédétection et la cartographie participative, sont couramment utilisées pour le suivi et l'évaluation des transformations affectant les écosystèmes forestiers. La télédétection offre une couverture continue et régulière sur des vastes aires, avec des résolutions spatiales et temporelles souvent élevées. Cependant, elle présente certaines limites, notamment dans la représentation (carto)graphique la perception environnementale de la population (Roche, 2012). La cartographie participative quant à elle, qui implique les communautés locales dans la description et l'inventaire des ressources forestières de leur territoire, reste une approche subjective, avec une localisation parfois imprécise des éléments cartographiés (Moumouni et al., 2021). Dans ce contexte, l'approche développée par Lynch se présente comme une alternative pertinente pour surmonter ces limites. Ceci justifie ce choix méthodologique quant à la description paysagère et la représentation cartographique de la perception environnementale des communautés locales.

12.1.3. Échantillonnage des répondants et les techniques de collecte des données

12.1.3.1. Échantillonnage des répondants

Dans la présente étude, le nombre des répondants a été déterminé en utilisant la relation de Bernoulli (Baraka et al., 2022). Cette relation de Bernoulli permet de tirer un échantillon représentatif de la population étudiée, ce qui garantit la précision des résultats, étant donné qu'il reflète fidèlement les caractéristiques socio-démographiques de la population mère. Ceci permet de tirer des conclusions valides et pertinentes pour l'ensemble de la population. En minimisant les biais liés à la sélection, un échantillon représentatif permet une généralisation fiable des résultats, ce qui est essentiel pour formuler des recommandations ou prendre des décisions basées sur les données collectées (Neuman, 2014). De plus, il optimise les ressources en réduisant le besoin d'enquêtes exhaustives tout en maintenant un haut niveau de fiabilité. Un tel échantillon facilite également l'utilisation d'outils statistiques standardisés pour une analyse approfondie, assurant ainsi une meilleure interprétation des données. En outre, ce type d'échantillonnage, favorise l'égalité des répondants dans la participation aux entretiens, réduisant ainsi les erreurs d'inférence et améliorant la validité des conclusions.

Néanmoins, il existe d'autres techniques d'échantillonnage couramment utilisées en science sociale dont, l'échantillonnage aléatoire, stratifié et par quotas (Salès-Wuillemin, 2006). Cependant, l'échantillonnage aléatoire, tout en garantissant une

certainne impartialité dans le choix des répondants, présente des inconvénients. En effet, il peut entraîner des difficultés de généralisation des résultats obtenus, notamment en raison de la non-représentativité de l'échantillon, ce qui affecte la précision des conclusions tirées pour une étude (Cochran, 1977). Cet échantillonnage aléatoire pourrait entraîner des coûts élevés et une perte du temps, lors qu'il faudra maximiser les nombres des répondants, avec l'objectif de se rapprocher d'un échantillon représentatif, surtout dans des populations dispersées. Par ailleurs, bien qu'efficace pour analyser les variations entre les groupes, l'échantillonnage stratifié et celui par quotas nécessitent des données démographiques précises et détaillées pour constituer des strates (Brewer & Hanif, 2013). Malheureusement, ces types des données sont souvent inaccessibles ou même absents dans les contextes ruraux, comme dans la région de Lubumbashi. Ceci justifie le choix de la technique utilisée lors de l'échantillonnage dans la présente étude.

12.1.3.2. Techniques de collecte des données

La méthode d'entretien individuel semi-structurée (Traoré et al., 2021), utilisant un questionnaire contenant les questions ouvertes et fermées, a été retenue pour la collecte des données de la présente thèse. Cette technique permet à l'enquêteur de guider les entretiens en fonction des objectifs fixés, tout en évitant les réponses évasives ou les non-dits, sans pour autant restreindre la liberté d'expression des répondants (Fenneteau, 2015, Traoré et al., 2021). Les entretiens semi-structurés permettent d'orienter les discussions vers des thèmes précis tout en laissant aux répondants la possibilité d'explorer des sujets inattendus ou émergents (Dubois & Michaux, 2006). Néanmoins, cette méthode freine parfois l'expression des répondants, limitant parfois la profondeur des informations recueillies lors des questions fermées. Pour pallier ces insuffisances, des triangulations méthodologiques ont été mises en œuvre. En effet, les données issues des entretiens individuels ont été croisées avec celles des focus groups organisés avec les membres des communautés locales, des agents des services publics, d'entreprises minières et d'ONG. Cette approche a permis d'éliminer les ambiguïtés, de valider les informations collectées et de garantir une compréhension approfondie des thématiques abordées (Biloso, 2009). Néanmoins, les entretiens semi-structurés présentent le risque de biais lié à l'interprétation des données profondément hétérogènes. Pour pallier cela, les réponses ont été rigoureusement harmonisées avant tout analyse et interprétation.

En outre, la collecte des données relatives aux connaissances écologiques traditionnelles (TEK) repose sur des approches variées. En dépit que la participation active aux événements socioculturels soit souvent considérée comme un moyen efficace pour collecter les données relatives aux TEK (Brook & McLachlan, 2008), elle reste néanmoins dépendante de l'occurrence de ces événements. Ceci limite sa praticabilité dans certaines régions ou périodes spécifiques (Molnár & Babai, 2021). De ce fait, les entretiens individuels demeurent les plus efficaces et les plus utilisés dans les recherches antérieures (Brook & McLachlan, 2008 ; McCarter et al., 2014 ; Ketlhoilwe & Jeremiah, 2016 ; Luiselli, 2023).

12.1.4. Inventaires floristiques

Par ailleurs, d'autres résultats (**chapitres 7, 8 et 9**) de la présente thèse ont été ressortis à travers les inventaires floristiques réalisés sur des placettes en bandes interrompues le long d'un transect. Cette méthode présente les avantages des réduire les erreurs d'alignement, d'angles et de mesures de largeur surgissant lors de la mise en place des layons continus (Rondeux, 2021). Néanmoins, il existe d'autres méthodes, comme celles d'échantillonnage aléatoire ou d'inventaires systématique, pouvant être utilisées et produire des résultats probants. Cependant, la première méthode présente les difficultés de justifier le choix de l'emplacement des placettes, ce qui influence les résultats et les conclusions. L'un des inconvénients de la seconde méthode est qu'elle nécessite plus du temps et une grande équipe pour la réalisation de l'inventaire floristique, en dépit d'être la plus sûre et produisant des résultats incontestables (Thiombiano et al., 2016).

En outre, la forme quadratique (rectangulaire) a été utilisée pour les placettes d'inventaires dans la présente étude. Cette forme présente, pour une même aire, l'avantage de recenser plus d'individus que les autres formes (Houéto et al., 2013 ; Thiombiano et al., 2016). Elle est la plus recommandée dans le *miombo* et les forêts denses humides (Ameja et al., 2022 ; Gonçalves et al., 2018 ; Ameja et al., 2022), en dépit des difficultés qu'elle présente dans la mesure des distances, des angles et le choix de l'orientation lors de l'installation et l'inclusion d'arbres de bordure dans la placette, comparativement à la forme circulaire (Rondeux, 2021).

Par ailleurs, les dimensions des placettes et sous-placettes dépendent de la région, de l'état écologique des peuplements, notamment de leur densité, âge et taille des arbres. Thiombiano et al. (2016) suggèrent des dimensions variant de 30 m x 30 m à 50 m x 20 m et de 5 m x 5 m pour l'inventaire floristique des individus adultes et l'étude de la régénération dans les forêts claires respectivement. Dans cette recherche doctorale, les dimensions de 50 m x 20 m, utilisées pour les inventaires floristiques des peuplements adultes, s'adaptent à ces recommandations, alors que celles appliquées à l'inventaire de la régénération sont deux fois supérieures à celles proposées. Néanmoins, la méthode d'inventaire, la forme et les dimensions des placettes utilisées dans la présente thèse (peuplement adulte : 50 m x 20 m ; régénération : 5 m x 10 m) ont été utilisées par plusieurs auteurs lors des études des peuplements adultes et de la régénération dans l'écorégion du *miombo* (Ameja et al., 2022 ; Gonçalves et al., 2018), justifiant ainsi le choix de cette méthodologie.

12.2. Discussion des résultats

12.2.1. *Anthropisation des habitats forestiers, perception et conséquences sur la survie des communautés locales dans la région de Lubumbashi*

12.2.1.1. Déforestation et dégradation du *miombo* dans la région de Lubumbashi

Les activités anthropiques accrues induisent la déforestation et la dégradation forestière dans la région de Lubumbashi (Useni et al., 2017a ; Cabala et al., 2022). Les résultats de la dynamique paysagère dans le BPCBL ont montré une dynamique paysagère remarquable, caractérisée par l'émergence des habitats anthropisés au détriment des habitats forestiers naturels entre 1990 et 2022. Cette dynamique forestière se remarque à travers une fragmentation et une réduction du périmètre et de l'aire des taches résiduelles du *miombo* (Table 4-8). Ceci s'expliquerait par la forte dépendance des populations tant urbaines que rurales aux ressources forestières (Khoji et al., 2022), conduisant à la déforestation et la dégradation forestière exponentielles du *miombo* (Useni et al., 2017a ; Cabala et al., 2018).

Les activités anthropiques conduisant à la fragmentation du *miombo* dans la région de Lubumbashi sont principalement l'agriculture, la production du dendro-énergie et les activités minières (Cabala et al., 2022 ; Khoji et al., 2022). En effet, ces activités se réalisent dans un contexte socio-économique et politique instable rendant les populations fortement dépendantes des ressources forestières (Vanhanen et al., 2010 ; Chimdesa, 2017), ce qui induit la déforestation et la dégradation du *miombo*. Combinée à une démographie galopante et une demande croissante des biens de première nécessité qui s'en suit, ainsi qu'à une urbanisation non planifiée, cette forte dépendance aux ressources forestières conduit à la déforestation et à la dégradation du *miombo* dans la région de Lubumbashi (Useni et al., 2020b ; Cabala et al., 2022 ; Khoji et al., 2022).

Par ailleurs, le taux de déforestation du *miombo* dans la région de Lubumbashi est six fois supérieur à la moyenne nationale en RD Congo variant entre -0,2 et -0,3% (Table 4-2 à Table 4-6 ; Mégévand et al., 2013 ; De Wasseige et al., 2014). Ce taux élevé prouve à suffisance la forte dépendance des populations aux ressources naturelles et la surexploitation du *miombo*, entraînant une régression exponentielle du couvert forestier dans la région de Lubumbashi. Les résultats obtenus dans la région de Lubumbashi corroborent ceux de Useni et al. (2024c), qui ont appliqué une méthodologie similaire de classification et de validation des résultats autour des grandes agglomérations congolaises, situées le long de la frontière entre la RD Congo et la Zambie. Ces études mettent en évidence une régression marquée du couvert forestier du *miombo* sous l'effet des pressions anthropiques.

D'autres travaux antérieurs, fondés sur une classification par maximum de vraisemblance et une validation des résultats par l'indice de Kappa, ont révélé des tendances similaires de déforestation autour de quatre villes, dont Lubumbashi (Munyemba et Bogaert, 2014 ; Khoji et al., 2022), ainsi que dans l'ensemble de la

région du Katanga (Cabala et al., 2017 ; Cabala et al., 2022). Bien que ces études diffèrent par leur méthodologie et leur échelle spatiale d'analyse, elles convergent toutes vers la même conclusion démontrant une dynamique de régression continue du couvert forestier du *miombo* liée à l'intensification des activités humaines.

12.2.1.2. Perception environnementale des communautés locales et empreinte spatiale des activités anthropiques à l'échelle de l'espace villageois dans la région de Lubumbashi

a. Perception environnementale des communautés locales dans la région de Lubumbashi

La déforestation et dégradation forestière sont perçues par les communautés locales, au même titre que la faible fertilité des terres agricoles, parmi les principaux problèmes environnementaux dans la région de Lubumbashi (Table 5-4). Cette perception se justifierait par l'effet que les communautés locales s'occupent principalement de l'agriculture et de la production du dendro-énergie. En effet, dans un contexte de faible profil pour le marché de l'emploi et d'exiguïté de celui-ci, l'agriculture et l'exploitation des ressources forestières se présentent comme refuges par excellence pour les communautés locales afin d'assurer la subsistance des familles (Lebailly, 2010 ; Tréfon et al., 2010).

Par ailleurs, cette perception est fortement influencée par les éléments du profil socio-démographique des membres des communautés locales, dont le genre, le niveau d'études, l'ancienneté dans le village et l'occupation principale (Figure 5-2). A titre d'illustration, la perception des femmes s'associe davantage à la diminution de la fertilité des terres agricoles, tandis que les hommes perçoivent de plus en plus la déforestation comme un enjeu environnemental. Cette situation se justifie par le fait que les hommes s'occupent généralement des activités nécessitant une force physique élevée, telle que la production de charbon de bois, comparativement aux femmes s'occupant généralement des activités champêtres et la collecte des produits forestiers non ligneux (Ndegwa et al., 2016 ; Smith et al., 2017 ; Mihaila et al., 2022). Ceci rejoint les observations des études antérieures menées en Afrique subsaharienne (Dlamini et al., 2020 et 2022 ; Okoro et al., 2023), montrant que la perception environnementale est fortement influencée par le genre, le niveau d'études, l'ancienneté dans le village et la principale occupation des répondants.

Cette perception environnementale a déjà été relevée par des études précédentes menées sur un gradient urbano-rural (Maréchal et al., 2018), ayant montré que l'anthropisation des espaces verts et la disponibilité des services écosystémiques sont négativement corrélées avec ce gradient dans la région de Lubumbashi. De surcroît, cette étude a montré que ces services écosystémiques sont de plus en plus perçus par les experts de sciences humaines que ceux du domaine des sciences exactes et techniques, ce qui prouve que la perception environnementale est fonction du profil des répondants.

En outre, cette perception ne représente que la moitié des problèmes environnementaux identifiés dans les études scientifiques menées dans l'Arc Cuprifère Katangais (Table 5-6). Ceci se justifierait par le fait que certains

problèmes environnementaux, à l'instar de la pollution de l'air, nécessitent la maîtrise de leur indicateur et un niveau d'études supérieur qu'à celui des communautés locales (Penatti & de Lima-Guimarães, 2011). De surcroît, lors des entretiens individuels, les membres des communautés locales ne pouvaient épargner que les problèmes majeurs, ce qui aurait impacté la liste des problèmes environnementaux dans la présente thèse.

Par ailleurs, les actions des services publics ne couvrent que la moitié de ces problèmes environnementaux majeurs perçus par les communautés locales (Table 5-7). En effet, les actions des ONG et des services publics particulièrement, demeurent limitées eu égard des problèmes environnementaux perçus dans la région de Lubumbashi, du fait de leurs missions originelles respectives. A ceci s'ajoute la faible disponibilité des ressources humaines et financières, entraînant une faible capacité organisationnelle (Ritchie & Walley, 2016 ; Leal et al., 2022). Cette situation se traduit en une faible participation des communautés locales dans les activités des ONG et des services publics provinciaux particulièrement, du fait que ces actions ne couvrent que de peu leur attente. Les résultats de la présente étude corroborent ceux des travaux antérieurs menés en Afrique subsaharienne (Buttoud et Nguingiri, 2016 ; Netswera et al., 2022) et particulièrement dans la région zambézienne (Dewees et al., 2010 ; Nansikombi et al., 2020a ; Zulu et al., 2020), montrant la faible participation des populations dans les actions des services publics et des agences non gouvernementales. Cette situation s'explique par le fait que le mode gestion forestière, qui par ailleurs est centralisé sur l'Etat, demeure quasi identique dans différents pays en voie de développement, particulièrement en Afrique (Buttoud et Nguingiri, 2016).

b. Empreinte spatiale des activités anthropiques à l'échelle de l'espace villageois dans la région de Lubumbashi.

Les impacts négatifs des activités anthropiques sur les paysages forestiers sont perçus par les communautés locales, comme l'attestent les résultats de la présente thèse, relatifs à la cartographie de la perception environnementale. A travers l'approche de Lynch (1960) telle adaptée par Amisi (2010), ces résultats ont montré les impacts négatifs des activités anthropiques sur le paysage du *miombo* (Figure 6-4). En effet l'agriculture, l'une des principales activités anthropiques de la région de Lubumbashi (Useni et al., 2017a ; Cabala et al., 2022 ; Khoji et al., 2022 ; Mpanda et al., 2022), est majoritairement de subsistance, se caractérisant par l'utilisation de techniques de production obsolètes, entraînant une diminution rapide de la fertilité des sols (Lambrecht et al., 2016 ; Dunjana et al., 2023). En conséquence, la baisse de la production agricole pousse les agriculteurs à adopter une agriculture itinérante, à la recherche constante de nouvelles terres arables et fertiles (Alajangi et al., 2021). De ces faits, les terres forestières, reconnues pour leur fertilité élevée due à l'apport de la litière d'arbres, sont de plus en plus convoitées et exploitées par les populations, ce qui contribue significativement à la déforestation et à la dégradation forestière (Ryan et al., 2016).

Par ailleurs, les activités agricoles, tant intensives qu'extensives, se sont accrues dans la région de Lubumbashi ces dernières années, ce qui exerce une pression sans

précédent sur le *miombo*, autrefois prédominantes dans le paysage de la région de Lubumbashi (Malaisse, 2010 ; Malaisse et al., 2021). Cette intensification des activités agricoles s'explique d'une part par la création et la réhabilitation des routes aux intérêts économiques facilitant l'accès aux forêts, et entraînant subséquentement leur fragmentation. D'autre part, elle résulte de la création d'une politique agricole locale visant l'autosuffisance en maïs à travers la distribution des intrants agricoles aux agriculteurs, menant à une augmentation des parcelles agricoles dans la région de Lubumbashi (Tambwe et al., 2011).

De surcroît, le développement d'un grand nombre de concessions à vocation agropastorale à proximité immédiate des agglomérations aurait intensifié la déforestation et la dégradation forestière dans des zones forestières autrefois non-exploitées. En effet, ceci aurait contraint les petits agriculteurs, qui par ailleurs sont pauvres, à mener leur agriculture de subsistance vers des zones plus éloignées, ce qui a amplifié la déforestation et la dégradation forestière des habitats qui restaient jadis intacts (Useni et al., 2017a). Les études antérieures menées dans la région Zambezienne (Chirima et al., 2018 ; Tripathi et al., 2021 ; Kissanga et al., 2024) et particulièrement dans la région de Lubumbashi (Cabala et al., 2018 ; Cabala et al., 2022 ; Khoji et al., 2022), ont montré des fortes modifications dans l'occupation du sol, caractérisées par une régression du *miombo* due principalement à l'agriculture et à la production du charbon de bois.

En outre, pour combler le faible accès à l'énergie électrique, en l'absence d'énergies alternatives, la population de la région de Lubumbashi particulièrement, fait recours à l'utilisation du bois-énergie (Banza, 2018). En effet, Kabulu et al. (2018) ont montré que 96% de ménages de la ville de Lubumbashi restent dépendants du dendro-énergie issue du *miombo*, dont 72% n'utilisant que le charbon de bois pour la cuisson des aliments. Ce taux d'utilisation du bois-énergie serait plus élevé en milieu rural, du fait de l'absence d'infrastructures électriques. En outre, la mondialisation et la raréfaction du bois mort due aux feux de brousse tardifs et répétitifs, aurait poussé les populations rurales à une mutation énergétique au détriment du bois mort, à usage moins confortable (Beltramo & Levine, 2013). Cette situation a entraîné une intensification de la production de charbon de bois pour répondre aux besoins énergétiques des populations rurales et urbaines, induisant la déforestation et la dégradation des forêts dans la région de Lubumbashi (Useni et al., 2017a ; Khoji et al., 2022).

Par ailleurs, bien qu'informelle, la production de charbon de bois constitue une source importante de revenus pour les populations. Dans un contexte de conditions socio-économiques instables, de nombreux citoyens acquièrent des concessions forestières (temporaires) dans les zones adjacentes de la ville de Lubumbashi pour produire du charbon de bois. Cette dynamique contribue à l'accentuation de la déforestation et de la dégradation du *miombo*, en raison de l'augmentation du nombre de producteurs (Mukendi et al., 2025).

De plus, le faible rendement à la carbonisation (Mukendi et al., 2024a) pousse les producteurs à pratiquer une exploitation itinérante et non sélective des ressources forestières. Dans ce contexte, certains producteurs ont recours à l'usage du matériel

motorisé, notamment la tronçonneuse, afin d'optimiser le temps de production et d'intensifier la production du dendro-énergie et ainsi compenser ce faible rendement à la carbonisation. De surcroît, d'autres acteurs (producteurs et vendeurs) investissent d'importants capitaux dans les circuits de commercialisation du dendro-énergie (Mukendi et al., 2024b). Cette dynamique accentue la pression anthropique sur les ressources forestières, conduisant à la déforestation et à la dégradation du *miombo* sans précédent dans la région de Lubumbashi (Ndegwa et al., 2020). Des études antérieures menées dans la région de Lubumbashi ont confirmé que la production du charbon de bois accrue pour subvenir aux besoins énergétiques des grands centres urbains a conduit à l'anthropisation exponentielle du *miombo* (Cabala et al., 2022 ; Kissanga et al., 2024).

En outre, à ces impacts négatifs dus à l'agriculture et à la production du charbon de bois, s'ajoute la pollution du sol et des cours d'eau due à l'extraction intensive du cuivre et du cobalt dans la région de Lubumbashi (Mpundu et al., 2018 ; Vranken, 2015). Certes, les différentes étapes de l'exploitation de ces minerais— de la prospection à la transformation des métaux, en passant par l'installation des infrastructures nécessaires (routes, mines, dépôts de résidus, usines, camps pour les travailleurs) —exercent une pression significative sur les paysages forestiers (Cooke et al., 2019 ; Grantham et al., 2021).

De surcroît, ces activités minières génèrent des dépôts atmosphériques riches en métaux non ferreux et en substances connexes, ce qui contribue à la dégradation de l'environnement et à la fragmentation des écosystèmes forestiers (Mwitwa et al., 2012 ; Vranken et al., 2013 ; Morley et al., 2022). Cette exploitation est également à l'origine de la pollution des sols et des rivières environnantes, à travers les remblais des terres pauvres en minerais et le déversement des eaux usées provenant des mines (Sonter et al., 2018 ; Marove et al., 2022 ; Rouhani et al., 2024). Pour illustration, Ahmed et al. (2025) ont mis en évidence une perte forestière de 17 % sur une superficie de 6,633,876 hectares en Afrique subsaharienne en l'espace de deux décennies (2001-2020), attribuée aux activités minières, soit un taux 47,5 % plus élevé que dans les zones témoins. Ces auteurs ont également montré que le taux annuel de déforestation a presque triplé après l'implantation des mines, passant de 1665 à 4314 hectares par an par rapport à la période précédant ces activités.

En outre, les résultats de Brown et al. (2022), ont montré que les activités d'extraction du cuivre et du cobalt ont augmenté de près de 147,2% (+7,7 km²) des bâtis liés aux infrastructures minières, 104,7% (+3,35 km²) des surfaces compactées, 85,4% (+33,81 km²) des terres nues, 56,2% (+27,46 km²) des roches exposées au détriment de la végétation naturelle. Ces mêmes auteurs renchérissent que ces activités minières ont entraîné une diminution de 42,5% (-26,38 km²) du *miombo*, avec une augmentation des zones potentiellement polluées dans un rayon de 1 km des mines autour de la ville de Kolwezi dans le grand Katanga. Shutcha (2010) et Langunu et al. (2024) ont démontré que les activités minières ont affecté négativement la végétation naturelle de la région de Lubumbashi, par dépôt atmosphérique de particules riches en éléments traces métalliques.

12.2.1.3. Disponibilité des produits forestiers non ligneux dans les habitats forestiers dans la région de Lubumbashi

La déforestation et la dégradation du *miombo* affecte directement les moyens de survie des populations tant urbaines que rurales dans la région de Lubumbashi. En effet, le *miombo* joue un grand rôle pour l'humanité à travers les services écosystémiques qu'il procure (Nasi et al., 2012). En RD Congo de manière générale et dans le Haut-Katanga en particulier, plus de 80 % de la population est majoritairement rurale et reste fortement dépendante des forêts pour sa survie (Mwengi et al., 2019 ; Twite & Balume, 2023). Elle puise des forêts divers PFNL, sources des protéines, médicaments, énergie et matériaux de construction (Malaise, 2010, Kasongo et al., 2021). Ces PFNL jouent aussi un rôle important dans la conservation de l'identité culturelle et constituent une activité génératrice de revenus, contribuant à la sécurité alimentaire (Vroh et al., 2014 ; Tiébré et al., 2016 ; Asamoah et al., 2024b).

Les résultats ethnobotaniques de la présente étude corroborent cette affirmation et révèlent une liste floristique de 60 espèces ligneuses sources des PFNL d'origine végétal, dont 25 espèces prioritaires (Table 7-2). Cette liste floristique riche en espèces ligneuses, met en lumière l'importance et le rôle que joue les PFNL dans la survie des communautés locales, particulièrement celles riveraines, dans la région de Lubumbashi (Biloso et Lejoly, 2006 ; Malaise, 2010 ; Chuimika et al., 2023). L'étude de Mgumia et al. (2017) menée en Tanzanie et Bruschi et al. (2014) au Mozambique, ont identifié respectivement 74 et 108 espèces ligneuses sources des PFNL dans le *miombo*, soulignant le rôle important de ces espèces dans la subsistance des communautés locales. Ces différences s'expliquent par la variation des us et coutumes entre différents peuples, mais aussi par la différence de la diversité floristique et le niveau de dégradation des habitats forestiers entre différentes régions (Adamou et al., 2012).

Néanmoins, la disponibilité de ces PFNL est inversement corrélée à la magnitude de l'anthropisation des habitats forestiers. En effet, les résultats de la présente thèse ont montré que la disponibilité des espèces ligneuses de sources de PFNL est particulièrement faible dans les forêts anthropisées (Figure 7-3 ; Table 7-4). Cette rareté des PFNL s'expliquerait par plusieurs facteurs, notamment une faible diversité floristique, une densité réduite, une fréquence limitée et un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) peu élevé d'individus ligneux dans ces habitats. Ces résultats confirment les observations d'études antérieures, notamment celle menée par Bruschi et al. (2014) dans les forêts de *miombo* du Mozambique, montrant que les habitats moins perturbés présentent une plus grande diversité floristique, une densité plus élevée et des arbres au DHP plus important, et subséquemment un nombre important d'espèces ligneuses sources des PFNL. Ceci illustre le fait que la surexploitation du *miombo* entraîne un appauvrissement progressif des ressources forestières, en particulier celles liées aux PFNL.

Combinées à l'anthropisation accrue du *miombo*, les pratiques de collecte peu durables des PFNL d'origine végétale présentent des effets négatifs sur le *miombo*. En effet, les résultats de la présente étude ont montré que la coupe des tiges, le

creusage de racine et l'écorçage sont les méthodes de collecte les plus utilisées dans la région de Lubumbashi (Figure 7-2). A titre d'illustration, cette coupe d'individus ligneux entraîne une diminution directe de la densité d'individus ligneux, particulièrement pour les espèces dont les tiges sont exploitées comme PFNL (Andel, 2006). Ces méthodes réduisent la capacité du *miombo* à fournir des services écosystémiques aux communautés locales, ce qui affecte la survie des populations, particulièrement celles riveraines (Brites & Morsello, 2016 ; Moreno-Gonzalez, 2021). Par ailleurs, ces pratiques de collecte entraînent une perte de biodiversité dans les habitats forestiers (Thies et al., 2011 ; Nghobuoche et al., 2022) et particulièrement dans le *miombo* (Bruschi et al., 2014), qui par ailleurs abrite une flore riche présentant un taux élevé d'endémisme (Ribeiro et al., 2015 ; Godlee et al., 2020).

En outre, la rarefaction d'espèces sources des PFNL qui s'en suit de cette déforestation et dégradation forestière, induit l'exploitation des PFNL même sur les juvéniles (DHP < 10 cm), compromettant la capacité de restauration naturelle du *miombo*. En effet, ces juvéniles sont destinés à devenir des arbres adultes, assurant ainsi le renouvellement et la stabilité de l'écosystème forestier (Rondeux, 2021). Par ailleurs, les conditions socio-économiques difficiles et l'instabilité politique, exacerbent l'exploitation non durable des ressources forestières, entraînant l'anthropisation excessive du *miombo*. En effet, les communautés locales, souvent confrontées à la précarité (Tugume et al., 2015 ; Asamoah et al., 2024b), recourent à l'exploitation intensive des ressources forestières pour subvenir à leurs besoins quotidiens, sans tenir compte de la durabilité de ces ressources. Cette situation menace les moyens de survie des populations qui dépendent du *miombo*, particulièrement dans la région de Lubumbashi (Vinya et al., 2013).

Kanneboyena et al. (2023), ont démontré que la surexploitation et les pratiques de récolte non raisonnées constituent des menaces majeures pour les ressources naturelles et particulièrement les PFNL en Inde. Pour Ahamad et al. (2022), la forte demande en produits issus des plantes médicinales, tant au niveau national qu'international, accentue la pression sur la gestion durable des PFNL. Pour y répondre, les collecteurs, recourent souvent à une main-d'œuvre non qualifiée et à des méthodes de récolte peu durables, ce qui entraîne fréquemment la destruction complète des plantes au lieu du prélèvement ciblé des parties utiles.

12.2.2. Restauration des habitats et résilience du *miombo* dans la région de Lubumbashi

12.2.2.1. Potentiel de régénération naturelle du *miombo* dans la région de Lubumbashi

Les résultats de la présente étude ont montré que le *miombo* présente le potentiel élevé de reconstitution naturelle et de maintien de la diversité floristique dans les habitats anthropisés (Table 8-5). En effet, une similarité floristique remarquable a été relevée au sein des strates de la régénération, particulièrement entre les forêts dégradées par la production du charbon de bois et celles non exploitées à l'échelle de l'homme. Cette similarité de la richesse floristique entre ces deux habitats,

s'expliquerait par les perturbations anthropiques ayant affecté ces forêts dégradées, augmentant la disponibilité des ressources telles que l'espace, l'eau et l'insolation (Bednařík et al., 2018 ; Mekonnen et al., 2022). Cette abondance de ressources, combinée à une faible compétition inter et intraspécifique, aurait favorisé l'établissement d'essences ligneuses, en particulier des espèces pionnières et résilientes issues de la strate herbacée et de la banque de graines du sol (Osman, 2013 ; Gupta & Mishra, 2019).

En revanche, les jachères post-culturelles présentent une capacité de restauration faible, comparativement aux forêts dégradées par la production du dendro-énergie. Ceci s'expliquerait par le fait que ces jachères post-culturelles subissent non seulement la réduction de la densité des essences ligneuses par coupes et dessouchage, mais aussi une altération des propriétés physico-chimiques et biologiques des sols à travers les différentes techniques culturales (Reyniers, 2019 ; Singh et al., 2024). Ceci affecte le potentiel de régénération et la résilience du *miombo*, ce qui entrainerait la savanisation au fil du temps (Useni et al., 2019b). Néanmoins, dans ces jachères post-culturelles, la reconstitution du couvert forestier nécessite un temps plus long et un accompagnement adapté, comparativement aux forêts dégradées (Sovu, 2011).

Ceci montre que la capacité de régénération naturelle qui assure la pérennité des espèces ligneuses, reste dépendante de l'intensité de perturbation connues par les habitats et de la résilience des espèces ligneuses face à ces perturbations (Gonçalves et al., 2018). Les résultats de la présente étude corroborent ceux d'études antérieures montrant que les habitats anthropisés présentent une richesse spécifique élevée dans les strates de la régénération, du fait de l'hétérogénéité environnementale accrue aux premiers stades de succession et le fort potentiel de régénération d'espèces ligneuses du *miombo* (Gonçalves et al., 2017 ; Ameja et al., 2022 ; Murhula et al., 2025). Néanmoins, des études ont révélé que les perturbations anthropiques ont des effets à long termes sur les écosystèmes forestiers restaurés, ce qui maintient la structure des peuplements et la diversité spécifique significativement faibles, comparativement à celles des *miombo* intacts, même après 20 à 35 ans de régénération (Montfort et al., 2021).

Par ailleurs, la pression humaine persistante sur les ressources naturelles, même dans les habitats fortement anthropisés, affecte la régénération d'essences ligneuses et la reconstitution du *miombo* (Syampungani et al., 2020 ; Murhula et al., 2025). Certes, l'éloignement progressif des forêts intacts (Useni et al., 2017a) aurait incité les communautés locales à collecter des ligneux dans les habitats anthropisés proches des agglomérations, souvent à travers des pratiques moins durables (Dubiez et al., 2013 ; Syampungani et al., 2020 ; Ameja et al., 2022). A ceci s'ajoute, les feux de brousse tardifs et répétitifs, caractérisant la région Zambezienne et la région de Lubumbashi en particulier (Boramuge et al., 2023a ; Useni et al., 2023a), affectant la régénération naturelle d'essences ligneuses.

De surcroît, la démographie galopante et la pression accrue sur le foncier qui en résulte, a induit la réduction de la durée des périodes de jachère pour répondre à la demande élevée en biens de première nécessité, perturbant pour ce faire le processus

de régénération et l'installation d'essences ligneuses dans les habitats anthropisés (Mama et al., 2014 ; Bolakonga et al., 2017). Ces résultats confirment les observations faites dans l'écorégion zambézienne par Gonçalves et al. (2017) et Syampungani et al. (2020), selon lesquelles les activités humaines persistantes dans les habitats anthropisés entravent la régénération du *miombo*. Les études de Gonçalves et al. (2018) et de Ameja et al. (2022) menées en Angola et au Mozambique respectivement, ont montré que les jachères post-culturelles présentent un taux de régénération faible que les forêts anthropisées et celles non exploitées. Par ailleurs, ces auteurs ont montré que le maintien des activités anthropiques réduit la capacité du *miombo* à reconstituer sa couverture forestière dans ces habitats.

12.2.2.2. Efficacité et durabilité des initiatives de reforestation d'habitats anthropisés de faible résilience

Les initiatives de reforestation, particulièrement dans les habitats présentant une faible résilience, permettent une reconstitution de la couverture forestière en un temps optimal. Ces initiatives ont été initiées dans la région de Lubumbashi, en octroyant aux communautés locales les concessions forestières (CFCL) pilotes dans la région de Lubumbashi. La réussite de ces initiatives de reforestation nécessite l'implication des communautés locales dans les différentes étapes, notamment lors du choix des habitats et des essences ligneuses (Baïyabe et al., 2023 ; Esperón-Rodríguez, 2024). Les résultats de la présente étude ont montré que les sites et les essences ligneuses pour la reforestation ont été sélectionnés lors d'une concertation entre les communautés locales, les services publics, les ONG et les organisations internationales (Table 9-1 et Table 9-2). Ces initiatives de reforestation ont été effectuées dans les habitats dégradés par la production de dendro-énergie et dans les jachères post-culturelles, corroborant ainsi la perception des communautés locales au sein des espaces villageois couvert par la présente thèse (Figure 6-4).

Ces habitats ont été choisis du fait qu'ils ont été abandonnés par les communautés locales après exploitation. En outre, le choix des espèces ligneuses pour la reforestation s'est porté sur celles du *miombo*, afin de répondre aux besoins spécifiques des communautés locales. A titre illustratif, certaines espèces ligneuses ont été choisies pour les besoins alimentaires (*A. boehmii*) ; médicaux (*B. madagascariensis*) et d'autres pour des besoins de bois d'œuvre (*E. africanum* ; *Isoberlinia angolensis*), collecte des chenilles (*B. spiciformis* ; *J. paniculata*) et coutumiers (*A. quanzensis* ; *L. discolor*). Le choix de ces espèces permet de maintenir la composition floristique, la structure et les fonctions des forêts, assurant ainsi la continuité de la production des services écosystémiques, à l'instar de la production des PFNL pour les communautés locales (Aerts & Honnay, 2011). Ceci contribuerait à l'implication de ces communautés locales dans le processus de reforestation, renforçant pour ce faire sa réussite (Evans et al., 2013).

Ces résultats montrent une approche participative de la reforestation, valorisant la perception environnementale et les savoirs traditionnels des communautés locales. Cette approche utilisée dans le choix des sites et d'essences ligneuses s'expliquerait par le fait que la FAO et les ONG (BUCODED ; APRONAPAKAT) ayant porté ce

processus de reforestation prônent la promotion d'une approche participative, afin de répondre aux exigences des bailleurs des fonds (Buttoud & Nguingiri, 2016). Cette implication active des divers acteurs, en particulier les communautés locales, assure que leurs besoins et intérêts soient pris en compte, garantissant une réussite de ces initiatives menées. Les résultats de la présente étude confirment les travaux menés en Afrique (Baïyabe et al., 2023) et dans l'écorégion du *miombo* (Kimambo et al., 2020 ; Nansikombi et al., 2020a ; Montfort, 2023), soulignant l'importance de la prise en compte de la perception des populations (la configuration paysagère) et des savoirs locaux (choix des sites et d'espèces ligneuses) dans le mécanisme restauration forestière.

Les pratiques de gestion de ces habitats reforestés, se résument principalement en des réunions de planification/évaluation et la surveillance (Table 9-3), appuyant pour ce faire ces initiatives de reforestation du *miombo*. Cependant, la fréquence de réalisation de ces pratiques a sensiblement diminué dans la région de Lubumbashi. En termes d'exemple, la fréquence des réunions a diminué de moitié, passant de deux à une fois par mois, alors que l'établissement du coupe feu est devenu irrégulier dans les deux CFCL étudiés. Cette baisse se justifie par la faible motivation des communautés locales, due non seulement à l'insuffisance des moyens techniques et financiers, au faible suivi de ces activités après le projet ayant initié ces initiatives, et aux tentatives d'expropriation de ces habitats reboisés. En effet, lors de la mise en œuvre du projet (*miombo*) ayant porté ces CFCL, les communautés locales bénéficiaient d'un appui matériel (houe ; coupe-herbes, équipement de protection personnelle), financier et technique. La fin de ce projet, a fait que cet appui a sensiblement diminué, induisant le manque des matériels et de motivation pour les communautés locales. Pourtant, la gestion durable de ces habitats reforestés requiert des actions continues pour renforcer leur résilience (Mölder et al., 2020 ; Raj et al., 2023). Cette réduction progressive de ces pratiques de gestion expose les habitats reforestés aux pressions anthropiques, notamment aux feux de brousse tardifs et la coupe intensive d'arbres pour la dendro-énergie et l'agriculture, de plus en plus observées autour de ces habitats. De faibles pratiques de gestion et d'entretien aboutissant à la dégradation exponentielle d'habitats, ont déjà été signalées au Burundi (Kabanyegeye et al., 2021 ; Njoghomi et al., 2025). Les résultats de Ribeiro et al. (2015) ; Syampungani et al. (2020) ; Zulu et al. (2020) menées dans l'écorégion du *miombo*, soulignant l'importance de la continuité des pratiques de gestion, comme le contrôle des feux de brousse, dans le processus de reforestation.

12.2.3. Connaissances écologiques traditionnelles et gouvernance forestière : outils d'appui à la restauration et à la gestion durable du miombo dans la région de Lubumbashi

12.2.3.1. Rôle des connaissances écologiques traditionnelles dans la reforestation et la gestion du miombo.

Les résultats ethnoécologiques de la présente étude ont montré l'existence des connaissances et pratiques traditionnelles de conservation de la biodiversité et de

gestion du *miombo* (Table 10-2; Table 10-3 et Table 10-4). Les croyances et interdits liés à ces connaissances écologiques traditionnelles (CET), régorgent des valeurs culturelles qui contribueraient significativement à la restauration et la gestion durable des ressources forestières et qui renforceraient la résilience des écosystèmes forestiers (Akhmar et al., 2022 ; Tran et al., 2024). Pour illustration, dans la région de Lubumbashi, certains sites (montagnes, cimetières et forêts denses sèches) et espèces ligneuses (*A. quanzensis*, *E. delevoiyi* et *S. quinqueloba*) sont régis par des coutumes et interdits majoritairement respectés chez les peuples autochtones de la région de Lubumbashi, contribuant significativement à la conservation du *miombo* dans ces zones et au maintien de leurs populations. Ribeiro et al. (2020), ont démontré que les CET ont historiquement contribué à façonner le paysage du *miombo* dans la région zambézienne et à la formation d'un écosystème résilient face aux perturbations. Ces résultats confirment les conclusions des nombreuses études réalisées en Afrique (Mekonen, 2017 ; Moloise et al., 2023) et dans l'écorégion du *miombo* en particulier (Sinthumule & Mashau, 2020 ; Nepal, 2024 ; Tran et al., 2024), ayant montré la même tendance.

Néanmoins dans cette région de Lubumbashi, la mise en application de ces CET est fonction de la disponibilité des ressources forestières et de la démographie par ailleurs galopante, mais surtout du profil socio-démographique des membres des communautés locales (Table 10-4). A ces facteurs s'ajoute la mondialisation qui résulte de l'urbanisation des agglomérations (Tumbali, 2025). En effet, ces CET sont de plus en plus mises en application dans les espaces villageois présentant une forte disponibilité des ressources forestières et une faible démographie, principalement par des femmes, des personnes âgées, peu scolarisées et dont les activités principales incluent la production de charbon de bois, la sculpture d'œuvres d'art et la collecte des produits forestiers non ligneux (Table 10-7). Cette prédominance des femmes dans la mise en œuvre des pratiques peut être expliquée par leur rôle central en Afrique et notamment dans la région de Lubumbashi, dans l'éducation et la transmission des connaissances culturelles (Mukudi, 2002 ; Falola & Amponsah, 2012). Des recherches menées au Venezuela indiquent également que les femmes respectent davantage les croyances et interdits traditionnels, comparativement aux hommes (Patricia, 2005 ; Castilla Vázquez, 2009) alors que les personnes âgées appliquent plus assidûment ces CET en raison de leur expérience, de leur rôle de gardiens de la culture et de leur moindre exposition à la modernité (Ortega Morán et al., 2020 ; Okui et al., 2021).

12.2.3.2. Etat de lieux de la gouvernance forestière dans la région de Lubumbashi

La gouvernance durable du *miombo* repose généralement sur l'implication et la synergie des différentes catégories d'acteurs. Pour ce faire, au-delà de l'identification de ces acteurs, il est crucial d'analyser leurs interactions et la manière dont elles influencent cette gouvernance forestière. En effet, une collaboration efficace entre acteurs est essentielle pour la durabilité des écosystèmes forestiers. Plusieurs études antérieures ont souligné que l'absence de synergie et d'actions conjointes entre acteurs affecte les efforts de conservation et de gestion

durable des ressources naturelles (Orach et al., 2020). Par conséquent, dans un contexte de pression anthropique croissante sur les ressources naturelles, la qualité des relations entre acteurs joue un rôle clé dans la préservation du *miombo* et des services écosystémiques qu'il procure à la population (Zulu et al., 2020 ; Rusana et al., 2024).

Dans la région de Lubumbashi, plusieurs acteurs potentiellement impliqués dans la gouvernance du *miombo* ont été identifiées. En fonction de la nature des acteurs, de leur rôle et de leur mode de fonctionnement, ces acteurs sont regroupés en 3 secteurs dont le secteur public, le secteur privé et société civile. Le rôle de ces acteurs varie d'une catégorie à une autre, allant de la régulation des activités anthropiques à l'exploitation des ressources forestières, en passant par l'encadrement des communautés locales et le plaidoyer. De ces acteurs, les services de l'environnement et de l'aménagement du territoire, le Fonds Forestier National, les autorités politico-administratives et coutumières, ainsi que les différentes couches des communautés locales, ont été identifiés comme les acteurs clés de la gouvernance forestière de la région de Lubumbashi (Figure 11-3). Ceci s'explique par leur position hiérarchique et leur intérêt croissant pour la gestion et l'utilisation des ressources forestières du *miombo*.

A titre d'exemple, les services publics présentent un pouvoir élevé, conféré par la position supérieure qu'occupe l'Etat, comparativement aux autres acteurs sur les ressources naturelles alors que l'intérêt élevé se justifie par la mission dévolue (celle gérer les ressources naturelles) à ces services publics lors de leur création. Pour les communautés locales, leur pouvoir ressort du caractère identitaire et coutumier que revêt la forêt. En effet, pour les communautés locales, la forêt est une ressource héritée des ancêtres et à leguer à la descendance. Par ailleurs, l'intérêt des communautés locales vis-à-vis du *miombo* est grandissant, car il leur procure des moyens de subsistance. Ces acteurs, fortement impliqués dans l'exploitation et la gestion de ces ressources forestières, exercent une influence significative grâce à leur pouvoir et leur intérêt élevés. Ces constats rejoignent les conclusions des études antérieures (Haji et al., 2021 ; Rusana et al., 2024), insistant sur la place centrale des services publics et des communautés locales dans la préservation et la gestion durable des ressources naturelles et forestières particulièrement en RD Congo (Gomes, 2014 ; Lescuyer et al., 2019).

Par ailleurs, nos résultats ont montré que les interactions entre les acteurs de la gouvernance des ressources forestières dans la région de Lubumbashi restent limitées (Figure 11-3). Ces faibles relations s'expliqueraient par la forte centralisation du pouvoir par l'État dans le modèle de gouvernance forestière en vigueur. Ce modèle de gouvernance confère particulièrement aux services publics la prise des décisions et la mise en œuvre des politiques forestières sans une suffisante contribution d'autres catégories d'acteurs locales, limitant pour ce faire leur collaboration (Bjärstig et al., 2024). Dans ce modèle de gouvernance, les communautés locales, ne sont souvent consultées que pour un rôle d'exécutant dans la mise en œuvre des programmes de gestion forestière, sans avoir été au préalable

impliqué dans leur conception et leur planification (Syahadat & Suryandari, 2016 ; Kusters et al., 2022).

Cette faible implication des communautés locales dans la prise de décisions et dans la gestion forestière s'expliquerait aussi par leur faible niveau d'instruction. En effet, les résultats de la présente étude ont montré que les communautés locales de la région de Lubumbashi présentent un niveau d'instruction faible (Table 5-2). Combinée à leur faible disponibilité, due particulièrement à la quête quotidienne de moyens de survie dans un contexte des conditions socio-économiques précaires, ceci justifierait leur faible participation dans ces activités de gestion forestière (Adhikari et al., 2016 ; Nguyen & Ngo, 2022). Cette situation réduit non seulement l'efficacité de la gouvernance forestière, mais affecte également la durabilité des ressources forestières dans la région de Lubumbashi.

Par ailleurs, dans ce modèle de gouvernance des ressources forestières, les relations entre les services publics et les communautés locales sont fréquemment marquées par des conflits d'intérêts et d'une méfiance notable. Cette méfiance provient d'une perception négative persistante des services publics par les communautés locales, qui les associent fréquemment à une gestion inefficace et à des pratiques administratives perçues comme injustes. Elle est exacerbée par la surcharge fiscale qui pèse sur ces populations, ainsi que par la fragilité de l'État, qui se traduit par un manque de réponse adéquate aux besoins majeurs de ces populations. Cette situation engendre une distance croissante entre les services publics et les communautés, freinant ainsi l'adhésion à toute politique ou programme de gestion forestière mis en place par ces services publics (Linuma & Tang'are, 2018). Ces tensions limitent les possibilités de collaboration et de synergie entre les acteurs, ce qui compromet l'appropriation et le succès des initiatives restauration et de gestion durable du *miombo* dans la région de Lubumbashi.

En outre, les communautés locales nourrissent une méfiance à l'égard des ONG, qu'elles perçoivent parfois comme étant davantage motivées par la recherche de résultats à court terme, dans le but de capter et garantir des financements provenant de bailleurs des fonds extérieurs. Cette approche orientée vers des objectifs rapides est perçue comme étant déconnectée des réalités locales et des besoins à long terme des communautés locales. De surcroît, les ONG sont parfois vues comme cherchant à légitimer leur position de « porte-parole » des communautés locales, sans toujours prendre en compte leur véritable volonté ou leur priorité, ce qui contribue à alimenter cette méfiance (Gnes & Vermeulen, 2019 ; Fapa et al., 2020). Ces résultats trouvés sont en accord avec des études antérieures menées en Afrique (Nath et al., 2022 ; Charmakar et al., 2023), en République démocratique du Congo (Majambu et al., 2021 ; Kengoum et al., 2022) et spécifiquement dans l'écorégion Zambézienne (Zulu et al., 2020 ; Lisboa et al., 2024 ; Rusana et al., 2024). Ces études ont également mis en évidence les faiblesses des relations entre les acteurs dans le modèle centralisé de gouvernance forestière, due aux déséquilibres de pouvoir et des pratiques coercitives des acteurs formels, particulièrement les services publics.

Par ailleurs, en RD Congo, la gouvernance forestière se distingue par l'absence de politiques forestières adaptées à l'échelle locale, la superposition et l'ambiguïté des lois, ainsi qu'une incompatibilité persistante entre les droits coutumiers et les cadres juridiques modernes (Ibanda, 2019 ; Majambu et al., 2022). De surcroît, la législation forestière actuelle, majoritairement orientée vers les forêts denses humides et à l'exploitation forestière intensive, prend faiblement en compte les spécificités écologiques propres au *miombo* (paramètres dendrométriques et floristiques, conditions écologiques) et intègre faiblement les réglementations relatives à l'exploitation des forêts par les communautés locales. En effet, la majorité des textes juridiques en matière environnementale en République Démocratique du Congo (Annexe IV) accorde une attention limitée aux types de forêts autres que les forêts denses humides, et particulièrement au *miombo*. Par ailleurs, bien que le code forestier congolais (Loi n° 011/2002) reconnaissant les forêts communautaires à travers les concessions forestières des communautés locales (CFCL), les mécanismes réglementaires encadrant l'exploitation forestière par les communautés locales demeurent insuffisamment détaillés. Cette situation est aggravée par plusieurs facteurs structurels, notamment un manque criant de formation et d'outils de gestion pour les agents publics, une vulgarisation insuffisante des lois forestières, une faible coordination des activités entre les catégories d'acteurs, et une gestion inefficace des ressources forestières (Kiyulu & Mpoyi, 2007), ce qui contribue (in)directement à la déforestation et à la dégradation des forêts.

Ce modèle centralisé avait déjà montré ses limites quant à l'assurance d'une gestion durable des ressources naturelles, notamment dans l'écorégion du *miombo*, ce qui conduit à une exploitation non durable des forêts (Mutekwa & Gambiza, 2017 ; Nansikombi et al., 2020a). Face à ces défaillances, de nombreuses ONG et autres partenaires privés se sont engagés au cours de ces décennies à promouvoir un mode de gouvernance forestière davantage consultatif et inclusif (Stryamets et al., 2020 ; Hendrastiti et al., 2024). Ces initiatives s'accompagnent d'appels à une réforme en profondeur des politiques forestières pour mieux répondre aux réalités locales (Lambin et al., 2014 ; Christensen et al., 2021). Ce modèle participatif place les communautés locales au cœur des actions visant à assurer une gestion durable des ressources forestières (Abedi & Ingram, 2020 ; Tarun et al., 2024). Dans la région de Lubumbashi, une évolution marquée vers une gouvernance plus inclusive est observée, où des organisations internationales, à travers les ONG, soutiennent des initiatives en faveur d'une utilisation durable des ressources forestières et la restauration du couvert forestier (Figure 11-4). De ce fait, une synergie s'est développée entre les organisations internationales, les ONG, les services publics, les scientifiques et les communautés locales, permettant de renforcer les efforts de restauration et de gestion durable du *miombo*. Les résultats de la présente étude corroborent ceux de recherches menées dans d'autres contextes africains, notamment en Éthiopie et en Zambie, mettant en évidence l'efficacité avérée du modèle de gouvernance forestière inclusive, comparativement au modèle centralisé

(Kanté et al., 2008 ; Dewees et al., 2010 ; Nansikombi et al., 2020a ; Ayele et al., 2022).

12.3. Implication pour une exploitation et une gestion durable des ressources forestières dans la région de Lubumbashi

La région de Lubumbashi fait face à plusieurs défis environnementaux majeurs, notamment la déforestation et la dégradation du *miombo* (Munyemba & Bogaert, 2014 ; Cabala et al., 2022). Ces problèmes résultent principalement des activités humaines accrues, dont l'agriculture, la production de charbon de bois et l'exploitation minière (Cabala et al., 2018 ; Useni et al., 2018a ; Khoji et al., 2022). Ces activités anthropiques accrues sont exacerbées par la croissance démographique, une urbanisation non planifiée, des conditions socio-économiques précaires et une gouvernance forestière moins inclusive et peu adaptée (Kyale et al., 2019a ; Nansikombi et al., 2020a-b ; Useni et al., 2020a ; Zulu et al., 2020). Pour répondre à ces défis, plusieurs approches interdépendantes à envisager sont présentées sur la figure ci-dessous (Figure 12-1) sont détaillées dans les lignes qui suivent.

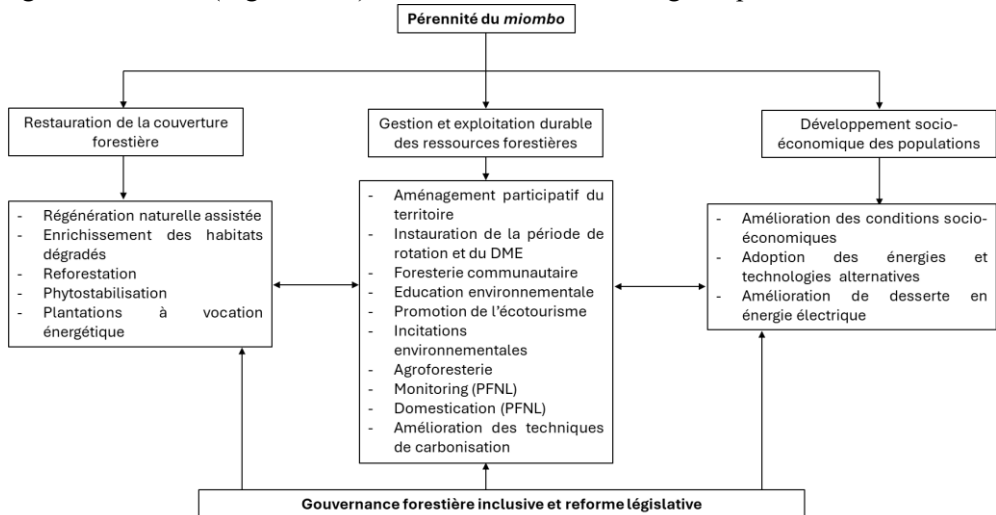


Figure 12-1. Schéma présentant les différentes solutions palliatives à la déforestation et dégradation forestière. DME : Diamètre minimum d'exploitation.

12.3.1. Restauration forestière et aménagement du territoire pour une pérennisation et gestion durable des ressources forestières dans la région de Lubumbashi

La restauration du *miombo* apparaît comme l'une des solutions prometteuses face à la déforestation et à la dégradation forestière (Matowo et al., 2019 ; Zulu et al., 2020 ; Ameja et al., 2022 ; Montfort, 2023). Cette restauration forestière passerait

par la régénération naturelle assistée (RNA), l'enrichissement des forêts dégradées en espèces ligneuses présentant des valeurs socio-économiques et culturelles et la reforestation. En effet, la RNA, consiste à protéger les habitats perturbés contre les pressions anthropiques afin de favoriser les processus naturels de succession écologique, accélérant ainsi la reconstitution d'écosystèmes résilients et productifs (Rinaudo et al., 2020 ; Mishra & Agarwal, 2024). De surcroît, elle implique des réformes législatives visant à réglementer l'accès aux ressources naturelles et définir des cycles d'exploitation raisonnables (Guizol et al., 2022 ; Oluwajuwon et al., 2024). Moins coûteuse que la reforestation, la RNA s'avère particulièrement efficace lorsqu'il existe des semenciers au sein des habitats cibles (Molin et al., 2018 ; Crouzeilles et al., 2020). Elle assure à cet effet la continuité de la production des services écosystémiques des forêts à travers le maintien de la composition floristique, la structure et la fonction, ce qui assure la procuration des services écosystémiques et subséquemment la survie des populations qui en dépendent (Alves et al., 2022 ; Nytch et al., 2023). Cette approche a permis de restaurer des superficies forestières importantes en éthiopie (Berrahmouni et al., 2015) et a été fortement recommandée pour restaurer les *miombo* dégradé dans l'écocorégion Zambézienne (Missanjo et al., 2014 ; Montfort, 2021 ; Njoghomi et al., 2021).

Toutefois, dans des zones à forte densité démographique comme la région de Lubumbashi, la mise en œuvre de la RNA reste une énigme en raison des pressions anthropiques accrues sur le foncier et les ressources naturelles. Une solution potentielle réside dans l'aménagement participatif du territoire, en passant par des outils comme la cartographie participative (Fagerholm et al., 2022). Ce type d'aménagement a déjà été testé dans l'écocorégion du *miombo* (Mundia, 2016 ; Eilola, 2020) et dans certaines zones rurales de la RD Congo (Maurice et al., 2012), où il a significativement contribué à une meilleure gestion des espaces villageois et à la lutte contre la déforestation. Néanmoins, la mise en œuvre de cet aménagement territorial dans la région de Lubumbashi se heurterait à des défis majeurs, notamment en raison du mode de gestion foncière et des ressources forestières, reposant principalement sur des systèmes de notabilité et de transmission par descendance. Cette organisation coutumière, profondément ancrée dans les traditions locales, constituerait un frein à l'adoption de nouvelles approches de gestion durable (Nuwategeka & Oriangi, 2023). Pour surmonter cet obstacle, il serait essentiel de mettre en place des mécanismes de sécurisation foncière adaptés aux réalités locales, tout en menant des actions de sensibilisation auprès des communautés locales (Haji et al., 2021).

Cependant, la régénération naturelle, essentielle pour garantir la pérennité des essences ligneuses dans un peuplement forestier (Mores et al., 2020 ; Rondeux, 2021), reste fortement influencée par le niveau de perturbation des habitats et la capacité de résilience des espèces ligneuses face à ces perturbations (Gonçalves et al., 2018 ; Bače et al., 2023). Pour ce faire, dans les habitats où la régénération naturelle est limitée, la reforestation et l'enrichissement forestier constituent des solutions rapides pour restaurer le couvert végétal (Woodbury et al., 2020 ; Schubert et al., 2024). Ces initiatives, lorsqu'elles intègrent des espèces ligneuses natives du

miombo, permettent de préserver la structure, la composition floristique et les fonctions écologiques de ces écosystèmes (Gong et al., 2016 ; Prati & Pomero, 2022). L'usage d'essences ligneuses dans les initiatives de reforestation a été déjà recommandé dans l'écorégion du *miombo* par plusieurs études antérieures (Ribeiro et al., 2015 ; Syampungani et al., 2020 ; Montfort, 2023).

Bien que les espèces du *miombo* aient généralement une croissance lente (Kalaba et al., 2013 ; Gomes et al., 2021), certaines, comme le *Pterocarpus tinctorius* Welw. et le *Combretum collinum* Fresen., sont considérées comme à croissance rapide et adaptées à la restauration des écosystèmes forestiers de la région de Lubumbashi (Gotore et al., 2021 ; Kaumbu et al., 2021). En outre, l'utilisation d'espèces ligneuses exotiques à croissance rapide et à usage multiple, telles qu'*Acacia auriculiformis* A. Cunn. ex Benth. Et *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, serait une solution envisageable dans ces initiatives de reforestation et d'enrichissement forestier des habitats anthropisés (Stanturf et al., 2012 ; Valadão et al., 2023). Ces espèces ont déjà démontré leur performance en RD Congo, notamment sur le plateau de Bateke (Bisiaux et al., 2009 ; Reyniers, 2019) et dans la région de Lubumbashi (à Mukoma et à Kikonke ; Useni et al., 2024a).

Cependant, leur introduction et adoption dans les habitats naturels, nécessiteraient un système de monitoring régulier du fait que ces espèces affecteraient la biodiversité originaire, ce qui altérerait la structure, la composition et les fonctions écologiques des habitats forestiers naturels de la région (D'Antonio et al., 2002 ; Zerga et al., 2021 ; Useni et al., 2022). Par ailleurs, ces initiatives de reforestation n'ont pas donné des résultats satisfaisants pour les communautés locales, du fait que ces espèces ligneuses exotiques offrent des services écosystémiques peu comparables à ceux des espèces ligneuses du *miombo* (Useni et al., 2022). Cela aurait conduit à une faible participation des communautés locales et à une pérennisation limitée de ces processus de reforestation dans la région de Lubumbashi. En effet, sur les 2000 hectares d'*Acacia auriculiformis* et *Acacia mangium* Willd. prévus en 2013 pour le projet AFODEK (Agroforêts pour le développement de Kipushi), seul 500 hectares ont été plantés jusqu'en 2021 (Péroches et al., 2021).

Ceci montre l'importance de la prise en compte de la perception environnementale de communautés locales et l'intégration des savoirs locaux à l'instar des connaissances écologiques traditionnelles (TEK) dans les programmes de restauration forestière. En effet, cette prise en compte favoriserait l'engagement et l'appropriation de ces initiatives de restauration forestière par les communautés locales, un facteur crucial pour garantir la réussite de ces initiatives (Herbohn et al., 2022 ; Ullah et al., 2023 ; Ullah, 2024). A titre d'exemple, ces initiatives de reforestation pourraient se concentrer sur des habitats identifiés comme perturbés par les communautés locales et particulièrement ceux associés aux ancêtres mais aussi sur l'utilisation d'essences ligneuses sacrées comme *A. quanzensis*, *E. delevoyi* et *S. quinqueloba*, dont les croyances et interdits locaux sont strictement appliqués par les communautés locales (Singh, 2012). Une telle approche contribuerait non

seulement à restaurer les écosystèmes forestiers, mais également à revitaliser les pratiques culturelles et spirituelles locales (Bhagwat et al., 2005).

Par ailleurs, la phytoremédiation, notamment à travers la phytostabilisation et la rhizofiltration, constitue une approche palliative pour réhabiliter et restaurer la biodiversité des zones perturbées et polluées par les activités minières (Edwin-Wosu & Afokeoghene, 2022). En effet, à travers la phytostabilisation, les espèces ligneuses jouent un rôle crucial dans le sol en immobilisant les éléments traces métalliques ou en y apportant les matières organiques ou inorganiques (CO₂, protons ; Madhav et al., 2024). Cette interaction modifie favorablement les propriétés physico-chimiques et (micro)biologique du sol (Morel, 2002 ; Shutcha et al., 2015). Dans la région de Lubumbashi, des études ont démontré que l'utilisation d'essences ligneuses sur des sols contaminés par des éléments traces métalliques (ETM) pouvait efficacement restaurer la biodiversité végétale (Mwanansomwe et al., 2022 ; Languu et al., 2024 ; Languu, 2025). La rhizofiltration, quant à elle, permet de dépolluer les eaux de surface contaminées par les ETM, notamment celles issues des processus d'extraction minière (Sharma, 2025). Cette méthode repose sur l'utilisation d'espèces végétales (hyper)accumulatrices, comme démontré par les études antérieures (Ignatius et al., 2014 ; Saini et al., 2020 ; Kristanti et al., 2021) et particulièrement au Portugal avec des espèces telles que *Canna indica* L., *Typha latifolia* L. et *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (Calheiros et al., 2003 ; Bakshe et al., 2023).

En fin, pour maximiser l'impact des efforts de restauration forestière, ces activités devront être menées de manière inclusive et concertée, en impliquant activement les communautés locales (Awono et al., 2023). De surcroît, la réussite de ces initiatives dépend de la protection des habitats restaurés contre les activités humaines caractérisant l'écorégion du *miombo* (Kassahun et al., 2024) et particulièrement la région de Lubumbashi (Cabala et al., 2022 ; Khoji et al., 2022 ; Useni et al., 2023a). Pour réduire ces menaces, il est recommandé de passer d'un régime d'accès libre à une gestion sécurisée des forêts, comme proposé dans d'autres pays de l'écorégion du *miombo* (Deweese et al., 2010 ; Ribeiro et al., 2015 ; Zulu et al., 2020).

12.3.2. Plantation forestière à usage dendro-énergétique, amélioration de la desserte en énergie électrique et adoption des énergies alternatives pour diminuer la pression anthropique sur le miombo dans la région de Lubumbashi

La production du dendro-énergie étant l'une des principales activités anthropiques dans la région de Lubumbashi, l'établissement de plantations forestières à vocation énergétique apparaît comme une autre alternative durable pour satisfaire le besoin énergétique des populations et réduisant à cet effet la pression sur le *miombo* (Gonçalves, 2024). En effet, gérées en rotation, ces plantations permettent de produire le charbon de bois et le bois de chauffe en dehors des zones forestières, les épargnant à cet effet des activités anthropiques et subséquentement de la déforestation et de la dégradation forestière. Des initiatives des plantations à vocation énergétique

ont permis de répondre à la demande énergétique locale tout en contribuant à la restauration des sols dégradés au Madagascar (Verhaegen et al., 2014) et en R.D. Congo (Maurice et al., 2014 ; Kasekete et al., 2023).

En outre, l'amélioration du rendement à la carbonisation réduirait la surexploitation du *miombo* pour satisfaire à la demande énergétique croissante. En effet des études antérieures ont démontré que le rendement à la carbonisation demeure faible (Schure et al., 2019 ; Sola et al., 2019) particulièrement dans la région de Lubumbashi, où il est estimé à plus ou moins 10% (Nge, 2021). Cette amélioration permettrait à cet effet d'accroître la production du charbon de bois et subvenir au besoin énergétique tant rurale qu'urbaine. L'amélioration du rendement à la carbonisation a déjà été tentée sur le plateau de Bateke et à Yangambi, permettant d'accroître la production à 28,1% et 12,8% respectivement (Schure et al., 2019). Dans la région de Lubumbashi, Mukendi et al. (2024) ont proposé d'améliorer ce rendement à la carbonisation à travers la sélection d'espèces et la quantité de bois à utiliser pour la carbonisation, les dimensions de la meule et le type de substrat utilisé pour couvrir la meule, l'orientation de la meule quant au vent et le temps de carbonisation.

En parallèle, l'amélioration du réseau électrique et de la desserte en courant électrique qui s'en suit, constitue une stratégie clé pour réduire la dépendance au bois-énergie, particulièrement dans les grandes agglomérations et les zones urbaines de la région de Lubumbashi (Kutsch et al., 2011 ; Sánchez Jacob et al., 2021). En effet, l'amélioration de la desserte en énergie électrique a permis de réduire sensiblement la dépendance des populations de bois énergie, dans 47 pays de l'Afrique subsaharienne (Bakehe, 2020), dans l'écorégion du *miombo* (Zambie) particulièrement dans les ménages urbains (Mulenga et al., 2019) et a été vivement recommandée dans la région de Lubumbashi (Banza, 2018). Ceci passerait par l'allocation d'un budget conséquent par les décideurs pour la réhabilitation et la multiplication d'infrastructures électriques en RD Congo et dans la région de Lubumbashi en particulier.

Cette solution, combinée à l'adoption de technologies énergétiques alternatives (foyers améliorés, énergie photovoltaïque, biogaz, briquettes, charbon écologique) pourrait jouer un rôle significatif dans la préservation des taches résiduelles du *miombo* (Syampungani et al., 2009 ; Hamad et al., 2018 ; Dhir, 2023). Ces énergies alternatives ont déjà été proposées au Sénégal et ont pallié les besoins énergétiques de la population tout en réduisant la forte dépendance des populations aux ressources forestières (Beltramo & Levine, 2013). Le développement de ces énergies alternatives constitue un champ d'opportunités prometteur pour l'entrepreneuriat, notamment des jeunes, dans un contexte de faible accès à l'électricité comme dans la région de Lubumbashi. Certes, en offrant des solutions durables aux besoins énergétiques domestiques, ce secteur émergent pourra non seulement réduire la pression sur les ressources forestières, mais aussi stimuler la création d'emplois verts et la réduction de la pauvreté, tout en contribuant à la transition écologique.

Néanmoins, la pauvreté avérée des populations de la région de Lubumbashi et la dégradation des conditions socio-économiques joueraient en défaveur de l'adoption

de ces énergies alternatives nécessitant parfois des montants colossaux pour s'en procurer, particulièrement pour les communautés locales (Senyagwa & Atteridge, 2013). De surcroît, certaines cultures, comme celle de la région de Lubumbashi, ont réussi à ancrer dans la mémoire collective, que certains mets ne sont réussis que lorsqu'ils sont préparés en utilisant le charbon de bois, ce qui affecterait l'adoption de ces énergies alternatives (Temudo et al., 2020). Pour pallier cette difficulté, des efforts supplémentaires devront être fournis en améliorant les conditions socio-économiques des populations et promouvoir leur adoption à grande échelle à travers la sensibilisation, en particulier dans les communautés riveraines dépendantes des forêts pour leur subsistance énergétique (Khoji et al., 2022). L'amélioration des conditions socio-économiques et la sensibilisation avaient déjà permis l'adoption des énergies alternatives dans d'autres régions d'Afrique subsaharienne (Hafner et al., 2018 ; Cook & Elliott, 2020).

12.3.3. Adoption des pratiques durables et l'amélioration des conditions socio-économiques des acteurs de la gouvernance du miombo dans la région de Lubumbashi

12.3.3.1. Adoption des pratiques durables d'exploitation des ressources forestières dans la région de Lubumbashi

La déforestation et dégradation du *miombo* affectent la disponibilité des produits forestiers non ligneux (PFNL) dans les zones rurales de Lubumbashi, compromettant ainsi les moyens de survie et la capacité de résilience des populations (Kalaba et al., 2013 ; Zulu et al., 2020). Plusieurs alternatives peuvent être envisagées, en complément de la restauration du *miombo*, l'aménagement des terroirs et la diversification des sources d'énergie. Parmi ces alternatives figurent l'exploitation durable des ressources forestières, le monitoring permanent, la promotion de l'agroforesterie et la domestication des espèces forestières sources des PFNL (prioritaires). En effet, l'exploitation durable des ressources forestières constitue une voie essentielle pour garantir la fourniture des services écosystémiques et les avantages économiques que le *miombo* procure aux populations (Ribeiro et al., 2015 ; Jew et al., 2019 ; Miapia et al., 2021). Cette approche a été mise en œuvre dans plusieurs pays de la région du *miombo* notamment en Tanzanie et en Zambie, à travers la réforme de la législation encadrant l'exploitation des essences ligneuses et l'instauration d'un diamètre minimal de coupe et d'une période de rotation à observer entre deux coupes, pour préserver les individus juvéniles d'essences sources des PFNL (Syampungani et al., 2009 ; Chudimayo & Gumbo, 2013).

Par ailleurs, le maintien d'individus ligneux, en particulier des essences forestières sources des PFNL, dans les systèmes agricoles, pourrait pérenniser les services écosystémiques essentiels pour les populations qui en dépendent (Leakey et al., 2022). Des études antérieures ont montré que l'intégration des arbres dans les systèmes agricoles permettrait non seulement de restaurer la fertilité des sols grâce à l'apport de litière, ce qui réduirait l'itinérance des agriculteurs et augmenter les rendements, qui s'avère faible dans les pays en développement (Bhardwaj et al.,

2023 ; Balasubramanian et al., 2024). De surcroît, cette transition vers un système agricole intégrant les arbres pourrait servir d'atout pour l'adoption de l'agroforesterie et l'agriculture intelligente (Badjaré et al., 2018). En effet l'agroforesterie permet non seulement d'améliorer les propriétés physico-chimiques et biologiques de terres agricoles mais aussi de fournir aux populations des services écosystémiques issus de ce système agricole (Bhardwaj et al., 2023). Elle est reconnue comme une méthode intégrée efficace pour résoudre divers problèmes environnementaux et sociaux particulièrement dans l'écorégion du *miombo* (Sheppard et al., 2020 ; Chirwa et al., 2023 ; Pancholi et al., 2023).

A titre d'exemple, l'agroforesterie a permis d'améliorer la conservation de la biodiversité, la fertilité des sols grâce à l'amélioration des jachères, les revenus des ménages et de créer des moyens de subsistance durables à travers l'intégration des diverses essences ligneuses qui fournissent des services écosystémiques à la population dans l'écorégion du *miombo* (Akinnifesi et al., 2006 ; Chirwa et al., 2008b). A Mampu (RD Congo), l'agroforesterie a montré des résultats significatifs avec des rendements par hectare de 1,5 tonne de charbon de bois, 1,25 tonne de manioc, 70 kg de maïs et 0,75 kg de miel, dépassant largement ceux des jachères dégradées de la région (Reyniers, 2019). En utilisant les espèces ligneuses sources des PFNL, cette agroforesterie contribuerait au maintien de la biodiversité et particulièrement des espèces sources des PFNL dans les milieux naturels (Michon et al., 2007 ; Leakey et al., 2022).

Couplée à cette agroforesterie, la domestication d'espèces ligneuses sources des PFNL représenterait une alternative viable qui réduirait la pression anthropique exercée sur les ressources forestières (Barlow et al., 2015 ; Jha, 2015). Pour garantir l'efficacité de cette approche, il est essentiel d'identifier les espèces ligneuses prioritaires pour les PFNL (Atta et al., 2023 ; Kebebew & Ozanne, 2024). Néanmoins un système de suivi (monitoring) continu est également indispensable pour enregistrer les changements dans les écosystèmes forestiers au fil du temps, ce qui permettrait de suivre l'état des ressources forestières et d'orienter les efforts de conservation et de domestication sur les espèces les plus vulnérables (Moreno-Gonzalez, 2021 ; Magry et al., 2022 ; Kidane et al., 2023).

Par ailleurs, la production des plantules des espèces ligneuses natives, comme celles du *miombo* s'avère difficile (Barlow et al., 2015 ; Traoré et al., 2024), ce qui affecterait le processus de domestication. Ceci serait surmonté à travers la formation des communautés locales sur les techniques de production des plantules et de conduite des pépinières d'essences ligneuses du *miombo*, par les scientifiques accrédités. Des études antérieures menées dans l'écorégion du *miombo* ont démontrées qu'il était possible de domestiquer des espèces fruitières du *miombo* telles que *Uapaca kirkiana*, *Parinari curatellifolia*, *Strychnos cocculoides*, *Sclerocarya birrea* et *Ziziphus mauritiana* Lam. pour l'amélioration des moyens de survie des communautés locales tout en limitant leur collecte excessive dans les habitats naturels (Kwesiga et al., 2000 ; Akinnifesi et al., 2008 ; Kalinganire et al., 2012). Les études de Lonpi et al. (2023 et 2024), ont relevées la rarefaction d'essences ligneuses hôtes aux chenilles commestibles dans les habitats forestiers

autours des zones habitées dans la réserve biosphère de Luki (RD Congo), ce qui sous-tend la nécessité de la domestication de ces essences ligneuses afin de réduire la pression anthropique sur les forêts.

12.3.3.2. Amélioration de la gouvernance forestière dans la région de Lubumbashi

La gouvernance actuelle du *miombo* s'avère peu efficace et moins inclusive, ce qui limite considérablement sa capacité à réglementer les activités anthropiques croissantes. Cette situation est aggravée par une législation forestière quasi-inadéquate, conçue généralement pour les forêts tropicales humides et les activités industrielles, tout en ne prenant pas en compte les spécificités écologiques et socio-économiques du *miombo*. L'amélioration de cette gouvernance forestière constitue un levier incertournable pour lutter contre la déforestation et la dégradation du *miombo* (Sayer et al., 2021 ; Dewees et al., 2010 ; Zulu et al., 2020), particulièrement dans la région de Lubumbashi.

Cette gouvernance plus inclusive permettrait une participation active des divers acteurs et particulièrement celle des communautés locales garantissant ainsi une gestion plus durable par une coordination renforcée des actions (Ahmad & Islam, 2024 ; Sánchez-Soriano et al., 2024). C'est dans ce cadre que les concessions forestières communautaires (CFCL) représentent une opportunité concrète d'instaurer une gouvernance participative répondant aux réalités locales, et dans laquelle les communautés locales elles-mêmes définissent et appliquent les règles d'accès et d'exploitation forestière (Vermeulen & Karsenty, 2017 ; Baraka et al., 2021-2022). Toutefois, pour assurer la pérennité de cette approche, il est indispensable de soutenir ces communautés dans la gestion technique des forêts et de garantir une répartition équitable des revenus tirés de l'exploitation durable des ressources (Ndiaye & Ndiaye, 2013).

Des expériences menées dans l'écorégion du *miombo* (Magesa et al., 2020 ; Zulu et al., 2020), dans d'autres régions de la RD Congo (Vermeulen & Karsenty, 2017 ; Baraka et al., 2021-2022) ainsi qu'à Madagascar à travers le programme GELOSE (Ramamonjisoa et al., 2012), illustrent clairement les bénéfices potentiels de cette approche participative et communautaire, malgré les nombreux défis auxquels elle a été confrontée. Ces défis incluent notamment une complexité juridique et administrative élevée, des inégalités de pouvoir internes aux communautés, des capacités techniques et financières limitées, ainsi que l'instabilité socio-politique (Sapkota et al., 2020). Afin de relever ces défis, un renforcement et une adaptation solide du cadre juridique sont nécessaires, avec des politiques spécifiquement conçues pour le *miombo*, tenant compte de sa biodiversité unique et de son taux élevé d'endémisme (Dewees et al., 2010 ; Nansikombi et al., 2020a-b ; Zulu et al., 2020).

En complément, la création d'outils de gestion participatifs, inspirés des expériences réussies par les organisations internationales, apparaît indispensable (FAO, 2010b ; Gonsalves, 2013 ; Mayers et al., 2013 ; Kunje & Missanjo, 2021). Ces guides techniques et méthodologiques de gestion du *miombo* étant en cours

d'élaboration dans la région de Lubumbashi, les résultats de cette thèse apportent des éléments concrets susceptibles de les enrichir en les ancrant davantage dans les réalités socio-écologiques locales. A titre d'illustration, l'analyse du potentiel de régénération a révélé que le potentiel de régénération naturelle du *miombo* dans les habitats anthropisés est inversement proportionnelle à l'intense des perturbations anthropiques connues par chaque habitat. Cette observation appelle à l'introduction, dans ces guides, de seuils critiques de dégradation au-delà desquels les initiatives de reforestation deviennent indispensables. Parallèlement, les résultats ethnobotaniques ont mis en lumière la faible disponibilité et la rareté croissante de certaines espèces végétales sources des PFNL, essentielles pour la survie des communautés locales. Ces outils gagneraient ainsi à intégrer des approches participatives de monitoring, permettant d'identifier, à l'échelle locale, les espèces sources des PFNL aux valeurs socio-économiques et culturelles prioritaires à la conservation et à la domestication. Ceci favoriserait une mise en place des techniques de collecte et adaptées et une planification des actions de restauration ciblée, qui incluant activement les communautés locales. Néanmoins, ces outils (guides techniques et méthodologiques) nécessitent un renforcement des compétences techniques et institutionnelles des acteurs clés, particulièrement des agents publics chargés de leur mise en application. Ceci contribuerait également à améliorer la coordination interinstitutionnelle, réduisant ainsi les conflits de compétences et la corruption (Chauvin & Landmann, 2009 ; Charnley et al., 2014).

Par ailleurs, le recours aux drones représenterait un outil crucial pour le suivi environnemental, notamment en matière de gestion du *miombo*. En effet, ces outils offrent une capacité de collecte de données à haute résolution spatiale et temporelle, ce qui permet de documenter avec précision les dynamiques de déforestation, de dégradation, de régénération naturelle et de reforestation (Paneque-Gálvez et al., 2014 ; Whitehead et al., 2014). Leur faible coût opérationnel, comparativement aux images satellitaires classiques, permet un suivi régulier, localisé et ciblé des zones sensibles ou inaccessibles (FAO, 2018). De surcroît, leur utilisation permet la production de cartes actualisées du milieu, l'évaluation de la densité du couvert forestier et l'identification des zones à forte pression anthropique (Tang & Shao, 2015). Intégrés dans les processus de suivi participatif, l'usage des drones serait un levier des actions intersectorielles, ce qui renforcerait l'efficacité des initiatives locales de restauration du couvert forestier du *miombo* (Ghunaim, 2022 ; Shamaoma et al., 2022).

De ce fait, les drones se présentent comme des outils innovants, au service d'une gestion forestière durable. Ces drones ont déjà été utilisés pour cartographier la dynamique paysagère ausing des terroirs villageois dans les domaines de chasse de Mondo-Missa, à l'est du parc national de la Garamba (province de Haut-Uele, en RD Congo), produisant des résultats satisfaisants, ce qui aurait servi comme outils d'aide à la décision pour une gestion durable des ressources forestières (Semeki et al., 2016). Cependant, comme pour les guides techniques et méthodologiques, l'usage des drones et l'analyse et l'interprétation des données qui en découlent, nécessitent un renforcement des capacités techniques des acteurs locaux.

En outre, une réforme foncière est cruciale afin de sécuriser efficacement les habitats restaurés face aux pressions anthropiques telles que l'agriculture et la production de dendro-énergie, particulièrement dans le bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi, où des cas d'invasion de zones mises sous conservation sont récurrents, entraînant la déforestation et la dégradation forestière (Khoji et al., 2024). De surcroît, une législation forestière renforcée, appuyée par des mécanismes de sanctions adaptés et un soutien continu des services publics et des organisations environnementales, permettrait ainsi une réduction significative des activités nuisibles dans ces zones restaurées (De Jong et al., 2021 ; Stanturf, 2024).

12.3.3.3. Education et incentives environnementales pour la mise en application de la législation forestière, l'implication effective des acteurs dans les initiatives restauration et dans la gestion du *miombo* dans la région de Lubumbashi

L'application insuffisante des pratiques d'exploitation et de gestion durable du *miombo* et particulièrement dans les habitats en restauration dans la région de Lubumbashi, compromet les efforts visant à lutter contre la déforestation et la dégradation des forêts. Face à ce problème, l'éducation environnementale apparaît comme une solution clé, qui encouragerait les acteurs à mettre en application les pratiques relatives à la gestion durable des habitats restaurés et des taches résiduelles du *miombo* (Ribeiro et al., 2015 ; Syampungani et al., 2020). Cette éducation environnementale encouragerait l'adoption de pratiques responsables et le respect de la législation forestière, contribuant à cet effet à réglementer des activités humaines, principales causes de déforestation de dégradation forestier dans la région de Lubumbashi (Useni et al., 2017b ; Cabala et al., 2022 ; Khoji et al., 2023).

Cette approche a déjà porté ses fruits dans l'écorégion du *miombo* (Syampungani et al., 2009 ; Offord-Woolley et al., 2016 ; Jew et al., 2019 ; Naene et al., 2024) dont en Zambie et au Mozambique, où elle a été utilisée pour sensibiliser les communautés locales à la gestion durable des ressources naturelles. Toutefois, le faible niveau d'instruction des communautés locales pourrait limiter l'efficacité de ces sensibilisations. Ce défi pourrait être surmonté en utilisant des supports adaptés, tels que des bandes dessinées et des panneaux illustrés, pour transmettre efficacement les messages à ces communautés locales. En outre, dans la région de Lubumbashi, la méfiance entre les catégories d'acteurs, déjà évoquée dans la section relative aux relations entre les acteurs de la gouvernance, pourrait limiter son efficacité (Fapa et al., 2020). La mise en place de cadres de concertation pourrait être considérée comme une solution palliative à ce problème, permettant de rétablir la confiance nécessaire entre les acteurs.

Par ailleurs, la mise en place de mécanismes encourageant l'exploitation et la gestion durable du *miombo* jouerait un rôle significatif (Wunder et al., 2020). A titre d'exemple, le paiement pour services environnementaux (PSE) pourrait inciter les communautés locales à s'engager activement dans la gestion durable du *miombo* et l'expansion des habitats restaurés (Kagombe et al., 2018 ; Vieira et al., 2019). Ce mécanisme repose sur le principe selon lequel les bénéficiaires des services

environnementaux (gouvernements, entreprises) rémunèrent les communautés locales pour l'adoption des pratiques favorisant la protection, la restauration et l'amélioration des écosystèmes naturels (Lescuyer et al., 2009 ; Etrillard, 2016). Ce PSE, déjà mise en œuvre dans l'écorégion du *miombo* au Kenya et au Zimbabwe, a démontré son efficacité pour une gestion durable des ressources forestières (Dewees et al., 2010 ; Kagombe et al., 2018).

La promotion de l'écotourisme permettrait une gestion durable des habitats forestiers. En effet, cet écotourisme aurait favorisé une gestion durable forestière durable dans l'écorégion du *miombo* tout en générant des revenus pour les populations locales (Dondeyne et al., 2012 ; Parakh, 2022). Toutefois, pour garantir le succès, il est essentiel d'assurer une répartition équitable et une gestion transparente des bénéfices liés à ce PSE et à l'écotourisme, afin d'éviter d'éventuels conflits entre les acteurs impliqués (Martin et al., 2013 ; Ávila-Foucat et al., 2021).

12.3.3.4. Amélioration des conditions socio-économiques des acteurs clés de la gouvernance forestière

Le développement d'alternatives économiques pour les communautés locales est essentiel pour réduire leur forte dépendance vis-à-vis des ressources forestières. En effet, les populations humaines se rabattent sur les ressources forestières pour subvenir à leur besoin quotidien, par manque d'alternatives. Cette situation est exacerbée par les conditions socio-économiques et politiques instables. La diversification des sources de revenus permettrait d'atténuer la pression sur le *miombo*, notamment grâce à l'accès des populations à des microcrédits (Morou et al., 2016 ; Antoh et al., 2017 ; Wang, 2023). Cet accès aux microcrédits avait déjà permis d'atténuer la pression anthropique sur le *miombo* dans la région zambézienne, notamment au Mozambique (Roaneque, 2024).

Par ailleurs, pour accroître l'efficacité des agents publics et limiter la corruption, caractérisant les institutions publiques de la RD Congo, il est impératif d'améliorer leurs conditions de vie. Ceci passerait par l'augmentation de l'enveloppe salariale et la mise en place de mécanismes tels que des assurances maladie, assurant une vie acceptable à ces agents, ce qui les encourageraient à l'efficacité (Kiyulu et Mpoyi, 2007 ; Trefon & Cogels, 2007a).

Cette recherche doctorale met en lumière l'amélioration de la gouvernance forestière comme levier stratégique dans la lutte contre la déforestation et la dégradation du *miombo*, ainsi que dans la gestion durable de ses taches résiduelles. Une gouvernance inclusive, intégrant activement les communautés locales aux processus décisionnels, permettrait de valoriser leurs perceptions et savoirs écologiques traditionnels (TEK), éléments clés pour orienter efficacement les initiatives de restauration forestière et la gestion du *miombo* dans la région de Lubumbashi. L'amélioration de la législation forestière et l'élaboration d'outils de gestion adaptés au contexte écologique et socio-économique du *miombo* favoriserait une meilleure coordination interinstitutionnelle. Une telle approche mobiliserait de manière concertée les différents acteurs pour faire face aux pressions anthropiques qui accentuent la déforestation et la dégradation du *miombo*.

Par ailleurs, à travers des campagnes de sensibilisation ciblées, elle encouragerait l'adoption de pratiques d'exploitation et de gestion durables, conciliant ainsi restauration écologique et satisfaction des besoins des populations rurales et urbaines. L'amélioration des conditions de vie des populations locales et des agents publics, ainsi que le renforcement de leurs capacités, permettrait la préservation à long terme du *miombo*. De ces faits, cette approche globale offre un cadre cohérent pour réconcilier les objectifs de développement durable avec ceux de la conservation, tout en renforçant la résilience des écosystèmes du *miombo* face aux défis actuels.

Chapitre 13

Conclusion générale et perspectives

13.1. Conclusion générale

La présente étude avait pour objectif principal d'analyser la dynamique socio-écologique et les savoirs locaux, afin de construire un modèle inclusif de gouvernance pour la gestion durable du *miombo* dans la région de Lubumbashi, dans le sud-est de la République Démocratique du Congo. Les approches cartographiques combinées aux méthodes d'analyse de l'écologie du paysage ont été utilisées pour ressortir les processus de transformation spatiale du paysage forestier et de cartographier la perception environnementale des communautés locales. Les inventaires floristiques ont permis d'évaluer la disponibilité des produits forestiers non ligneux dans les habitats forestiers des espaces villageois et la capacité des habitats anthropisés à reconstituer les massifs forestiers à travers la régénération naturelle et les initiatives de reforestation dans la région de Lubumbashi. Par ailleurs, des entretiens individuels ont permis d'analyser les possibilités d'intégrer les connaissances écologiques traditionnelles dans la gestion des ressources forestières et d'évaluer l'inclusivité et l'efficacité du modèle de gouvernance forestière dans la région de Lubumbashi.

Les résultats attestant que le couvert forestier du *miombo* diminue dans le bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi (BPCBL), dû principalement aux activités anthropiques dont l'agriculture et la production du dendro-énergie. En effet, plus de la moitié de la couverture forestière a été perdue est convertie en d'autres occupations du sol anthropisées, dont principalement les savanes arbustives, les savanes herbeuses, les champs et les espaces habités/sol nu. De surcroît, les résultats confirment que le taux de déforestation est plus élevé que la moyenne nationale dans le bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi. En effet, ce taux de déforestation est six fois supérieur à la moyenne nationale, ce qui montre l'intensité des activités anthropiques dans le BPCBL. De même, ces résultats confirment que cette déforestation est perçue parmi les principaux problèmes environnementaux de la région de Lubumbashi. Certes, au même titre que la faible fertilité des terres arables, la déforestation du *miombo* est perçue par les communautés locales parmi les problèmes environnementaux majeurs sévissant dans la région de Lubumbashi. En outre, les résultats attestent que cette perception est fortement influencée par les éléments du profil socio-démographique des répondants. En effets, cette perception est fortement influencée par l'âge, l'ancienneté dans les villages et le niveau d'instruction des répondants. De surcroît, les résultats confirment aussi que l'approche de Kevin Lynch (1960), telle adaptée par Amisi (2010) pour les villes du sud, permet de représenter cette perception environnementale des communautés locales. En effet, cette approche a permis de décrire les paysages de cinq espaces villageois (Luisha, Makisemu, Mwawa, Nsela et Texas) en des schémas (carto)graphiques cohérents, avec les principales caractéristiques de leur paysage. Cette description a présenté une similitude élevée entre les cartes des experts entraînés et celles des communautés locales. La déforestation couplée à la dégradation forestière est l'impact négatif visuel le plus perçu sur l'ensemble des espaces villageois. Ces mêmes résultats confirment que la disponibilité des espèces

ligneuses sources des produits forestiers non ligneux (PFNL) varie en fonction de la magnitude de l'anthropisation du *miombo*. En effet, des espèces ligneuses sources des PFNL inventoriées, les habitats forestiers anthropisés présentent une diversité floristique faible, comparativement à ceux faiblement anthropisés.

En outre, les résultats confirment que la résilience du *miombo* dans la région de Lubumbashi et son potentiel de régénération naturelle sont fortement conditionnés par le degré de dégradation des habitats et les stratégies écologiques propres à chaque espèce ligneuse. Certes, dans les strates de la régénération, la densité, le diamètre moyen, la surface terrière d'individus juvéniles et la composition floristique restent élevés dans les forêts dégradées par la production du charbon de bois que dans les jachères post-culturelles. La régénération d'essences ligneuses dans ces habitats varie d'une espèce à une autre, et reste élevée chez les espèces du genre *Brachystegia*. De surcroît, les résultats confirment que initiatives de reforestation sont durables, se réalisant en concertation entre les catégories d'acteurs dans la région de Lubumbashi. En effet, les habitats et les espèces ligneuses utilisées pour la reforestation ont été choisis respectivement selon la perception et le besoin d'usage des communautés locales. Ceci encourage les communautés à continuer à gérer durablement ces habitats reforestés à travers des réunions de planification et d'évaluation, la mise en place des coupe-feux et la surveillance de ces habitats, en dépit que ces activités connaissent actuellement une baisse de la fréquence par manque de motivation et appui direct.

Par ailleurs, les résultats confirment l'existence des connaissances écologiques traditionnelles au sein des communautés locales autochtones, qui joueraient un rôle crucial dans la restauration du couvert forestier et la gestion durable du *miombo*. Certes, les membres des communautés locales autochtones reconnaissent l'importance des sites sacrés, tels que les cimetières, où les activités anthropiques sont strictement interdites. Il existe de même une liste non négligeable d'espèces ligneuses sacrées accompagnée d'interdits strictement observés par les membres des communautés locales particulièrement dans les villages à faible démographie et ressources forestières abondantes. En fin, les résultats confirment que la gouvernance forestière dans la région de Lubumbashi est faiblement efficace et peu adaptée au contexte du *miombo*. En effet, dans le modèle de gouvernance forestière en vigueur dans la région de Lubumbashi, les acteurs montrent des relations faibles, généralement caractérisées par des tensions, de désaccords et d'ambiguïtés, particulièrement entre les services publics et les communautés, qui par ailleurs sont identifiés parmi les acteurs clés de la gouvernance. Combinée à une législation inadaptée au *miombo*, ce modèle de gouvernance forestière est moins efficace et observe faiblement les critères de bonne gouvernance, dont l'inclusivité et la transparence.

Cette étude montre la forte dynamique de déforestation et de dégradation du *miombo* dans la région de Lubumbashi, principalement due à l'agriculture et à la production de bois-énergie. Elle met en évidence l'importance de la perception environnementale locale, étroitement liée aux caractéristiques socio-démographiques, ainsi que la pertinence de l'approche de Kevin Lynch pour

spatialiser ces perceptions. Elle révèle également la fragilité de la diversité floristique dans les habitats fortement anthropisés, tout en soulignant le potentiel de régénération naturelle du *miombo* et la durabilité relative des initiatives de reforestation des habitats anthropisés. Enfin, cette étude montre que l'intégration des savoirs écologiques traditionnels, combinée à une réforme de la gouvernance forestière locale, est indispensable pour assurer une gestion durable et restaurer efficacement le *miombo*.

Néanmoins, cette étude ne se concentre que sur le bassin de production du charbon de bois de Lubumbashi, qui par ailleurs exclus d'autres villages approvisionnant tant soit peu la ville de Lubumbashi en charbon de bois. Ceci limite les actions préventives contre l'extension de ce bassin et des prévenir la dynamique anthropique dans ses zones adjacentes. De surcroît, les études de cas de la présente étude se concentrent sur un nombre réduit des villages, ce qui affecte la généralisation des résultats obtenus. En outre, les résultats de cette étude ne montrent pas la variation des paramètres dendrométriques et floristiques en fonction de l'âge des habitats anthropisés et la distribution d'essences ligneuses dans les strates et les habitats en fonction de leur trait fonctionnel. Les risques sociaux, comme les conflits fonciers ou les inégalités dans la répartition des bénéfices pouvant affecter les habitats reforestés au sein des concessions forestières des communautés locales ne sont pas non plus abordés. Par ailleurs, la diversité culturelle des différentes tribus de la région de Lubumbashi n'a pas été suffisamment prise en compte dans l'étude relative au rôle des connaissances écologiques traditionnelles dans la restauration et la gestion des taches résiduelles du *miombo*. En fin, cette étude ne montre pas la dynamique des relations entre les acteurs, pouvant varier à travers le temps et que les types d'informations que les catégories d'acteurs partagent lors de la coordination des activités relatives à la gestion du *miombo* ne sont pas abordées.

Pour lutter contre la déforestation et assurer une gestion durable du *miombo* dans la région de Lubumbashi, l'aménagement participatif des terroirs est à envisager. La promotion et la généralisation des concessions forestières des communautés locales sont à envisager. De surcroît, l'adoption de systèmes agroforestiers et l'intensification des activités de reforestation intégrant la perception et les savoirs locaux des populations sont à encourager. Par ailleurs, les énergies alternatives et les plantations à vocation énergétique doivent être encouragées, tout comme une gouvernance forestière inclusive et une législation adaptée. De même, la vulgarisation de cette législation forestière et la mise en place des sanctions sévères en cas de contreventions sont à envisager. La mise en place d'un système de paiement pour services environnementaux et l'écotourisme sont à mettre en place. Enfin, l'amélioration des conditions socio-économiques des communautés locales et des agents de service publics sont essentiels pour limiter la dépendance aux ressources naturelles et la corruption respectivement, dans la région de Lubumbashi.

13.2. Perspectives

Dans la continuité de cette étude, plusieurs pistes de recherche futures mériteraient d'être explorées afin de renforcer les bases scientifiques nécessaires à la restauration et à la gestion durable du *miombo* dans la région de Lubumbashi. Elles s'articulent autour de l'amélioration du cadre institutionnel de gestion forestière, de l'évaluation écologique des habitats restaurés et de la valorisation des espèces ligneuses à usage multiple. Pour ce faire, nous proposons de : (i) Procéder à une analyse juridique approfondie des textes légaux et des politiques forestières, en identifiant les faiblesses, les incohérences, les chevauchements et les opportunités d'amélioration pour renforcer la gouvernance forestière et adapter les cadres réglementaires aux spécificités écologiques et sociales du *miombo*. (ii) Quantifier la dynamique de régénération et la reconstitution du couvert forestier du *miombo* dans les concessions communautaires et les habitats restaurés, en mobilisant la télédétection et les outils de l'écologie du paysage, afin d'évaluer l'efficacité et la durabilité du mode de gestion par les communautés locales dans la région de Lubumbashi. (iii) Evaluer la capacité des habitats restaurés à fournir durablement des services écosystémiques, tels que la séquestration du carbone, les bois d'œuvre et la production des PFNL, au bénéfice des populations riveraines. (iv) Etudier la dynamique de la régénération en tenant compte de l'âge des habitats et la distribution d'espèces ligneuses en termes des traits fonctionnels. (v) Déterminer les paramètres sylvicoles essentiels, notamment la période de rotation entre deux périodes d'exploitations et le diamètre moyen d'exploitation (DME) des essences ligneuses du *miombo* les plus sollicitées pour la production du bois d'œuvre, du charbon de bois et des PFNL, afin de promouvoir une gestion durable des ressources forestières. (vi) analyser la place de ces essences ligneuses d'importance socio-économique et culturelle, dont celles sources des PFNL dans les agrosystèmes et évaluer leur apport en éléments nutritifs (azote, phosphore, potassium) aux cultures vivrières de la région de Lubumbashi, dans une perspective de développement d'un système agroforestier durable et adapté aux conditions locales. (vii) Etudier la distribution spatiale de ces espèces ligneuses en tenant compte des propriétés physico-chimiques des sols, afin d'orienter les initiatives de restauration de la couverture du *miombo* et de l'agroforesterie. (viii) Installer des essais expérimentaux de production des plantules de ces espèces ligneuses, en mettant l'accent sur celles prioritaires pour leur domestication, l'accompagnement des initiatives de restauration écologique et d'agroforesterie et l'amélioration des moyens de subsistance des populations.

Positionnalité du chercheur

Cette recherche sur l'amélioration des pratiques des acteurs pour une gestion durable des ressources forestières dans la région de Lubumbashi repose sur une approche interdisciplinaire où mon positionnement influence la collecte, l'analyse et l'interprétation des données. Résidant dans cette région depuis près de deux décennies et titulaire d'un diplôme d'études approfondies en gestion de la biodiversité et aménagement forestier durable, j'allie expertise scientifique et connaissance empirique du terrain. Cette double approche me permet d'appréhender les dynamiques locales de gestion des ressources forestières, mais elle impose une posture réflexive pour limiter l'influence de mes propres perceptions et représentations sur l'analyse.

Dans le cadre de cette recherche, j'ai été en contact direct avec différents acteurs impliqués dans l'exploitation et la gestion des ressources forestières, notamment les communautés locales, les agents des services publics, les ONG environnementales et les entreprises minières. Ces interactions ont permis d'accéder à une diversité de discours et de pratiques, révélant les tensions entre conservation et exploitation économique. Toutefois, mon statut de chercheur a pu influencer les échanges, certains acteurs adaptant potentiellement leur discours en fonction de leur position institutionnelle ou des attentes perçues. Ce biais a été pris en compte par une triangulation des données, croisant entretiens individuels, focus groups, observations et analyses documentaires.

Mon approche méthodologique combine les outils de télédétection et SIG pour analyser la dynamique paysagère, les inventaires floristiques pour caractériser la biodiversité locale, ainsi que des outils participatifs incluant enquêtes, focus groups et cartographie des acteurs. Certains de ces outils, notamment ceux issus des sciences sociales, n'étaient que partiellement intégrés à ma formation initiale. Leur utilisation a donc nécessité une adaptation méthodologique ainsi que des échanges avec des experts en la matière afin de renforcer la rigueur de l'analyse. L'évaluation de la gouvernance forestière a été réalisée à travers une revue de la littérature et des enquêtes de terrain, permettant d'explorer à la fois les cadres institutionnels formels et les pratiques effectives des acteurs. En parallèle, les connaissances écologiques traditionnelles ont été investiguées par des enquêtes, sans participation aux événements socioculturels. Cette distance méthodologique, bien qu'assurant une certaine neutralité, limite l'appréhension des dimensions symboliques et culturelles qui structurent les relations des populations locales à leur environnement.

Enfin, cette recherche s'inscrit dans une démarche éthique et réflexive, visant à garantir une restitution équilibrée et accessible aux différents acteurs impliqués. La gestion des ressources forestières étant marquée par des rapports de pouvoir et des enjeux économiques et politiques complexes, il est essentiel d'adopter une approche critique, tout en veillant à ce que les résultats ne soient pas instrumentalisés par un groupe d'acteurs au détriment d'un autre. Mon engagement en tant que chercheur repose ainsi sur la production d'une analyse rigoureuse, appuyée sur une diversité de sources, et sur la reconnaissance des limites inhérentes à mon positionnement et aux méthodes employées.

Références bibliographiques

- Abdourhamane, H., Morou, B., Rabiou, H. & Amhamane, A., 2013. Caractéristiques floristiques, diversité et structure de la végétation ligneuse dans le Centre-Sud du Niger : Cas du complexe des forêts classées de Dan kada Dodo-Dan Gado. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 7, 1048. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v7i3.13>
- Abedi, S.A. & Ingram, V., 2020. Perceptions and practices of rural council participatory forest governance: Closed co-management in Chehel-Chay, Iran. *Forest Policy and Economics*, 117, 102202. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102202>
- Abrams, J. & Elbakidze, M., 2023. Adaptive governance in forest management". In: Juhola, S., (Eds), *Handbook on Adaptive Governance*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK, 127–142 (accessed on 21/01/2025). <https://doi.org/10.4337/9781800888241.00019>
- Ackermann, F. & Eden, C., 2011. Strategic management of stakeholders: Theory and practice. *Long Range Planning*, 44(3), 179–196.
- Adedayo, A.G. & Falade, O.I., 2019. NTFP Utilization and Its Impact on Poverty Reduction among Rural Women in Ondo State, Nigeria. *Journal of Experimental Agriculture International*, 37(2), 1–11. <https://doi.org/10.9734/JEAI/2019/V37I230264>
- Adeyanju, S., O'Connor, A., Addoah, T., Bayala, E., Djoudi, H., Moombe, K., Reed, J., Ros-Tonen, M., Siangulube, F., Sikanwe, A. & Sunderland, T., 2021. Learning from community-based natural resource management (CBNRM) in Ghana and Zambia: lessons for integrated landscape approaches. *International Forestry Review*, 23, 273-297. <https://doi.org/10.1505/146554821833992776>
- Adhikari, S., Kingi, T. & Ganesh, S., 2016. Incentives and Community Participation in the Governance of Community Forests in Nepal. *Small-Scale Forestry*, 15(2), 179–197. <https://doi.org/10.1007/S11842-015-9316-8>
- Adhikari, S. & Baral, H., 2018. Governing Forest Ecosystem Services for Sustainable Environmental Governance: A Review. *Environments*, 5, 53. <https://doi.org/10.3390/environments5050053>
- Adomou, A.C., Yedomonhan, H., Djossa, B., Legba, S.I., Oumorou, M. & Akoegninou, A., 2012. Étude ethnobotanique des plantes médicinales vendues dans le marché d'Abomey-Calavi au Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6, 745–772. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v6i2.18>
- Aerts, R. & Honnay, O., 2011. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC Ecology and Evolution*, 11, 29. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-11-29>
- Agariga, F., Abugre, S. & Appiah, M., 2021. Spatio-Temporal Changes in Land Use and Forest Cover in the Asutifi North District of Ahafo Region of Ghana, (1986–2020). *Environmental Challenges*, 5, 100209. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100209>

- Agyemang-Duah, W., Appiah, J.O. & Adei, D., 2021. Protecting the patches from the footprints: examining the land use factors associated with forest patches in Atewa range forest reserve. *BMC Ecology and Evolution*, 21(1), 28. <https://doi.org/10.1186/S12862-021-01758-0>
- Ahamad, F., Bhutiani, R., Ruhela, M. & Rai, N., 2022. Non-timber forest products: Current status and development. In: Bahukhandi, K.D., Kamboj, N. & Kamboj, V., (Eds), *Environmental pollution and natural resource management*, Springer, Cham, Switzerland, 103–119. https://doi.org/10.1007/978-3-031-05335-1_7
- Ahmad, I. & Islam, M.R., 2024. Empowerment and Participation: Key Strategies for Inclusive Development. In: Ahmad, I. & Islam, M.R., (Eds), *Building Strong Communities: Ethical Approaches to Inclusive Development*. Emerald Publishing Limited, Leeds, UK, 47–68. <https://doi.org/10.1108/978-1-83549-174-420241003>
- Ahmed, A.I., Massam, M.R., Bryant, R.G. & Edwards, D.P., 2025. How much deforestation in sub-Saharan Africa has been caused by mining? *Biological Conservation*, 304, 111040. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111040>
- Akhmar, A.M., Rahman, F., Supratman, S., Hasyim, H. & Nawir, M., 2022. Poured from the Sky: The Story of Traditional Ecological Knowledge in Cérékang Forest Conservation. *Forest and Society*, 6(2), 527–546. <https://doi.org/10.24259/fs.v6i2.15176>
- Akinnifesi, F.K., Kwesiga, F.R., Mhango, J., Mkonda, A., Chilanga, T. & Swai, R., 2004. Domesticating priority miombo indigenous fruit trees as a promising livelihood option for small-holder farmers in southern africa. 632. In *XXVI International Horticultural Congress: Citrus and Other Subtropical and Tropical Fruit Crops: Issues, Advances and Opportunities*, Canadian International Development Agency (CIDA): Toronto, ON, Canada. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2004.632.1>
- Akinnifesi, F.K., Kwesiga, F.R., Mhango, J., Chilanga, T., Mkonda, A., Kadu, C.A.C., Kadzere, I., Mithofer, D., Saka, J.D.K., Sileshi, G.W., Ramadhani, T. & Dhliwayo, P., 2006. Towards the development of miombo fruit trees as commercial tree crops in southern africa. *Forests, Trees and Livelihoods*, 16(1), 103–121. <https://doi.org/10.1080/14728028.2006.9752548>
- Akinnifesi, F.K., Sileshi, G., Ajayi, O.C., Chirwa, P.W., Mng'omba, S., Chakeredza, S. & Nyoka, B.I., 2008. Domestication and conservation of indigenous Miombo fruit trees for improving rural livelihoods in southern Africa. *Biodiversity*, 9(1–2), 72–74. <https://doi.org/10.1080/14888386.2008.9712888>
- Alajangi, S., Prasad, N.S.R. & Baruah, A., 2021. Monitoring and changing pattern of shifting cultivation and reclamation in hilly regions using Geospatial Technology. In: Bhunia, G. S., Chatterjee, U., Kashyap, A. & Shit, P. K., (Eds), *Land reclamation and restoration strategies for sustainable*

- development: Geospatial technology based approach*. Academic Press, Cambridge, Massachusetts, USA, 465–495. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823895-0.00009-9>
- Albatineh, A.N. & Niewiadomska-Bugaj, M., 2011. Correcting Jaccard and other similarity indices for chance agreement in cluster analysis. *Advances in Data Analysis and Classification*, 5, 179–200. <https://doi.org/10.1007/s11634-011-0090-y>
- Alemagi, D., Hajjar, R., Tchoundjeu, Z. & Kozak, R.A., 2013. Cameroon's environmental impact assessment decree and public participation in concession-based forestry: An exploratory assessment of eight forest-dependent communities. *Journal of Sustainable Development*, 6(10), 8–24.
- Alexander, R.T., 2006. Maya settlement shifts and agrarian ecology in Yucatán, 1800–2000. *Journal of Anthropological Research*, 62, 449–470. <https://doi.org/10.3998/jar.0521004.0062.401>
- Ali, A., Hadeed, M. Z., Safavi, S. & Ahmad, M., 2024. Leveraging GIS for Environmental Planning and Management. In: Idris, S., (Eds), *Global Challenges for the Environment and Climate Change*. IGI Global, Hershey, Pennsylvania, USA, 308–331. <https://doi.org/10.4018/979-8-3693-2845-3.ch016>
- Allen, E.B., Olsvig-Whittaker, L. & Aronson, J., 2011. ZEV NAVEH 1919–2011: A Lifetime of Leadership in Restoration Ecology and Landscape Ecology. *Restoration Ecology*, 19(4), 431–432. <https://doi.org/10.1111/J.1526-100X.2011.00812.X>
- Alston, L.J., Gary, D., Libecap, G.D., Mueller, B., 2010. *Titles, Conflict, and Land Use: The Development of Property Rights and Land Reform on the Brazilian Amazon Frontier*. Economics, Cognition, And Society/University of Michigan Press: Ann Arbor, MI, USA, 236p. <https://doi.org/10.3998/mpub.16208>
- Alves, J., Oliveira, M.B., Chazdon, R.L., Calmon, M., Pinto, A., Darvin, E. & Pereira, B., 2022. *Le rôle de la régénération naturelle assistée dans l'accélération de la restauration des paysages forestiers : Expériences pratiques du terrain*. WRI Brasil, São Paulo, Brasil, 74p <https://doi.org/10.46830/wripn.21.00081>
- Amba, G.J.A., Gnahoré, É. & Diomandé, S., 2021. Diversité floristique et structurale de la forêt classée de la Mabi au Sud-Est de la Côte d'Ivoire. *Afrique SCIENCE* 18(1), 159–171.
- Ambrose-Oji, B., 2003. The contribution of NTFPs to the livelihoods of the “forest poor”: Evidence from the tropical forest zone of south-west Cameroon. *International Forestry Review*, 5, 106–117. <https://doi.org/10.1505/IFOR.5.2.106.17420>
- Ameja, L.G., Ribeiro, N.S., Siteo, A. & Guillot, B., 2022. Regeneration and Restoration Status of Miombo Woodland Following Land Use Land Cover Changes at the Buffer Zone of Gile National Park's Central

- Mozambique. *Trees, Forests and People*, 9, 100290.
<https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100290>
- American Psychological Association, 2017. *Ethical Principles of Psychologists and Code of Conduct*. PsycNET, Louisiana, USA, 33p.
<https://www.apa.org/ethics/code/> (accessed on 6 October 2003).
- Amisi, Y.M., 2010. *Perception de l'impact des activités minières au Katanga. Analyse par l'application de la théorie paysagère de Kevin Lynch*. Thèse de doctorat, Faculté des Sciences, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, 340p.
- Amisi Y.M., Vranken, I., Nkulu., J., Lubala F.T.R., Kyanika, D., Tshibang, D.N., Mastaki, F.U., Bulambo, J-P.M. & Bogaert, J., 2018. L'activité minier au Katanga et la perception de ses impacts à Lubumbashi, Kolwezi, Likasi et Kipushi. In: Bogaert, J., Colinet, G. & Mahy, G., (Eds), *Anthropisation des paysages katangais*. Les Presses Universitaires de Liège, Belgique, 267–279
- Andel, T., 2006. *Les Produits Forestiers Autres que le Bois D'œuvre : La Valeur Des Plantes Sauvages*, Fondation Agromisa et CTA : Wageningen, The Netherlands, 82p.
- Andersson, K., 2002. *Can decentralization save Bolivia's forests? An institutional analysis of municipal forest governance*. Doctoral Dissertation, Indiana University, Indiana, USA, 176p.
- André, M., Vranken, I., Boisson, S., Mahy, G., Rüdisser, J., Visser, M., Lejeune, P. & Bogaert, J., 2018. Quantification of anthropogenic effects in the landscape of Lubumbashi. In: Bogaert, J., Colinet, G. & Mahy, G., (Eds), *Anthropisation des paysages katangais*. Les Presses Universitaires de Liège, Belgique, 177-191.
- Andriamalala, G. & Gardner, C.J., 2010. L'utilisation du *dina* comme outil de gouvernance des ressources naturelles : leçons tirées de Velondriake, sud-ouest de Madagascar. *Tropical Conservation Science*, 3, 447–472.
<https://doi.org/10.1177/194008291000300409>
- Antoh, E.F., Arhin, A.A. & Obeng-Okrah, K., 2017. Saving forests to mitigate climate change: What can microfinance contribute to the REDD+ policy process in Ghana? *Journal of Resources Development and Management*, 32, 131–144.
<https://iiste.org/Journals/index.php/JRDM/article/download/37203/38244>
- 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.
[https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00151-7](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00151-7)
- Aparicio, H., Hedberg, I., Bandeira, S. & Ghorbani, A., 2021. Ethnobotanical study of medicinal and edible plants used in Nhamacoa area, Manica Province–Mozambique. *South African Journal of Botany*, 139, 318–328.
<https://doi.org/10.1016/j.sajb.2021.02.029>

- Arun, A., 2024. Assessing the efficacy of CBNRM frameworks in enhancing agricultural sustainability and conservation efforts. *International Journal of Science and Research Archive*, 13, 754–758. <https://doi.org/10.30574/ijsra.2024.13.1.1752>
- Asaah, E.K., Tchoundjeu, Z., Leakey, R.R.B., Takou sting, B., Njong, J. & Edang, I., 2011. Trees, agroforestry and multifunctional agriculture in Cameroon. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 9, 110–119. <https://doi.org/10.3763/ijas.2010.0553>
- Asamoah, M.E., Cudjoe, M.A. & Ossei-Kwakye, T., 2024a. Accountability and Transparency of Management of Natural Resources in Africa: Is the Information Sharing the Solution? In: Amidu, M., Ali-Nakyee, A., Abor, J.Y., (Eds), *Taxation and Management of Natural Resources in Africa. Advances in African Economic, Social and Political Development*. Springer, Cham, Switzerland, 109–131. https://doi.org/10.1007/978-3-031-58124-3_6
- Asamoah, O.Y., Danquah, J.A., Bamwesigye, D., Boakye, E.A., Appiah, M. & Pappinen, A., 2024b. Perception of Locals on Multiple Contributions of NTFPs to the Livelihoods of Forest Fringe Communities in Ghana. *Forests*, 15(5), 861. <https://doi.org/10.3390/f15050861>
- Asante, E. A., Ababio, S. & Boadu, K. B., 2017. The use of indigenous cultural practices by the Ashantis for the conservation of forests in Ghana. *SAGE Open*, 7(1), 215824401668761. <https://doi.org/10.1177/2158244016687611>
- Assongba, Y.F., Djègo, G.J. & Sinsin, B., 2013. Distribution des habitats de *Dialium guineense* (willd) (Fabaceae : Caesalpinioideae) dans les phytodistricts Est du Sud-Bénin. *Bulletin scientifique de l'Institut national pour l'environnement et la conservation de la nature*, 12, 1–16.
- Atta, U., Islam, M. A., Kaif, M., Nazir, I., Rather, A. M. & Ishnei wra, R. M., 2023. Non-timber forest products (NTFPs) supporting healthcare and livelihood among the Shina tribe in Gurez valley of Northwestern Himalayas. *Annals of Phytomedicine*, 12, 918–929. <https://doi.org/10.54085/ap.2023.12.2.109>
- Aubréville, A., 1949. *Climats, forêts et désertification de l'Afrique tropicale*. Société d'Éditions Géographiques, Maritimes et coloniales. Paris, France, 351p.
- Audouin, E., Vayssières, J., Odru, M., Masse, D., Dorégo S., Delaunay, V. & Lecomte P., 2015. Réintroduire l'élevage pour accroître la durabilité des terroirs villageois d'Afrique de l'Ouest : le cas du bassin arachidier au Sénégal. In: Sultan, B., Lalou, R., Amadou, S.M., Oumarou, A. & Soumaré, M.A., (Eds), *Les sociétés rurales face aux changements climatiques et environnementaux en Afrique de l'Ouest*. IRD, Marseille, France, 403–427.
- Ávila-Foucat, V.S., Revollo-Fernández, D. & Navarrete, C., 2021. Determinants of Livelihood Diversification: The Case of Community-Based Ecotourism

- in Oaxaca, Mexico. *Sustainability*, 13, 11371. <https://doi.org/10.3390/su132011371>
- Awono, A., Manirakiza, D., Ingram, V. 2009a. *Etude de base de la filière Ndo'o (Irvingia spp.), régions du Centre, Sud et Littoral, Cameroun*. Rapport d'étude projet GCP/RAF/408/EC, Mobilisation et renforcement des capacités des petites et moyennes entreprises impliquées dans les filières des produits forestiers non ligneux en Afrique centrale. FAO-EU-CIFOR-WAC-COMIFAC, Yaoundé, Cameroun, 75p.
- Awono, A., Manirakiza, D., Owona, H., Ingram, V. 2009b. *Etude de base de la filière miel dans les provinces de Bas-Congo et de Kinshasa (RDC)*. Projet GCP/RAF/408/EC, « Mobilisation et renforcement des capacités des petites et moyennes entreprises impliquées dans les filières des produits forestiers non ligneux en Afrique centrale ». FAO-CIFOR-SNV-World Agroforestry Center-COMIFAC, Yaoundé, Cameroun, 79p.
- Awono, A., Assembe-Mvondo, S., Tsanga, R., Guizol, P. & Peroches, A., 2023. *Restauration des Paysages Forestiers et Régimes Fonciers au Cameroun : Acquis et Handicaps*. Document Occasionnel 10, Centre de Recherche Forestière Internationale (CIFOR), Bogor, Indonésie, Centre International de Recherche en Agroforesterie (ICRAF), Nairobi, Kenya, 43p. <https://doi.org/10.17528/cifor-icraf/009035>
- Axelsson, E.P. & Grady, K.C., 2022. Symphony for the native wood(s): Global reforestation as an opportunity to develop a culture of conservation. *People and Nature*, 4, 576–587. <https://doi.org/10.1002/pan3.10299>
- Ayele, B.Y., Megento, T.L. & Habetemariam, K.Y., 2022. The governance and management of green spaces in Addis Ababa, Ethiopia. *Heliyon*, 8, e09413. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09413>
- Bače, R., Hofmeister, J., Vítková, L., Brabec, M., Begovič, K., Čada, V., Janda, P., Kozák, D., Mikoláš, M., Nagel, T.A., Pavlin, J., Rodrigo, R.M., Vostarek, O. & Svoboda, M., 2023. Response of habitat quality to mixed severity disturbance regime in Norway spruce forests. *Journal of Applied Ecology*, 60(7), 1352–1363. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14409>
- Badjaré, B., Kokou, K., Bigou-laré, N., Koumantiga, D. & Akpakouma, A., 2018. Étude ethnobotanique d'espèces ligneuses des savanes sèches au Nord-Togo : diversité, usages, importance et vulnérabilité. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 22(3), 152–171
- Baert, G., van Ranst, E., Ngongo, M.L., Kasongo, E.L., Verdoodt, A., Mujinya, B.B. & Mukalay, J.M., 2009. *Guide des Sols en République Démocratique du Congo, Tome II : Description et Données Physico-Chimiques de Profils Types*, Ecole Technique Salama-Don Bosco, Lubumbashi, RD Congo, 338p.
- Baïyabe, I.-M., Dongock, N.D., Amougoua, A.C., Tchobsala & Mapongmetsem, P.M., 2023. Perceptions paysannes des sites reboisés de la région de

- l'extrême-nord, cameroun. *Revue Ivoirienne des Sciences et Technologie*, 42, 114–131
- Bakehe, N.P., 2020. L'accès à l'électricité : une solution pour réduire la déforestation en Afrique? *African Development Review*, 32(3), 338–348. <https://doi.org/10.1111/1467-8268.12443>
- Bakshe, P. & Jugade, R., 2023. Phytostabilization and rhizofiltration of toxic heavy metals by heavy metal accumulator plants for sustainable management of contaminated industrial sites: A comprehensive review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 10, 100293. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100293>
- Balasubramanian, A., Anjali, K.S., Swathiga, G., Abbas, G. & Krishnan, S.N., 2024. Soil Nutrient Dynamics and Cycling Under Agroforestry. In: Jatav, H.S., Rajput, V.D., Minkina, T., Van Hullebusch, E.D. & Dutta, A., (Eds), *Agroforestry to Combat Global Challenges: Sustainable Development and Biodiversity*. vol. 36, Springer, Singapore, Singapore, 109–125. https://doi.org/10.1007/978-981-99-7282-1_6
- Ballère, M., Bouvet, A., Mermoz, S., Le Toan, T., Koleck, T., Bedeau, C., André, M., Forestier, E., Frison, P.-L. & Lardeux, C., 2021. SAR data for tropical forest disturbance alerts in French Guiana: Benefit over optical imagery. *Remote Sensing of Environment*, 252, 112159. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112159>
- Ballet, J., Koffi, K.J.-M. & Komana, K.B., 2010. La soutenabilité des ressources forestières en Afrique subsaharienne francophone : quels enjeux pour la gestion participative ? *Mondes en développement*, 148, 31–46. <https://doi.org/10.3917/med.148.0031>
- 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. <https://doi.org/10.4314/SCINAT.V5I1.42151>
- Bamba, I., 2010. *Anthropisation et dynamique spatiotemporelle des paysages forestiers en République Démocratique du Congo*. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles (Belgique), 186p.
- Bangirirama, 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 et Forêts des Tropiques*, 328(2), 45–53. <https://doi.org/10.19182/BFT2016.328.A31301>
- Bangui, T., 2015. *La mal gouvernance en Afrique Centrale : malédiction des ressources naturelles ou déficit de leadership ?* L'Harmattan, Paris, France, 242p.
- Banza, W.B.B, 2017. *Urbanisation et gouvernance du service électrique en RD Congo*. Thèse de doctorat, Université de Lubumbashi, RDC, 204p.

- Baraka, L.P., Dhital, N., Kibambe, J.-P., Ngabinzeke, J.S. & Khasa, D.P., 2021. Forest management system in the DRC: An evolutionary account and contemporary challenges. In : Ndayiragije, R., Alidou, S., Ansoms, A. & Geenen, S., (Eds), *Conjonctures de l'Afrique Centrale*. L'Harmattan, Paris, France, 211–233.
- Baraka, L.P., Dhital, N., Asselin, H., Kibambe, J.-P., Semeki, N.J. & Khasa, P.D., 2022. Local perception and attitude toward community forest concessions in the Democratic Republic of Congo. *Forest Policy and Economics*, 139, 102734. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2022.102734>
- Barbara, N., Linda, N. & Ngonga, C., 2016. Drivers of Deforestation in the *Miombo* Woodlands and Their Impacts on the Environment. *Advances in Research*, 6(5), 1–7. <https://doi.org/10.9734/AIR/2016/23831>
- 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 et Forêts des Tropiques*, 299(1), 15–25. <https://doi.org/10.19182/bft2009.299.a20419>
- Barima, Y.S.S., Kabulu, D.J.-P., Ndayishimiye, J., Bomolo, O., Kumba, S., Iyongo, L., Bamba, I., Mama, A., Toyi, M., Kasongo, E., Masharabu, T., Visser, M. & Bogaert, J., 2011. Deforestation in Central and West Africa: Landcapes Dynamics, Anthropogenic Effects and Ecological Consequences. *Advances in Environmental Research*, 7, 95–120.
- Barlow, B., Filyaw, T. & Workman, S.W., 2015. *Non-timber Forest Products and Forest Stewardship Plans*. USDA National Agroforestry Center Technical Note. AF Note – 48, Forest Farming, Washington DC, USA, 8p.
- Barlow, J., Lennox, G.D., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A.C., Nally, R.M., Thomson, J.R., Ferraz, S.F. de B., Louzada, J., Oliveira, V.H.F., Parry, L., Ribeiro de Castro Solar, R., Vieira, I.C.G., Aragão, L.E.O.C., Begotti, R.A., Braga, R.F., Cardoso, T.M., de Oliveira, R.C., Souza Jr, C.M., Moura, N.G., Nunes, S.S., Siqueira, J.V., Pardini, R., Silveira, J.M., Vaz-de-Mello, F.Z., Veiga, R.C.S., Venturieri, A. & Gardner, T.A., 2016. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, 535, 144–147. <https://doi.org/10.1038/nature18326>
- Battisti, C. & Contoli, L., 2011. Diversity Indices as ‘Magic’ Tools in Landscape Planning: A Cautionary Note on Their Uncritical Use. *Landscape Research*, 36, 111–117. <https://doi.org/10.1080/01426397.2010.535896>
- Bawack, R.E., Kamdjoug, J.R.K., Wamba, S.F. & Noutsu, A.F., 2018. E-Participation in developing countries: The case of the national social insurance fund in Cameroon. In: Alcaide-Muñoz, L. & Alcaraz-Quiles, F.J., (Eds), *Optimizing E-Participation Initiatives Through Social Media: Advances in Wireless Technologies and Telecommunication*. IGI Global, Hershey, PN, USA, 126-154. <https://doi.org/10.4018/978-1-5225-5326-7> .

- Bednařík, J., Čada, V. & Matějka, K., 2018. Forest succession after a major anthropogenic disturbance: a case study of the Jewish Forest in the Bohemian Forest, Czech Republic. *Journal of Forest Science*, 60(8), 336–348. <https://doi.org/10.17221/57/2014-JFS>
- Belov, M.L., Belov, A.M., Gorodnichev, V.A. & Alkov, S.V., 2020. Capability analysis of optical sensors for vegetation monitoring in different spectral bands. *26th International Symposium on Atmospheric and Ocean Optics, Atmospheric Physics*, 11560, 704–709. <https://doi.org/10.1117/12.2574748>
- Beltramo, T. & Levine, D.I., 2013. The effect of solar ovens on fuel use, emissions and health: results from a randomised controlled trial. *Journal of Development Effectiveness*, 5(2), 178–207. <https://doi.org/10.1080/19439342.2013.775177>
- Benavides, C.G., 2018. *Qualité des eaux d'une rivière urbaine : Suivi réglementaire versus Perception des riverains Le cas du río Liberia (Costa Rica)*. Thèse de doctorat, AgroParisTech, Paris, France, 285p. <https://pastel.hal.science/tel-02619537>
- Berkes, F., Colding, J. & Folke, C., 2000. Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as Adaptive Management. *Ecological Applications*, 10(5), 1251–1262. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[1251\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1251]2.0.CO;2)
- Berrahmouni, N., Regato, P. & Parfondry, M., 2015. *Global guidelines for the restoration of degraded forests and landscapes in drylands: building resilience and benefiting livelihoods*. FAO, Rome, Italie, 173p.
- Bertrand, A., Montagne, P. & Karsenty, A., 2006. *Forêts tropicales et mondialisation : les mutations des politiques forestières en Afrique francophone et à Madagascar*. L'Harmattan, Paris, France, 485p.
- Bertrand, A., Horning, N.R. & Montagne, P., 2009. Gestion communautaire ou préservation des ressources renouvelables : Histoire inachevée d'une évolution majeure de la politique environnementale à Madagascar. *Vertigo*, 9(3). Consulté le 5/11/2021 <https://doi.org/10.4000/vertigo.9231>
- Bettinger, P., Boston, K., Siry, P.J. & Grebner, L.D., 2016. *Forest Management and Planning*. Academic press, 2nd ed, Cambridge, Massachusetts, USA, 362p.
- Bhagwat, S. A., Kushalappa, C. G., Williams, P. H. & Brown, N. D. A., 2005. landscape approach to biodiversity conservation of sacred groves in the Western Ghats of India. *Conservation Biology*, 19(6), 1853–1862. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00248.x>
- Bhardwaj, K.K., Yadav, R., Goyal, V., Sharma, M.K. & Ahlawat, K.S., 2023. Role of agroforestry systems in enrichment of soil organic carbon and nutrients: A review. *Environment Conservation Journal*, 25(1), 289–296. <https://doi.org/10.36953/ecj.24682672>

- Bikoue, C., Essomba, H., Tabuna, H., Degrande, A., Tchoundjeu, Z. & Walter, S., 2007. *Gestion des Ressources Naturelles Fournissant les Produits Forestiers non Ligneux Alimentaires en Afrique Centrale. Produits Forestiers non Ligneux*. Document de travail (FAO), FAO, Rome, Italy, 50p.
- Biloso, A. & Lejoly, J., 2006. Etude de l'exploitation et Du Marché Des Produits Forestiers Non Ligneux à Kinshasa. *Tropicultura*, 24, 183–188.
- Biloso, M. A., 2009. Valorisation des produits forestiers non ligneux des plateaux de Batéké en périphérie de Kinshasa (R. D. Congo). *Acta Botanica Gallica*, 156(2), 311–314. <https://doi.org/10.1080/12538078.2009.10516161>
- Binzangi K., 1988. *Contribution à l'étude du déboisement en Afrique Tropicale : le cas du Shaba méridional*. Thèse de doctorat : Faculté des Sciences, Université de Lubumbashi, Lubumbashi (RDC), 406p.
- Bisiaux, F., Peltier, R. & Muliele, J.-C., 2009. Plantations industrielles et agroforesterie au service des populations des plateaux Batéké, Mampu, en République Démocratique du Congo. *Bois et Forêts des Tropiques*, 301(3), 21–32. <https://doi.org/10.19182/bft2009.301.a20404>
- Bjärstig, T., Johansson, J., Mancheva, I. & Sandström, C., 2024. Collaboration as a policy instrument in public administration: Evidence from forest policy and governance. *Environmental Policy and Governance*, 34(5), 538–549. <https://doi.org/10.1002/eet.2099>
- Blanc-Pamard, C., 2012. La Gestion Contractualisée des Forêts en pays Betsileo et Tanala (Madagascar) : un dispositif dissymétrique. *Les Cahiers d'Outre-Mer*, 65, 47–83. <https://doi.org/10.4000/com.6483>
- Blomley, T., Pfliegner, K., Isango, J., Zahabu, E., Ahrends, A. & Burgess, N., 2008. Seeing the wood for the trees: an assessment of the impact of participatory forest management on forest condition in Tanzania. *Oryx*, 42, 380–391. <https://doi.org/10.1017/S0030605308071433>
- Bodin, B., Ravilious, C., Mant, R. & Bastianelli, C., 2014. *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa*. UNEP-WCMC, Cambridge, UK, 273p.
- Bogaert, J., 2000. *Quantifying habitat fragmentation as a spatial process in a patch/corridor/matrix landscape model*. PhD dissertation, University of Antwerp, Antwerp, Belgium, 162p.
- Bogaert, J., Myneni, R.B. & Knyazikhin, Y., 2002. A mathematical comment on the formulae for the aggregation index and the shape index. *Landscape ecology*, 17, 87–90. <https://doi.org/10.1023/A:1015204923187>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s00267-003-0027-0>
- 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., Barima, Y.S.S., Ji, J., Jiang, H., Bamba, I., Mongo, L.I.W., Mama, A., Nyssen, E., Dahdouh-Guebas, F. & Koedam, N. A., 2011a. Methodological Framework to Quantify Anthropogenic Effects on Landscape Patterns. In: Hong, S.-K., Kim, J.-E., Wu, J., Nakagoshi, N., (Eds), *Landscape Ecology in Asian Cultures*. Ecological Research Monographs, Springer, Tokyo, Japan, 141–167.
- Bogaert, J., Barima, Y. S.S., Iyongo, L. W. M., Bamba, I., Mama, A., Toyi, M. & Laforteza, R., 2011b. Forest fragmentation: causes, ecological impacts and implications for landscape management. In: Li, C., Laforteza, R., Chen, J., (Eds), *Landscape ecology in forest management and conservation: Challenges and Solutions for Global Change*. Higher Education Press-Springer, Beijing-Berlin, Chine-Germany, 273–296.
- Bogaert, J. & André, M., 2013. L'écologie du paysage : une discipline unificatrice. *Tropicultura*, 31(1), 1–2.
- Bogaert, J., Vranken, I. & André, M., 2014. Anthropogenic effects in landscapes: historical context and spatial pattern. In Hong S.K., Bogaert J. & Min Q., (Eds), *Biocultural landscapes. Diversity, functions and values*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 89–112.
- Bogaert, J., Biloso, A., Vranken, I. & André, M., 2015. Peri-urban dynamics: landscape ecology perspectives. 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, 63–73.
- Bogaert, J., Colinet, G. & Mahy, G., 2018. *Anthropisation des Paysages Katangais*. Les Presses Universitaires de Liège, Liège, Belgique, 311p.
- Bolakonga, I.A.B., Nkulu, M.F.J. & Mushakulwa, W., 2017. *Filières en République Démocratique du Congo : Maïs, riz, bananes plantains et pêche*. Konrad Adenauer Stiftung, Kinshasa, République Démocratique du Congo, 321p.
- Bolboacă, S.D., Jäntschi, L., Sestraș, A.F., Sestraș, R.E. & Pamfil, D.C., 2011. Pearson-Fisher chi-square statistic revisited. *Information*, 2(3), 528–545. <https://doi.org/10.3390/INFO2030528>
- Bomolo, O., Niassy, S., Chocha, A., Longanza, B., Bugeme, D.M., Ekesi, S., & Tanga, C.M., 2017. Ecological diversity of edible insects and their potential contribution to household food security in Haut-Katanga Province, Democratic Republic of Congo. *African Journal of Ecology*, 55(4), 640-653. <https://doi.org/10.1111/aje.12400>
- Bonkougou, E.G., 2013. *Analyse du Cadre de la Gouvernance Forestière en République Démocratique du Congo dans le Contexte de la REDD+ : Diagnostic de Base et Propositions d'intervention*. UICN, Kinshasa, Democratic Republic of the Congo, 183p.
- Borrini-Feyerabend, G., Dudley, N., Jaeger, T., Lassen, B., Pathak Broome, N., Phillips, A. & Sandwith, T., 2014. *Gouvernance des aires protégées : de la compréhension à l'action*. Collection des lignes directrices sur les

- meilleures pratiques pour les aires protégées*. N°20, UICN, Gland, Suisse, 124p.
- Bostanci, S.H., 2023. The Role of Local Governments in Encouraging Participation in Reforestation Activities. In: Singh, P., Milshina, Y., Batalhão, A., Sharma, S., Mohd, M.H., (Eds), *The Route Towards Global Sustainability*. Springer nature, Cham, Switzerland, 25–44. https://doi.org/10.1007/978-3-031-10437-4_2
- Boulogne, M. *Vulnérabilité des Paysages Forestiers dans le Parc de Ranomafana (Madagascar) : Dynamiques Environnementales et Trajectoires Agroforestières*. Thèse de Doctorat, Université de Grenoble, Grenoble, France, 2016, 269p.
- Bourne, L. & Walker, D.H.T., 2005. Visualising and mapping stakeholder influence. *Management Decision*, 43(5), 649–660. <https://doi.org/10.1108/00251740510597680>
- Breiman, L., 2001. Random Forests. *Machine Learning*, 45, 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Brewer, K.R. & Hanif, M., 2013. *Sampling with unequal probabilities*. Springer Science & Business Media, New York, USA, 163p.
- Brites, A.D. & Morsello, C., 2016. Efeitos ecológicos da exploração de produtos florestais não madeireiros: uma revisão sistemática. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 36, 55–72. <https://doi.org/10.5380/DMA.V36I0.43924>
- Brodrechtova, Y., 2024. Assessing actor power in the trade-offs between ecosystem services affecting forest management – A case study from Central Slovakia. *Forest Policy and Economics*, 163, 103187. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2024.103187>
- Brook, R. K. & McLachlan, S. M., 2008. Trends and prospects for local knowledge in ecological and conservation research and monitoring. *Biodiversity and conservation*, 17, 3501–3512. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9445-x>
- Brown, G. & Kytä, M., 2014. Key issues and research priorities for public participation GIS (PPGIS): A synthesis based on empirical research. *Applied Geography*, 46, 122–136.
- Brown, C., Boyd, D.S. & Kara, S., 2022. Landscape Analysis of Cobalt Mining Activities from 2009 to 2021 Using Very High Resolution Satellite Data (Democratic Republic of the Congo). *Sustainability*, 14, 9545. <https://doi.org/10.3390/su14159545>
- Brulot, S., Maillefert, M. & Joubert, J., 2014. Stratégies d'acteurs et gouvernance des démarches d'écologie industrielle et territoriale. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 5(1). Consulté le 04/03/2025. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.10082>
- Bruschi, P., Mancini, M., Mattioli, E., Morganti, M. & Signorini, M.A., 2014. Traditional uses of plants in a rural community of Mozambique and possible links with Miombo degradation and harvesting sustainability.

- Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 10, 59. <https://doi.org/10.1186/1746-4269-10-59>
- Bryson, J. M., 2004. What to do when stakeholders matter: Stakeholder identification and analysis techniques. *Public Management Review*, 6(1), 21–53. <https://doi.org/10.1080/14719030410001675722>
- Buramuge, V.A., Ribeiro, N.S., Olsson, L. & Bandeira, R.R., 2023a. Exploring Spatial Distributions of Land Use and Land Cover Change in Fire-Affected Areas of *Miombo* Woodlands of the Beira Corridor, Central Mozambique. *Fire*, 6, 77. <https://doi.org/10.3390/fire6020077>
- Buramuge, V.A., Ribeiro, N.S., Olsson, L., Bandeira, R.R. & Lisboa, S.N., 2023b. Tree Species Composition and Diversity in Fire-Affected Areas of *Miombo* Woodlands, Central Mozambique. *Fire*, 6, 26. <https://doi.org/10.3390/fire6010026>
- Bureau, L., 2024. De l'ethnobotanique à la pharmacognosie, le potentiel de la biodiversité en Afrique. *Phytothérapie*, 22, 1–3.
- Burel, F. & Baudry, J., 2012. *Ecologie du paysage : concepts, méthodes et applications*. Tec & Doc, Paris, France, 359p.
- Busquet, M.B., 2006. Des stratégies intégrées durables : savoir écologique traditionnel et gestion adaptative des espaces et des ressources. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 7–2. Consulté le 03/03/2025. <http://journals.openedition.org/vertigo/2279>
- Buttoud, G. & Nguingiri J.C., 2016. *La gestion inclusive des forêts d'Afrique centrale : passer de la participation au partage des pouvoirs*. FAO-CIFOR: Bogor, Indonésie, 250p.
- Butz, R. J., 2009. Traditional fire management: historical fire regimes and land use change in pastoral East Africa. *International Journal of Wildland Fire*, 18, 442–450.
- Cabala, K.S., Useni, S.Y., Sambieni, K.R., Bogaert, J. & Munyemba, K.F., 2017. Dynamique des écosystèmes forestiers de l'Arc Cuprifère Katangais en République Démocratique du Congo. I. Causes, transformations spatiales et ampleur. *Tropicultura*, 35(3), 192–202.
- Cabala, K.S., Useni, S.Y., Munyemba, K.F. & Bogaert, J., 2018. Activités Anthropiques et Dynamique Spatiotemporelle de La Forêt Claire Dans La Plaine de Lubumbashi. In : Bogaert, J., Colinet, G. & Mahy, G., (Eds), *Anthropisation des Paysages Katangais*. Presses Universitaires de Liège, Liège, Belgique, 253–266.
- Cabala, K. S., Useni, S. Y., Amisi, M. Y. A., Munyemba, K. F. & Bogaert J., 2022. Activités anthropiques et dynamique des écosystèmes forestiers dans les zones territoriales de l'Arc Cuprifère Katangais (RD Congo). *Tropicultura*, 40(3/4), 2100. <https://doi.org/10.25518/2295-8010.2100>
- Cabral, A.I.R., Vasconcelos, M.J., Oom, D. & Sardinha, R., 2011. Spatial dynamics and quantification of deforestation in the central-plateau woodlands of Angola (1990–2009). *Applied Geography*, 31, 1185–1193. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.09.003>

- Cadre Intégré de Classification de la sécurité Alimentaire, 2022. *Analyse de l'Insécurité Alimentaire Aiguë et de la Malnutrition aiguë de l'IPC*. IPC, Kinshasa, RD Congo, 4p.
- Cadre Intégré de Classification de la sécurité Alimentaire, 2023. *Aperçu de l'Insécurité Alimentaire Aiguë de l'IPC*, IPC: Kinshasa, République Démocratique du Congo, 12p.
- Cadre Intégré de Classification de la sécurité Alimentaire, 2024. *Analyse de l'IPC de l'insécurité alimentaire chronique*. IPC-Kinshasa, Kinshasa, République démocratique du Congo, 120p.
- Caillaud, S. & Flick, U., 2017. *Focus Groups in Triangulation Contexts*. In: Barbour, R., Morgan, D., (Eds), *A new era in focus group research: Challenges, innovation and practice*. Palgrave Macmillan, London, UK, 155–177. https://doi.org/10.1057/978-1-137-58614-8_8
- Calheiros, M. C. S., Rangel, A. O. & Castro, P. M., 2003. *The use of different plants for phytoremediation of industrial wastewater*. Oral presentation, COST Action 837 –Workshop on Achievements and Prospects of Phytoremediation in Europe. Vienna, Austria, 1p.
- Caloz, R. & Collet, C., 2001. *Précis de télédétection : Traitements numériques d'images de télédétection*. Vol. 3, Presses de l'Université du Québec, Québec, Canada, 386p.
- Campbell, B.M., 1996. *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa*. Center for International Forestry Research: Bogor, Indonesia, 273p.
- Campbell, B. M., Frost, P. & Byron, N., 2006. Miombo Woodlands and their use: overview and key issues. In: Campbell, B., (Eds), *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa*. Centre for International Forestry Research, Bogor, Indonesia, 1–10.
- Campbell, B. M., Angelsen, A., Cunningham, A., Katerere, Y., Siteo, A. & Wunder, S., 2007. *Miombo woodlands – opportunities and barriers to sustainable forest management*. CIFOR, Bogor, Indonesia, 37p. <https://doi.org/10.17528/cifor/002328>
- Campbell, J.B. & Wynne, R.H., 2011. *Introduction to Remote Sensing*. 5th ed., The Guilford Press, New York, USA, 683p.
- Capistrano, D., 2010. Gouvernance forestière et décentralisation en Afrique. In : German, A.L., Karsenty, A., Tiani, A.-M., (Eds), *Gouverner les Forêts Africaines à l'ère de la Mondialisation*. CIFOR, Bogor, Indonésie, 476p.
- Caro, T.M., Sungula, M., Schwartz, M.W. & Bella, E.M., 2005. Recruitment of *Pterocarpus angolensis* in the wild. *Forest Ecology and Management*, 219, 169–175.
- Castilla Vázquez, C., 2009. That is not done, that is not touched, that is not spoken: gender inequality in religions. *Gazeta de anthropologia*, 25(2), 1–12.
- Causton, D.R., 2012. *An introduction to vegetation analysis. Principes, practice and interpretation*. Springer Science & Business Media, Dordrecht, Netherlands, 363p. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-9737-3>

- Cesaro, J.-D., 2020. *Transformation des Agricultures en Asie du Sud-Est : La Paysannerie Face aux Défis de la Mondialisation*. CIRAD, Montpellier, France, 26p.
- Charmakar, S., Kimengsi, J.N. & Giessen, L., 2023. Power in forest management institutions: A systematic review. *Trees, Forests and People*, 15, 100465. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2023.100465>
- Charnley, S., Fischer, A.P. & Jones, E.T., 2007. Integrating Traditional and Local Ecological Knowledge into Forest Biodiversity Conservation in the Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management*, 246(1), 14–28. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.047>
- Charnley, S., Long, Jonathan, W., Lake, F.K., 2014. Collaboration in national forest management. In: Long, J.W., Quinn-Davidson, L. & Skinner, C.N., (Eds), *Science synthesis to support socioecological resilience in the Sierra Nevada and southern Cascade Range*. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, USA, 663–704.
- Chauvin, C., Grenoble, C. & Landmann, G., 2009. Augmentation de la récolte forestière et biodiversité : structures participatives et outils d'information pour une régulation territoriale. In: Landmann, G. Gosselin, F. & Bonheme, I., (Eds), *Bio2 biomasse et biodiversité forestières : augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière : implications pour la biodiversité et les ressources naturelles*. MEEDDM-ECOFOR, Paris, France, 157–173.
- Chazdon, R.L., 2014. Second growth: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. *University of Chicago Press*, Chicago, USA, 472p. <https://doi.org/10.7208/9780226118109>
- Chazdon, R.L. & Guariguata, M.R., 2016. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges, *Biotropica*, 48(6), 716–730. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>
- Chazdon, R. L., Lindenmayer, D.B., Guariguata, M.R., Crouzeilles, R., Rey Benayas, J.M. & Lazos Chavero, E., 2020. Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions. *Environmental Research Letters*, 15(4), 043002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/AB79E6>
- Chiasson, G. & Boucher, J.L., 2023. La gouvernance forestière : un regard pour mieux voir les acteurs de l'économie sociale. *Canadian Journal of Nonprofit & Social Economy Research*, 14(2), 99–103. <https://doi.org/10.29173/cjnser677>
- Chidumayo, E.N., 1988. A re-assessment of effects of fire on miombo regeneration in the Zambian Copperbelt. *Journal of Tropical Ecology*, 4(4), 361–372. <https://doi.org/10.1017/S0266467400003011>
- Chidumayo, E.N. & Kwibisa, L., 2003. Effects of deforestation on grass biomass and soil nutrient status in miombo woodland, Zambia. *Agriculture*,

- Ecosystems & Environment*, 96, 97–105. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00229-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00229-3)
- Chidumayo, E.N. & Gumbo, D.J., 2010. *The dry forests and woodlands of Africa: managing for products and services*. Earthscan, London, UK, 304p.
- Chidumayo, E., Okali, D., Kowero, G. & Larwanou, M., 2011. *Forêts, faune sauvage et changement climatique en Afrique*. African Forest Forum, Nairobi, Kenya, 344p.
- Chidumayo, E.N., 2013. Forest degradation and recovery in a miombo woodland landscape in Zambia: 22 years of observations on permanent sample plots. *Forest Ecology and Management*, 291, 154–161. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.031>
- Chidumayo, E.N. & Gumbo, D.J., 2013. The environmental impacts of charcoal production in tropical ecosystems of the world: A synthesis. *Energy for Sustainable Development*, 17, 86–94. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2012.07.004>
- Chidumayo, E.N., 2019a. Is Charcoal Production in Brachystegia-Julbernardia Woodlands of Zambia Sustainable? *Biomass Bioenergy*, 125, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.04.010>
- Chidumayo, E.N., 2019b. Management implications of tree growth patterns in miombo woodlands of Zambia *Forest Ecology and Management*, 436, 105–116. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.018>
- Chigbu, U.E., 2020. Land, Women, Youths, and Land Tools or Methods: Emerging Lessons for Governance and Policy. *Land*, 9(12), 507. <https://doi.org/10.3390/LAND9120507>
- Chimdesa, G., 2017. The Political Economy of Deforestation and Forest Degradation in Ethiopia: Review Article. *Journal of Resources Development and Management*, 29, 38–43. <https://www.iiste.org/Journals/index.php/JRDM/article/download/35645/36663>
- Chinder, G.B., Hattas, D. & Massad, T.J., 2020. Growth and functional traits of *Julbernardia globiflora* (Benth) resprouts and seedlings in response to fire frequency and herbivory in miombo woodlands. *South African Journal of Botany*, 135, 476–483. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2020.09.024>
- Chirima, A., Mundy, P.J., Ncube, N. & Vanrooyen, A.F., 2018. Vegetation Changes in the Miombo Woodlands in Northwestern Zimbabwe: A Case Study of Nkayi District 1990 to 2017. In: Sebata, A., (Eds), *Vegetation*. IntechOpen, Rijeka, Croatia, 43–58. <https://doi.org/10.5772/INTECHOPEN.72466>
- Chirwa, P., Syampungani, S. & Geldenhuys, C., 2008a. The ecology and management of the *Miombo* woodlands for sustainable livelihoods in southern Africa: the case for non-timber forest products. *Southern Forests: A Journal of Forest Science*, 70, 237–245. <https://doi.org/10.2989/SF.2008.70.3.7.668>

- Chirwa, P.W., Akinnifesi, F.K., Sileshi, G.W., Syampungani, S., Kalaba, F.K. & Ajayi, O. C., 2008b. Opportunity for conserving and utilizing agrobiodiversity through agroforestry in Southern Africa. *Biodiversity*, 9, 45–48. <https://doi.org/10.1080/14888386.2008.9712881>
- Chirwa, P. W., Larwanou, M., Syampungani, S. & Babalola, F.D., 2015a. Management and restoration practices in degraded landscapes of Eastern Africa and requirements for up-scaling. *International Forestry Review*, 17, 20–30. <https://doi.org/10.1505/146554815816007009>
- Chirwa, P.W., Larwanou, M., Syampungani, S. & Babalola, F.D., 2015b. Management and restoration practices in degraded landscapes of Southern Africa and requirements for up-scaling. *International Forestry Review*, 17, 31–42. <https://doi.org/10.1505/146554815816006965>
- Chirwa, W.P. & Mahamane, L., 2017. Overview of restoration and management practices in the degraded landscapes of the Sahelian and dryland forests and woodlands of East and southern Africa, Southern Forests. *Journal of Forensic Sciences*, 17(3), 20–30. <http://dx.doi.org/10.2989/20702620.2016.1255419>
- Chirwa, P.W., Musokwa, M., Mwale, S.E., Handavu, F. & Nyamadzawo, G., 2023. Agroforestry systems for mitigating climate change and reducing Carbon Footprints of land-use systems in Southern Africa. *Carbon Footprints*, 2(1), 7. <https://doi.org/10.20517/cf.2022.081601>
- Chiteculo, V. & Surovy, P., 2018. Dynamic Patterns of Trees Species in Miombo Forest and Management Perspectives for Sustainable Production—Case Study in Huambo Province, Angola. *Forests*, 9(6), 321. <https://doi.org/10.3390/F9060321>
- Chiteculo, V., Surový, P. & Panagiotidis, D., 2018. Does Management Matter? Assessment on Miombo Forests in Angola. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 49(3), 216–224. <https://doi.org/10.2478/SAB-2018-0028>
- Christensen, D., Hartman, A. & Samii, C., 2021. Citizen monitoring promotes informed and inclusive forest governance in Liberia. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(29), e2015169118. <https://doi.org/10.1073/PNAS.2015169118>
- Chuang, H.-S. & Lin, C.-H., 2012. Automated grain sizing using mark-based watershed algorithm. *International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 2332–2335. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2012.6351027>
- Chuimika, M.M., Tshomba, K.J., Bakari, A.S., Useni, S.Y., Stefaan, W. & Mazinga, K.M., 2023. Causes de la disparition des plantes médicinales du Miombo Katangais (RD Congo) : Cas du commerce non conventionnel de *Securidaca longepedunculata* Fresen (Polygalaceae). *African Journal of Environment and Agriculture*, 6, 98–107.
- Cochran, W.G., 1977. *Sampling Techniques*. John Wiley and Sons: New York, NY, USA, 428p.
- Collinge, S.K. & Forman, R.T.T., 1998. A conceptual model of land conversion processes: prediction and evidence from a micro landscape experiment

- p>with grassland insect.
- Oikos*
- , 82, 66–84.
-
- <https://doi.org/10.2307/3546918>
- Colwell, R.K. & Elsensohn, J.E., 2014. EstimateS turns 20: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, with non-parametric extrapolation. *Ecography*, 37, 609–613.
<https://doi.org/10.1111/ecog.00814>
- Confais, J., Grelet, Y. & Monique, L.G., 2005. *La procédure FREQ de SAS. Tests d'indépendance et mesures d'association dans un tableau de contingence*. MODULAD 33, 188–242. halshs-00287397
- Cook, T. & Elliott, D., 2020. Renewable Energy in Africa: Changing Support Systems. In: Sayigh, A., (Eds), *Renewable energy and sustainable buildings: Selected Papers from the World Renewable Energy Congress WREC 2018*. Springer, Cham, Switzerland, 235–244.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-18488-9_18
- Cooke, A.J., Panayides, T., Tarras-Wahlberg, H., Levin-Nally, E., Racionero Gomez, B., De Vries, P., Stacey, J.R., Ocker, C. & Gronwald, V., 2019. *Forest-Smart Mining: Identifying Good and Bad Practices and Policy Responses for Artisanal and Small-Scale Mining in Forest Landscapes*. World Bank, Washington, USA, 214p.
- Cordeiro-Beduschi, L.E., Adams, C., Araujo, L.G. de, Padovezi, A., Buzati, J.R., Schmidt, M.V.C. & Santos, R.R. dos., 2022. Ação coletiva multinível e inovação socioecológica na governança florestal. *Estudos Avançados*, 36(106), 257–272. <https://doi.org/10.6084/s0103-4014.2022.36106.015>
- Costa, I.C.N.P., 2020. Abordagem metodológica ecologia da paisagem: origem, enfoque e técnicas de análise. *Boletim de Geografia*, 38(1), 91–105.
<https://doi.org/10.4025/BOLGEOGR.V38I1.43257>
- Costantini, R. A. & Thompson, C. M., 2023. Leveraging geographic information in organization studies: Beginning the conversation. *M@n@gement*, 26(1), 35–51. <https://doi.org/10.37725/mgmt.2023.7664>
- Courtney, K., Rabung, E., Brousseau, J., Cheng, A.S., Fischer, A.P., Fried, H., Hamilton, M., Holm, F., Inskeep, J., Lyde, A., Mosso, C.E., Nielsen-Pincus, M., Salerno, J., Stelzle, H., Toman, E. & Walker, S.E., 2024. Application of Participatory Process Mapping to Evaluate Environmental Decision-Making and Implementation. *Society & Natural Resources*, 37(12), 1627–1634.
<https://doi.org/10.1080/08941920.2024.2394937>
- Crouzeilles, R., Beyer, H.L., Beyer, H.L., Monteiro, L.M., Feltran-Barbieri, R., Pessôa, A.C.M., Barros, F.S.M., Barros, F.S.M., Lindenmayer, D.B., Lino, E.D.S. M., Grelle, C.E.V., Chazdon, R.L., Chazdon, R.L., Matsumoto, M., Rosa, M., Latawiec, A.E., Strassburg, B.B.N., Strassburg, B.B.N. & Strassburg, B.B.N., 2020. Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. *Conservation Letters*, 13(3), e12709.
<https://doi.org/10.1111/CONL.12709>

- Crowley, M.A. & Cardille, J.A., 2020. Remote Sensing's Recent and Future Contributions to Landscape Ecology. *Current Landscape Ecology Reports*, 5, 45–57. <https://doi.org/10.1007/s40823-020-00054-9>
- D'Antonio, C.M., D'Antonio, C.M., Meyerson, L.A. & Meyerson, L.A., 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: A synthesis. *Restoration Ecology*, 10(4), 703–713. <https://doi.org/10.1046/J.1526-100X.2002.01051.X>
- De Albuquerque, M.A., Do Nascimento, E. R., Barros, K.N.N.O. & Barros, P.S.N., 2022. Comparison between similarity coefficients with application in forest sciences. *Research, Society and Development*, 11(2), e48511226046. (accessed on 10/03/2025). <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i2.26046>.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A. & Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem function, goods and services. *Ecological Economics*, 41, 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- 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, É., 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. <https://doi.org/10.1007/s11355-017-0340-z>
- De Jong, W., Liu, J. & Long, H., 2021. The forest restoration frontier. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 50(12), 2224–2237. <https://doi.org/10.1007/S13280-021-01614-X>
- De Kesel, A., Kasongo, B. & Degreef, J., 2017. *Champignons comestibles du Haut-Katanga (R.D. Congo)*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Bruxelles, Belgique, 290p.
- De Martonne E., 1957. *Traité de géographie physique*. 9ème édition, Armand Collin, Paris, France, 335p.
- De Mufuta, N.J.D., Omari, M.F., Banza, W.I.R. & Ngasa, M.P., 2022. Les Entités Territoriales Décentralisées (ETD) Face à La Redevance Minière. Politiques Économiques et Gouvernance Des Ressources Naturelles En République Démocratique Du Congo. *Revue Française d'Economie et de Gestion*, 3, 482–501.
- De Wasseige, C., De Marcken, P., Bayol, N., Hiol Hiol, F., Mayaux, Ph., Desclée, B., Nasi, R., Billand, A., Defourny, P. & Eba'a Atyi, R., 2012. *Les forêts du bassin du Congo - Etat des Forêts 2010*. Office des publications de l'Union Européenne. Luxembourg. 276p. <https://doi.org/10.2788/48830>
- De Wasseige, C., Flynn, J., Louppe, D., Hiol Hiol, F. & Mayaux, P., 2014. *Les Forêts du Bassin du Congo—Etat des Forêts 2013*. Weyrich : Neufchâteau, Belgique, 328p.

- Del Bayle, J.L.L., 2000. *Initiation aux méthodes des sciences sociales*. L'harmattan, Paris-Montréal, France-Canada, 272p.
- Desai, S., Mattoo, M., Deshpande, A. M., Dey, A. & Akiwate, S., 2024. Vegetation Change Detection Through NDVI Analysis Using Landsat-8 Data. *4th International Conference on Computer, Communication, Control & Information Technology (C&IT)*, IEEE, Hooghly, India, 1–6. <https://doi.org/10.1109/c3it60531.2024.10829460>
- Deweese, P.A., Campbell, B.M., Katerere, Y., Sitoe, A., Cunningham, A.B., Angelsen, A. & Wunder, S., 2010. Managing the *Miombo* Woodlands of Southern Africa: Policies, Incentives and Options for the Rural Poor. *Journal of Natural Resources Policy Research*, 2, 57–73. <https://doi.org/10.1080/19390450903350846>
- Dhir, B., 2023. Contribution of Green Technologies in Getting Sustainable Environment. In: Dhir, B., (Eds), *Technology for a Sustainable Environment*. Bentham Science Publishers, Sharjah, United Arab Emirates, 253–270. <https://doi.org/10.2174/9789815124033123010017>
- Diawara, S., Dao, A., Ouattara, M. & Savadogo, P., 2024. Evaluation des connaissances locales dans la restauration écologique des paysages forestiers dégradés au Burkina Faso. *Sciences Naturelles et Appliquées*, 43(1), 180–205
- Diawuo, F. & Issifu, A.K., 2017. Exploring the African traditional belief systems (totems and taboos) in natural resources conservation and management in Ghana. In: Chimakonam, J., (Eds), *African Philosophy and Environmental Conservation*. 1st Ed., Routledge, New York, USA, 209–221
- Díaz, S., Demissew, S., Joly, C., Lonsdale, W.M. & Larigauderie, A.A., 2015. Rosetta Stone for nature's benefits to people. *PLoS Biology*, 13(1), e1002040. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002040>
- Díaz-Varela, E., Marey-Pérez, M. F., Rigueiro-Rodríguez, A. & Álvarez-Álvarez, P. (2009). Landscape metrics for characterization of forest landscapes in a sustainable management framework: Potential application and prevention of misuse. *Annals of Forest Science*, 66(3), 301. <https://doi.org/10.1051/FORREST/2009004>
- Dibwe, M.D., 2009. *Lubumbashi, Ville Industrielle Attractive et Repulsive (1910–2008)*. Los Restos de la Pobreza Urbana, Madrid, Spain, 29p.
- Diédhiou, I., Mering, C., Sy, O. & Sané, T., 2020. Cartographie par télédétection l'occupation du sol et ses changements. *EchoGéo*, 54, 20510. Consulté le 02/04/2025. <https://doi.org/10.4000/echogeo.20510>
- Dieng, K., Kalandi, M., Sow, A., Millogo, V., Ouedraogo, G.A. & Sawadogo, G.J., 2014. Profil socio-économique des acteurs de la chaîne de valeur lait local à Kaolack au Sénégal. *Revue Africaine de Santé et de Productions Animales*, 12(3/4), 161–168.

- Dimanova, D., 2024. Geographical information systems and their application in various fields. *Journal Scientific and Applied Research*, 27(1), 90–96. <https://doi.org/10.46687/jsar.v27i1.409>
- Ding, Y., Zang, R., Lu, X. & Huang, J., 2017. The impacts of selective logging and clear-cutting on woody plant diversity after 40 years of natural recovery in a tropical montane rain forest, south China. *Science of The Total Environment*, 579, 1683–1691. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.185>
- Dlamini, S., Tesfamichael, S. G., Shiferaw, Y. A. & Mokhele, T., 2020. Determinants of environmental perceptions and attitudes in a socio-demographically diverse urban setup: the case of Gauteng province, South Africa. *Sustainability*, 12(9), 3613. <https://doi.org/10.3390/SU12093613>
- Dlamini, S., Tesfamichael, S. G., Weir-Smith, G. & Mokhele, T., 2022. Spatial pattern of environmental perception and place attachment in a diverse socio-economic context: the case of Gauteng province, South Africa. *Journal of Spatial Information Science*, 25, 89–111. <https://doi.org/10.5311/josis.2022.25.174>
- Dobbs, C., Eleuterio, A. A., Amaya, J. D., Montoya, J. & Kendal, D., 2018. Les bienfaits de la foresterie urbaine et périurbaine. *Forum mondial sur les forêts urbaines*, 69(1), 22–29.
- Doggart, N., Morgan-Brown, T., Lyimo, E., Mbilinyi, B., Meshack, C.K., Sallu, S.M. & Spracklen, D.V., 2020. Agriculture is the main driver of deforestation in Tanzania. *Environmental Research Letters*, 15, 034028. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6b35>
- Domínguez, L. & Luoma, C., 2020. Decolonising Conservation Policy: How Colonial Land and Conservation Ideologies Persist and Perpetuate Indigenous Injustices at the Expense of the Environment. *Land*, 9, 65. <https://doi.org/10.3390/land9030065>
- Dondeyne, S., Kaarhus, R. & Allison, G., 2012. Nature conservation, rural development and ecotourism in central Mozambique: which space do local communities get. Convery, I., Corsane, G. & Davis, P., (Eds), *Making sense of place: Multidisciplinary perspectives*. The Boydell Press, New York, USA, 291–301.
- Dong, J., Jiang, H., Gu, T., Liu, Y. & Peng, J., 2022. Sustainable Landscape Pattern: A Landscape Approach to Serving Spatial Planning. *Landscape Ecology*, 37, 31–42. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01329-0>
- Doren, R.F., Volin, J.C. & Richards, J.H., 2009. Invasive Exotic Plant Indicators for Ecosystem Restoration: An Example from the Everglades Restoration Program. *Ecological Indicators*, 9, 29–36.
- Dossou, M.E., Houessou, G.L., Loughbégnon, O.T., Tenté, A.H.B. & Codjia, J.T.C., 2012. Etude ethnobotanique des ressources forestières ligneuses de la forêt marécageuse d'Agonvè et terroirs connexes au Bénin. *Tropicultura*, 30, 41–48.

- Drake, L., 2024. Participatory cartographies for social change. In: Dombroski, K., Goodwin, M., Qian, J., Williams, A. & Cloke, P., (Eds), *Introducing Human Geographies*. 4th ed. Routledge, London, UK, 909–921. <https://doi.org/10.4324/9780429265853>
- Droesbeke, J. J., Lejeune, M. & Saporta, G., 2005. *Modèles statistiques pour données qualitatives*. Editions Technip., Paris, France, 289p.
- Dubiez, E., Vermeulen, C., Tonneau, J.-P., Yamba Yamba, T., Mvolo, B. & Larzillière, A., 2013. Le paysage comme outil d'aménagement des terroirs villageois. *Bois et Forêts des Tropiques*, 315(1), 11–20. <https://doi.org/10.19182/bft2013.315.a20534>
- Dubiez, E., Karsenty, A., Dessard, H. & Gazull, L., 2016. *Découpler déforestation et développement de l'agriculture commerciale : croiser approches territoriales et filières zéro déforestation*. Cirad, Paris, France, 4p.
- Dubois, E. & Michaux, E., 2006. Étalonnages à l'aide d'enquêtes de conjoncture : de nouveaux résultats. *Economie & prévision*, 172, 11–28. <https://doi.org/10.3917/ecop.172.0011>
- Dunjana, N., Pisa, C., Fanadzo, M., Mupambwa, H. A. & Dube, E., 2023. Integrated Soil Fertility Management for Soil Fertility Restoration in Sub-Saharan Africa. In: Fanadzo, M., Dunjana, N., Mupambwa, H.A. & Dube, E., (Eds), *Towards Sustainable Food Production in Africa: Best Management Practices and Technologies*. Springer, Singapore, Singapore, 21–38. https://doi.org/10.1007/978-981-99-2427-1_2
- Duvigneaud, P., 1958. La végétation du Katanga et de ses sols métallifères. *Bulletin de la Société royale de botanique de Belgique*, 90, 127–286.
- Eastman, J.R., 2009. *IDRISI Taiga Guide to GIS and Image Processing*. Clark Labs, Clark University, Worcester, Massachusetts, USA, 139p.
- Eaton, W. D., Hamilton, D. A., Lemenze, A. & Soteropoulos, P., 2024. Natural regeneration or tree planting in a tropical forest-to-pasture damaged area: which is more efficacious for soil ecosystem recovery? *Restoration Ecology*, 32(4), e14127. <https://doi.org/10.1111/rec.14127>
- Eaton-González, R., Andrade-Sánchez, J., Montaña-Soto, T., Andrade-Tafoya, P., Brito-Jaime, D., González-Estupiñán, K., Guía-Ramírez, A., Rodríguez-Canseco, J., Teon-Vega, A. & Balderas-López, S.M., 2021. Participatory Mapping as a Didactic and Auxiliary Tool for Learning Community Integration, Technology Transference, and Natural Resource Management. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 10(4), 206. <https://doi.org/10.3390/IJGI10040206>
- Eba'a Atyi, R., Gourlet-Fleury, S., Sufo Kankeu, R., Amiel, F., Guizol, P. & Couteron, P., 2021. *Forêt et déforestation : Définitions, seuils et conséquences*. Vol. 342, CIFOR-ICRAF, Bogor, Indonésie, 8p.
- Eba'a Atyi, R., Hiol Hiol, F., Lescuyer, G., Mayaux, P., Defourny, P., Bayol, N., Saracco, F., Pokem, D., Sufo Kankeu, R. & Nasi R., 2022. *Les forêts du bassin du Congo : état des forêts 2021*. CIFOR, Bogor, Indonésie, 180p. <https://doi.org/10.17528/cifor/008565>

- Edwin-Wosu, N. L. & Afokeoghene, U.T., 2022. Natural Regeneration, 4 Years after the Ekiugbo Oil Spill, at Ughelli, Delta State, Nigeria: Implication for Phytoremediation Potential. *Journal of Environment and Earth Science*, 12(11), 33–47. <https://doi.org/10.7176/JEES/12-11-04>
- Eilola, S., 2020. *Village landscape from near and far: Participatory geospatial methods to integrate local knowledge into formal land use planning in Tanzania*. Doctoral dissertation, University of Turku, Turku, Finland, 184p.
- El Khaddar, H. & Elbouyahyaoui, L., 2019. La démarche scientifique en mathématiques, en sciences expérimentales et en sciences sociales. *Recherche Cognitives*, 11, 22–42.
- Eleanor, K.K.J., Andrew, J.D., Susannah, M.S., Jerome, O. & Tim, G.B., 2016. Miombo woodland under threat: Consequences for tree diversity and carbon storage. *Forest Ecology and Management* 361, 144–153.
- Elzubair, A., Fadual, S. M. & Elkarium, M. A., 2024. Participatory forest management as an approach to forest management and conservation: a case study of Al-Dalu and Al-Tomama Natural Forests in Sharg Al-Neel Locality, Khartoum State, Sudan. *International Forestry Review*, 26(4), 444–453. <https://doi.org/10.1505/146554824839334678>
- Englebert, P. & Mungongo, E. K., 2016. Misguided and misdiagnosed: The failure of decentralization reforms in the DR Congo. *African Studies Review*, 59(1), 5–32. <https://doi.org/10.1017/asr.2016.5>
- Erazo, M., García-Díaz, P., Mustin, K., Cava, M.G.B., Huerta, M.F., Moyano, J., Bodey, T.W., Fasola, L., Fidélis, A., Lambin, X., Marinaro, S. & Rodríguez-Jorquera, I.A., 2024. Stakeholder mapping to support invasive non-native species management in South America. *NeoBiota*, 93, 293–319. <https://doi.org/10.3897/neobiota.93.121386>
- Ermida, S. L., Soares, P., Mantas, V., Götsche, F.-M. & Trigo, I. F. (2020). Google Earth Engine Open-Source Code for Land Surface Temperature Estimation from the Landsat Series. *Remote Sensing*, 12(9), 1471. <https://doi.org/10.3390/RS12091471>
- Esperón-Rodríguez, M., 2024. Trees, society, and the path toward resilient ecosystems. *Plants, People, Planet*, 3, 10614. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10614>
- Etikan, I., Musa, S. A. & Alkassim, R. S., 2016. Comparison of Convenience Sampling and Purposive Sampling. *American Journal of Theoretical and Applied Statistics*, 5(1), 1–4. <https://doi:10.11648/j.ajtas.20160501.11>
- Etrillard, C., 2016. Paiements pour services environnementaux : nouveaux instruments de politique publique environnementale. *Développement durable et territoires*, 7(1), 1–8. Consulté le 15 février 2023. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.11274>
- Evans, M.D., Zipper, E.C., Burger, A.J., Strahm, D.B. & Villamagna, M.A., 2013. Reforestation practice for enhancement of ecosystem services on a

- compacted surface mine: Path toward ecosystem recovery. *Ecological engineering*, 2013, 51, 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.065>
- Fadhilia, B., Liwa, E. & Shemdoe, R., 2016. Indigenous knowledge of Zigi community and forest management decision-making: a perspective of community forest interaction. *Journal of Natural Resources and Development*, 6, 14-21.
- Fagerholm, N., García-Martín, M., Torralba, M., Bieling, C. & Plieninger, T., 2022. Public participation geographical information systems (PPGIS): Participatory research methods for sustainability - toolkit #1. *Gaia-Ecological Perspectives for Science and Society*, 31(1), 46–48. <https://doi.org/10.14512/gaia.31.1.10>
- Falola, T., & Amponsah, N.A., 2012. *Women's roles in sub-Saharan Africa*. Bloomsbury Publishing, California USA, 232p.
- FAO, 2002. *Evaluation des ressources forestières mondiales 2000 : Rapport principal*. FAO, Rome, Italie, 342p.
- FAO, 2010a. *Évaluation des Ressources Forestières Mondiales 2010*. FAO, Rome, Italie, 377p.
- FAO, 2010b. *Elaborer une politique forestière efficace, Guide*. FAO, Rome, Italie, 90p.
- FAO, 2015. *Restauration du paysage forestier*. Unasylva, Rome, Italie, 116p.
- FAO, 2016. *State of the World's Forests 2016. Forests and agriculture: land-use challenges and opportunities*. FAO, Roma, Italia, 126p.
- FAO, 2018. *E- Agriculture in action: Drones for agriculture*. FAO, Roma, Italia, 126p.
- FAO, 2020. *Global Forest Resources Assessment 2020 – Key findings*. Roma, Italia, 16p. <https://doi.org/10.4060/ca8753en>
- FAO & PNUE, 2020. *La Situation des Forêts du Monde 2020. Forêts, Biodiversité et Activité Humaine*. FAO and UNEP: Rome, Italy, 223p. <https://doi.org/10.4060/ca8642fr>
- FAO, 2022a. *FAOSTAT Database*. FAO, Roma, Italia. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/FO> (accessed on 12 December 2022).
- FAO, 2022b. *La Situation des forêts du monde 2022 : Des solutions forestières pour une relance verte et des économies inclusives, résilientes et durables*. FAO, Rome, Italie, 180p. <https://doi.org/10.4060/cb9360fr>
- FAO, 2024. *La Situation des forêts du monde 2024 – Innovations dans le secteur forestier pour un avenir plus durable*. FAO, Rome, Italie, 132p. <https://doi.org/10.4060/cd1211fr>
- Fapa, N.R., Gélinas, N., Bobo, K.S., Asselin, H., Hiol, H.F., Atole Ntatsoula, C., 2020. Déterminants de la gouvernance forestière dans les forêts communautaires de l'Est-Cameroun. *Bois et Forêts des Tropiques*, 343, 53–66. <https://doi.org/10.19182/bft2020.343.a31713>

- Faye, L.C., Damnyag, L., Sambou, S. & Kyereh, B., 2022. Local Perception of Vegetation Dynamics and Its Drivers in Community-Managed Forest: A Case Study from Senegal. *Research and Analysis Journal*, 5(10), 01–10. <https://doi.org/10.18535/raj.v5i10.351>
- Fenneteau, H., 2015. *Enquête : Entretien et Questionnaire*, 3rd ed., Dunod, Ile-de-France, Paris, 128p.
- Ferraton, N. & Touzard, I., 2009. *Comprendre L'agriculture Familiale : Diagnostic des Systèmes de Production*, Ed. Quae CTA Presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, Belgium, 135p.
- Finger, C.A.G., Costa, E.A., Hess, A.F., Liesenberg, V. & Bispo, P.D.C., 2023. Simulating Sustainable Forest Management Practices Using Crown Attributes: Insights for *Araucaria angustifolia* Trees in Southern Brazil. *Forests* 14, 1285. <https://doi.org/10.3390/f14071285>
- Fobissie, K., Chia, E. & Enongene, K., 2017. *Mise en œuvre de la REDD+, du MDP et de la CDN du secteur AFAT en Afrique francophone*. Document de Travail du Forum Forestier Africain. 3(7), New Alliance Publishers, Cape Town, Afrique du Sud, 61p.
- Foli, S., Reed, J., Clendenning, J., Petrokofsky, G., Padoch, C. & Sunderland, T., 2014. To What Extent Does the Presence of Forests and Trees Contribute to Food Production in Humid and Dry Forest Landscapes? A Systematic Review Protocol. *Environmental Evidence*, 3, 15. <https://doi.org/10.1186/2047-2382-3-15>
- Fonu, A.J., Belesi, K. & Lubini, A., 2021. Analyse de l'état de conservation des forêts sacrées du Secteur de Lukumbe en République Démocratique du Congo. *International Journal of Humanities and Social Science*, 4, 13–23.
- Forman, R.T.T. & Godron, M., 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *Biosciences*, 31, 733–740. <https://doi.org/10.2307/1308780>
- Forman, R.T.T. & Godron, M., 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York, USA, 640p
- Forman, R.T.T., 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 632p
- Freeman, L.C., 2004. *The development of social network analysis: a study in the sociology of science*. Empirical Press, BookSurge, Vancouver, Canada, 218p.
- Ganka, G., Fandohan, A.B. & Salako, K.V., 2023. Impacts des tabous et des cérémonies rituelles sur la structure des peuplements de *Triplochiton scleroxylon* K. Schum., un arbre sacré au Bénin. *Bois et Forêts des Tropiques*, 357, 57–70. <https://doi.org/10.19182/bft2023.357.a36900>
- Garnett, S. T., Burgess, N. D., Fa, J. E., Fernández-Llamazares, Á., Molnár, Z., Robinson, C. J., Watson, J. E. M., Zander, K. K., Austin, B., Brondizio, E. S., French Collier, N., Duncan, T., Ellis, E., Geyle, H., Jackson, M. V., Jonas, H., Malmer, P., McGowan, B., Sivongxay, A. & Leiper, I.,

2018. A spatial overview of the global importance of Indigenous lands for conservation. *Nature Sustainability*, 1(7), 369–374
- Gassner, A. & Dobie, P., 2022. *Agroforestry: A primer. Design and Management Principles for People and the Environment*. Center for International Forestry Research (CIFOR) and Nairobi: World Agroforestry (ICRAF): Bogor, Indonesia, 180p. <https://doi.org/10.5716/cifor-icraf/BK.25114>
- Gausson H., 1955. Détermination des climats par la méthode des courbes ombrothermiques. *Compte Rendu de l'Académie des Sciences*, 240(6), 642–643
- Gavard-Perret, M.-L., Gotteland, D., Haon, C. & Jolibert, A., 2012. *Méthodologie de la recherche en sciences de gestion : Réussir son mémoire ou sa thèse*. Pearson Education, 2nd édition, Paris, France, 415p.
- Gboze, A.E., Sanogo, A., Amani, B.H.K. & Kassi, E.N.J., 2020. Diversité floristique et valeur de conservation de la forêt classée de Badenou (Corhogo, Cote d'Ivoire). *Agronomie Afrique*, 32(1), 51–73
- Geist, H.J. & Lambin, E.F., 2001. *What Drives Tropical Deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence*. LUCC Report Series No. 4, Louvain-la-Neuve, Belgium, 136p.
- Geist, H.J. & Lambin, E.F., 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*, 52(2), 143–150. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0143:PCAUDE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDE]2.0.CO;2)
- Geldenhuys, C.J., 2010. Managing forest complexity through application of disturbance–recovery knowledge in development of silvicultural systems and ecological rehabilitation in natural forest systems in Africa. *Forest Ecology and Management*, 259(9), 1720–1730.
- Ghimire, P. & Lamichhane, U., 2020. Community Based Forest Management in Nepal: Current Status, Successes and Challenges. *Grassroots Journal of Natural Resources*, 3(2), 16–29. <https://doi.org/10.33002/NR2581.6853.03022>
- Ghunaim, E.S., 2022. Existing and emerging uses of drones in restoration ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 13(9), 1899–1911. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.13912>
- Giliba, R.A., Mafuru, C.S., Paul, M., Kayombo, C.J., Kashindye, A.M., Chirenje, L.I. & Musamba, E.B., 2011a. Human Activities Influencing Deforestation on Meru Catchment Forest Reserve, Tanzania. *Journal of Human Ecology*, 33(1), 17–20. <https://doi.org/10.1080/09709274.2011.11906344>
- Giliba, R.A., Boon, E.K., Kayombo, C.J., Musamba, E.B., Kashindye, A.M. & Shayo, P.F., 2011b. Species composition, richness and diversity in *Miombo* woodland of Bereku Forest Reserve. Tanzania. *Biodiversity and Conservation*, 2(1), 1–7. <https://doi.org/10.1080/09766901.2011.11884724>

- Gillet, P., Vermeulen, C., Feintrenie, L., Dessard, H. & Garcia, C., 2016a. Quelles sont les causes de la déforestation dans le bassin du Congo ? Synthèse bibliographique et études de cas. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 20(2), 183–194. <https://doi.org/10.25518/1780-4507.13022>
- Gillet, P., Vermeulen, C., Doucet, J.-L., Codina, E., Lehnebach, C. & Feintrenie, L., 2016b. What Are the Impacts of Deforestation on the Harvest of Non-Timber Forest Products in Central Africa? *Forests*, 7(5), 106. <https://doi.org/10.3390/F7050106>
- Gnes, D. & Vermeulen, F., 2019. Non-Governmental Organisations and Legitimacy: Authority, Power and Resources. *Journal of Migration History*, 5(2), 218–247. <https://doi.org/10.1163/23519924-00502002>
- Godar, J., Gardner, T.A., Tizado, E.J. & Pacheco, P., 2014. Actor-specific contributions to the deforestation slowdown in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(43), 15591–15596. <https://doi.org/10.1073/PNAS.1322825111>
- Godlee, J.L., Gonçalves, F.M., Tchamba, J.J., Chisingui, A.V., Muledi, J.I., Shutcha, M.N., Ryan, C.M., Brade, T.K. & Dexter, K.G., 2020. Diversity and Structure of an Arid Woodland in Southwest Angola, with Comparison to the Wider Miombo Ecoregion. *Diversity*, 12, 140. <https://doi.org/10.3390/d12040140>
- Gomes, A.L., Gomes, A.L., Revermann, R., Meller, P., Gonçalves, F.M.P., Aidar, M.P.M., Lages, F. & Finckh, M., 2021. Functional traits and symbiotic associations of geoxyles and trees explain the dominance of detarioid legumes in miombo ecosystems. *New Phytologist*, 230(2), 510–520. <https://doi.org/10.1111/NPH.17168>
- Gomes, C., 2014. Governance for justice and environmental sustainability: lessons across natural resource sectors in Sub-Saharan Africa. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 11(3–4), 243–245. <https://doi.org/10.1080/1943815X.2014.929150>
- Gómez-Baggethun, E. & Reyes-García, V., 2013. Reinterpreting Change in Traditional Ecological Knowledge. *Human Ecology*, 41, 643–647. <https://doi.org/10.1007/s10745-013-9577-9>
- Gonçalves, F.M.P., Revermann, R., Gomes, A.L., Aidar, M.P.M., Finckh, M. & Juergens, N., 2017. Tree Species Diversity and Composition of Miombo Woodlands in South-Central Angola: A Chronosequence of Forest Recovery after Shifting Cultivation. *International Journal of Forestry Research*, 2017, 1–13. <https://doi.org/10.1155/2017/6202093>
- Gonçalves, F.M.P., Revermann, R., Cachissapa, M.J., Gomes, A.L. & Aidar, M.P.M., 2018. Species diversity, population structure and regeneration of woody species in fallows and mature stands of tropical woodlands of southeast Angola. *Journal of Forestry Research*, 29, 1569–1579. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0593-x>

- Goncalves, F. M. P., 2019. *Effect of shifting cultivation and charcoal production on structure, dynamic and above-ground biomass in the Angolan miombo and dry woodlands*. Dissertation thesis, University of Hamburg, Hamburg, Germany, 239p.
- Gonçalves, F.M.P., Chisingui, A.V., Luís, J.C., Rafael, M.F.F., Tchamba, J.J., Cachissapa, M.J., Caluvino, I.M.C., Bambi, B.R., Alexandre, J.L.M., Chissingui, M.D.G., Manuel, S.K.A., Jacinto, H.D., Finckh, M., Meller, P., Jürgens, N. & Revermann, R., 2021. First vegetation-plot database of woody species from Huíla province, SW Angola. *Vegetation Classification and Survey*, 2, 109–116. <https://doi.org/10.3897/VCS/2021/68916>
- Gonçalves, A. C., 2024. Energy Plantations. In: Gonçalves, A. C. & Malico, I., (Eds), *Forest bioenergy: From wood production to energy use*. Springer-Business Media, Dordrecht, Netherland, 91–119. https://doi.org/10.1007/978-3-031-48224-3_4
- Gong, Z., Gong, Z. & Tang, Y., 2016. Impacts of reforestation on woody species composition, species diversity and community structure in dry-hot valley of the Jinsha River, southwestern China. *Journal of Mountain Science*, 13(12), 2182–2191. <https://doi.org/10.1007/S11629-015-3449-2>
- Gonsalves J. 2013. *A new relevance and better prospects for wider uptake of social learning within CGIAR*. Working Paper no. 37. CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security (CCAFS). Copenhagen, Denmark, 176p.
- Goodchild, M.F., 2007. Citizens as sensors: The world of volunteered geography. *GeoJournal*, 69(4), 211–221. <https://doi.org/10.1007/S10708-007-9111-Y>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D. & Moore, R., 2017. Google Earth Engine: Planetary-Scale Geospatial Analysis for Everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Gotore, T., Ndagurwa, H. G. T., Ndagurwa, H. G. T., Kativu, S., Gautier, D. & Gazull, L., 2021. Woody plant assemblage and the structure of miombo woodland along a disturbance gradient in Hurungwe, Zambezi Valley, Zimbabwe. *Journal of Forestry Research*, 32(5), 1–11. <https://doi.org/10.1007/S11676-020-01242-3>
- Grantham, H.S., Shapiro, A., Bonfils, D., Gond, V., Goldman, E. D., Maisels, F., Maisels, F., Plumptre, A. J., Rayden, T., Robinson, J., Strindberg, S., Stokes, E. J., Tulloch, A. I. T., Tulloch, A. I. T., Tulloch, A. I. T., Watson, J. E. M., Watson, J. E. M., Williams, L. & Rickenbach, O., 2020. Spatial priorities for conserving the most intact biodiverse forests within Central Africa. *Environmental Research Letters*, 15(9), 0940b5. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/AB9FAE>

- Grantham, H.S., Tibaldeschi, P., Izquierdo, P., Mo, K., Patterson, D.J., Rainey, H., Watson, J.E.M. & Jones, K.R., 2021. *The emerging threat of extractives sector to intact forest landscapes. Frontiers in Forests and Global Change*, 4, 692338. <https://doi.org/10.3389/FFGC.2021.692338>
- Grouwels, S., Kisoyan, P., Kitema, A., Wanjira, E. O. & Ziba, V., 2022. *Du laissez-faire à l'organisation en groupes—Un bref historique des associations de producteurs de charbon de bois durable au Kenya et en Zambie*. CIFOR, Bogor, Indonésie, 32p.
- Guerraoui, R., Kermarrec, A.-M., Niot, G., Ruas, O. & Taiani, F., 2022. GoldFinger: Fast & Approximate Jaccard for Efficient KNN Graph Constructions. *IEEE Transactions on Knowledge and Data Engineering*, 35(11), 11461–11475. <https://doi.org/10.1109/tkde.2022.3232689>
- Guizol, P., Diakhite, M., Seka, J., Bring, C., Mbonayem, L., Awono, A., Oyono, P.R., Mokpidie, D., Ndikumagenge, C., Sonwa, D., Ndabirorere, S., Waitkuwait, W.E., Ngobieng, M.A., Tabi, P. & Essamba, L., 2022. La restauration des paysages forestiers (RPF) en Afrique centrale. In : Eba'a Atyi, R., Hiol Hiol, F., Lescuyer, G., Mayaux, P., Defourny, P., Bayol, N., Saracco, F., Pokem, D., Sufo Kankeu, R. & Nasi, R., (Eds), *Les forêts du bassin du Congo : État des Forêts 2021*, CIFOR, Bogor, Indonésie, 338–359.
- Gumbo, D. J., Dumas-Johansen, M., Muir, G., Boerstler, F. & Xia, Z., 2018. *Sustainable management of Miombo woodlands*. FAO, Rome, Italie, 64p.
- Gupta, B. & Mishra, T.K., 2019. Analysis of tree diversity and factors affecting natural regeneration in fragmented dry deciduous forests of lateritic West Bengal. *Tropical Ecology*, 60, 405–414. <https://doi.org/10.1007/s42965-019-00039-8>
- Hafner, M., Tagliapietra, S. & De Strasser, L., 2018. *Energy in Africa*. Springer, Cham, Switzerland, 125p. https://doi.org/10.1007/978-3-319-92219-5_3
- Haggar, J., Nelson, V., Lamboll, R., Rodenburg, J., 2020. Understanding and informing decisions on Sustainable Agricultural Intensification in Sub-Saharan Africa. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 19, 349–358. <https://doi.org/10.1080/14735903.2020.1818483>
- Haji, L., Valizadeh, N. & Hayati, D., 2021. The Role of Local Communities in Sustainable Land and Forest Management. In: Shit, P.K., Pourghasemi, H.R., Das, P. & Bhunia, G.S., (Eds), *Spatial Modeling in Forest Resources Management: Environmental Science and Engineering*. Springer, Cham., Switzerland, 473–503. https://doi.org/10.1007/978-3-030-56542-8_20
- Hakizimana, P., Bangirinama, F., Havyarimana, F., Habonimana, B. & Bogaert, J., 2011. Analyse de l'effet de la structure spatiale des arbres sur la régénération naturelle de la forêt claire de Rumonge au Burundi.

Bulletin scientifique de l'Institut national pour l'environnement et la conservation de la nature, 9, 46–52.

- Hamad, M. Adam. A., Ahmed, M. & Eltahir, M.E.S., 2018. Adoption of using biogas technology as alternative clean energy in West Kordofan state, Sudan. *MOJ Food Processing & Technology*, 6(3), 241–249. <https://doi.org/10.15406/MOJFPT.2018.06.00171>
- Hamadi, A., Borderies, P., Albinet, C., Koleck, T., Villard, L., Minh, D. H. T., Toan, T. L. & Burban, B., 2015. Temporal Coherence of Tropical Forests at P-Band: Dry and Rainy Seasons. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 12(3), 557–561. <https://doi.org/10.1109/LGRS.2014.2350513>
- Hamlin, M. L., 2013. “Yo soy indígena”: identifying and using traditional ecological knowledge (TEK) to make the teaching of science culturally responsive for Maya girls. *Cultural Studies of Science Education*, 8, 759–776. <https://doi.org/10.1007/s11422-013-9514-7>
- Han, H., Jian, Z., Liu, Y. & Zhang, Y., 2024. Response of rural landscape disturbance changes to human activities in karst mountainous areas. *Ciencia Rural*, 55(2), e20230107. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20230107>
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O. & Townshend, J.R.G., 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342, 850–853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Hasset E.M., Stehman S.V. & Wickham J.D., 2012. Estimating landscape pattern metrics from a sample of land cover. *Landscape Ecology*, 27, 133–149. <https://doi.org/10.1007/S10980-011-9657-4>
- Heinken, T., Diekmann, M., Liira, J., Orczewska, A., Schmidt, M., Brunet, J., Chytrý, M., Chabrierie, O., Decocq, G., De Frenne, P., Dřevojan, P., Dzwonko, Z., Ewald, J., Feilberg, J., Graae, B.J., Grytnes, J., Hermý, M., Kriebitzsch, W., Laiviņš, M., Lenoir, J., Lindmo, S., Marage, D., Marozas, V., Niemeyer, T., Paal, J., Pyšek, P., Roosalu, E., Sádlo, J., Schaminée, J.H.J., Tyler, T., Verheyen, K., Wulf, M. & Vanneste, T., 2022. The European Forest Plant Species List (EuForPlant): Concept and applications. *Journal of Vegetation Science*, 33, e13132. <https://doi.org/10.1111/jvs.13132>
- Heinrich, V.H.A., Vancutsem, C., Dalagnol, R., Rosan, T. M., Fawcett, D., Silva-Junior, C. H.L., Cassol, H.L.G., Achard, F., Jucker, T., Silva, T.C., House, J., Sitch, S., Hales, T.C. & Aragão, L.E.O.C., 2023. The carbon sink of secondary and degraded humid tropical forests. *Nature*, 615, 436–442. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05679-w>
- Hendrastiti, T.K., Setiahadi, R., Kusujarti, S., Pratiwi, D. & Safrudi, H.I., 2024. Essential Ecosystem Area Policies as a Means to Promote Participatory and Inclusive Conservation in Forest Landscape Governance: Centering Perspectives of Marginalized Women in Taman Kili-Kili, Indonesia.

- Forest and Society*, 8(1), 140-153.
<https://doi.org/10.24259/fs.v8i1.28312>
- Herbohn, J.L., Ota, L., Gregorio, N., Chazdon, R.L., Fisher, R.J., Baynes, J., Applegate, G., Page, T., Carias, D., Romero, C., Putz, F.E. & Firn, J., 2022. The community capacity curve applied to reforestation: a framework to support success. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 378(1867), 20210079. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0079>
- Hervé, D., Randriambanona, H., Ravonjimalala, H.R., Ramanankierana, H., Rasoanaivo, N.S., Baohanta, R. & Carrière, S.M., 2020. Perceptions des fragments forestiers par les habitants des forêts tropicales humides malgaches. *Bois et Forêts des Tropiques*, 345, 43–62.
<https://doi.org/10.19182/bft2020.345.a31929>
- Hick, A., Hallin, M., Tshibungu, A. & Mahy, G., 2018. La place de l'arbre dans les systèmes agricoles de la région de Lubumbashi. In : Bogaert, J., Colinet, G., Mahy, G., (Eds), *Anthropisation des Paysages Katangais*. Les Presses Universitaires de Liège—Agronomie: Gembloux, Belgium, 111–123.
- HLPE, 2017. *Sustainable Forestry for Food Security and Nutrition*, A report by the high level panel of experts on food security and nutrition of the committee on World Food Security, HLPE: Rome, Italy, 137p.
- Holl, K.D. & Aide, T.M., 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261, 1558–1563.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>
- Hollingsworth, L. T., Johnson, D., Sikaundi, G. & Siame, S., 2015. *Fire Management Assessment of Eastern Province, Zambia*. Washington, DC: USDA Forest Service, International Programs, 88p.
- Hong, S. K., Bogaert, J. & Min, Q., 2014. *Biocultural landscapes: Diversity, functions and values*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 236p.
- Hoque, M., 2023. Unveiling the ripple effect: how human activities reshape ecosystems. *Romanian Journal of Ecology & Environmental Chemistry*, 5, 17–28. <https://doi.org/10.21698/rjeec.2023.202>
- Hosier, R. & Kipondya, W., 1993. Urban household energy use in Tanzania: prices, substitutes and poverty. *Journal of Energy Policy*, 5(21), 454–473.
[https://doi.org/10.1016/0301-4215\(93\)90035-E](https://doi.org/10.1016/0301-4215(93)90035-E)
- Houeto, G., Glele Kakai, R., Salako, V., Fandohan, B., Assogbadjo, A. E., Sinsin, B. & Palm, R. (2014). Effect of inventory plot patterns in the floristic analysis of tropical woodland and dense forest. *African Journal of Ecology*, 52, 257–264. <https://doi.org/10.1111/aje.12112>
- Ibanda, K.P., 2019. *La réforme forestière de 2002 en République démocratique du Congo. Essai d'évaluation de ses conséquences juridiques, fiscales, écologiques et socio-économiques*. L'Harmattan, Paris, France, 22p.
- Ignatius, A., Arunbabu, V., Neethu, J. & Ramasamy, E. V., 2014. Rhizofiltration of lead using an aromatic medicinal plant *Plectranthus amboinicus* cultured in a hydroponic nutrient film technique (NFT) system.

- Environmental Science and Pollution Research*, 21, 13007–13016.
<https://doi.org/10.1007/s11356-014-3204-1>
- Imam, E., 2019. *Remote Sensing and GIS Module: Colour Composite Images and Visual Image Interpretation*. University Grand Commission (UGC), Government of India, 21p.
- Imorou, I.T., Arouna, O., Zakari, S., Djaouga, M., Thomas, O. & Kinmadon, G., 2019. Des images satellites pour la gestion durable des territoires en Afrique. In : *Proceedings of the Actuellement au Bénin la Conférence*. OSFACO, Cotonou, Bénin, 13–15 March 2019, 1–25.
- Ingram, V., Ndoye, O., Iponga, D.M., Tieguhong, J.C. & Nasi, R., 2012. Les produits forestiers non ligneux : Contribution aux économies nationales et stratégies pour une gestion durable. In : De Wasseige, C., de Marcken, P., Bayol, N., Hiol Hiol, F., Mayaux, P., Desclée, B., Nasi, R., Billand, A., Defourny, P. & Eba'a Atyi, R., (Eds), *Les forêts du bassin du Congo–Etat des Forêts 2010*. Office des publications de l'Union Européenne : Luxembourg, 137–154.
- Ingram, V. J., Abdon, A. & Schure, J. M., 2016. Les PFNL participent à la création de revenus pour les ménages pauvres. In : Ndoye, O. & Vantomme, P., (Eds), *Vivre et se nourrir de la forêt en Afrique centrale*. FAO, Rome, Italie, 47–53.
- Institut National de la Statistique, École de Santé Publique de Kinshasa et ICF. 2025. *République Démocratique du Congo, Enquête Démographique et de Santé 2023–24 : Rapport des indicateurs clés*. Banque mondiale, USAID, Le Fonds mondial, UNICEF, Kinshasa, RDC et Rockville, Maryland, USA, 69p.
- Institut Nation de la Statistique, 2021. *Annuaire Statistique RDC 2020*, Ministère du Plan : Kinshasa, République Démocratique du Congo, 1404p.
- Islam, M.S., 2008. Towards a sustainable e-Participation implementation model. *European Journal Epractice*, 5(10), 1–12.
- Jebb, A. T., Ng, V. & Tay, L., 2021. A review of key Likert scale development advances: 1995-2019. *Frontiers in psychology*, 12, 637547.
<https://doi.org/10.3389/fpsyg.2021.637547>
- Jenke, M., Soekardjo Hintz, K., Starfinger, M. & Giessen, L., 2023. Towards a Typology of Forest-Managing Organisations Around the Globe. *International Forestry Review*, 25(2), 190–210.
<https://doi.org/10.1505/146554823837244419>
- Jew, E.K.K., Dougill, A.J., Sallu, S.M., O'Connell, J. & Benton, T.G., 2016. Miombo woodland under threat: Consequences for tree diversity and carbon storage. *Forest Ecology and Management*, 361, 144–153.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.011>
- Jew, E.K.K., Burdekin, O., Dougill, A.J. & Sallu, S.M., 2019. Rapid land use change threatens provisioning ecosystem services in miombo woodlands. *Natural Resources Forum*, 43(1), 56–70.
<https://doi.org/10.1111/1477-8947.12167>

- Jha, K.K., 2015. Non-timber Forest Products, Their Vulnerability and Conservation in a Designated UNESCO Heritage Site of Arunachal Pradesh, India. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 7(4), 444–455. <https://doi.org/10.15835/NSB749701>
- Jia, H. & Guo, Y., 2024. *Remote Sensing Change Detection Based on Multi-scale Spatio-Temporal Perceptual Attention Network*. *Cross Strait Radio Science and Wireless Technology Conference (CSRSWTC)*. Macao, China, 1–3. <https://doi.org/10.1109/csrswtc64338.2024.10811503>
- Jimoh S.O., Ikyagba E.T., Alarape A.A., Obioha E.E. & Adeyemi A.A., 2012. The role of traditional laws and taboos in wildlife conservation in the oban hill sector of cross river national park (CRNP), Nigeria. *Journal of Human Ecology*, 39 (3), 209–219. <https://doi.org/10.1080/09709274.2012.11906513>
- Johnston, L. G. & Sabin, K., 2010. Échantillonnage déterminé selon les répondants pour les populations difficiles à joindre. *Methodological Innovations*, 5(2), 38–48. <https://doi.org/10.4256/mio.2010.0017a>
- Joiris, D.V., Logo, P.B. & Abega, S.C., 2014. La gestion participative des forêts en Afrique centrale : Logique développementiste, gouvernance participative et stratégies d'acteurs. *Ethnoecologie*, 6, 1960. <https://doi.org/10.4000/ethnoecologie.1960>. (Consulté le 14 mai 2021)
- Jorez, J-P., 2024. *Opportunities for Transition to Clean Household Energy in Democratic Republic of the Congo: Application of WHO's Household Energy Assessment Rapid Tool (HEART) for Situational Assessment and Stakeholder Mapping*. Rapport final, WHO, Rome, Italia, 80p.
- Joseph, G.S., Seymour, C. L., Cumming, G.S., Mahlangu, Z., Cumming, D.H. M. & Cumming, D.H.M., 2013. Escaping the flames: large termitaria as refugia from fire in miombo woodland. *Landscape Ecology*, 28(8), 1505–1516. <https://doi.org/10.1007/S10980-013-9897-6>
- Juhé-Beaulaton, D., 2007. Bois sacrés et conservation de la biodiversité (sud Togo et Bénin). In : Deslaurier C., Juhé-Beaulaton, D., (Eds), *Afrique, terre d'histoire*. Karthala, Paris, France, 115–129
- Kabanyegeye, H., Useni, S.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*, 18, 203–205. <https://hdl.handle.net/2268/256070>
- Kabanyegeye, H., 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 p.
- Kabuli, A. M. & Phiri, M., 2006. *Farmer perceptions, choice and adoption of soil management technologies in maize-based farming systems of Malawi. Management of Tropical Sandy Soils for Sustainable Agriculture*. FAO, Rome, Italia, 430p.

- Kabulu, D.J., Bamba, I., Munyemba, K.F., Defourny, P., Vancutsem, C., Nyembwe, N.S., Ngongo, L.M. & Bogaert, J., 2008. Analyse de La Structure Spatiale Des Forêts Au Katanga. *Annales de la Faculté des Sciences Agronomiques de l'Université de Lubumbashi*, 1, 12–18.
- Kabulu, D.J.-P., Vranken, I., Bastin, J.-F., Malaisse, F., Nyembwe, S., Useni, S.Y., Ngongo, L.M. & Bogaert, J., 2018. Approvisionnement en charbon de bois des ménages Lushois : Quantité, alternatives et conséquences. In : Bogaert, J., Colinet, G. & Mahy, G., (Eds), *Anthropisation des Paysages Katangais*. Les Presses Universitaires de Liège, Liège, Belgium, 297–311.
- Kacholi, D.S. & Mvungi, H.A., 2022. Ethnomedicinal survey of antidiarrheal plants of the Nyamwezi people of Nsenda ward in Urambo District, central western Tanzania. *Ethnobotany Research and Applications*, 24, 21. <https://ethnobotanyjournal.org/index.php/era/article/view/3935>. (accessed on 27 July 2023).
- Kagombe, J.K., Cheboiwo, J.K., Gichu, A., Handa, C. & Wamboi, J., 2018. Payment for Environmental Services: Status and Opportunities in Kenya. *Journal of Resources Development and Management*, 40, 1–13.
- Kalaba, F.K., 2013. *Forest Ecosystem Services, Rural Livelihoods, and Carbon Storage in Miombo Woodland in the Copperbelt Region of Zambia*. Ph.D. Thesis, University of Leeds, Lusaka, Zambia, 238p.
- Kalaba, F. K., Quinn, C. H., Dougill, A. J. & Vinya, R., 2013. Floristic composition, species diversity and carbon storage in charcoal and agriculture fallows and management implications in Miombo woodlands of Zambia. *Forest Ecology and Management*, 304, 99–109. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.024>
- Kalambayi, A.R.M., Malankanga, G.S. & Kinkela, C., 2019. Typologie des exploitations agricoles familiales dans les territoires de Kazumba, Dimbelenge et Demba au Kasai Central en République Démocratique du Congo. *Afrique SCIENCE*, 15, 377–390. <http://www.afriquescience.net>. (Accessed on 12 December 2022).
- Kalawu, S.M., Ngoy, M.K., Ombeni, I., Mane, L. & Claude, P., 2022. Mapping the stratification of vegetation classes in the Miombo forests and assessing the accuracy of their classification in Katanga province in the Democratic Republic of the Congo. *International Journal of Scientific and Engineering Research*, 13, 770–785.
- Kalawu, S.M., Ngoy, M.K., Ombeni, I., Mané, L., Bolaluembe Boliale, P.-C., Tungi-Tungi, J. & Kaki, H., 2023. Analysis of the stratification of vegetation classes in the Miombo forests of the Democratic Republic of Congo. *Revue Africaine d'environnement et de d'agriculture*, 6(2), 20–30. <https://doi.org/10.4314/rafea.v6i2.4>
- Kalinganire, A., Weber, J.C. & Coulibaly, S., 2012. Improved *Ziziphus mauritiana* germplasm for Sahelian smallholder farmers: First steps toward a

- domestication programme. *Forests, Trees and Livelihoods*, 21(2), 128–137. <https://doi.org/10.1080/14728028.2012.715474>
- Kalombo, K. D., 2015. Caractérisation de la répartition temporelle des précipitations à Lubumbashi (Sud-Est de la RDC) sur la période 1970-2014. *XXIII Colloque de l'Association Internationale de Climatologie*, Liege, Belgique, 531–536.
- Kalombo, K. D., 2016. *Evolution des éléments du climat en RDC : Stratégies d'adaptation des communautés de base, face aux événements climatiques de plus en plus fréquents*. Éditions universitaires européennes, Sarrebruck, Allemagne, 220p.
- Kamatou, G.P.P., Vermaak, I. & Viljoen, A.M., 2011. An updated review of *Adansonia digitata*: A commercially important African tree. *South African Journal of Botany*, 77, 908–919.
- Kamelarczyk, K. B. F. & Smith-Hall, C., 2014. REDD herring: Epistemic community control of the production, circulation and application of deforestation knowledge in Zambia. *Forest Policy and Economics*, 46, 19–29.
- Kanneboyena, O., Suthari, S. & Naidu, M.T., 2023. Potential Resources of NTFPs and Socio-economic Empowerment in the Rural Economy of Telangana, India. *The Journal of Plant Science Research*, 38(2), 589–602. <https://doi.org/10.32381/jpsr.2022.38.02.14>
- Kantamaturapoj, K., Chanchitpricha, C., Hongsuwan, P., Suebsing, P., Thaweesuk, S. & Wibulpolprasert, S., 2023. A framework of stakeholder analysis for public participation in EIA process: a case study of Thailand. *Impact assessment and project appraisal*, 41(6), 444–462. <https://doi.org/10.1080/14615517.2023.2261748>
- Kanté, A.M., 2009. Décentralisation, gouvernance forestière et démocratie au Sénégal: y a-t-il un avant et un après 1996? *Vertigo*, 6. <https://doi.org/10.4000/vertigo.9114>. (Consulté le 22 mars, 2021).
- Karsenty, A. & Ongolo, S., 2012. Can “fragile states” decide to reduce their deforestation? The inappropriate use of the theory of incentives with respect to the REDD mechanism. *Forest policy and economics*, 18, 38–45. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2011.05.006>
- Karsenty, A. & Ongolo, S., 2019. Timber production in the Congo Basin: Challenges and perspectives. *Forests*, 10, 303.
- Kasekete D. K., Bourland N., Gerkens M., Louppe D., Schure J. & Mate J.-P., 2023. Bois-énergie et plantations à vocation énergétique en République démocratique du Congo : cas de la province du Nord-Kivu–Synthèse bibliographique. *Bois et Forêts des Tropiques*, 357, 5–28. <https://doi.org/10.19182/bft2023.357.a36927>
- Kasereka, K.K. & Mate, M.J.-P., 2018. Gouvernance environnementale de la ville de Butembo par les services publics urbains (Nord-Kivu, République Démocratique du Congo). *Tropicultura*, 36, 578–592.

- <https://popups.uliege.be:443/2295-8010/index.php?id=1655> (Accessed on 21 December 2022).
- Kasherwa, A. & Twikirize, J., 2018. Decentralization and Access to Basic Social Services in Post-Conflict DRC: The Promise and the Disillusion. *Oman Chapter of Arabian Journal of Business and Management Review*, 7(3), 28–37. <https://doi.org/10.12816/0046982>
- Kasongo, L.M.E. & Banza, M.J., 2015. Evaluation de la réponse du soja aux doses croissantes d'un compost à base de *Tithonia diversifolia* sur un sol fortement altéré. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 11(2), 273–281
- Kasongo, L.M.E., Baert, B., Ngongo, L.M., Verdoodt, A. & Van Ranst, E., 2018. Esquisse des pédopaysages du Katanga et aperçu sur les potentialités agricoles et activités minières. In : Bogaert, J., Colinet, G., Mahy, G., (Eds), *Anthropisation des Paysages Katangais*, Les Presses Universitaires de Liège–Agronomie, Gembloux, Belgium, 127–156.
- Kasongo, B. K. W. N., De Kesel, A., Mukala, E. K., Bostoen, K. & Degreef, J., 2021. Edible fungi consumed by the Lamba and Bemba people of Haut-Katanga (DR Congo). *European Journal of Agriculture and Food Sciences*, 3(3), 41–46. <https://doi.org/10.24018/EJFOOD.2021.3.3.289>
- Kassahun, A.A., Abate, D. & Belete, D.A., 2024. The Effects of Disturbance on Woody Species Composition, Structure and Regeneration Status In Ura Natural Forest, Guangua district, Awi Zone, Ethiopia. *Heliyon*, 10(18), e38155. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4258401/v1>
- Kassaye, M., Nigatu, A., Gedamu, B., Derebe, Y., Tamer, M., Ayne, F., Emiru, E. & Belay, B., 2023. Assisted natural regeneration of selected tree species through silviculture interventions as a tool for restoring degraded natural forests in northwestern Ethiopia. *Forest Science and Technology*, 19, 232–240. <https://doi.org/10.1080/21580103.2023.2237985>
- Kassibo, B., 2006. Approches Participatives et Gestion Décentralisée de la Forêt du Samori dans la Commune de Baye, Région de Mopti (Mali). *Afrique et Développement*, 2, 215–242.
- Kassongo, E., 2023. Legislation for the Control of the Timber Trade in the Democratic Republic of Congo and the Congo Basin. In: Marie-Claire Cordonier Segger, M-C, Wardell, A.D. & Harrington, A., (Eds), *CITES as a Tool for Sustainable Development*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 344–362. <https://doi.org/10.1017/9781108325776.023>
- Katembera, S.C., Mikwa, J.-F., Cirhuza, M.A., Gond, V. & Boyemba, B.F., 2015. Identification des moteurs de déforestation dans la région d'isangi, République Démocratique du Congo. *Bois et Forêts des Tropiques*, 324(2), 29-38. <https://doi.org/10.19182/bft2015.324.a31264>
- Kaumbu, J.M.K., Mpundu, M.M.M., Kasongo, E.L.M., Ngoy Shutcha, M., Tekeu, H., Kalambulwa, A.N. & Khasa, D., 2021. Early Selection of Tree Species for Regeneration in Degraded Woodland of Southeastern Congo Basin. *Forests*, 12, 117. <https://doi.org/10.3390/f12020117>

- Kazungu, M., Zhunusova, E., Kabwe, G. & Günter, S., 2021a. Household-Level Determinants of Participation in Forest Support Programmes in the Miombo Landscapes, Zambia. *Sustainability*, 13, 2713. <https://doi.org/10.3390/su13052713>
- Kazungu, M., Ferrer Velasco, R., Zhunusova, E., Lippe, M., Kabwe, G., Gumbo, D.J. & Günter, S., 2021b. Effects of household-level attributes and agricultural land-use on deforestation patterns along a forest transition gradient in the Miombo landscapes, Zambia. *Ecological Economics*, 186, 107070. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107070>
- Kebebew, Z. & Ozanne, C.M. P., 2024. Diversity, preference, and conservation priority of woody plant species in coffee agroforestry system in southwest Ethiopia. *Frontiers in Forests and Global Change*, 7, 1269141. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2024.1269141>
- Kengoum, F.K., Pham, T.T. & Sonwa, D.J., 2020. *A decade of REDD+ in a changing political environment in the Democratic Republic of Congo*. CIFOR-ICRAF, Bogor, Indonesia, 8p. <https://doi.org/10.17528/CIFOR/007893>
- Kengoum, F., Pham, T.T. & Mihigo, B.P., 2022. *From participation to inclusive Forest governance in REDD+ in the DRC*. Infobrief, Vol. 362, CIFOR-ICRAF, Bogor, India, 12p. <https://doi.org/10.17528/cifor/008498>
- Kengoum, F., Thuy, P.T. & Mihigo, B.P.N., 2024. *REDD+ benefit sharing mechanisms in the Democratic Republic of the Congo*. CIFOR-ICRAFT, Bogor, Indonesia, 55p. <https://doi.org/10.17528/cifor-icraf/009119>
- Kestemont, B., Frendo, L. & Zaccai, E., 2006. Indicateurs des impacts du développement sur l'environnement : une comparaison Afrique-Europe. *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 7(2). <http://journals.openedition.org/vertigo/2300>. (Consulté le 19/03/2025).
- Ketlhoilwe, M.J. & Jeremiah, K., 2016. The role of traditional ecological knowledge in natural resources management: a case study of village communities in eastern part of botswana. *European Journal of Education Studies*, 2(4), 29–43. <https://doi.org/10.46827/EJES.V0I0.232>
- Khoji, M. H., N'tambwe, N. D., Malaisse, F., Waselin, S., Kouagou, R. S., Cabala, K. S., Munyemba, F. M., Bastin, J.-F., Bogaert, J. & Useni, S.Y., 2022. Quantification and Simulation of Landscape Anthropization around the Mining Agglomerations of Southeastern Katanga (DR Congo) between 1979 and 2090. *Land*, 11, 850. <https://doi.org/10.3390/land11060850>
- Khoji, M. H., N'tambwe, N. D., Mwamba, K. F., Harold, S., Munyemba, K. F., Malaisse, F., Bastin, J.-F., Useni, S. Y. & Bogaert, J., 2023. Mapping and Quantification of Miombo Deforestation in the Lubumbashi Charcoal Production Basin (DR Congo): Spatial Extent and Changes between 1990 and 2022. *Land*, 12, 1852. <https://doi.org/10.3390/land12101852>

- Khoji, M.H., Mpanda, M.M., Kipili, M.I., Malaisse, F., N'tambwe, N.D., Kasanda, M.N., Bastin, J.-F., Bogaert, J. & Useni, S.Y., 2024. Protected area creation and its limited effect on deforestation: Insights from the Kiziba-Baluba hunting domain (DR Congo). *Trees, Forests and People*, 18, 100654. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100654>
- Khoji Muteya, H., Nghonda, N. D, Malaisse, F., Bogaert, J. & Sikuzani, Y. U., 2025. Mapping and Quantifying Deforestation in the Zambezi Ecoregion of Central-Southern Africa: Extent and Spatial Structure. *Frontiers in Remote Sensing*, 6, 1590591. <https://doi.org/10.3389/frsen.2025.1590591>
- Kibala, K.J., 2020. *Pauvreté et Chômage en République Démocratique du Congo : État des Lieux, Analyses et Perspectives*. Centre de Recherches Economiques et Quantitatives (CREQ): Kinshasa, Democratic Republic of the Congo, 24p. <https://hal.science/hal-02909695/document>. (Accessed on 14 December 2022).
- Kidane, L., Balke, A. & Backéus, I., 2023. Contribution of Participatory Forest Management Program in Non-Timber Forest Products to balance Livelihood Improvement and Conservation: a case of Sera Forest, Amigna District, Southern Ethiopia. *Momona Ethiopian Journal of Science*, 15(2), 235–271. <https://doi.org/10.4314/mejs.v15i2.6>
- Kikombo, I.N., 2006. Assessing the impact of turnoils and wars on the environment in the city of Lubumbashi using remote sensing data. *The Great Lake Research Journal*, 2, 74–90.
- Kimambo, N.E., L'Roe, J., Naughton-Treves, L. & Radeloff, V.C., 2020. The role of smallholder woodlots in global restoration pledges – Lessons from Tanzania. *Forest Policy and Economics*, 115, 102144. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102144>
- Kimaro, A.A., Isaac, M.E. & Chamshama, S.A.O., 2011. Carbon Pools in Tree Biomass and Soils Under Rotational Woodlot Systems in Eastern Tanzania. In: Kumar, B.M. & Nair, P.K.R., (Eds), *Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems: Opportunities and Challenges*. Advances in Agroforestry, Springer: Dordrecht, The Netherlands, 129–143.
- Kinda, H. & Thiombiano, N., 2024. Does transparency matter? Evaluating the Impacts of the Extractive Industries Transparency Initiative (EITI) on Deforestation in Resource-rich Developing Countries. *World Development*, 173, 106431. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2023.106431>
- Kindo, A. I., Abasse, T., Soumana, I., Bogaert, J. & Mahamane, A., 2019. Perception locale et facteurs de mutation de la flore ligneuse d'une aire protégée d'Afrique de l'Ouest : cas de la Réserve Partielle de Faune de Dosso, Niger. *Afrique SCIENCE*, 15(6), 229–249
- Kiruki, H.M., Van Der Zanden, E.H., Gikuma-Njuru, P. & Verburg, P.H., 2017. The effect of charcoal production and other land uses on diversity, structure

- and regeneration of woodlands in a semi-arid area in Kenya. *Forest Ecology and Management*, 391, 282–295. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.030>
- Kissanga, R., Catarino, L., Máguas, C., Cabral, A.I.R. & Chozas, S., 2023. Assessing the Impact of Charcoal Production on Southern Angolan Miombo and Mopane Woodlands. *Forests*, 15(1), 78. <https://doi.org/10.3390/f15010078>
- Kissanga, R., Catarino, L., Máguas, C. & Cabral, A.I.R., 2024. Dynamics of land-cover change and characterization of charcoal production and trade in southwestern Angola. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 34, 101162. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2024.101162>
- Kitoto, P.A.O., 2018. Facteurs d'adoption des foyers améliorés en milieux urbains sahéliens camerounais. *Développement durable et territoires*, 9(1), 12182. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.12182>. (Consulté le 17 juin 2023).
- Kiyulu, J. & Mpoyi, M.A., 2007. *Mécanismes d'amélioration de la gouvernance forestière en République Démocratique du Congo : Rapport national d'études juridiques et socio-économiques*. UE, IUCN, Kinshasa, RDC, 88p.
- 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. In: Hong, SK., Nakagoshi, N., Fu, B. & Morimoto, Y., (Eds), *Landscape Ecological Applications in Man-Influenced Areas: Linking Man and Nature Systems*. Springer, Dordrecht, The Netherlands 7–32. https://doi.org/10.1007/1-4020-5488-2_2
- Kolassa, J.E., 2020. *An Introduction to Nonparametric Statistics*. 1st ed., Chapman and Hall/CRC, New York, USA, 224p. <https://doi.org/10.1201/9780429202759>
- Kombienou, P. D., Toko, I. I., Dagbenonbakin, G. D., Mensah, G. A. & Sinsin, B. A., 2020. Impacts socio-environnementaux des activités agricoles en zone de montagnes au Nord-Ouest de l'Atacora au Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, 145(1), 14914–1929.
- Köppen, W.P., 1936. *Das geographische System der Klimate*. Handbuch der Klimatologie, Berlin, Germany, 44p.
- Kosoe, E. A., Adjei, P. O. W. & Diawuo, F., 2020. From sacrilege to sustainability: The role of indigenous knowledge systems in biodiversity conservation in the upper west region of Ghana. *GeoJournal*, 85 (4), 1057–1074. <https://doi.org/10.1007/s10708-019-10010-8>
- Kothari, S. & Schweiger, A.K., 2022. Plant spectra as integrative measures of plant phenotypes. *Journal of Ecology*, 110(11), 2536–2554. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13972>

- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. & Rubel, F., 2006. World Map of the Köppen-Geiger Climate Classification Updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15, 259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Kouakou, K.A., Barima, Y.S.S., Kpangui, B. & Godron, M., 2018. Analyse des profils écologiques des produits forestiers non-ligneux dans la région du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). *Tropicultura*, 36, 435–446.
- Kouakou, K., 2019. *Disponibilité et Vulnérabilité des Espèces Sources de Produits Forestiers non Ligneux d'origine Végétale de la forêt Classée du Haut-Sassandra et sa Périphérie Après la Décennie de Crise au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire*. Thèse de doctorat, Université de Jean Lorougnon Guede, Daloa, Cote d'Ivoire, 188p.
- Kristanti, R.A., Ngu, W.J., Yuniarto, A. & Hadibarata, T., 2021. Rhizofiltration for removal of inorganic and organic pollutants in groundwater: a review. *Biointerface Research in Applied Chemistry*, 11, 12326–12347. <https://doi.org/10.33263/BRIAC114.1232612347>
- Kujur, D., Dutta, J. & Ranga, M.M., 2019. Non-Wood Forest Products for Rural Livelihood and Sustainable Forestry with special reference to Chhattisgarh, India. *Pacific International Journal*, 2(3), 110–113. <https://doi.org/10.55014/pij.v2i3.90>
- Kunje, M. & Missanjo, E., 2021. Participatory Forest Management Tool for Promoting Sustainable Forest Utilization in Chiradzulu, Malawi. *Sumerianz Journal of Agriculture and Veterinary*, 4(1), 13–21. <https://doi.org/10.47752/SJAV.41.13.21>
- Kusters, K., Benneker, C., Dangal, S.P., de Graaf, M.M.A., Faure, N., Greijmans, M., Livingstone, J.E., Louman, B., Maindo, A., Mpoyi, C., Nziavake, S., Pasiecznik, N.M., Quetula, R.J., Rocas, N.M., Rodríguez, C. & Shibeshi, A., 2022. NGOs Facilitating Internal Governance Processes in Community Forestry Initiatives. *Tropical Conservation Science*, 15, 194008292211285. <https://doi.org/10.1177/1940082922112851>
- Kusuma, D. Y. & Syoufa, A., 2024. Analisis Elemen Pembentuk Citra Kota Kawasan Sukaasih Kecamatan Tangerang Berdasarkan Kajian Kevin Lynch. *Jurnal Lingkungan Binaan Indonesia*, 13(1), 21–30. <https://doi.org/10.32315/jlbi.v13i1.277>
- Kutsch, W.L., Merbold, L., Ziegler, W., Mukelabai, M.M., Muchinda, M., Kolle, O. & Scholes, R.J., 2011. The charcoal trap: Miombo forests and the energy needs of people. *Carbon Balance and Management*, 6(1), 5. <https://doi.org/10.1186/1750-0680-6-5>
- Kwesiga, F., Akinnifeshil, F., Ramadhani, T., Kadzere, I., Sakaf, J., Shumba, E. M., Lusepani, E. & Hangula, R., 2000. Domestication of indigenous fruit trees of the Miombo in Southern Africa. *Proceedings of a SADC Tree Seed Centre Network technical meeting*. Windhoek, Namibia, 8–24 <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=ZW2005100356>

- Kyale, K.J. & Maindo, M.N.A., 2017. Pratiques Traditionnelles de Conservation de la Nature à L'épreuve des Faits Chez Les Peuples Riverains de la Réserve de Biosphère de Yangambi (RDC). *European Scientific Journal*, 13(8), 328–356. <https://doi.org/10.19044/esj.2017.v13n8p328>
- Kyale, K.J., Wardell, D.A., Mikwa, J.-F., Kabuanga, J.M., Monga Ngonga, A.M., Oszwald, J. & Doumenge, C., 2019a. Dynamique de la déforestation dans la Réserve de biosphère de Yangambi (République démocratique du Congo) : Variabilité spatiale et temporelle au cours des 30 dernières années. *Bois et Forêts des Tropiques*, 341, 15–28. <https://doi.org/10.19182/bft2019.341.a31752>
- Kyale, K.J., Maindo, M.N.A. & Andrew W.D., 2019b. Moving beyond the illusion of participation in the governance of Yangambi Biosphere Reserve (Tshopo Province, Democratic Republic of Congo). *Nature Conservation*, 33, 33–54. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.33.30781>
- Lamah, S.P., Traore, O.M. & Bah, A.L., 2024. Theme: Assessment of anthropogenic pressure on Non-Timber Forest Products (NTFP) in the central area of the Nimba Mountains Biosphere Reserve–Republic of Guinea. *World Journal Of Advanced Research and Reviews*, 24(1), 804–820. <https://doi.org/10.30574/wjarr.2024.24.1.3118>
- Lambin, E.F., Meyfroidt, P., Rueda, X., Blackman, A., Börner, J., Cerutti, P.O., Dietsch, T., Jungmann, L., Lamarque, P., Lister, J., Walker, N.F. & Wunder, S., 2014. Effectiveness and synergies of policy instruments for land use governance in tropical regions. *Global Environmental Change*, 28, 129–140. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.007>
- Lambrecht, I., Vanlauwe, B. & Maertens, M., 2016. Integrated soil fertility management: from concept to practice in Eastern DR Congo. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 14(1), 100–118. <https://doi.org/10.1080/14735903.2015.1026047>
- Landry, J. & Chirwa, P.W., 2011. Analysis of the potential socioeconomic impact of establishing plantation forestry on rural communities in Sanga district, Niassa province, Mozambique. *Land Use Policy*, 28, 542–551. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2010.11.001>
- Langunu, S., Kilela Mwanasomwe, J., Colinet, G. & Ngoy Shutcha, M., 2024. Are Ecological Risk Indices for Trace Metals Relevant for Characterizing Polluted Substrates in the Katangese Copperbelt (DR Congo) and for Assessment of the Performance of Remediation Trials? *Environments*, 11(6), 122. <https://doi.org/10.3390/environments11060122>
- Langunu, S., 2025. *Evaluation de l'efficacité de la phytoremédiation de sols pollués en métaux traces dans l'arc cuprifère Katangais (République Démocratique du Congo)*. Thèse de doctorat. Université de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech, Belgique. 271p.

- Larson, J.E., Funk, J.L., 2016. Regeneration: An overlooked aspect of trait-based plant community assembly models. *Journal of Ecology*, 104, 1284–1298.
- Latawiec, A.E., Crouzeilles, R., Crouzeilles, R., Brancalion, P.H. S., Rodrigues, R.R., Sansevero, J.B.B., Sansevero, J.B.B., Santos, J. S. dos, Mills, M., Nave, A.G., Strassburg, B.B.N. & Strassburg, B.B.N., 2016. Natural regeneration and biodiversity: a global meta-analysis and implications for spatial planning. *Biotropica*, 48(6), 844–855. <https://doi.org/10.1111/BTP.12386>
- Laurance, W.F., Campbell, M.J., Alamgir, M. & Mahmoud, M. I., 2017. Road expansion and the fate of Africa's tropical forests. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 75. <https://doi.org/10.3389/FEVO.2017.00075>
- Laurent, J. & Gibout, C., 2010. Ces décors urbains qui invitent aux voyages. L'« imagibilité » chez les skaters de Montpellier. *Les annales de la recherche urbaine* 106, 110–120
- Lawin, I.F., Laleye, O.A.F. & Agbani, O.P., 2016. Vulnérabilité et stratégies endogènes de conservation des plantes utilisées dans le traitement du diabète dans les communes de Glazoué et Savè au Centre-Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10, 1069. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v10i3.14>
- Le Picard, H., 2020. Afrique subsaharienne : les enjeux d'une électrification durable se développer et résister au réchauffement. In : De Montbrial, T., David, D.R., (Eds), *Ramses 2021 : Le grand basculement ?* Institut français des relations internationales, Malakoff, France, 84–89. <https://doi.org/10.3917/ifri.demon.2020.01.0084>
- Le Roux, B., 2014. *Analyse géométrique des données multidimensionnelles*. Dunod, Paris, France, 407p.
- Leakey, R., Tientcheu Avana, M.-L., Awazi, N., Assogbadjo, A., Mabhaudhi, T., Hendre, P., Degrande, A., Hlahla, S. & Manda, L., 2022. The Future of Food: Domestication and Commercialization of Indigenous Food Crops in Africa over the Third Decade (2012–2021). *Sustainability*, 14, 2355. <https://doi.org/10.3390/su14042355>
- Leal, G.E.F., Filho, J.F.L., De Araújo, E.F. & Paulo, N.L., 2022. Gestão de Recursos Humanos no Setor Público / Human Resources Management in the Public Sector. *ID on Line. Revista de Psicologia*, 16(61), 282–295. <https://doi.org/10.14295/online.v16i61.3500>
- Lebailly, P., 2010. *Rapide évaluation de l'impact de la Crise du Secteur Minier de la Zone Lubumbashi-Likasi-Kolwezi de la Province du Katanga (RD Congo) et des Potentialités en Termes de Promotion de l'emploi. La Problématique Agricole*. Rapport Final, BIT, Gembloux, Belgium, 34p. Available online: https://www.gembloux.ulg.ac.be/economie-etdeveloppement-rural/wp-content/uploads/sites/34/2018/10/2013_LEBAILLY_Rapide-%c3%a9valuation-de-l-impact-de-la-

- [crise-du-secteur-minieremploi-Katanga.pdf](#) (accessed on 21 december 2022).
- Leblanc M. & Malaisse F., 1978. *Lubumbashi, un écosystème urbain tropical*. Centre International de Sémiologie, Université Nationale du Zaïre, Zaïre, 166p.
- Lemos, M.C. & Agrawal, A. (2006). Environmental governance. *Annual review of environment and resources*, 31, 297–325. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.042605.135621>
- Lescuyer, G., Karsenty, A. & Eba'a Atyi, R., 2009. Un nouvel outil de gestion durable des forêts d'Afrique Centrale : les paiements pour services environnementaux. In : De Wasseige, C., Devers, D., De Marcken, P., Eba'a Atyi, R., Nasi, R. & Mayaux, P., (Eds), *Les forêts du bassin du Congo : état des forêts 2008*. Publications Office of the European Union, Luxembourg, Luxembourg, 143–155.
- Lescuyer, G., Cerutti, P.O., Tshimpanga, P., Biloko, F., Adebu-Abdala, B., Tsanga, R., Yembe-Yembe, R. I. & Essiane-Mendoula, E., 2014. *Le marché domestique du sciage artisanal en République démocratique du Congo : État des lieux, opportunités et défis*. Document occasionnel 110, CIFOR, Bogor, Indonésie, 62p. <https://doi.org/10.17528/CIFOR/004552>
- Lescuyer, G., Kakundika, T.M., Lubala, I.M., Ekyamba, I.S., Tsanga, R. & Cerutti, P.O., 2019. Are community forests a viable model for the Democratic Republic of Congo. *Ecology and Society*, 24(1), 6. <https://doi.org/10.5751/ES-10672-240106>
- 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. <https://doi.org/10.1007/S10980-013-9901-1>
- Lillesand, T., Kiefer, R. W. & Chipman, J., 2015. *Remote sensing and image interpretation*. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, USA, 720p.
- Linuma, O.F. & Tang'are, J., 2018. Community Perceptions towards Participatory Forest Management, A Case of Kazimzumbwi Forest Reserve in Kisarawe, Tanzania. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 8(10), 125–144. <https://doi.org/10.29322/IJSRP.8.10.2018.P8217>
- Lisboa, S.N., Grinand, C., Betbeder, J., Montfort, F. & Blanc, L., 2024. Disentangling the drivers of deforestation and forest degradation in the Miombo landscape: A case study from Mozambique. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 130, 103904. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2024.103904>
- Liu X., Li X., Chen Y., Tan Z., Li S. & Ai, B., 2010. A new landscape index for quantifying urban expansion using multi-temporal remotely sensed data. *Landscape Ecology*, 25(5), 671–682. <https://doi.org/10.1007/S10980-010-9454-5>
- Liu, S., Zhang, J., Zhang, J. & Guo, Y., 2022. Simultaneously tackling ecological degradation and poverty challenges: Evidence from desertified areas in

- northern China. *Science of the Total Environment*, 815, 152927. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152927>
- Lockwood, M., Davidson, J., Curtis, A., Stratford, E. & Griffith, R., 2010. Governance Principles for Natural Resource Management. *Society & Natural Resources*, 23, 986–1001. <https://doi.org/10.1080/08941920802178214>
- Lonpi, T.E., Sambieni, K.R., Khasa, D., Bogaert, J., Kasali, J.L., Huart, A., Konda, K.M. A. & Malaisse, F., 2023. Les chenilles consommées dans la région de la réserve de biosphère de Luki en République démocratique du Congo : acteurs, connaissances locales et pressions. *Bois et Forêts des Tropiques*, 355, 21–34. <https://doi.org/10.19182/bft2023.355.a36785>
- Lonpi, T.E., Sambieni K.R., Messina, N.J-P., Nsevolo, M.P., Looli, B.L., Lumande, K.J., Khasa, D., Malaisse, F. & Bogaert, J., 2024. Diversity and availability of edible caterpillar host plants in the Luki biosphere reserve landscape in the Democratic Republic of the Congo. *Trees, Forests and People*, 18, 100719. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100719>
- Loso, J., Reza, R. & Eko Budi, S., 2024. The Political Economy of Natural Resources: Exploitation and Sustainability. *Nomico*, 1(11), 72–79. <https://doi.org/10.62872/gw3bvs59>
- Loubelo, E., 2012. *Impact des Produits Forestiers non Ligneux (PFNL) sur L'économie des Ménages et la Sécurité Alimentaire : Cas de la République du Congo*. Ph.D. Thesis, Université Rennes 2, Rennes, France, 260p.
- Loubota Panzou, G. J., Mankessi, F., Tsiba Ngambou, F. C., Douh, C., Ndzai, S. F., Nzala, D. & Koubouana, F., 2024. Natural forest regeneration over a fallow age chronosequence in central African moist forests. *African Journal of Ecology*, 62(2), e13255. <https://doi.org/10.1111/aje.13255>
- Loucks, D.P., 2008. River Models. In: Jørgensen, S.E. & Fath, B.D., (Eds), *Encyclopedia of Ecology*, Elsevier, Amsterdam, Netherlands, 3069–3083. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00229-9>
- Lu, D., Mausel, P., Brondizio, E. & Moran, E., 2004. Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 25(12), 2365–2401. <https://doi.org/10.1080/0143116031000139863>
- Lu, H., Mohren, G., Del Río, M., Schelhaas, M.-J., Bouwman, M. & Sterck, F., 2018. Species Mixing Effects on Forest Productivity: A Case Study at Stand-, Species- and Tree-Level in the Netherlands. *Forests*, 9, 713. <https://doi.org/10.3390/f9110713>
- Lu, K., Ma, Z., Huo, P., He, Z., Zhang, H. & Zheng, X., 2023. Mixed Pixel Saturability Based Area Estimation Model on Remote Sensing Image. *2023 IEEE 6th International Conference on Pattern Recognition and Artificial Intelligence (PRAI)*. Haikou, China, 751–757. <https://doi.org/10.1109/prai59366.2023.10332117>

- Luiselli, L., 2023. Interviews in ecology and conservation biology: A hidden treasure for the African ecologist. *African Journal of Ecology*, 62(1), e13231. <https://doi.org/10.1111/aje.13231>
- Luiselli, L. & Pacini, N., 2025. Remote Sensing That Makes Sense in Ecological Research—From Pixels to Conservation. *African Journal of Ecology*, 63(1), e70002. <https://doi.org/10.1111/aje.70002>
- Luoga, E.J., Witkowski, E.T.F. & Balkwill, K., 2002. Harvested and standing wood stocks in protected and communal miombo woodlands of eastern Tanzania. *Forest Ecology and Management*, 164, 15–30. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00604-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00604-1)
- Luque, S., Lathrop, R.G. & Bognar, J.A., 1994. Temporal and spatial changes in an area of the New Jersey Pine Barrens landscape. *Landscape Ecology*, 9(4), 287–300. <https://doi.org/10.1007/BF00129240>
- Lynch, K., 1960. *The image of the city*. M.I.T. Press, Massachusetts Institute of Technology Cambridge, Massachusetts, and London, England, 255p.
- Ma, Y., Song, J. & Zhang, Z., 2022. In-Memory Distributed Mosaicking for Large-Scale Remote Sensing Applications with Geo-Gridded Data Staging on Alluxio. *Remote Sensing*, 14(23), 5987. <https://doi.org/10.3390/rs14235987>
- Mabhaudhi, T., Hlahla, S., Chimonyo, V. G. P., Henriksson, R., Chibarabada, T. P., Murugani, V. Gillian., Groner, V., Tadele, Z., Sobratee, N., Slotow, R., Modi, A. T., Baudron, F. & Chivenge, P., 2022. Diversity and Diversification: Ecosystem Services Derived From Underutilized Crops and Their Co-benefits for Sustainable Agricultural Landscapes and Resilient Food Systems in Africa. *Frontiers in Agronomy*, 4, 859223. <https://doi.org/10.3389/fagro.2022.859223>
- Madhav, S., Gupta, G.P., Yadav, R.K., Mishra, R. & Van Hullebusch, E., 2024. *Phytoremediation Biological Treatment of Environmental Pollution*. Springer, Cham, Switzerland, 334p. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-60761-5>
- Maffi, L. & Woodley, E., 2012. *Biocultural diversity conservation: a global sourcebook*. Earthscan, London & Washington D.C., UK & USA, 304p.
- Magessa, K., Wynne-Jones, S. & Hockley, N., 2020. Does Tanzanian participatory forest management policy achieve its governance objectives? *Forest Policy and Economics*, 111, 102077. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.102077>
- Magry, M. A., Cahill, D. M., Rookes, J. E. & Narula, S. A., 2022. Climate change impacts on non-timber forest products: NTFP-dependent community responses from India. *Climate and Development*, 15(9), 738–751. <https://doi.org/10.1080/17565529.2022.2152639>
- Mahdianpari, M., Salehi, B., Mohammadimanesh, F. & Motagh, M., 2017. Random Forest Wetland Classification Using ALOS-2 L-Band, RADARSAT-2 C-Band, and TerraSAR-X Imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry*

- and Remote Sensing*, 130, 13–31.
<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.05.010>
- Maindo, A. & Kapa, F., 2014. *La Foresterie Communautaire en RDC : premières expériences, défis et opportunités*. Tropenbos International RD Congo, Kisangani, Congo, 159p.
- Majambu, E., Wabasa, S. M., Elatre, C. W., Boutinot, L. & Ongolo, S., 2019. Can Traditional Authority Improve the Governance of Forestland and Sustainability? Case Study from the Congo (DRC). *Land*, 8(5), 74.
<https://doi.org/10.3390/LAND8050074>
- Majambu, E., Tsayem demaze, M., Ongolo, S. & Ongolo, S., 2021. The Politics of Forest Governance Failure in the Democratic Republic of Congo (DRC): Lessons from 35 Years of Political Rivalries. *International Forestry Review*, 23(3), 321–337.
<https://doi.org/10.1505/146554821833992857>
- Majambu, E., Demaze, M. T., Sonwa, D. J., Ongolo, S. & Mertens, B., 2022. Déploiement des initiatives de réduction de la déforestation et émergence de dynamiques territoriales dans la province de la Tshopo en République Démocratique du Congo. *VertigO*, 22(2).
<https://doi.org/10.4000/vertigo.38724>. (accessed on 12/04/2025).
- Majambu, E., Tsayem Demaze, M. & Ongolo, S., 2024a. Gouvernance des forêts en RDC : enjeu national ou mondial? In : Polet, F., (Eds), *Congo (RDC) reproduction des prédateurs Points de vue du Sud*. Éditions Syllepse, Louvain-la-Neuve, Belgique, 157–169.
<https://doi.org/10.3917/syll.cetri.2024.02.0157>.
- Majambu, E., Tsayem Demaze, M., Sufo-Kankeu, R., Sonwa, D. J. & Ongolo, S., 2024b. The effects of policy discourse on the governance of deforestation and forest degradation reduction in the Democratic Republic of Congo (DRC). *Environmental Policy and Governance*, 34(3), 307–320. <https://doi.org/10.1002/eet.2077>
- Malaisse, F., 1974. Phenology of Zambezian Wodland Area with Emphasis on the Miombo Ecosystem. In: Leith, H., (Eds), *Phenology and Seasonality Modeling*. Ecological Studies, Springer, Berlin/Heidelberg, Germany, 8, 269–286. https://doi.org/10.1007/978-3-642-51863-8_23
- Malaisse, F., Binzangi, K. & Kapinga, I., 1980. L’approvisionnement en produits ligneux de Lubumbashi (Zaïre). *Géo-Eco-Trop*, 4(1), 139–163.
- Malaisse, F. & Binzangi, K., 1985. Wood as a source of fuel in upper Shaba (Zaire). *Commonwealth Forestry Review*, 64(3), 227–239
- Malaisse, F. & Kapinga, I., 1987. The influence of deforestation on the hydric balance of soils in the Lubumbashi environment (Shaba, Zaïre). *Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique*, 119(2), 161–178.
- Malaisse, F., 2010. *How to Live and Survive in Zambezian Open Forest (Miombo Ecoregion)*. Les Presses Agronomiques de Gembloux, Gembloux, Belgique, 424p.

- Malaisse, F., Bogaert, J., Boisson, S. & Sikuzani, Y.U., 2021. La végétation naturelle d'Élisabethville (actuellement Lubumbashi) au début et au milieu du XXI^{ème} siècle. *Géo-Eco-Trop*, 45(1), 41–51.
- Malimbwi, R., Zahabu, E., Kajembe, G. & Luoga, E., 2000. *Contribution of charcoal extraction to deforestation: experience from CHAPOSA Research Project*. Faculty of Forestry and Nature Conservation, Sokoine University of Agriculture, Morogoro, Tanzania, 14p.
- Mama, A., Sinsin, B., Cannière, C.D. & Bogaert, J., 2013. Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanienne au nord du Bénin. *Tropicultura*, 11, 78–88.
- Mama, A., Bamba, I., Sinsin, B., Bogaert, J. & De Cannière, C., 2014. Déforestation, savanisation et développement agricole des paysages de savanes-forêts dans la zone soudano-guinéenne du Bénin. *Bois et Forêts des Tropiques*, 322, 65–76. <https://doi.org/10.19182/bft2014.322.a31237>
- Mansourian, S., Stanturf, J.A., Derkyi, M.A.A. & Engel, V.L., 2017. Forest landscape restoration: Increasing the positive impacts of forest restoration or simply the area under tree cover? *Restoration Ecology*, 25(2), 178–183. <https://doi.org/10.1111/rec.12489>
- Mansourian, S. & Parrotta, J., 2018. *Forest Landscape Restoration: Integrated Approaches to Support Effective Implementation*. 1st ed., Routledge, New York, NY, USA, 68p. <https://doi.org/10.4324/9781315111872>
- Maqbool, R., Rashid, Y. & Ashfaq, S., 2022. Renewable energy project success: Internal versus external stakeholders' satisfaction and influences of power-interest matrix. *Sustainable Development*, 30(6), 1542–1561. <https://doi.org/10.1002/sd.2327>
- 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. In: Bogaert, J., Colinet, G., Mahy, G., (Eds), *Anthropisation des Paysages Katangais*. Presses Universitaires de Liège, Liège, Belgique, 59–69.
- Marinheiro, J., Fonseca, A., Serra, J. & Marques-dos-Santos, C., 2023. *Emergy Approach to the Sustainable Use of Ecosystems toward Better Land Management*. In: Prasad, M. N. V. & Kumar, C., (Eds), *Agroecological approaches for sustainable soil management*. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, USA, 231–245. <https://doi.org/10.1002/9781119911999>
- Marnelly, T. R., Dahril, T., Saam, Z. & Nofrizal, N., 2023. Ecological and Socio-Economic Factors on the Rate of Participation and Sustainable Forest Management. *International Journal of Energy Economics and Policy*, 13(3), 92–101. <https://doi.org/10.32479/ijeep.14369>
- Marove, C.A., Sotozono, R., Tangviroon, P., Tabelin, C. B. & Igarashi, T., 2022. Assessment of soil, sediment and water contaminations around open-pit

- coal mines in Moatize, Tete province, Mozambique. *Environmental Advances*, 8, 100215. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100215>
- Marpsat, M. & Razafindratsima, N., 2010. Les méthodes d'enquêtes auprès des populations difficiles à joindre: Introduction au numéro spécial. *Methodological Innovations*, 5, 3–16. <https://doi.org/10.4256/mio.2010.0014a>
- Marques, M., Juerges, N. & Borges, J. G., 2020. Appraisal framework for actor interest and power analysis in forest management-Insights from Northern Portugal. *Forest Policy and Economics*, 111, 102049. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.102049>
- Martin, A., Akol, A., Phillips, J., 2013. Just conservation? On the fairness of sharing benefits. In: Sikor, T., Fisher, J., Few, R., Martin, A., Zeitoun, M., (Eds), *The justices and injustices of ecosystem services*. 1st éd, Routledge, London, UK, 69–91. <https://doi.org/10.4324/9780203395288>
- Martínez de Anguita, P., Martín, M. Á. & Clare, A., 2014. Environmental Subsidiarity as a Guiding Principle for Forestry Governance: Application to Payment for Ecosystem Services and REDD+ Architecture. *Journal of Agricultural & Environmental Ethics*, 27(4), 617–631. <https://doi.org/10.1007/S10806-013-9481-8>
- Maryudi, A., Acheampong, E., Rutt, R. L., Myers, R. & Dermott, C. L., 2020. A Level Playing Field? – What an Environmental Justice Lens Can Tell us about Who Gets Leveled in the Forest Law Enforcement, Governance and Trade Action Plan. *Society & Natural Resources*, 33(7), 859–875. <https://doi.org/10.1080/08941920.2020.1725201>
- Masharabu, T., Noret, N., Lejoly, J., Bigendako, M-J. & Bogaert, J., 2010. Etude comparative des paramètres floristiques du Parc National de la Ruvubu, Burundi. *Revue internationale d'écologie et de géographie tropicales*, 34, 29–44
- Mataruse, L.R., Nyakudya, I.W., Jimu, L., Musemwa, L. & Chimweta, M., 2018. Smallholder farmers' perceptions and constraints on the use of alternative energy sources to miombo wood and energy-efficient barns. *Forests, Trees and Livelihoods*, 27, 43–53. <https://doi.org/10.1080/14728028.2017.1349622>
- Mataruse, P.T., Nyikahadzo, K., Fallot, A. & Perrotton, A., 2024. Using participatory mapping for a shared understanding of deforestation dynamics in Murehwa district, Zimbabwe. *Cahiers Agricultures*, 33, 15. <https://doi.org/10.1051/cagri/2024011>
- Matavire, M.M., Sibanda, M. & Dube, T., 2015. Assessing the Aftermath of the Fast Track Land Reform Programme in Zimbabwe on Land-Use and Land-Cover Changes. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 70, 181–186. <https://doi.org/10.1080/0035919X.2015.1017865>
- Matowo, G.S., Sangeda, A.Z. & Katani, J.Z., 2019. The regeneration dynamics of Miombo tree species in Sub-Saharan Africa. *African Journal of Ecology*, 6(5), 1–16.

- Maurice, J., Grondard, N. & Mushiete, O., 2012. *Etude de préféabilité sur les potentialités de développement des filières agroforesterie et bois-énergie dans le bassin d'approvisionnement de Kinshasa. Volet 1 : « Opportunités de développement d'une filière agroforesterie à vocation énergétique »*. ONF International & Novacel SPRL, Kinshasa, RD Congo, 127p.
- Maurice, J. & Le Crom, M., 2014. *Carbonisation et commercialisation du makala produit à partir des plantations commerciales du Puits de carbone agroforestier d'Ibi Batéké en périphérie de Kinshasa, République Démocratique du Congo*. Salva Terra, GIZ, Kinshasa RD Congo, 70p.
- Maurya, A. K. & Kumar, A., 2024. The Role of GIS in the Study of Sustainable Development and Environmental Management. *International Journal for Multidisciplinary Research*, 6(6), 1–13. <https://doi.org/10.36948/ijfmr.2024.v06i06.32879>
- Mavhura, E. & Mushure, S., 2019. Forest and wildlife resource-conservation efforts based on indigenous knowledge: The case of Nharira community in Chikomba district, Zimbabwe. *Forest Policy and Economics*, 105, 83–90. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.05.019>
- Mayers, J., Morrison, E., Rolington, L., Studd, K. & Turrall, S. 2013. *Améliorer la gouvernance des régimes forestiers : Un guide pratique*. IIED- FAO, Londres-Rome, UK-Italie, 144p.
- Mazzocchi, F., 2008. Analyzing knowledge as part of a cultural framework: the case of traditional ecological knowledge. *Environments: a journal of interdisciplinary studies*, 36(2), 39–57
- Mbeche, R., Ateka, J., Herrmann, R. & Grote, U., 2021. Understanding forest users' participation in participatory forest management (PFM): Insights from Mt. Elgon forest ecosystem, Kenya. *Forest Policy and Economics*, 129, 102507. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102507>
- Mbuangi, L.M., Ntoto, M.R., Kisombe, M. & Khonde, B.C., 2021. Les enjeux socioéconomiques et écologiques de la production du charbon de bois dans la périphérie de la ville de boma en RDC. *Journal International Sciences et Technique de l'Eau et de l'Environnement*, 6, 42–54.
- Mbzibain, A. & Amine, K., 2016. *Améliorer la Gouvernance Forestière en Afrique Centrale : Bonnes Pratiques et Leçons Apprises de la Collaboration entre Parlementaires, Société Civile et Média*. Centre for International Development and Training, University of Wolverhampton, Wolverhampton, UK, 12p.
- McCarter, J., Gavin, M. C. & Gavin, M. C., 2014. Local perceptions of changes in traditional ecological knowledge: a case study from Malekula island, Vanuatu. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 43(3), 288–296. <https://doi.org/10.1007/S13280-013-0431-5>
- McGarigal, K., 2015. *FRAGSTATS Help*, University of Massachusetts: Amherst, MA, USA, 182p. <https://www.researchgate.net/profile/Samuel-Cushman->

- [2/publication/259011515_FRAGSTATS_Spatial_pattern_analysis_program_for_categorical_maps/links/564217ea08aebaaea1f8b8dd/FRAGSTATS-Spatial-pattern-analysis-program-for-categorical-maps.pdf](https://publication/259011515_FRAGSTATS_Spatial_pattern_analysis_program_for_categorical_maps/links/564217ea08aebaaea1f8b8dd/FRAGSTATS-Spatial-pattern-analysis-program-for-categorical-maps.pdf)
- McNicol, I. M., Ryan, C. M. & Williams, M., 2015. How resilient are African woodlands to disturbance from shifting cultivation? *Ecological Applications*, 25(8), 2320–2336. <https://doi.org/10.1890/14-2165.1>
- Meerts, P.J. & Hasson, M., 2016. *Arbres et Arbustes du Haut-Katanga*. Editions Jardin Botanique de Meise : Brussels, Belgium, 386p.
- Megevand, C., Mosnier, A., Hourticq, J., Sanders, K., Doetinchem, N. & Streck, C., 2013. *Dynamiques de Deforestation Dans le Bassin du Congo : Reconcilier la Croissance Economique et la Protection de la Foret*. The World Bank : Washington, DC, USA, 201p.
- Mekonen, S., 2017. Roles of Traditional Ecological Knowledge for Biodiversity Conservation. *Journal of Natural Sciences Research*, 7 (15), 21–27.
- Mekonnen, A.B., Wassie, W.A., Ayalew, H. & Gebreegziabher, B.G., 2022. Species composition, structure, and regeneration status of woody plants and anthropogenic Disturbances in Zijje Maryam Church forest, Ethiopia. *Scientifica*, 2022(1), 8607003. <https://doi.org/10.1155/2022/8607003>
- Melingui, J.B.N., Angoni, H., Claude, P.A. & Kono, L., 2017. Potentiel De Régénération Naturelle De Quelques Produits Forestiers Non Ligneux Prioritaires Dans Le Bassin De Production D’akom II (Sud Cameroun). *Worldwide journal of multidisciplinary research and development*, 4, 214–224.
- Meng, J., Lu, Y., Lei, X. & Liu, G., 2011. Structure and floristics of tropical forests and their implications for restoration of degraded forests of China’s Hainan Island. *Tropical Ecology*, 52, 177–191.
- Meng, X., Ma, Z., Xia, Y., Meng, J., Bai, Y. & Gao, Y., 2024. A Study on the Growth Model of Natural Forests in Southern China Under Climate Change: Application of Transition Matrix Model. *Forests*, 15, 1947. <https://doi.org/10.3390/f15111947>
- Meniko, T.H.J-P.P., Tshibamba, M.J., Sabongo, Y.P., Nshimba, S.W.M.H., Dudu, A.B., Mate, M.J.-P. & Bogaert, J., 2020. Caractérisation floristique de quatre habitats forestiers d’un gradient d’anthropisation à Masako. In : Bogaert, J., Beeckman, H., De cannière, C., Defourny, P., et Ponette, Q., (Eds), *Les Forêts de la Tshopo : Écologie, Histoire et Composition*. Les Presses Universitaires de Liège, Liège, Belgique, 75–90.
- Mensah, K.E., Damnyag, L., Kwabena, N.S., 2020. Analysis of charcoal production with recent developments in Sub-Sahara Africa: A review. *African Geographical Review*, 41, 35–55. <https://doi.org/10.1080/19376812.2020.1846133>
- Mertens, B. & Lambin, E.F., 2000. Land-Cover-Change Trajectories in Southern Cameroon. *Annals of the Association of American Geographers*, 90(3), 467–494. <https://doi.org/10.1111/0004-5608.00205>

- Meyfroidt, P., 2013. Environmental cognitions, land change, and social–ecological feedbacks: An overview. *Journal of Land Use Science*, 8, 341–367. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2012.667452>. (Accessed on 02 November 2022).
- Mgalula, M.E., Majule, A., Saria, A.E. & Mwakisunga, B., 2024. Land use and land cover changes and their driving forces in selected forest reserves in Central Tanzania. *Trees, Forests and People*, 16, 100584. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100584>
- Mgumia, F., Nkonoki, J. & Safari, J., 2017. Traditional Uses of Miombo Woodland Tree Species in Sikonge District, Tanzania. *International Journal of Natural Resource Ecology and Management*, 2(4), 69–78. <https://doi.org/10.11648/J.IJNREM.20170204.11>
- Miapia, L. M., Ariza-Mateos, D., Lacerda-Quartín, V. & Palacios-Rodríguez, G., 2021. Deforestation and Biomass Production in Miombo Forest in Huambo (Angola): A Balance between Local and Global Needs. *Forests*, 12(11), 1557. <https://doi.org/10.3390/F12111557>
- Michon, G., De Foresta, H., Levang, P. & Verdeaux, F., 2007. Domestic forests: A new paradigm for integrating local communities' forestry into tropical forest science. *Ecology and Society*, 12(2), 1. <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss2/art1/>. (Accessed on 10 août 2023).
- Mihaila, M., Jităreanu, A.F. & Costuleanu, C.L., 2022. The Environmental Values - A Study on the Students' Perception, Attitudes and Behaviours. *Revista Romaneasca Pentru Educatie Multidimensionala*, 14(1), 465–483. <https://doi.org/10.18662/rrem/14.1/529>
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human wellbeing: Wetlands and Water*. World Resources Institute, Washington, DC, USA, 80p. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.358.aspx.pdf>
- Milupi, D.I. & Sampa, M.M., 2020. Transmission mechanisms of Traditional Ecological Knowledge and sustainable management of natural resources among the Lozi-speaking people in Barotse floodplain of Zambia. *Multidisciplinary Journal of Language and Social Sciences Education*, 3(2), 216–228
- Milupi, I.D., Moonga, M.S. & Chileshe, B., 2020. Traditional Ecological Knowledge and Sustainable Practices among the Lozi-speaking people of Zambia. *Multidisciplinary Journal of Language and Social Sciences Education*, 3, 24–42.
- Ministère de l'Environnement Conservation de la Nature et Tourisme, 2012. *Synthèse des Études sur les Causes de la Déforestation et de la Dégradation des Forêts en République Démocratique du Congo*. MECNDD, Kinshasa, RDC, 40p. <https://www.forestcarbonpartnership.org/sites/fcp/files/2015/March/12->

08-

[08%20PI%20Causes%20Etude%20qualitative%20causes%20DD%20P
NUE.pdf](#)

- Ministère de l'Environnement, Conservation de la Nature et Développement Durable, 2016. *Stratégie et Plan d'action Nationaux de la Biodiversité (2016-2020)*. MECNDD, Kinshasa, R.D. Congo, 91p.
- Mishra, R. & Agarwal, R., 2024. Sustainable forest land management to restore degraded lands. In: Kulshreshtha, S.N., (Eds), *Sustainable forest management: Surpassing climate change and land dégradation*. Vol. 19, IntechOpen, London, UK, 15–55. <https://doi.org/10.5772/intechopen.1004793>
- Missanjo, E., Kamanga-Thole, G., Mtambo, C. & Chisinga, O., 2014. Evaluation of Natural Regeneration and Tree Species Diversity in Miombo Woodlands in Malawi. *Journal of Biodiversity Management & Forestry*, 3(3), 1000127. <https://doi.org/10.4172/2327-4417.1000127>
- Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Brooks, T.M., Pilgrim, J.D., Konstant, W.R., Da Fonseca, G.A.B. & Kormos, C., 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100, 10309–10313. <https://doi.org/10.1073/pnas.1732458100>
- Mojeremane, W. & Lumbile, A.A., 2016. A Review of *Pterocarpus angolensis* DC. (Mukwa) an important and threatened timber species of the Miombo woodlands. *Research Journal of Forestry*, 10, 8–14
- Mölder, A., Schmidt, M., Plieninger, T. & Meyer, P., 2020. Habitat-tree protection concepts over 200 years. *Conservation Biology*, 34(6), 1444–1451. <https://doi.org/10.1111/COBI.13511>
- Molin, P.G., Molin, P.G., Chazdon, R.L., Ferraz, S.F. de B. & Brancalion, P.H.S., 2018. A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. *Journal of Applied Ecology*, 55(6), 2767–2778. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13263>
- Molnár, Zs. & Babai, D. (2021). Inviting ecologists to delve deeper into traditional ecological knowledge. *Trends in Ecology and Evolution*, 36(8), 679–690. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2021.04.006>
- Moloiše, S.D., Matamanda, A.R. & Bhanye, J., 2023. Traditional ecological knowledge and practices for ecosystem conservation and management: the case of savanna ecosystem services in Limpopo, South Africa. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 31(1), 29–42. <https://doi.org/10.1080/13504509.2023.2249856>
- Monnier, L., Colette, C. & Halimi, S., 2018. Le seuil du « p » statistique à 0,05 est-il fiable ou non ? Telle est la question. *Médecine des maladies Métaboliques*, 12, 671–678. [https://doi.org/10.1016/S1957-2557\(18\)30177-9](https://doi.org/10.1016/S1957-2557(18)30177-9)
- Montfort, F., 2021. *Dynamiques des Paysages Forestiers au Mozambique: Étude de L'écologie du Miombo pour Contribuer aux Stratégies de Restauration*

- des Terres Dégradées*. Thèse de Doctorat, AgroParisTech, Paris, France, 189p. <https://hal.science/tel-03524870>. (accessed on 12 mars 2024).
- Montfort, F., Nourtier, M., Grinand, C., Maneau, S., Mercier, C., Roelens, J.-B. & Blanc, L., 2021. Regeneration capacities of woody species biodiversity and soil properties in Miombo woodland after slash-and-burn agriculture in Mozambique. *Forest Ecology and Management*, 488, 119039. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119039>
- Montfort, F., 2023. Dynamiques des paysages forestiers au Mozambique : étude de l'écologie du *Miombo* pour contribuer aux stratégies de restauration des terres dégradées. *Bois et Forêts des Tropiques*, 357, 105–106. <https://doi.org/10.19182/bft2023.357.a37281>
- Mony, C., Uroy, L., Khalfallah, F., Haddad, N. & Vandenkoornhuysen, P., 2022. Landscape connectivity for the invisibles. *Ecography*, 2022(8). <https://doi.org/10.1111/ecog.06041>
- Morel, J.L., 2002. La phytoremédiation des sols contaminés. *Actualité Chimique*, 8/9, 63–66.
- Morel, L. & Chollet, S., 2022. Naturalité et biodiversité : Des relations à préciser pour penser la valeur de conservation des écosystèmes en libre évolution. *Revue forestière française*, 73, 293–311. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.5473>
- Moreno-Gonzalez, R., 2021. Ecological Basis towards a Sustainable Non-Timber Products Forest Silviculture in the Valdivian Temperate Rainforest. *Agricultural Research & Technology*, 26(4), 556343. <https://doi.org/10.19080/artoaj.2021.26.556343>
- Mores, G.J., Spadeto, C., Dias, P.B., Santos, A.R. & Kunz, S.H., 2020. Natural regeneration of woody and herbaceous species in ecological restoration areas in the Atlantic Forest. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 15(4), 1–10. <https://doi.org/10.5039/AGRARIA.V15I4A8160>
- Morley, J., Buchanan, G., Mitchard, E.T.A. & Keane, A., 2022. Quasi-experimental analysis of new mining developments as a driver of deforestation in Zambia. *Scientific Reports*, 12, 18252. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-22762-4>
- Morou, B., Lawali, S., Oumani, A.A., Ounani, H. & Guero, C., 2016. Ressources forestières ligneuses : Diversité et usages dans le terroir villageois de Dan Saga. *Afrique SCIENCES*, 14, 228–239.
- Mota, L., Rogério, M., Lauer-Leite, I. D. & De Novais, J. S., 2023. Intergenerational transmission of traditional ecological knowledge about medicinal plants in a riverine community of the Brazilian Amazon. *Polibotanica*, 56, 311–329. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.56.16>
- Moumami, A., 2010. *Analyse de la Pauvreté en République Démocratique du Congo*. Working Papers Series N° 112, African Development Bank, Tunis, Tunisia, 25p.

- Moumouni, A.B.A., Arouna, O. & Thomas, O.A.B., 2021. Cartographie participative villageoise et diagnostic territorial des infrastructures sociocommunitaires de la commune de Bassila au Bénin. *Editions Francophones Universitaires d'Afrique*, 1(1-3), 11-38
- Moupela, C., Vermeulen, C., Daïnou, K. & Doucet, J.-L., 2011. Le noisetier d'Afrique (*Coula edulis* Baill.). Un produit forestier non ligneux méconnu. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 15, 451–461.
- Mpanda, M.M., Khoji, M.H., N'Tambwe, N.D., Sambieni, R.K., Malaisse, F., Cabala, K.S., Bogaert, J. & Useni, S.Y., 2022. Uncontrolled Exploitation of *Pterocarpus tinctorius* Welw. and Associated Landscape Dynamics in the Kasenga Territory: Case of the Rural Area of Kasomeno (DR Congo). *Land*, 11, 1541. <https://doi.org/10.3390/land11091541>
- Mpouam, A.R., Bile, A.W., Wete, E., Betti, J.L., Kouobegne, S., Fouadjio, B.J., Njimbam, O.F., Nguenguim, J.R., Mvogo ottou, P.B. & Kourogue, L.R., 2022. Etat des lieux de l'exploitation de *Prunus africana* (Hook. f.) Kalkman (Rosaceae) dans la région de l'Adamaoua, Cameroun. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 16, 1507–1521. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v16i4.13>
- Mpoyi, M.A., 2018. *Les codes verts. Textes juridiques de la République Démocratique du Congo en matière de l'environnement et de gestion des ressources naturelles*. Tome I, 4^e éd., CODELET, GIZ, WWF, Kinshasa, RD Congo, 698p.
- Mpundu, M.M.M., 2010. *Contaminations des sols en Eléments Traces Métalliques à Lubumbashi (Katanga/RDCongo). Evaluation des risques de contamination de la chaîne alimentaire et choix de solutions de remédiation*. Thèse de doctorat, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, RDC, 474p.
- Mpundu, M.M.M., Mununga, K.F., Kaumbu, K.J.-M., Mwilambwe, K.X., Maloba, K.J.-P., Banza, I.M. & Mukunto, K.I., 2017. Influence des sols contaminés en cuivre sur le développement de deux variétés (locale et améliorée) de légumes dans la région de Lubumbashi (RD. Congo). *Journal of Applied Biosciences*, 115, 11410–11422. <https://doi.org/10.4314/jab.v115i1.1>
- Mpundu, M. M., Liénard, A., Ngoy, S.M., Luhembwe, M.N. & Colinet, G., 2018. Phytostabilisation des sols contaminés au Katanga : résultats d'expérimentations sur la sélection d'espèces ligneuses combinée à des doses croissantes d'amendements. In : Bogaert, J., Colinet, G. & Mahy, G., (Eds), *Anthropisation des paysages katangais*. Les Presses Universitaires de Liège, Belgique, 177-191.
- Mputu, E.K., Kabongo, J.M. & Muilu, M., 2019. Industrie minière et développement socio-économique local : Regard sur Fungurume dans le Katanga (Sud-

- Est de la RD Congo). *International Journal Innovation and Apply Studies*, 27, 728–741.
- Muchiza, B.I., Monga, I.D.R., Mumba, T.U., Ndabereye, S. M.D.A., Kalombo, W.K.C. & Nono, M.N., 2022. Perceptions des populations locales sur la forêt, la déforestation et leur participation à la gestion forestière du *Miombo* dans l'hinterland de Lubumbashi (Haut-Katanga/RDC). *Revue Africaine d'Environnement et d'Agriculture*, 5(4), 108–115.
- Mudinga, E. & Bisoka, A., 2014. Innovations institutionnelles des acteurs non-étatiques face à la crise foncière en RDC : légitimité, cohérence et durabilité. In : Reyntjens, F., Vandeginte, S. & Verpoorten, M., (Eds), *L'Afrique des Grands Lacs, Annuaire 2013-2014*. L'harmattan, Paris, France, 159-179. <http://hdl.handle.net/2078.1/152249>
- Mujawamariya, G. & Karimov, A.A., 2014. Importance of socio-economic factors in the collection of NTFPs: The case of gum Arabic in Kenya. *Forest Policy and Economics*, 42, 24–29. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2014.02.005>
- Mujinya, B.B., Adam, M., Mees, F., Bogaert, J., Vranken, I., Erens, H., Baert, G., Ngongo, L.M. & Van Ranst, E., 2014. Spatial pattern and morphology of termites (*Macrotermes falciger*) mounds in the Upper Katanga, DR Congo. *Catena*, 114, 97–106. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2013.10.015>
- Mukendi, N.K., Muteya, H.K., Nghonda, D.-d.N., Berti, F., Useni S.Y., Ndjibu, L.N., Mbay, J.P.K., Fyama, J.N.M., Lebailly, P. & Bogaert, J., 2024a. Quantification and Determinants of Carbonization Yield in the Rural Zone of Lubumbashi, DR Congo: Implications for Sustainable Charcoal Production. *Forests*, 15, 554. <https://doi.org/10.3390/f15030554>
- Mukendi, N.K., Useni, S.Y., Ngoy, N.L., Berti, F., Nkulu, M.F.J. & Lebailly, P., 2024b. Caractéristiques des producteurs de charbon de bois du bassin d'approvisionnement de la ville de Lubumbashi (RDC) : Analyse sociodémographique, socio ethnographique, typologie et organisation de la production. *Tropicultura*, 42, 2558
- Mukendi, N.K., Muteya, H.K., Okothomas, B.E., Nghonda, N.D., Kalumbu, J.T., Ndjibu, L.N., Berti, F., Sikuzani, Y.U., Mwine Fyama, J.N., Lebailly, P. & Bogaert, J., 2025. Marketing Strategies and Production Profitability of Charcoal in the Rural Zone of Lubumbashi, Democratic Republic of the Congo. *Sustainability*, 17, 3915. <https://doi.org/10.3390/su17093915>
- Mukudi, E., 2002. Gender and education in Africa. *Comparative Education Review*, 46(2), 234–241.
- Muledi, J.I. 2017. *Ecologie fonctionnelle et dendroécologie d'une forêt claire de la Plaine de Lubumbashi (Haut-Katanga ; République Démocratique du Congo)*. Thèse de doctorat, Université de Lubumbashi, RD Congo, 399p.
- Mulenga, B.P., Tembo, S. & Richardson, R.B., 2019. Electricity access and charcoal consumption among urban households in Zambia. *Development*

- Southern Africa*, 36(5), 585–599.
<https://doi.org/10.1080/0376835X.2018.1517036>
- Müller, C., 2020. *Brazil and the Amazon Rainforest: Deforestation, Biodiversity and Cooperation with the EU and International Forums*. EPRS: European Parliamentary Research Service. Brussels, Belgium, 36p.
<https://coilink.org/20.500.12592/15vqqg>. (Accessed 20 jun 2020).
- Mundia, L.C., 2016. Participatory Mapping Approaches Aided by GIS Technology towards Sustainable Land Use Planning in Namibia. *Environment and Ecology Research*, 4(6), 289–293.
<https://doi.org/10.13189/EER.2016.040601>
- Munishi, P. K. T., Temu, R. P. C. & Soka, G., 2011. Plant communities and tree species associations in a Miombo ecosystem in the Lake Rukwa basin, Southern Tanzania: Implications for conservation. *Journal of Ecology and the Natural Environment*, 3(2), 63–71.
<https://doi.org/10.5897/JENE.9000086>
- Münkner, C.-A., 2014. *Analyse des chaînes de valeur ajoutée en bois-énergie et bois d'œuvre d'approvisionnement de la ville de Lubumbashi dans la province du Katanga*. Méthodologie générale. Programme Biodiversité et Forêts (PBF) Projet Filière Bois / Chaînes de valeur ajoutée, GIZ, MEDD, DFS, GFA, Kinshasa, RDC, 104p.
- Münkner, C.-A., Bouquet, M. & Muakana, R., 2015. *Elaboration du schéma d'approvisionnement durable en bois-énergie pour la ville de Lubumbashi (Katanga)*. Programme Biodiversité et Forêts (PBF) Projet Filière Bois / Chaînes de valeur ajoutée, GIZ, MEDD, DFS, GFA, Kinshasa, RDC, 68p.
- Munyemba, K.F., Bamba, I., Kabulu, J.P., Amisi, M.Y., Veroustraete, F., Ngongo, M. & Bogaert, J., 2008. Occupation des sols dans le cône de pollution à Lubumbashi. *Annales de la Faculté des Sciences Agronomiques de L'université Lubumbashi*, 1, 19–25.
- Munyemba, K.F., 2010. *Quantification et Modélisation de la Dynamique Paysagère dans la Région de Lubumbashi : Évaluation de l'impact Ecologique des Dépôts Issues de la Pyrométallurgie*. Thèse de doctorat, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, RDC, 284p.
- Munyemba, K. F. & Bogaert, J., 2014. Anthropisation et dynamique spatiotemporelle de l'occupation du sol dans la région de Lubumbashi entre 1956 et 2009. *E-revue Unilu*, 1, 3–23.
- Murhula, S.I., Lokoto, B.M., Tshanika, U.M., Kayumba, J., Mwenze, D.N., Munyemba, K.F. & Muledi, J.I., 2025. Impact of site protection mechanisms on natural regeneration potential along a degradation gradient in Miombo Woodland region of the Democratic Republic of the Congo. *African Crop Science Journal*, 32(4), 405–426.
<https://doi.org/10.4314/acsj.v32i4.7>
- Mutekwa, V.T. & Gambiza, J., 2017. Forest protected areas governance in Zimbabwe: Shift needed away from a long history of local community

- exclusion. *Journal of environmental management*, 198, 330–339. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.006>
- Mutondo, G.T., Kamutanda, D.K. & Numbi, A.M., 2018. Evaluation du bilan hydrique dans les milieux anthropisés de la forêt claire (région de Lubumbashi, Province du Haut-Katanga, R.D. Congo). *Méthodologie adoptée pour l'estimation de l'évapotranspiration potentielle. Géo-Eco-Trop*, 42(1), 159–172.
- Muvengwi, J., Chisango, T., Mpakairi, K., Mbiba, M. & Witkowski, E.T.F., 2020. Structure, composition and regeneration of miombo woodlands within harvested and unharvested areas. *Forest Ecology and Management*, 458, 117792. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117792>
- Mwanasomwe, J.K., Langunu, S., Shutcha, M.N. & Colinet, G., 2022. Effects of 15-Year-Old Plantation on Soil Conditions, Spontaneous Vegetation, and the Trace Metal Content in Wood Products at Kipushi Tailings Dam. *Frontiers in Soil Science*, 2, 934491. <https://doi.org/10.3389/fsoil.2022.934491>
- Mwanga, E.O. & Mwanga, M.O., 2017. Socio-economic factors driving deforestation in Katanga Province, southeastern region of the Democratic Republic of Congo. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 11, 141–150.
- Mwengi, A.I., Mpupu, B., Kawanga, R., Matondo, M. & Moyene, A.B., 2019. Analyse socioéconomique de la cueillette de *Gnetum africanum* L. dans le secteur de Mateko en République Démocratique du Congo. *Revue Africaine d'Environnement et d'Agriculture*, 2, 27–33.
- Mwitwa, J., German, L., Muimba-Kankolongo, A. & Puntondewo, A., 2012. Governance and sustainability challenges in landscape shaped by mining: Miningforestry linkages and impacts in the copper belt of Zambia and the DR Congo. *Forest Policy and Economics*, 25, 19–30. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2012.08.001>
- Myers, N., 2023. Tropical deforestation: rates and patterns. In: Brown, K. & Pearce, D.W., (Eds), *The Causes of Tropical Deforestation: The Economic and Statistical Analysis of Factors Giving Rise to the Loss of the Tropical Forests*, Routledge, London, UK, 27–40.
- Naene, J.E., Fucumbe, A.L., Alface, C.J.D. & Zacarias, A.C., 2024. Projeto pedagógico escolar adaptado à sustentabilidade ambiental como mecanismo de melhoria da qualidade de ensino búi – Moçambique. *RCMOS-Revista Científica Multidisciplinar O Saber*, 1(2), 786. <https://doi.org/10.51473/rcmos.v1i2.2024.786>
- Nagatani, I. & Kudoh, J., 2013. A False-color Composite Method for Wildfire Smoke Plume Identification Using MODIS Data. *Journal of Remote Sensing*, 33(1), 38–47. <https://doi.org/10.11440/RSSJ.33.38>
- Nakashima, D.J., Galloway McLean, K., Thulstrup, H.D., Ramos Castillo, A. & Rubis, J.T., 2012. *Weathering Uncertainty: Traditional Knowledge for*

- Climate Change Assessment and Adaptation*. UNESCO, Paris, and United Nations University, Darwin, Australia, 120p.
- Nansikombi, H., Fischer, R., Ferrer Velasco, R., Lippe, M., Kalaba, F.K., Kabwe, G. & Günter, S., 2020a Can de facto governance influence deforestation drivers in the Zambian Miombo? *Forest Policy and Economics*, 120, 102309. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102309>
- Nansikombi, H., Fischer, R., Kabwe, G. & Günter, S., 2020b Exploring patterns of forest governance quality: Insights from forest frontier communities in Zambia's *Miombo* ecoregion. *Land Use Policy*, 99, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104866>
- Nasi, R., Cassagne, B. & Billand, A., 2006. Forest management in Central Africa: where are we? *International Forestry Review*, 8, 14–20. <https://doi.org/10.1505/ifor.8.1.14>
- Nasi, R., Brown, D., Wilkie, D., Bennett, E., Tutin, C., Van Tol, G. & Christophersen, T., 2008. *Conservation and use of wildlife-based resources: the bushmeat crisis*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Technical Series N°33, Montreal and Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia, 50p.
- Nasi, R., Billand, A. & Van Vliet, N., 2012. Managing for timber and biodiversity in the Congo Basin. *Forest Ecology and Management*, 268, 103–111. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.005>
- Nath, T.K., Khan, N.A., Kibria, A.S. & Goodale, U.M., 2022. Non-state Actors in Forest Governance: Genesis, Status, Challenges and Way Forward. *Journal of Sustainable Forestry*, 41(3–5), 223–239. <https://doi.org/10.1080/10549811.2022.2128377>
- Ndam, N., Nkefor, J.-P. & Blackmore, P., 2001. Domestication of *Gnetum africanum* and *G. buchholzianum* (Gnetaceae), Over-Exploited Wild Forest Vegetables of the Central African Region. *Systematics and Geography of Plants*, 71, 739. <https://doi.org/10.2307/3668713>
- Ndegwa, G., Anhuf, D., Nehren, U., Ghilardi, A. & Iiyama, M., 2016. Charcoal contribution to wealth accumulation at different scales of production among the rural population of Mutomo District in Kenya. *Energy for Sustainable Development*, 33, 167–175. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2016.05.002>
- Ndegwa, G., Sola, P., Iiyama, M., Okeyo, I., Njenga, M., Siko, I., Muriuki, J., 2020. *Charcoal value chains in Kenya: a 20-year synthesis*. Working Paper number 307. World Agroforestry, Nairobi, Kenya, 62p. <http://dx.doi.org/10.5716/WP20026.PDF>
- Ndenge, T.C. & Perfect-Mrema, J., 2022. Dependency, Distribution and Diversification (3Ds) of livelihoods in the Miombo woodlands: learning from Tanzania. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 29, 429–439. <https://doi.org/10.1080/13504509.2022.2032461>

- Ndiaye, A. & Ndiaye, P., 2013. *Changement Climatique, Dégradation Environnementale et Quête d'utilisation des Ressources Naturelles : Miracle ou Mirage ?* Occasional paper. Fondation pour le renforcement des capacités en Afrique : Harare, Zimbabwe, 51p.
- Ndoye, O. & Tieguhong, J. C., 2004. Forest resources and rural livelihoods: the conflict between timber and non-timber forest products in the Congo Basin. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19(4), 36–44. <https://doi.org/10.1080/14004080410034047>
- Ndoye, O. & Vantomme, P., 2016. *Vivre et se nourrir de la forêt en Afrique centrale*. FAO, Rome, Italie, 251p.
- Neinavaz, E., Schlerf, M., Darvishzadeh, R., Gerhards, M. & Skidmore, A.K., 2021. Thermal infrared remote sensing of vegetation: Current status and perspectives. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 102, 102415. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102415>
- Nelson, M.D., Garner, J.D., Tavernia, B.G., Stehman, S.V., Riemann, R.I., Lister, A.J. & Perry, C.H., 2021. Assessing map accuracy from a suite of site-specific, non-site specific, and spatial distribution approaches. *Remote Sensing of Environment*, 260, 112442. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112442>
- Nepal, T.K., 2024. The Role of Traditional Ecological Knowledge in Environmental Stewardship: Beyond Poverty and Necessity. *Journal of Resources, Energy, and Development*, 20(2), 86–96. <https://doi.org/10.3233/red-200203>
- Netswera, F.G., Fagbadebo, O.M. & Dorasamy, N., 2022. *State-owned enterprises in Africa and the economics of public service delivery*. AOSIS Books, Cape Town, South Africa, 290p. <https://doi.org/10.4102/aosis.2022.BK270>
- Neuman, W.L., 2014. *Social Research Methods: Qualitative and Quantitative Approaches*. 7th ed., Essex Pearson, London, UK, 599p.
- Newman, R., 2021. Human Dimensions: Traditional Ecological Knowledge—Finding a Home in the Ecological Society of America. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 102(3), e01892. <https://doi.org/10.1002/bes2.1892>
- Ngalingi, N.N., 2025. *Ending conflicts and poverty in the Democratic Republic of the Congo*. In Durojaye, E., Mirugi-Mukundi, G., Iyi, J-M & Assim, U.M., (Eds), *Conflict and Poverty in Africa*. Routledge. Lond, UK, 389–407. <https://doi.org/10.4324/9781003425410-19>
- Ngbolua, K.N., Ngemale, G.M., Konzi, N.F., Masengo, C.A., Gbolo, Z.B., Bangata, B.M., Yangba, T.S. & Gbiangbada, N., 2014. Utilisation de produits forestiers non ligneux à Gbadolite (District du Nord-Ubangi, Province de l'Equateur, RD Congo) : Cas de Cola acuminata (P. Beauv.) Schott & Endl. Malvaceae) et de Piper guineense Schumach., Thonn. (Piperaceae). *Congo Sciences*, 2, 61–66.

- Nge, O.A., 2021. *Diagnostic Socioeconomique et Environnemental de la Chaine de Valeur Charbon de Bois à Lubumbashi (HautKatanga, RDC) : Perspectives Pour une Gestion Durable des Ressources Ligneuses de Miombo*. Thèse de doctorat, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, RD Congo, 296p.
- Nghobuoche, F., Ngoufo, R., Wuchu, C.W., Chupezi, T.J. & Ngwainbi, A. I., 2022. Non-Timber Forest Products and Local Livelihoods Around the Bamboko Forest Reserve in the Southwest Region of Cameroon. *International Journal of Social Ecology and Sustainable Development*, 13(1), 1–21. <https://doi.org/10.4018/ijsesd.289218>
- Nghonda, N.D., Khoji, M.H., Kasongo, K.B., Kouagou, S.R., Malaisse, F., Useni, S. Y., Masengo, K.W. & Bogaert, J., 2023a. Towards an Inclusive Approach to Forest Management: Highlight of the Perception and Participation of Local Communities in the Management of miombo Woodlands around Lubumbashi (Haut-Katanga, D.R. Congo). *Forests*, 14, 687. <https://doi.org/10.3390/f14040687>
- Nghonda, N.D., Khoji, M.H., Biloso, M.A. Malaisse, F., Useni, S. Y., Masengo, K.W. & Bogaert, J., 2023b. Socio-Economic Value and Availability of Plant-Based Non-Timber Forest Products (NTFPs) within the Charcoal Production Basin of the City of Lubumbashi (DR Congo). *Sustainability*, 15, 14943. <https://doi.org/10.3390/su152014943>
- Nghonda, N.D., Khoji, M.H., Salomon, W., Cuma, M.F., Malaisse, F., Ponette, Q., Useni, S.Y., Masengo, K.W. & Bogaert, J., 2024. Floristic Diversity and Natural Regeneration of *Miombo* Woodlands in the Rural Area of Lubumbashi, D.R. Congo. *Diversity*, 16, 405. <https://doi.org/10.3390/d16070405>
- Nghonda, N.D., Khoji, M.H., Cabala, K.S., Malaisse, F., Amisi, M.Y., Useni, S.Y., Masengo, K.W., Bogaert, J., In press. Spatial Footprint of anthropogenic activities in the Charcoal Production Basin of Lubumbashi (D.R. Congo): Applicability of Kevin Lynch's (1960) approach. *Journal for Nature Conservation*, <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4743650>
- Nghonda, N.D.; Khoji, M.H.; Cabala, K.S.; Malaisse, F.; Kyale, K.J.; Masengo, K.W.; Bogaert, J. & Useni, S.Y., 2025a. Exploring the Role of Traditional Ecological Knowledge in Restoring and Managing *Miombo* Woodlands: A Case Study from the Lubumbashi Region, Democratic Republic of Congo. *Forests*, 16, 435. <https://doi.org/10.3390/f16030435>
- Nghonda, N.D.; Khoji, M.H.; Kalenga, M.G.; Duse, D.F.; Kasanda, M.N.; Esoma, O.B.; Mpanda, M.M.; Cabala, K.S.; Malaisse, F.; Masengo, K.W.; Bogaert, J. & Useni, S.Y., 2025b. Reforestation Initiatives in the Lubumbashi Charcoal Production Basin (DR Congo): Plant Diversity Selection, Management Practices, and Ecosystems Structure. *Ecologies*, 6, 17. <https://doi.org/10.3390/ecologies6010017>
- Ngom, D., Charahabil, M.M., Sarr, O., Bakhoun, A. & Akpo, L.E., 2014. Perceptions communautaires sur les services écosystémiques

- d'approvisionnement fournis par le peuplement ligneux de la Réserve de Biosphère du Ferlo (Sénégal). *Vertigo*, 14, 2. <https://doi.org/10.4000/vertigo.15188>
- Ngongo, M.L., Van Ranst, E., Baert, G., Kasongo, E.L., Verdoodt, A., Mujinya, B.B. & Mukalay, J.M., 2009. *Guide des Sols en République Démocratique du Congo, Tome I: Étude et Gestion*. Don Bosco, Lubumbashi, Democratic Republic of the Congo, 260p.
- Nguyen, T.L. & Ngo, T.S., 2022. The Importance of Socio-economic Development to Sustainable Natural Resources Management in Rural Areas: A Case Study of Sustainable Livelihoods and Forest Management in Xuan Nha Nature Reserve in Northwestern Vietnam. *Vietnam Journal of Agricultural Sciences*, 5(1), 1345–1358. <https://doi.org/10.31817/vjas.2022.5.1.04>
- Njana, M.A., Kajembe, G.C. & Malimbwi, R.E., 2013. Are *miombo* woodlands vital to livelihoods of rural households? Evidence from Urumwa and surrounding communities, Tabora, Tanzania. *Forests, Trees and Livelihoods*, 22, 124–140. <https://doi.org/10.1080/14728028.2013.803774>
- Njoghomi, E.E., Valkonen, S., Karlsson, K., Saarinen, M., Mugasha, W.A., Niemistö, P., Balama, C. & Malimbwi, R.E., 2021. Regeneration Dynamics and Structural Changes in Miombo Woodland Stands at Kitulangalo Forest Reserve in Tanzania. *Journal of Sustainable Forestry*, 40(6), 539–557. <https://doi.org/10.1080/10549811.2020.1789478>
- Njoghomi, E.E., Valkonen, S. & Archibald, S., 2025. Pathways towards Miombo Restoration: A Lesson from Fire and Grazing Exclusion Plots at Kitulangalo Miombo Woodlands, Morogoro Tanzania. *Open Journal of Ecology*, 15(01), 92–99. <https://doi.org/10.4236/oje.2025.151005>
- Nkuku, K.C. & Rémon, M., 2006. *Stratégies de Survie à Lubumbashi (RD Congo). Enquête Sur 14000 Ménages Urbains, Archive congolaise*. L'Harmattan, Paris, France, 130p.
- Noon, B.R. & Dale, V.H., 2002. Broad-scale ecological science and its application. In: Gutzwiller, K.J., (Eds), *Applying landscape ecology in biological conservation*. Springer, New York, USA, 34–52
- Numbi, M.D., Mbinga, L.B., Mpange, K.F., Mukendi, E., Kazaba, K.P., Nzuzi, M.G., Kapend, K.D.L.V., Kaya, B.H.H., Lwamba, B.J., Monga, I.D.R. & Ngoy, S.M., 2024. Influence de traitements sur la germination et la croissance en pépinière d'*Azelia quanzensis* Welw. (Fabaceae) à Lubumbashi en République Démocratique du Congo. *Revue Africaine d'Environnement et d'Agriculture*, 7(1), 11–17. <https://doi.org/10.4314/rafea.v7i1.2>
- Nuwategeka, E. & Oriangi, G., 2023. Characterisation of Forest Resources and the Local Communities for the Choice of Sustainable Forest Management

- Strategies in Uganda. *East African Journal of Forestry and Agroforestry*, 6(1), 186–199. <https://doi.org/10.37284/eajfa.6.1.1305>
- Nytch, C.J., Rojas-Sandoval, J., Erazo Oliveras, A., Santiago-García, R.J. & Meléndez-Ackerman, E.J., 2023. Effects of historical land use and recovery pathways on composition, structure, ecological function, and ecosystem services in a Caribbean secondary forest. *Forest Ecology and Management*, 546, 121311. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121311>
- Nzeanorue, C.G., Olusola, R.A., Fakoyede, P.D., Daramola, M.S., Enabulele, E.C., Innocent, A.O., Benjamin, A.O., Nnaji, E.K., Diouf, M. D.B. & Aruya, G.A., 2024. Advanced remote sensing technologies for tracking landscape changes and environmental conditions. *World Journal Of Advanced Research and Reviews*, 23(1), 839–851. <https://doi.org/10.30574/wjarr.2024.23.1.2057>
- O'Hara, P., 2011. *Renforcement de la participation des parties prenantes aux programmes forestiers nationaux. Manuel de formation*. FAO, Rome, Italie, 126p.
- O'Neill, R.V., Krummel, J.R., Gardener, R.H., Sugihara, G., Jacksin, B., DeAngelis, D.L., Milne, B.T., Turner, M.G., Zygmunt, B., Christensen, S.W., Dale, V.H. & Grahan R.L., 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1(3), 153–162. <https://doi.org/10.1007/BF00162741>
- Offord-Woolley, S., Bamford, P. & Desforges, R., 2016. Developing an environmental-education programme using Black rhinoceros *Diceros bicornis* in Zambia as a case study. *International Zoo Yearbook*, 50(1), 84–95. <https://doi.org/10.1111/IZY.12117>
- Okoro, I.D., Nwagu, E.K.N., Monday, S. & Okoro, P.I., 2023. Gender and Age as Determinants of Environmental Perception. *Journal of Advanced Psychology*, 5(2), 1–15. <https://doi.org/10.47941/japsy.1579>
- Okui, K., Sawada, Y. & Yoshida, T., 2021. “Wisdom of the Elders” or “Loss of Experience” as a Mechanism to Explain the Decline in Traditional Ecological Knowledge: A Case Study on Awaji Island, Japan. *Human Ecology*, 49(3), 353–362. <https://doi.org/10.1007/S10745-021-00237-W>
- Olander, S. & Landin, A., 2005. Evaluation of stakeholder influence in the implementation of construction projects. *International Journal of Project Management*, 23(4), 321–328. <https://doi.org/10.1016/j.ijproman.2005.02.002>
- Olofsson, P., Foody, G.M., Herold, M., Stehman, S.V., Woodcock, C.E. & Wulder, M.A., 2014. Good Practices for Estimating Area and Assessing Accuracy of Land Change. *Remote Sensing of Environment*, 148, 42–57. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>
- Olsen, B.H., 2007. *Décentralisation et gouvernance locale module 1 : définitions et concepts*. Direction du développement et de la coopération. Genève, Suisse, 28p.

- Oluwajuwon, T.V., Chazdon, R.L., Ota, L., Gregorio, N. & Herbohn, J., 2024. Bibliometric and literature synthesis on assisted natural regeneration: an evidence base for forest and landscape restoration in the tropics. *Frontiers in Forests and Global Change*, 7, 1412075. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2024.1412075>
- Omasombo Tshonda, J., Kalenga Ngoy, P., Kayamba Badie, M., Krawczyk, J., Laghmouch, M. & Léonard, G., 2018. *Haut-Katanga. Lorsque richesses économiques et pouvoirs politiques forcent une identité régionale : Cadre naturel, peuplement et politique*. Tome I, Musée Royal de l'Afrique Centrale, Bruxelles, Belgique, 698p.
- Orach, K., Duit, A., Duit, A., & Schlüter, M., 2020. Sustainable natural resource governance under interest group competition in policy-making. *Nature Human Behaviour*, 4(9), 898–909. <https://doi.org/10.1038/S41562-020-0885-Y>
- Ortega Morán, J.F., Moyano Garcia-Cuevas, J.L., Esteban Gómez, F.M., Vila-Chã, C., Serra, N., Zamillo, D., Curaj, A., Sánchez Margallo, F. M. & Pagador, J.B., 2020. Awareness of Intangible Cultural Heritage Through Videos Promoting Active Ageing. In: Garcia-Alonso, J. & Fonseca, C., (Eds), *Gerontechnology III: Contributions to the Third International Workshop on Gerontechnology, IWoG 2020, October 5–6, 2020, Évora, Portugal*. Springer, Cham, Switzerland, 177–183. https://doi.org/10.1007/978-3-030-72567-9_18
- Osman, K.T., 2013. *Forest Soils: Properties and management*. Springer, Cham, Switzerland, 222p. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-02541-4>
- Ostertagová, E., Ostertag, O. & Kováč, J., 2014. Methodology and Application of the Kruskal-Wallis Test. *Applied Mechanics and Materials*, 611, 115–120. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/amm.611.115>
- Ostrom, E., 2010. *Gouvernance des biens communs : pour une nouvelle approche des ressources naturelles*. Louvain-la-Neuve, De Boeck, Belgique, 301p.
- Oszwald, J., Lefebvre, A., de Sartre, X.A., Thales, M. & Gond, V., 2010. Analyse des directions de changement des états de surface végétaux pour renseigner la dynamique du front pionnier de Maçaranduba (Pará, Brésil) entre 1997 et 2006. *Teledetection*, 9, 97–111.
- Ouattara, B., Sanou, L., Koala, J. & Hien M., 2022. Perceptions locales de la dégradation des ressources naturelles du corridor forestier de la Boucle du Mouhoun au Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques*, 352, 43–60. <https://doi.org/10.19182/bft2022.352.a36935>
- Oyono, P.R. & Nzuzi, F.L., 2006. Au sortir d'une longue « nuit » institutionnelle, nouvelles transactions entre les politiques forestières et les sociétés rurales en RD Congo post-conflit. *Africa Development*, 31(2), 183–214. <https://doi.org/10.4314/AD.V31I2>
- Pancholi, R., Yadav, R., Gupta, H., Vasure, N., Choudhary, S., Singh, M.N. & Rastogi, M., 2023. The Role of Agroforestry Systems in Enhancing

- Climate Resilience and Sustainability- A Review. *International Journal of Environment and Climate Change*, 13(11), 4342–4353. <https://doi.org/10.9734/ijecc/2023/v13i113615>
- Paneque-Gálvez, J., McCall, M.K., Napoletano, B.M., Wich, S.A. & Koh, L.P., 2014. Small drones for community-based forest monitoring: An assessment of their feasibility and potential in tropical areas. *Forests*, 5(6), 1481–1507. <https://doi.org/10.3390/f5061481>
- Parakh, N.M., 2022. Understanding the importance of ecotourism by supporting eco-design principles. *International Journal For Science Technology And Engineering*, 10(6), 4865–4872. <https://doi.org/10.22214/ijraset.2022.45085>
- Partey, S.T., Zougmore, R.B., Ouédraogo, M. & Thevathasan, N.V., 2017. Why Promote Improved Fallows as a Climate-Smart Agroforestry Technology in Sub-Saharan Africa? *Sustainability*, 9, 1887. <https://doi.org/10.3390/su9111887>
- Pasikowski, S., 2024. Snowball Sampling and Its Non-Trivial Nature. *Przegląd Badań Edukacyjnych*, 2(43), 105–120. <https://doi.org/10.12775/pbe.2023.030>
- Patamuan, M.R.S., Naufal, A.I., Jeke, D.N., Hutagalung, I.P., Sasongo, I., Mulyadi, L. & Heltra, A.H., 2024. A City Image Study by Kevin Lynch's Theoretical Approach: A Case Study of Pontianak City, West Kalimantan Province of Indonesia. *International Journal of Current Science Research and Review*, 7(8), 6105–6112. <https://doi.org/10.47191/ijcsrr/v7-i8-23>
- Patricia, L., 2005. Women and Plants: Gender Relations in Biodiversity Management and Conservation. *Journal of Ethnobiology*, 25(1), 151–154. https://doi.org/10.2993/0278-0771_2005_25_151_br_2.0.co_2
- Pease, B.S., 2024. Ecological scales of effect vary across space and time. *Ecography*, 8, e07163. <https://doi.org/10.1111/ecog.07163>
- Pelletier, J., Paquette, A., Mbindo, K., Zimba, N., Siampale, A., Chendauka, B., Siangulube, F. & Roberts, J.W., 2018. Carbon sink despite large deforestation in African tropical dry forests (miombo woodlands). *Environmental Research Letters*, 13, 094017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aadc9a>
- Pelletier, J., Chidumayo, E., Trainor, A., Siampale, A. & Mbindo, K., 2019. Distribution of tree species with high economic and livelihood value for Zambia. *Forest Ecology and Management*, 441, 280–292. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.051>
- Penatti, F.E. & de Lima-Guimarães, S.T., 2011. *Avaliação dos riscos e problemas ambientais causados pela disposição incorreta de resíduos de laboratórios*. *Geografia Ensino & Pesquisa*, 15(1), 43–52. <https://doi.org/10.5902/223649947376>
- Peng J., Wang Y., Zhang Y., Wu J., Li W. & Li Y., 2010. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns.

- Ecological Indicators*, 10, 217–223.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2009.04.017>
- Peñuelas, J. & Sardans, J., 2021. Global Change and Forest Disturbances in the Mediterranean Basin: Breakthroughs, Knowledge Gaps, and Recommendations. *Forests*, 12, 603. <https://doi.org/10.3390/f12050603>
- Péroches, A., Dubiez, E., Peltier, R., Procès, P., Diowo, S., Yamba-Yamba, T. & Vermeulen, C., 2019. Les Plans Simples de Gestion destinés à la production de bois-énergie en périphérie de Kinshasa : la participation et la restauration à l'épreuve du foncier. *Bois et Forêts des Tropiques*, 340, 71–90. <https://doi.org/10.19182/bft2019.340.a31698>
- Péroches, A., Nge, O.A., Gazull, L. & Dubiez, E., 2021. *Programme de Consommation Durable et de Substitution Partielle au Bois-Energie : Rapport D'étude sur la Filière Bois-Energie de la ville de Lubumbashi*. CIRAD, Paris, France, 79p. https://agritrop.cirad.fr/600201/1/20211118_Rapport_Fili%C3%A8re_Lubumbashi_Vf.pdf (consulté le 11/04/2025).
- Pervez, Z., Hussain, Z. & Hafeez, M., 2018. On using non identical and independent Bernoulli trials in human surveys. *Communications in Statistics-Theory and Methods*, 47(8), 1856–1867. <https://doi.org/10.1080/03610926.2017.1328511>
- Pflumm, L., Kang, H., Wilting, A. & Niedballa, J., 2025. GEE-PICX: Generating cloud-free Sentinel-2 and Landsat image composites and spectral indices for custom areas and time frames—a Google Earth Engine web application. *Ecography*, e07385. <https://doi.org/10.31223/x5rt1w>
- Phan, T.N., Kuch, V. & Lehnert, L.W., 2020. Land Cover Classification Using Google Earth Engine and Random Forest Classifier—The Role of Image Composition. *Remote Sensing*, 12(15), 2411. <https://doi.org/10.3390/rs12152411>
- Pham, T.T., Kengoum, F., Moeliono, M. & Dwisatrio, B., 2021. Forest governance in DRC: an analysis from actors' participation in REDD+ policy development. *International Forestry Review*, 23(1), 79–89. <https://doi.org/10.1505/146554821832140394>
- Phuthago, T.C. & Chanda, R., 2004. Traditional ecological knowledge and community-based natural resource management: Lessons from a Botswana wildlife management area. *Applied Geography*, 24(1), 57–76. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2003.10.001>
- Picard, N. & Gourlet-Fleury, S., 2008. *Manuel de Référence pour L'installation de Dispositifs Permanents en Forêt de Production dans le Bassin du Congo*. COMIFAC, Yaoundé, Cameroun, 265p. Available online: <http://hal.cirad.fr/cirad-00339816>. (Accessed on 07 february 2024).
- Pilon, M. & Vignikin, K., 2006. *Ménages et Familles en Afrique subsaharienne*. Editions des Archives Contemporaines, Agence Universitaire de la Francophonie : Montréal, France, 135p.

- Pison, G., Couppié, E. & Caporali, A., 2022. Tous les pays du monde (2022). *Population & Sociétés*, 603, 1–8. <https://doi.org/10.3917/poproc.603.0001>
- Pochet, B., 2018. *Comprendre et Maîtriser la Littérature Scientifique*. Les Presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, Belgium, 167p. <http://hdl.handle.net/2268/186181>. (Accessed on 12 december 2022).
- Pohjanmies, T., Triviño, M., Le Tortorec, E., Mazziotta, A., Snäll, T. & Mönkkönen, M., 2017. Impacts of forestry on boreal forests: An ecosystem services perspective. *Ambio*, 46, 743–755. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0919-5>
- Pontius, R.G. & Millones, M., 2011. Death to Kappa: Birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 32, 4407–4429. <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.552923>
- Potapov, P.V., Turubanova, S.A., Hansen, M.C., Adusei, B., Broich, M., Altstatt, A., Mane, L. & Justice, C.O., 2012. Quantifying forest cover loss in Democratic Republic of the Congo, 2000–2010, with Landsat ETM+ data. *Remote Sensing of Environment*, 122, 106–116. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.08.027>
- Potts, P., 2020. Disconnected dots? A systematic review of governance challenges for natural resource management. *Journal of Environmental Planning and Management*, 63, 1356–1374. <https://doi.org/10.1080/09640568.2019.1663723>
- Prati, R. & Pomero, A., 2022. Forest restoration and reforestation initiatives. *International Journal of Humanities and Education Research*, 4(1), 07–10. <https://doi.org/10.33545/26649799.2022.v4.i1a.65>
- Pretty, J., Adams, B., Berkes, F., de Athayde, S.F., Dudley, N., Hunn, E., Maffi, L., Milton, K., Rapport, D., Robbins, P., Sterling, E., Stolton, S., Tsing, A., Vintinnerk, E. & Pilgrim, S., 2009. The Intersections of Biological Diversity and Cultural Diversity: Towards Integration. *Conservation and Society*, 7(2), 100–112, <https://doi.org/10.4103/0972-4923.58642>
- Pretzsch, H., Del Río, M., Arcangeli, C., Bielak, K., Dudzinska, M., Ian Forrester, D., Kohnle, U., Ledermann, T., Matthews, R., Nagel, R., Ningre, F., Nord-Larsen, T., Szeligowski, H. & Biber, P., 2023. Competition-based mortality and tree losses. An essential component of net primary productivity. *Forest Ecology and Management*, 544, 121204. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121204>
- Puig, H., 2001. Diversité spécifique et déforestation : L'exemple des forêts tropicales humides du Mexique. *Bois et Forêts des Tropiques*, 268, 41–55.
- Qin, R., 2024. Remote sensing and geographical information system as an integrated method of ecological analysis. *E3S Web of Conferences*, 553, 04008. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202455304008>

- Qu, X., Li, X., Bardgett, R.D., Kuzyakov, Y., Revillini, D., Sonne, C., Xia, C., Ruan, H., Liu, Y., Cao, F., Reich, P.B. & Delgado-Baquerizo, M., 2024. Deforestation impacts soil biodiversity and ecosystem services worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 121(13), e2318475121. <https://doi.org/10.1073/pnas.2318475121>
- Rabesahala, N.H., 2010. Réduire l'écart entre les décideurs en matière d'environnement à Madagascar. In : German, A.L., Karsenty, A. & Tiani, A-M., (Eds), *Gouverner les forêts africaines à l'ère de la mondialisation*. CIFOR, Bogor, Indonésie, 259–356.
- Raj, A., Jhariya, M.K., Banerjee, A., Kittur, B.H., Bargali, S.S., Bargali, S.S. & Nema, S., 2023. Forest Biodiversity Conservation and Restoration: Policies, plan, and approaches. In: Banerjee, A., Jhariya, M. K., Bargali, S. S. & Palit, D., (Eds), *Ecorestoration for sustainability*, Scrivener publishing LLC, Austin, Texas, USA, 317–350. <https://doi.org/10.1002/9781119879954.ch10>
- Rajewicz, P.A., Zhang, C., Atherton, J., Van Wittenberghe, S., Riikonen, A., Magney, T., Fernandez-Marin, B., Plazaola, J.I.G., Porcar-Castell, A., 2023. The photosynthetic response of spectral chlorophyll fluorescence differs across species and light environments in a boreal forest ecosystem. *Agricultural and Forest Meteorology*, 334, 109434. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109434>
- Rakotoarimanana, V., Gondard, H., Ranaivoarivelo, N. & Carrière, S., 2008. Influence du pâturage sur la diversité floristique, la production et la qualité fourragères d'une savane des Hautes Terres malgaches (Région de Fianarantsoa). *Sécheresse*, 19, 39–46.
- Rakotondrasoa, L.O., Ayral, A., Stein, J., Rajoelison, L.G., Ponette, Q., Malaisse, F., Ramamonjisoa, S.B., Raminosoa, N., Verheggen, J.F., Poncelet, M., Haubruge, E. & Bogaert, J., 2013. Analyse des facteurs anthropiques de dégradation des bois de tapia (*Uapaca bojeri*) d'arivonimamo. In : Verheggen, F., Bogaert, J., Haubruge, E., (Eds), *Les Vers à Soie Malgaches. Enjeux écologiques et Socio-économiques*. Les presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, Belgique, 151–162.
- Ramade, F., 2012. Eléments d'écologie. *Ecologie Appliquée : Action de L'homme sur la Biosphère*. 7th, Dunod, Paris, France, 2012, 791p.
- Ramamonjisoa, B., Rakoto, R.H. & Casse, T., 2012. La Loi GELOSE et le transfert de gestion des Ressources Naturelles à Madagascar ». *Les Cahiers d'Outre-Mer*, 257. <https://doi.org/10.4000/com.6476>. (Consulté le 30 avril 2019).
- Rannestad, M.M. & Gessesse, T.A., 2020. Deforestation and Subsequent Cultivation of Nutrient Poor Soils of Miombo Woodlands of Tanzania: Long Term Effect on Maize Yield and Soil Nutrients. *Sustainability*, 12, 4113. <https://doi.org/10.3390/su12104113>

- Ravikumar, A., Larson, A. M., Myers, R. & Trench, T., 2018. Inter-sectoral and multilevel coordination alone do not reduce deforestation and advance environmental justice: Why bold contestation works when collaboration fails. *Environment and Planning C-Government and Policy*, 36(8), 1437–1457. <https://doi.org/10.1177/2399654418794025>
- Raynsford, A., 2011. Civic Art in an Age of Cultural Relativism: The Aesthetic Origins of Kevin Lynch's Image of the City. *Journal of Urban Design*, 16(1), 43–65. <https://doi.org/10.1080/13574809.2011.521019>
- Razali, N.M. & Wah, Y.B., 2011. Power comparisons of Shapiro-Wilk, Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors and Anderson-Darling tests. *Journal of statistical modeling and analytics*, 2(1), 21–33
- Reddy, G.P.O., 2018. *Satellite Remote Sensing Sensors: Principles and Applications*. In: Reddy, G. & Singh, S., (Eds), *Geospatial Technologies in Land Resources Mapping, Monitoring and Management*. Geotechnologies and the Environment, vol 21, Springer, Cham, Switzerland, 21–43. https://doi.org/10.1007/978-3-319-78711-4_2
- Reed, J., van Vianen, J., Foli, S., Clendenning, J., Yang, K., MacDonald, M., Petrokofsky, G., Padoch, C. & Sunderland, T., 2017. Trees for Life: The Ecosystem Service Contribution of Trees to Food Production and Livelihoods in the Tropics. *Forest Policy and Economics*, 84, 62–71. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.01.012>
- Resende, T.C. & Meikengang, A.G., 2023. *Regional cooperation for the conservation of biodiversity in the Congo Basin forests: Feedback on actions carried out in the TRIDOM-TNS landscapes*. In: Houehounha, D., Moukala, E., (Eds), *Managing Transnational UNESCO World Heritage sites in Africa*. Springer, Cham, Switzerland, 135–145. https://doi.org/10.1007/978-3-030-80910-2_12
- Restrepo, J.D., Bottaro, G., Barci, L., Beltrán, L.M., Londoño-Behaine, M. & Masiero, M., 2024. Assessing the Impacts of Nature-Based Solutions on Ecosystem Services: A Water-Energy-Food-Ecosystems Nexus Approach in the Nima River Sub-Basin (Colombia). *Forests*, 15(11), 1852. <https://doi.org/10.3390/f15111852>
- Reydon, B.P., Fernandes, V.B., Telles, T.S., 2020. Land governance as a precondition for decreasing deforestation in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, 94, 104313. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104313>
- Reyes-García, V., Huanca, T., Vadez, V., Leonard, W. & Wilkie, D., 2006. Cultural, Practical, and Economic Value of Wild Plants: A Quantitative Study in the Bolivian Amazon. *Economic botany*, 60(1), 62–74. [https://doi.org/10.1663/0013-0001\(2006\)60\[62:CPAEVO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1663/0013-0001(2006)60[62:CPAEVO]2.0.CO;2)
- Reyniers, C., 2019. Agroforesterie et déforestation en République démocratique du Congo. Miracle ou mirage environnemental ? *Monde en développement*, 187, 113–132. <https://doi.org/10.3917/med.187.0113>

- Ribeiro, N., Syampungani, S., Matakala, N., Nangoma, D. & Ribeiro-Barros, A.I., 2015. Miombo Woodlands Research Towards the Sustainable Use of Ecosystem Services in Southern Africa. In: Lo, Y. H., Blanco, J.A. & Roy, S., (Eds), *Biodiversity in ecosystems: linking structure and function*. InTech, Rijeka, Croatia, 475–491.
- Ribeiro, N.S., Katerere, Y., Chirwa, P.W. & Grundy, I.M., 2020a. *Miombo woodlands in a changing environment: Securing the resilience and sustainability of people and woodlands*. Springer Nature. Cham, Switzerland, 269p. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-50104-4>
- Ribeiro, N.S., Silva de Miranda, P. & Timberlake, J., 2020b. Biogeography and Ecology of Miombo Woodlands. In: Ribeiro, N.S., Katerere, Y., Chirwa, P.W., Grundy, I.M., (Eds), *Miombo Woodlands in a Changing Environment: Securing the Resilience and Sustainability of People and Woodlands*. Springer, Cham, Switzerland, 9–53. https://doi.org/10.1007/978-3-030-50104-4_2
- Ribot, J.C., Chhatre, A. & Lankina, T., 2008. Introduction: Institutional choice and recognition in the formation and consolidation of local democracy. *Conservation and Society*, 6(1), 1–11.
- Rice, J., Garo, L. & Iboudo Nébié, E. K., 2025. Community stakeholder perspectives for empowering EJ Initiatives through public participation geographic information systems (PPGIS). *Environmental Research Letters*, 20(2), 024057. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ada6e0>
- Riggs, R.A., Riggs, R.A., Langston, J.D., Langston, J.D., Nerfa, L., Boedhihartono, A.K., Boedhihartono, A.K., Gaston, C., Herdianti, A.R., Herdianti, A.R., Valeri, E., Valeri, E., Sayer, J. & Sayer, J., 2021. Common ground: integrated landscape approaches and small and medium forest enterprises for vibrant forest landscapes. *Sustainability Science*, 16(6), 2013–2026. <https://doi.org/10.1007/S11625-021-01035-5>
- Rinaudo, T., Muller, A. & Morris, M., 2020. *Manuel La Régénération Naturelle Assistée (RNA). Une ressource pour les gestionnaires de projets, les utilisateurs et tous ceux qui ont un intérêt à mieux comprendre et soutenir le mouvement pour la RNA*. FMNR Hub, World Vision, Melbourne, Australia, 241p.
- Ritchie, R. & Walley, P., 2016. The challenges of public sector demand and capacity management: an exploratory case study of police services. In: Radnor, Z. J., Bateman, N., Esain, A., Kumar, M., Williams, S. J. & Upton, D. M, (Eds), *Public Service Operations Management*. Routledge, London, UK, 135–156. <https://doi.org/10.4324/9781315747972-17>
- Rivas, C.A., Guerrero-Casado, J. & Navarro-Cerrillo, R.M., 2022. A New Combined Index to Assess the Fragmentation Status of a Forest Patch Based on Its Size, Shape Complexity, and Isolation. *Diversity*, 14(11), 896. <https://doi.org/10.3390/d14110896>
- Roaneque, N.I., 2024. O Impacto do Microcrédito no Desenvolvimento Rural e na Redução da Pobreza no setor Agrícola em Moçambique: uma análise a

- partir das experiências e desafios das comunidades de Nacarôa. *Revista Gestão & Políticas Públicas*, 14(1), 156–171. <https://doi.org/10.11606/issn.2237-1095.rgpp.2024.220643>
- Roche, Y., 2012. Apport des outils géomatiques à l'analyse des ressources forestières en Asie du Sud-Est. *17e Colloque international en évaluation environnementale, du 12 au 15 juin sur l'évaluation environnementale pour une gestion durable des ressources minières, énergétiques et biologiques*, Montréal, Canada, 14p.
- Rodriguez-Ward, D., Larson, A. M. & Gordillo Ruesta, H., 2018. Top-down, Bottom-up and Sideways: The Multilayered Complexities of Multi-level Actors Shaping Forest Governance and REDD+ Arrangements in Madre de Dios, Peru. *Environmental Management*, 62(1), 98–116. <https://doi.org/10.1007/S00267-017-0982-5>
- Roe, D., Nelson, F., Sandbrook, C., 2009. *Gestion Communautaire des Ressources Naturelles en Afrique—Impacts, Expériences et Orientations Futures*. Série Ressources Naturelles no. 18, Institut International pour l'Environnement et le Développement, Londres, UK, 241p.
- Roengtam, S. & Agustiyara, A., 2022. Collaborative governance for forest land use policy implementation and development. *Cogent Social Sciences*, 8(1), 2073670. <https://doi.org/10.1080/23311886.2022.2073670>
- Rolle, L., 2017. Forest Management: Forest Fragmentation and Biodiversity Corridor Function of Riparian Forest in Lesser Antilles. *Environment and Ecology Research*, 5(5), 377–385. <https://doi.org/10.13189/EER.2017.050507>
- Romabai, W., Pamei, T., Manikho, P.F., Nevidita, L. & Panmei, R., 2023. Assessment of economically important tree-based NTFPs in Indo-Burma region, Manipur, India. *Forests, Trees and Livelihoods*, 32, 1–11. <https://doi.org/10.1080/14728028.2022.2146606>
- Rondeux, J., 2021. *La Mesure des Arbres et des Peuplements Forestiers*. 3th ed., Les Presses Universitaires de Liège–Agronomie–Gembloux, Gembloux, Belgique, 738p.
- Roques, E., Lachaux, C., Tournebize, T., Epanda, A.M. & Akongongol, M.M., 2019. Un modèle économique et social pour la conservation de la biodiversité : des filières oléagineuses durables issues de produits forestiers non ligneux (PFNL) pour préserver la Réserve de Faune du Dja (RFD) au Cameroun. *Oilseeds and Fats, Crops and Lipids*, 26, 7. <https://doi.org/10.1051/OCL/2018065>
- Rosas, Y.M., Peri, P.L., Lencinas, M.V., Lasagno, R.G. & Pastur, G.M., 2021. Improving the knowledge of plant potential biodiversity-ecosystem services links using maps at the regional level in Southern Patagonia. *Ecological Processes*, 10(1), 1–26. <https://doi.org/10.1186/S13717-021-00326-0>

- Rotem-Mindali, O., Katzir, N. & Perez, O., 2024. Identifying Regulatory Barriers in the Management of Ecological Corridors in an Increasingly Congested Space. *Land*, 13(10), 1552. <https://doi.org/10.3390/land13101552>
- Rouhani, A., Gutiérrez, M., Newton, R. A. & Al Souki, K.S., 2024. An overview of potentially toxic element pollution in soil around lead-zinc mining areas. *Environmental Reviews*, 33, 1-16. <https://doi.org/10.1139/er-2024-0052>
- Rusana, N.E., Mombo, F., Mariki, S.B. & Lodin, J.B., 2024. Assessment of Decentralized Decision-Making on Livestock Management in Miombo Woodlands of Tanga and Morogoro regions, Tanzania: Bridging Acts and Practice. *East African Journal of Environment and Natural Resources*, 7(2), 1–16. <https://doi.org/10.37284/eajenr.7.2.2266>
- Ryan, C.M. & Williams, M., 2011. How does fire intensity and frequency affect miombo woodland tree populations and biomass? *Ecological applications*, 21, 48–60. <https://doi.org/10.1890/09-1489.1>
- Ryan, C.M., Hill, T., Woollen, E., Ghee, C., Mitchard, E. T. A., Cassells, G., Grace, J., Woodhouse, I.H. & Mathew, W., 2012. Quantifying small-scale deforestation and forest degradation in African woodlands using radar imagery. *Global Change Biology*, 18(1), 243–257. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02551.x>
- Ryan, C.M., Pritchard, R., McNicol, L., Owen, M., Fisher, J.A. & Lehman, C., 2016. Ecosystem services from southern African woodlands and their future under global change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 37, 20150312. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0312>
- Sa, Y., 2014. Improved Bilinear Interpolation Method for Image Fast Processing. *2014 7th International Conference on Intelligent Computation Technology and Automation*, Changsha, China, 308–311. <https://doi.org/10.1109/ICICTA.2014.82>
- Saini, S., Gill, J.K., Kaur, J., Saikia, H.R., Singh, N., Kaur, I. & Katnoria, J.K., 2020. Biosorption as environmentally friendly technique for heavy metal removal from wastewater. In: Quadri, H., Bhat, R.A., Mehmood, M.A. & Dar, G.H., (Eds), *Fresh water pollution dynamics and remediation*. Springer Singapore, Singapore, 167–181. <https://doi.org/10.1007/978-981-13-8277-2>
- Sakata, G., 2010. *Code forestier congolais et ses mesures d'application : commentaire pratique*. Académia-EME, Louvain-la-Neuve, Belgique, 180p.
- Sakata, M.T.G., 2009. *La Gouvernance en Matière de Ressources Naturelles : De la Centralisation vers un Système Décentralisé et Participatif : Le cas des Ressources Forestières en République Démocratique du Congo*. Thèse de doctorat, UCL-Université Catholique de Louvain, Louvain, Belgique, 494p.
- Salerno, R., 2014. Rethinking Kevin Lynch's Lesson in Mapping Today's City. In: Contin, A., Paolini, P. & Salerno, R., (Eds), *Innovative Technologies in*

- Urban Mapping: Built Space and Mental Space*. Springer, Cham, Switzerland, 25–31. https://doi.org/10.1007/978-3-319-03798-1_3
- Salès-Wuillemin, E., 2006. Méthodologie de l'enquête. In : Bromberg, M., Trognon, A., (Eds), *Psychologie Sociale 1*. Presses Universitaires de France, Paris, France, 45–77.
- Salomon, W., 2023. *Urbanisation, agriculture et dynamique spatiotemporelle de l'anthropisation des écosystèmes forestiers en Haïti*. Thèse de doctorat, ULiège Gembloux Agro Bio-Tech., Gembloux, Belgique, 247p.
- Sambieni, K.R., Toyi, M.S. & Mama, A., 2015. Perception paysanne sur la fragmentation du paysage de la Forêt classée de l'Ouémé Supérieur au nord du Bénin. *VertigO*, 15, 1–17. <https://id.erudit.org/iderudit/1035836ar>. (Accessed on 02 november 2022).
- Samndong, R.A., 2017. *Governing the jungle: REDD+ and forest governance in the Democratic Republic of Congo: an analysis of drivers, tenure, gender and participation*. Doctorat thesis, university of Life Sciences, Ås, Norvège, 261p.
- Sánchez, J.J., Marcos-Martinez, R., Srivastava, L. & Soonsawad, N., 2021a. Valuing the Impacts of Forest Disturbances on Ecosystem Services: An Examination of Recreation and Climate Regulation Services in U.S. National Forests. *Trees, Forests and People*, 5, 100123. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2021.100123>
- Sánchez, Jacob, E., González García, A., Mazorra Aguiar, J., Ciller Cutillas, P., Lumbreras Martin, J. & Pérez Arriaga, J.I., 2021b. Joint optimal planning of electricity and modern energy cooking services access in Nyagatare. *Energies*, 14(14), 4093. <https://doi.org/10.3390/EN14144093>
- Sánchez-Soriano, M., Arango-Ramírez, P.M., Pérez-López, E.I. & García-Montalvo, I.A., 2024. Inclusive governance: empowering communities and promoting social justice. *Frontiers in Political Science*, 6, 1478126. <https://doi.org/10.3389/fpos.2024.1478126>
- Sanderson, J. & Harris, L.D., 2020. Brief history of landscape ecology. In: Sanderson, J. & Harris, L.D., (Eds), *Landscape ecology*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 3–18.
- Sangeda, A.Z. & Maleko, D.D., 2018. Regeneration Effectiveness Post Tree Harvesting in Natural Miombo Woodlands, Tanzania. *Journal of Plant Sciences and Agricultural Research*, 2(1), 1–10.
- Sanginga, P., Mulume, S.M. & Niyonkuru, D., 2013. Vers une bonne gouvernance des ressources naturelles dans les sociétés post-conflits : concepts, expériences et leçons des Grands Lacs en Afrique. *VertigO*, 31, 13852. <https://doi.org/10.4000/vertigo.13852>
- Sankaran, S. & Ehsani, R., 2014. Introduction to the Electromagnetic Spectrum. In: Manickavasagan, A. & Jayasuriya, H., (Eds), *Imaging with Electromagnetic Spectrum*. Springer, Berlin Heidelberg, Germany, 1–15. https://doi.org/10.1007/978-3-642-54888-8_1

- Sapkota, L. M., Dhungana, H., Poudyal, B. H., Chapagain, B. & Gritten, D., 2020. Understanding the Barriers to Community Forestry Delivering on its Potential: An Illustration From Two Heterogeneous Districts in Nepal. *Environmental Management*, 65(4), 463–477. <https://doi.org/10.1007/S00267-019-01224-0>
- Sasaki, N., Myint, Y.Y. & Venkatappa, M., 2021. Assessment of the Forest Carbon Balance Due to Deforestation and Plantation Forestry in Southeast Asia. In: Phoumin, H., Taghizadeh-Hesary, F., Kimura, F., Arima, J., (Eds), *Energy Sustainability and Climate Change in ASEAN, Economics, Law, and Institutions in Asia Pacific*. Springer, Singapore, Singapore, 89–110.
- Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C. & Rodríguez-Freire, M., 2011. Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators*, 11(2), 407–416. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2010.06.011>
- Savard, S., Chiasson, G. & Lachapelle, T., 2003. *Exclusion et Citoyenneté des Jeunes en Milieu Rural. Quelle Place pour les Jeunes de la Ruralité Québécoise?* Centre D'étude et de Recherche en Intervention Sociale, Quebec, Canada, 28p.
- Sawadogo, B., Yaméogo, A., Zabre, N. & Bonkougou, J., 2022. Impacts des actions Anthropiques sur la dynamique de la forêt classée de Tiogo (FCT) Dans un contexte de gouvernance centralisée. *International Journal of Progressive Sciences and Technologies*, 34, 240–250. <https://doi.org/10.52155/ijpsat.v34.1.4565>
- Sawe, T., Munishi, P. & Maliondo, S., 2014. Woodlands degradation in the Southern Highlands, *Miombo* of Tanzania: Implications on conservation and carbon stocks. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 6, 230–237
- Sayer, J., Boedhihartono, A.K., Langston, J.D., Margules, C., Riggs, R.A. & Sari, D.A., 2021. Governance challenges to landscape restoration in Indonesia. *Land use policy*, 104, 104857. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104857>
- Schatz, E., 2012. Rationale and procedures for nesting semi-structured interviews in surveys or censuses. *Population Studies-a Journal of Demography*, 66(2), 183–195. <https://doi.org/10.1080/00324728.2012.658851>
- Schmitt, C. B. & Mukungu, J., 2019. How to Achieve Effective Participation of Communities in the Monitoring of REDD+ Projects: A Case Study in the Democratic Republic of Congo (DRC). *Forests*, 10(9), 794. <https://doi.org/10.3390/F10090794>
- Schmitz, A., 1971. *Végétation de la plaine de Lubumbashi (Haut-Katanga)*. I.N.E.A.C. Série scientifique N°113, Yangambi, RD Congo, 329p.
- Schneibel, A., Stellmes, M., Röder, A., Finckh, M., Revermann, R., Frantz, D. & Hill, J., 2016. Evaluating the trade-off between food and timber resulting from the conversion of Miombo forests to agricultural land in Angola using multi-temporal Landsat data. *Science of The Total*

- Environment*, 548–549, 390–401.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.137>
- Schubert, S.C., Zahawi, R.A., Oviedo-Brenes, F., Rosales, J.A. & Holl, K.D., 2024. Active restoration increases tree species richness and recruitment of large-seeded taxa after 16-18 years. *Ecological Applications*, 35(1), e3053. <https://doi.org/10.1002/eap.3053>
- Schumann, K., Wittig, R., Thiombiano, A., Becker, U. & Hahn, K., 2011. Impact of land-use type and harvesting on population structure of a non-timber forest product-providing tree in a semi-arid savanna, West Africa. *Biological conservation*, 144, 2369–2376.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.06.018>
- Schure, J., Ingram, V., Assembe, S.M., Mvula, E.M. & Levang, P., 2013. La filière bois-énergie des villes de Kinshasa et Kisangani (RDC). In : Marien, J.-N., Dubiez, E., Louppe, D. & Larzillière, A., (Eds), *Quand la ville mange la forêt : Les défis du bois-énergie en Afrique centrale*. Edition Quae, Paris, France, 27–44
- Schure, J., Imani, G. & Bouquet, M., 2015. *Système d'information et de suivi de l'offre et de la demande en bois énergie dans le bassin d'approvisionnement de Lubumbashi*. Programme Biodiversité et Forêts, Projet Filière Bois/Chaînes de Valeur, Provinces Sud-Kivu, Maniema et Katanga GIZ, MECNDD, DFS, GFA, Kinshasa, RDC, 74p.
- Schure, J., Pinta, F., Cerutti, P.O. & Kasereka-Muvatsi, L., 2019. Efficiency of charcoal production in Sub-Saharan Africa: solutions beyond the kiln. *Bois et Forêts des Tropiques*, 340, 57–70.
<https://doi.org/10.19182/BFT2019.340.A31691>
- Schweiger, A.K., Cavender-Bares, J., Townsend, P.A., Hobbie, S.E., Madritch, M.D., Wang, R., Tilman, D., & Gamon, J.A., 2018. Plant spectral diversity integrates functional and phylogenetic components of biodiversity and predicts ecosystem function. *Nature Ecology and Evolution*, 2(6), 976–982. <https://doi.org/10.1038/S41559-018-0551-1>
- Sedano, F., Silva, J.A., Machoco, R., Meque, C.H., Siteo, A., Ribeiro, N., Anderson, K., Ombe, Z.A., Baule, S.H. & Tucker, C.J., 2016. The Impact of Charcoal Production on Forest Degradation: A Case Study in Tete, Mozambique. *Environmental Research Letters*, 11(9), 094020.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/9/094020>
- Sedona, R., Paris, C., Tian, L., Riedel, M. & Cavallaro, G., 2022. An Automatic Approach for the Production of a Time Series of Consistent Land-Cover Maps Based on Long-Short Term Memory. *IGARSS 2022 - 2022 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, Kuala Lumpur, Malaysia, 203–206.
<https://doi.org/10.1109/IGARSS46834.2022.9883655>
- Semeki, N.J., Linchant, J., Quevauvillers, S., Kahindo, M.J.-M., Lejeune, P. & Vermeulen, C., 2016. Cartographie de la dynamique de terroirs

- villageois à l'aide d'un drone dans les aires protégées de la République démocratique du Congo. *Bois et forêts des Tropiques*, 330(4), 69–83
- Senyagwa, J. & Atteridge, A., 2013. *Transforming Household Energy Practices among Charcoal Users in Lusaka, Zambia: A User-Centred Approach*. Stockholm Environment Institute, Working Paper 04 Stockholm, Sweden, 46p. <https://coilink.org/20.500.12592/7436g2>
- Shackleton, S.E., Shackleton, C.M. & Cousins, B., 2000. *Re-Valuing the Communal Lands of Southern Africa: New Understandings of Rural Livelihoods*. Overseas Development Institute—Natural Perspective Ressources: London, UK, 4p.
- Shackleton, C.M., Shackleton, S.E., Buiten, E. & Bird, N., 2007. The Importance of Dry Woodlands and Forests in Rural Livelihoods and Poverty Alleviation in South Africa. *Forest Policy and Economics*, 9, 558–577. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2006.03.004>
- Shackleton, C. M., Delang, C. O. & Angelsen, A., 2011. From Subsistence to Safety Nets and Cash Income: Exploring the Diverse Values of Non-Timber Forest Products for Livelihoods and Poverty Alleviation. In Shackleton, S., Shackleton, C. & Shanley, P., (Eds), *Non-Timber Forest Products in the Global Context*. Springer, Heidelberg Dordrecht London New York, 55–81. https://doi.org/10.1007/978-3-642-17983-9_3
- Shackleton, C. M., 2024. Multiple roles of non-timber forest products in ecologies, economies and livelihoods. In: Peh, K.S.-H., Corlett, R.T. & Bergeron, Y., (Eds), *Routledge Handbook of Forest Ecology*. 2st ed., Routledge, London, UK, 559–570.
- Shahab, S., Bagheri, B. & Potts, R., 2021. Barriers to employing e-participation in the Iranian planning system. *Cities*, 116, 103281. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2021.103281>
- Shamaoma, H., Chirwa, P. W., Ramoelo, A., Hudak, A. T. & Syampungani, S., 2022. The Application of UASs in Forest Management and Monitoring: Challenges and Opportunities for Use in the Miombo Woodland. *Forests*, 13(11), 1812. <https://doi.org/10.3390/f13111812>
- Shapiro, A.C., Grantham, H. S., Aguilar-Amuchastegui, N., Murray, N.J., Gond, V., Bonfils, D. & Rickenbach, O., 2021. Forest condition in the Congo Basin for the assessment of ecosystem conservation status. *Ecological Indicators*, 122, 107268. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107268>
- Sharma, K., 2025. *Fluorides in Drinking Water: Source, issue, and mitigation strategies*. Environmental Science and Engineering, Springer, Cham, Switzerland, 458p. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-77247-4>
- Sheppard, J., Bohn Reckziegel, R., Borrass, L., Chirwa, P.W., Cuaranhua, C.J., Hassler, S., Hoffmeister, S., Kestel, F., Maier, R., Mälicke, M., Morhart, C., Ndlovu, N.P., Veste, M., Funk, R., Lang, F., Seifert, T., du Toit, B. & Kahle, H.-P., 2020. Agroforestry: an appropriate and sustainable response to a changing climate in Southern Africa? *Sustainability*, 12(17), 6796. <https://doi.org/10.3390/SU12176796>

- Shibata, H., Sato, H., Chen, L.-H. & Takama, Y., 2020. Introduction of Boolean Operation into Context Search Engine. *Computer and Communications Security*, 1–6. <https://doi.org/10.1109/CCS49175.2020.9231408>
- Shutchu, N.M., 2010. *Phytostabilisation des sols contaminés en métaux lourds par l'activité minière au Katanga : Cas du quartier Gécamines/Penga Penga contaminés en métaux par les émissions de la fonderie de cuivre de l'Usine Gécamines/Lubumbashi*. Thèse de doctorat, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, RDC, 240p.
- Shutchu, M.N., Faucon, M.-P., Kamengwa Kissi, C., Colinet, G., Mahy, G., Ngongo Luhembwe, M., Visser, M. & Meerts, P., 2015. Three years of phytostabilisation experiment of bare acidic soil extremely contaminated by copper smelting using plant biodiversity of metal-rich soils in tropical Africa (Katanga, DR Congo). *Ecological Engineering*, 82, 81–90. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.062>
- Sileshi, G., Akinnifesi, F.K., Ajayi, O.C., Chakeredza, S., Kaonga, M. & Matakala, P.W., 2007. Contributions of Agroforestry to Ecosystem Services in the Miombo Eco-Region of Eastern and Southern Africa. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 1, 68–80. <https://doi.org/10.4314/ajest.v1i4>
- Şimşek, A.S., 2023. The power and type I error of Wilcoxon-Mann-Whitney, Welch's t, and student's t tests for Likert-type data. *International Journal of Assessment Tools in Education*, 10, 114–128. <https://doi.org/10.21449/ijate.1183622>
- Singh, S., 2012. Sacred natural sites: conserving nature and culture, edited by Bas Verschuuren, Robert Wild, Jeffrey McNeely and Gonzalo Oviedo. *Journal of Heritage Tourism*, 7(3), 275–276. <https://doi.org/10.1080/1743873X.2011.638462>
- Singh, A., Choudhury, B.U., Balusamy, A. & Sahoo, U.K., 2024. Restoring the inventory of biomass and soil carbon in abandoned croplands: An agroforestry system approach in India's eastern Himalayas. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 362, 108843. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108843>
- Sinthumule, N.I. & Mashau, M.L., 2020. Traditional ecological knowledge and practices for forest conservation in Thathe Vondo in Limpopo Province, South Africa. *Global Ecology and Conservation*, 22, e00910. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00910>
- Sinthumule, N.I., 2023. Traditional ecological knowledge and its role in biodiversity conservation: a systematic review. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1164900. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1164900>
- Sivadas, D., 2022. Pathways for Sustainable Economic Benefits and Green Economies in Light of the State of World Forests 2022. *Anthropocene Science*, 1, 460–465. <https://doi.org/10.1007/s44177-022-00041-1>
- Smith, H.E., Hudson, M.D. & Schreckenberg, K., 2017. Livelihood diversification: The role of charcoal production in southern Malawi. *Energy for*

- Sustainable Development*, 36, 22–36.
<https://doi.org/10.1016/j.esd.2016.10.001>
- Smith, P. & Allen, Q., 2004. *Field guide to the trees and shrubs of the miombo woodlands*. Royal Botanic Gardens, Brussels, Belgium, 176p.
- Soe, K.T. & Yeo-Chang, Y., 2019. Livelihood Dependency on Non-Timber Forest Products: Implications for REDD+. *Forests*, 10, 427.
<https://doi.org/10.3390/f10050427>
- Soil survey staff, 2006. *Keys to Soil Taxonomy*. Tenth Edition. USDA-Natural Resources Conservation Service. Washington DC., USA, 333p.
http://soils.usda.gov/technical/classification/tax_keys/keys.pdf
- Sola, P., 2011. *Application du Plan d'action FLEGT dans la Communauté pour le Développement de l'Afrique Australe*. 9(1), African Forest Forum, Working Paper Series, Kenya, Nairobi, 58p.
- Sola, P., Schure, J., Eba'a Atyi, R., Gumbo, D. & Okeyo, I., 2019. Politiques et pratiques en matière de bois-énergie dans certains pays d'Afrique subsaharienne—un examen critique. *Bois et Forêts des Tropiques*, 340, 27–41. <https://doi.org/10.19182/bft2019.340.a31690>
- Solly, B., 2021. *Dynamique des formations forestières de la Haute-Casamance (Sénégal) de 1965 à 2018, incidences sur les activités agro-sylvo-pastorales et stratégies d'adaptation*. Doctoral dissertation, Université Assane Seck de Ziguinchor, Ziguinchor, Sénégal, 278p.
- Song, H., Huang, B., Liu, Q. & Zhang, K., 2015. Improving the Spatial Resolution of Landsat TM/ETM+ Through Fusion with SPOT5 Images via Learning-Based Super-Resolution. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 53, 1195–1204.
<https://doi.org/10.1109/TGRS.2014.2335818>
- Sonter, L.J., Sonter, L.J., Ali, S.H., Ali, S.H., Ali, S.H., Watson, J.E.M. & Watson, J.E.M., 2018. Mining and biodiversity: key issues and research needs in conservation science. *Proceedings of The Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1892), 20181926.
<https://doi.org/10.1098/RSPB.2018.1926>
- Sovu, 2011. *Forest restoration on degraded lands in Laos*. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp, Swedish, 72p.
- Stanturf, J. & Madsen, P. & Lamb, D., 2012. *A goal-oriented approach to forest landscape restoration*. Springer- Business Media, Dordrecht, Netherland, 474p. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-5338-9>
- Stanturf, J.A., 2024. Restoration of Forest Ecosystems. In: Peh, K.S.-H., Corlett, R.T. & Bergeron, Y., (Eds), *Routledge Handbook of Forest Ecology*. 2nd ed., Routledge, New York, USA, 426–444.
<https://doi.org/10.4324/9781003324072-33>
- St-Hilaire, W.G.A., Chiasson, G. & Leclerc, E., 2013. Réforme des politiques forestières au Québec et dynamique interne des structures étatiques de gestion forestière. In: Chiasson, G. & Leclerc, E., (Eds), *La gouvernance locale des forêts publiques québécoises : une avenue de*

- développement des régions périphériques*. Presses de l'Université du Québec, Québec, Canada, 65–88.
- Stojanovski, T. & Axelsson, Ö., 2019. Typo-morphology and environmental perception of urban space. *Urban Morphological Theory*, 711, 822–834
- Stryamets, N., Elbakidze, M., Chamberlain, J., Angelstam, P., 2020. Governance of non-wood forest products in Russia and Ukraine: Institutional rules, stakeholder arrangements, and decision-making processes. *Land Use Policy*, 94, 104289. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104289>
- Su, S., Xiao, R., Jiang, Z. & Zhang, Y., 2012. Characterizing landscape pattern and ecosystem service value changes for urbanization impacts at an eco-regional scale. *Applied Geography*, 34, 295–305. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOG.2011.12.001>
- Sunderland, T., Powell, B., Ickowitz, A., Foli, S., Pinedo-Vasquez, M., Nasi, R. & Padoch, C., 2013. *Food Security and Nutrition*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia, 20p.
- Sutherland, W.J., Gardner, T.A., Haider, L.J. & Dicks, L.V., 2014. *How can local and traditional knowledge be effectively incorporated into international assessments?* *Oryx*, 48(1), 1–2. <https://doi.org/10.1017/S0030605313001543>
- Svoboda, J., Štych, P., Laštovička, J., Paluba, D. & Kobliuk, N., 2022. Random Forest Classification of Land Use, Land-Use Change and Forestry (LULUCF) Using Sentinel-2 Data—A Case Study of Czechia. *Remote Sensing*, 14(5), 1189. <https://doi.org/10.3390/rs14051189>
- Syahadat, E. & Suryandari, E.Y., 2016. Pola Tata Hubungan Kerja dalam Pembangunan Hutan Kemasyarakatan. *Jurnal Analisis Kebijakan*, 13(2), 127–145. <https://doi.org/10.20886/JAKK.2016.13.2.127-145>
- Syaifullah, A., Latief, Y., Dewi, M. P. & Darma, S., 2024. Power and Interest Matrix Stakeholders of the Geothermal Development Project in Indonesia. *Action Research Literate*, 8(6), 1–10. <https://doi.org/10.46799/ar1.v8i6.382>
- Syampungani, S., Chirwa, P. W., Akinnifesi, F. K., Sileshi, G. & Ajayi, O. C., 2009. The miombo woodlands at the cross roads: Potential threats, sustainable livelihoods, policy gaps and challenges. *Natural Resources Forum* 33(2), 150–159. <https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.2009.01218.x>
- Syampungani, S., Geldenhuys, C.J. & Chirwa, P.W., 2011. Miombo Woodland Utilization and Management, and Impact Perception among Stakeholders in Zambia: A Call for Policy Change in Southern Africa. *Journal of Natural Resources Policy Research*, 3, 163–181. <https://doi.org/10.1080/19390459.2011.557884>
- Syampungani, S., Geldenhuys, C.J. & Chirwa, P.W., 2016. Regeneration dynamics of miombo woodland in response to different anthropogenic disturbances: Forest characterisation for sustainable management. *Agroforestry systems*, 90, 563–576. <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9841-7>

- Syampungani, S., Tigabu, M., Matakala, N., Handavu, F. & Oden, P.C., 2017. Coppicing ability of dry miombo woodland species harvested for traditional charcoal production in Zambia: A win-win strategy for sustaining rural livelihoods and recovering a woodland ecosystem. *Journal of Forestry Research*, 28, 549–556. <https://doi.org/10.1007/s11676-016-0307-1>
- Syampungani, S., Chirwa, P.W., Geldenhuys, C.J., Handavu, F., Chishaleshale, M., Rija, A.A., Mbanze, A.A. & Ribeiro, N.S., 2020. Managing Miombo: Ecological and Silvicultural Options for Sustainable Socio-Economic Benefits. In: Ribeiro, N.S., Katerere, Y., Chirwa, P.W. & Grundy, I.M., (Eds), *Miombo Woodlands in a Changing Environment: Securing the Resilience and Sustainability of People and Woodlands*. Springer, Cham, Switzerland, 101–137. https://doi.org/10.1007/978-3-030-50104-4_4
- Symoens, J.J. & Ohoto, E., 1973. Les éléments phytogéographiques de la flore macrophytique aquatique et semi-aquatique du Haut-Katanga. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 18(3), 1385–1394. <https://doi.org/10.1080/03680770.1973.11899619>
- Sys, C. & Schmitz, A., 1959. *Notice Explicative de la carte des sols et de la végétation*. INEAC, Yangambi, RDC, 69p.
- Taffa, A.A., Van Vliet, J. & Verburg, H.P., 2015. Land-use and land-cover changes in the Central Rift Valley of Ethiopia: Assessment of perception and adaptation of stakeholders. *Applied Geography*, 65, 28–37. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.10.002>
- Takako, H., 2002. Savoirs écologiques traditionnels : de la boîte noire sacrée à la politique de conservation de la biodiversité locale. *Policy Sciences*, 10(1), 85–96.
- Talukdar, N.R., Choudhury, P., Barbhuiya, R.A. & Singh, B., 2021. Importance of Non-Timber Forest Products (NTFPs) in rural livelihood: A study in Patharia Hills Reserve Forest, northeast India. *Trees, Forests and People*, 3, 100042. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2020.100042>
- Tambwe, N., Rudolph, M. & Greenstein, R., 2011. “Instead of Begging, I Farm to Feed My Children”: Urban Agriculture - An Alternative to Copper and Cobalt in Lubumbashi. *Africa*, 81(3), 391–412. <https://doi.org/10.1017/S000197201100043X>
- Tang, L. & Shao, G., 2015. Drone remote sensing for forestry research and practices. *Journal of Forestry Research*, 26(4), 791–797 (2015). <https://doi.org/10.1007/s11676-015-0088-y>
- Tang, R. & Gavin, M. C., 2016. A classification of threats to traditional ecological knowledge and conservation responses. *Conservation and society*, 14(1), 57–70. <https://doi.org/10.4103/0972-4923.182799>

- Tang, Y., Liang, S. & Yu, R., 2018. Theoretical and Practical Influences of Kevin Lynch in China. *Journal of the American Planning Association*, 84(3–4), 293–305. <https://doi.org/10.1080/01944363.2018.1521300>
- Tarimo, B., Dick, Ø.B., Gobakken, T. & Totland, Ø., 2015. Spatial distribution of temporal dynamics in anthropogenic fires in miombo savanna woodlands of Tanzania. *Carbon Balance and Management*, 10, 18. <https://doi.org/10.1186/s13021-015-0029-2>
- Tarun, M.T.G., Gumiran, I.G. & Peñaflor, B., 2024. Cultivating Multifaceted Participation in the Community-Based Forest Management (CBFM) Program in Communities of Northern Isabela. *American Journal of Environment and Climate*, 3(2), 91–105. <https://doi.org/10.54536/ajec.v3i2.3262>
- Tchatat, M. & N'Doye, O., 2006. Etude des produits forestiers non ligneux d'Afrique Centrale : Réalités et perspectives. *Bois et Forêts des Tropiques*, 289, 27–39.
- Tchatchou, B, Sonwa, DJ, Ifo, S. & Tiani, AM., 2015. *Déforestation et dégradation des forêts dans le Bassin du Congo : État des lieux, causes actuelles et perspectives*. Papier occasionnel 120, CIFOR, Bogor, Indonésie, 60p.
- Tchékoté, H. & Ngouanet, C., 2015. Périurbanisation anarchique et problématique de l'aménagement du territoire dans le périurbain de Yaoundé. 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, 259–270.
- Tchékoté, H., Meva'a Nleme, Z.L., Moudingo J.H. & Djofang, N.P., 2020. Diagnostic de la conservation pour une gestion durable de la biodiversité dans le Bakossi, Banyang-Mbo, Régions du Sud-Ouest et du Littoral au Cameroun. *Revue Scientifique et Technique Forêt et Environnement du Bassin du Congo*, 15, 49–59. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4044111>
- Tchindjang, M., Makak, R.N., Issan, I., Saha, F., Voundi, E., Fendoung, P.M. & Manfo, D.A., 2019. Appui au Zonage agricole dans la Région administrative du Centre Cameroun. *Conférence OSFACO : Des images satellites pour la gestion durable des territoires en Afrique*. Cotonou, Bénin, 31p. <https://hal.science/hal-02189570>
- Tchoumba, B., 2011. *Le Projet Pilote REED de Conservation International : Une Production Inédite de la Disney*, WRM et Réseau Cref., République démocratique du Congo, Kinshasa, République démocratique du Congo, 37p.
- Tchoundjeu, Z., Duguma, B., Tiencheu, M.L. & Ngo-Mpeck, M.L., 2000. Domestication des arbres indigènes agroforestiers : La stratégie du CIRAF dans les régions tropicales humides d'Afrique centrale et d'Afrique de l'Ouest. In : Clark, L.E., Vantomme, P., (Eds), *Les Produits Forestiers non Ligneux de l'Afrique Centrale*. Sunderland, FAO, Rome, Italie, 171–180.

- Tegegne, Y.T., Lindner, M., Fobissie, K. & Kanninen, M., 2016. Evolution of drivers of deforestation and forest degradation in the Congo Basin forests: Exploring possible policy options to address forest loss. *Land Use Policy*, 51, 312–324. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.11.024>
- Teketay, D., Mbollo, A. M. M., Kalonga, S. K. & Ahimin, O., 2016. *Forest certification in Africa: achievements, challenges and opportunities*. African Forest Forum, Nairobi, Kenya. 157p.
- Temudo, M.P., Cabral, A.I.R. & Talhinhas, P., 2020. Urban and rural household energy consumption and deforestation patterns in Zaire province, Northern Angola: A landscape approach. *Applied Geography*, 119, 102207. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2020.102207>
- Teng, S. N., Svenning, J.-C., Santana, J., Santana, J., Reino, L., Reino, L., Abades, S. & Xu, C., 2020. Linking Landscape Ecology and Macroecology by Scaling Biodiversity in Space and Time. *Current Landscape Ecology Reports*, 5(2), 25–34. <https://doi.org/10.1007/S40823-020-00050-Z>
- Tengö, M., Austin, B. J., Danielsen, F. & Fernández-Llamazares, Á., 2021. Creating Synergies between Citizen Science and Indigenous and Local Knowledge. *BioScience*, 71(5), 503–518. <https://doi.org/10.1093/biosci/biab013>
- Ter Steege, H., Pitman, N.C.A., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Peres, C.A., Guevara, J.E.,... & Gamarra, L.V., 2015. Estimating the Global Conservation Status of More than 15,000 Amazonian Tree Species. *Science Advances*, 2015, 1, e1500936. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500936>.
- Thies, C., Rosoman, G., Cotter, J. & Madden, S., 2011. *Intact Forest Landscapes, Why It is Crucial to Protect them from Industrial Exploitation*. Rapport Technique, Greenpeace International, 20p. <http://www.greenpeace.org/international/en/publications> (accessed on 27 July 2023).
- Thiombiano, A., Glele kakaï, R., Bayen, P., Boussim, J.I. & Mahamane, A., 2016. Méthodes et Dispositifs d’inventaires Forestiers en Afrique de l’Ouest : État des Lieux et Propositions Pour une Harmonisation. *Annales des Sciences Agronomiques*, 20, 15–31.
- Thornthwaite, W., 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geography Review*, 38(1), 55–94. <https://doi.org/10.2307/210739>
- Tiébré, M. S., Ouattara, D., Vroh, B. T. A., Gnagbo, A. & N’Guessan, K. E., 2016. Diversité floristique et disponibilité des plantes utilitaires en zone soudanienne de la Côte d’Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, 102, 9699-9707. <http://dx.doi.org/10.4314/jab.v102i1.4>
- Tieguhong, J.C., Snook, L., Taedoumg, H., Maukonen, P., Tchatat, M., Loo, J., Tchingsabé, O., Noutcheu, R., Iponga, D.M., Kahindo, J.M., Muvatsi, P., Yobo, C.M., Tutu, S. & Ngoye, A., 2017. Beyond timber: Balancing demands for tree resources between concessionaires and villagers.

- International Forestry Review*, 19, 87–100.
<https://doi.org/10.1505/146554817822295966>
- Tieyira, N. & Allke, K., 2022. Legal System of Forest Protection in the Democratic Republic of the Congo in Criminal Anthropology: Rights in Rights. *Journal of Innovation and Social Science Research*, 9(3), 27.
[https://doi.org/10.53469/jissr.2022.09\(03\).27](https://doi.org/10.53469/jissr.2022.09(03).27)
- Tiki, L., Abdallah, J.M., Marquardt, K. & Tolera, M., 2024. Does Participatory Forest Management Reduce Deforestation and Enhance Forest Cover? A Comparative Study of Selected Forest Sites in Adaba-Dodola, Ethiopia. *Ecologies*, 5, 647–663.
<https://doi.org/10.3390/ecologies5040038>
- Timberlake, J. & Chidumayo, E., 2011. *Miombo Ecoregion Vision Report*. Biodiversity Foundation for Africa. N°20, Occasional Publications in Biodiversity, Famona, Bulawayo, Zimbabwe, 80p.
- Toirambe, B.B., 2007. *Analyse de l'état des lieux du secteur des produits forestiers non ligneux et évaluation de leur contribution de la sécurité alimentaire en République démocratique du Congo*. Projet FAO GCP/RAF/398/GER, « Renforcement de la sécurité alimentaire en Afrique centrale à travers la gestion et l'utilisation durable des produits forestiers non ligneux ». FAO, Kinshasa, RD Congo, 76p.
- Tomaselli, V., Veronico, G., Sciandrello, S. & Blonda, P., 2016. How does the selection of landscape classification schemes affect the spatial pattern of natural landscapes? An assessment on a coastal wetland site in southern Italy. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(6), 356.
<https://doi.org/10.1007/S10661-016-5352-X>
- Tonga, K.P., Zapfack, L., Kabelong B.L.P.R. & Endamana, D., 2017. Disponibilité des produits forestiers non ligneux fondamentaux à la périphérie du Parc national de Lobeke. *Vertigo*, 17(3), consulté le 20 octobre 2024.
<https://doi.org/10.4000/vertigo.18770>
- Tran, T.M.A., Gagnon, V.S. & Schelly, C., 2024. A review of traditional ecological knowledge in resilient livelihoods and forest ecosystems: lessons for restoration sciences and practices. *Forests, Trees and Livelihoods*, 34(1), 27–53. <https://doi.org/10.1080/14728028.2024.2408725>
- Traoré, L., Hien, M. & Ouédraogo, I., 2021. Usages, disponibilité et stratégies endogènes de préservation de *Canarium schweinfurthii* (Engl.) (Burseraceae) dans la région des Cascades (Burkina Faso) Uses, availability and endogenous conservation strategies of *Canarium schweinfurthii* (Engl.) (Burseraceae) in the Cascades region (Burkina Faso). *Ethnobotany Research and Applications*, 21, 1–17.
<https://doi.org/10.32859/era.21.01.1-17>
- Traoré, B.Y., Ouattara, B., Zongo, B. & Ouoba, P., 2024. Availability of forest tree species in nurseries for domestic use and for reforestation in different climatic zones in Burkina Faso (West Africa). *Journal of Horticulture and Forestry*, 16(1), 1–19. <https://doi.org/10.5897/JHF2023.0712>

- Trappitsch, R., 2022. Human perception relates to when endangered species are listed. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 21(2), 71–76. <https://doi.org/10.1002/fee.2574>
- Trefon, T. & Cogels, S., 2007a. 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. <https://doi.org/10.4000/cea.488> (consulté le 19 avril 2019)
- Trefon, T. & Cogels, S., 2007b. *Gouvernance environnementale dans les espaces périurbains d'Afrique Centrale*. GEPAC/ULB (CAC), Bruxelles, Belgique, 79p.
- Trefon, T., 2008. La réforme du secteur forestier en République démocratique du Congo : défis sociaux et faiblesses institutionnelles. *Afrique contemporaine*, 227, 81–93. <https://doi.org/10.3917/afco.227.0081>
- Trefon, T., Hendriks, T., Kabuyaya, N. & Ngoy, B., 2010. *L'économie politique de la filière du charbon de bois à Kinshasa et à Lubumbashi : appui stratégique à la politique de reconstruction post-conflit en RDC*. Working paper of the Institute of Development Policy and Management, University of Antwerp, Antwerp, Belgique, 111p.
- Tripathi, H.G., Tripathi, H.G., Woollen, E., Carvalho, M., Parr, C.L., Parr, C.L., Parr, C.L. & Ryan, C.M., 2021. Agricultural expansion in African savannas: effects on diversity and composition of trees and mammals. *Biodiversity and Conservation*, 30(11), 3279–3297. <https://doi.org/10.1007/S10531-021-02249-W>
- Triponescu, A., Dragan, A. & Crețan, R., 2024. Mapping Perception: Analyzing Mental Representations of Urban Space in Timișoara, Romania. *Urban Science*, 8(4), 205. <https://doi.org/10.3390/urbansci8040205>
- Troll, C., 1950. Die geographische Landschaft und ihre Erforschung. In: Bauer, K.H., Curtius, L., Einem, H.V. Ernst, F., Friedrich, H., Fucks, W., Hoffmann, E., Holst, E.V., Jaspers, K., Jensen, A.E., Jores, A., Kuhn, H., Oehlkers, Fr., Peters, H., Preiser, E., Reidemeister, K., Rein, F.H., Röpke, W., Schaefer, H.H., Smend, R., Söhngen, G., Thielicke, H., Trier, H., Troll, C., Weber, A., Weizsäcker, C.F.V., Wenke, G. & Zutt, J., (Eds), *Studium Generale*. Springer, Heidelberg, Switzerland, 163–181. https://doi.org/10.1007/978-3-662-38240-0_20
- Troll, C., 1968. Landschaftsökologie. In: Tüxen, R., (Eds), *Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie. Berichte Über die Internationalen Symposia der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde*, vol 7. Springer, Dordrecht, Netherlands, 1–21. https://doi.org/10.1007/978-94-015-7180-7_1
- Tsanga, R., Lescuyer, G., Atyi, E. A. & Assembe-Mvondo, S., 2016. Gouvernance des forêts par les collectivités territoriales en Afrique centrale : Étendue et effectivité. In : Buttoud, G. & Nguingui J.C., (Eds), *La gestion inclusive des forêts d'Afrique centrale : passer de la participation au partage des pouvoirs*. FAO-CIFOR, Bogor, Indonésie, 19–34

- Tugume, P., Buyinza, M., Namaalwa, J., Kakudidi, E.K., Mucunguzi, P., Kalema, J. & Kamatenesi, M., 2015. Socio-economic predictors of dependence on Non-timber forest products: Lessons from Mabira Central Forest Reserve Communities. *Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 4, 195–214. <https://doi.org/10.15640/jaes.v4n2a23>
- Tumbali, G.C., 2025. Exploring Traditional Ecological Knowledge (TEK) in Kalinga Province: Practices, Preservation, and Perspectives. *Regional and Social Communication*, 23(1), 9–35. <https://doi.org/10.62461/gct101624>
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E. & Steininger, M., 2015. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(6), 306–314. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00070-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00070-3)
- Twite, G. & Balume, S. (2023). Utilisation énergétique à l'échelle urbaine en République Démocratique du Congo : état de lieux, défis et perspectives. *Science, Technology & Development*, 3(1), 1–19. <https://doi.org/10.21494/iste.op.2023.0918>
- Tyynelä, T. & Niskanen, A., 2000. Use and sustainability of miombo woodlands under community management in Zimbabwe. *Nordic Journal of African Studies*, 9, 118–142. <https://doi.org/10.53228/njas.v9i1.631>
- Udin, W.S. & Zahuri, Z.N., 2017. Land Use and Land Cover Detection by Different Classification Systems using Remotely Sensed Data of Kuala Tiga, Tanah Merah Kelantan, Malaysia. *Journal of Tropical Resources and Sustainable Science*, 5(3), 145–151. <https://doi.org/10.47253/JTRSS.V5I3.660>
- UICN-Burkina Faso, 2015. *Certification des PFNL au Burkina Faso : Manuel Simplifié à L'usage des Organisations Communautaires de Base (OCB)*. UICN, Ouagadougou, Burkina Faso, 32p.
- Ullah, A., Bavorova, M., Shah, A.A. & Kandel, G.P., 2023. Community participation in development programs: Key lessons from the billion trees afforestation project (BTAP). *Environmental Science & Policy*, 150, 103581. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2023.103581>
- Ullah, A., 2024. Forest Landscape Restoration and Its Impact on Social Cohesion, Ecosystems, and Rural Livelihoods: Lessons Learned from Pakistan. *Regional Environmental Change*, 24(1), 26. <https://doi.org/10.1007/s10113-024-02198-4>
- Umar, I., 2022. Identifikasi Elemen Pembentuk Citra Kota Marisa Menurut Teori Kevin Lynch. *TOBA: Journal of Tourism Hospitality and Destination*, 1(4), 175–178. <https://doi.org/10.55123/toba.v1i4.1648>
- United Nations, 2022. *World Population Prospects 2022: Summary of Results*. UN DESA/POP/2022/TR/N° 3, New York, USA, 50p.
- Upriy, Y., Asselin, H., Bergeron, Y., Doyon, F. & Boucher, J-F., 2012. Contribution of traditional knowledge to ecological restoration: Practices and

- applications, *Ecoscience*, 19(3), 225–237. <https://doi.org/10.2980/19-3-3530>
- Useni, S.Y., 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, Lubumbashi, RDC, 233p.
- Useni, S.Y., Malaisse, F., Cabala, K.S., Munyemba, K. F. & Bogaert, J., 2017a. Le rayon de déforestation autour de la ville de Lubumbashi (Haut-Katanga, RD Congo) : Synthèse. *Tropicultura*, 35(3), 215–221. <http://hdl.handle.net/2268/227664>
- Useni, S.Y., Cabala, K.S., Nkuku, K.C., Amisi, M.Y., Malaisse, F., Bogaert, J. & Munyemba, K.F., 2017b. Vingt-cinq ans de monitoring de la dynamique spatiale des espaces verts en réponse à l'urbanisation dans les communes de la ville de Lubumbashi (Haut-Katanga, R.D. Congo). *Tropicultura*, 35, 300–311.
- Useni, S.Y., André, M., Mahy, G., Cabala, K.S., Malaisse, F., Munyemba, K.F. & Bogaert, J., 2018a. Interprétation paysagère du processus d'urbanisation à Lubumbashi : Dynamique de la structure spatiale et suivi des indicateurs écologiques entre 2002 et 2008. In : Bogaert, J., Colinet, G., Mahy, G., (Eds), *Anthropisation des Paysages Katangais*. Les presses universitaires de Liège, Liège, Belgium, 281–296.
- Useni, S.Y., Cabala, K.S., Halleux, J.-M., Bogaert, J. & Munyemba, K.F., 2018b. 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, S.Y., Malaisse, F., Cabala, K.S., Kalumba, M.A., Amisi, M., Nkuku, K.C., Bogaert, J. & Munyemba, K.F., 2019a. 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. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.03.008>
- Useni, S.Y., Khoji, M.H., Langunu, S., Gerardy, A., Bogaert, J., 2019b. Amplification of Anthropogenic Pressure Heavily Hampers Natural Ecosystems Regeneration within the Savanization Halo Around Lubumbashi City (Democratic Republic of Congo). *Journal of Environmental Sciences & Natural Resources*, 17, 555958. <https://doi.org/10.19080/IJESNR.2019.17.555958>
- Useni, S.Y., Muteya, H.K. & Bogaert, J., 2020a. *Miombo* woodland, an ecosystem at risk of disappearance in the Lufira Biosphere Reserve (Upper Katanga, DR Congo)? A 39-years analysis based on Landsat images. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01333. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01333>
- Useni, S.Y., Boisson, S., Cabala, K.S., Nkuku, K.C., Malaisse, F., Halleux, J.-M., Bogaert, J. & Munyemba, K.F., 2020b. 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, 14–27.
- Useni, S.Y., Mpibwe, K.A., Yona, M.J., N'tambwe, N.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, 3830. <https://doi.org/10.3390/su14073830>
- Useni, S.Y., Mpanda, M.M., Khoji, M.H., Cirezi, C.N., Malaisse, F. & Bogaert, J., 2023a. Vegetation Fires in the Lubumbashi Charcoal Production Basin (The Democratic Republic of the Congo): Drivers, Extent and Spatiotemporal Dynamics. *Land*, 12, 2171. <https://doi.org/10.3390/land12122171>
- Useni, S.Y., Mpanda, M.M., Malaisse, F., Kazaba, K.P. & Bogaert, J., 2023b. The Spatiotemporal Changing Dynamics of Miombo Deforestation and Illegal Human Activities for Forest Fire in Kundelungu National Park, Democratic Republic of the Congo. *Fire*, 6, 174. <https://doi.org/10.3390/fire6050174>.
- Useni, S.Y., Khoji, M.H., Yona, M.J., Mpanda, M.M., Malaisse, F. & Bogaert, J., 2024a. The Restoration of Degraded Landscapes along the Urban–Rural Gradient of Lubumbashi City (Democratic Republic of the Congo) by *Acacia auriculiformis* Plantations: Their Spatial Dynamics and Impact on Plant Diversity. *Ecologies*, 5(1), 25–41. <https://doi.org/10.3390/ecologies5010002>
- Useni, S.Y., Mpanda, M.M., Mwenya, K.I., Khoji, M.H., Nghonda, N.D., Mukendi, K.N., Malaisse, F., Kalonga, K.M., Dibwe, M.D.D. & Bogaert, J., 2024b. Quantifying Forest Cover Loss during the COVID-19 Pandemic in the Lubumbashi Charcoal Production Basin (DR Congo) through Remote Sensing and Landscape Analysis. *Resources*, 13, 95. <https://doi.org/10.3390/resources13070095>
- Useni, S.Y., Mpanda, M.M., Malaisse, F. & Bogaert, J., 2024c. Investigating of Spatial Urban Growth Pattern and Associated Landscape Dynamics in Congolese Mining Cities Bordering Zambia from 1990 to 2023. *Resources*, 13, 107. <https://doi.org/10.3390/resources13080107>
- Vagge, I., Chiaffarelli, G., Pirola, L., Gibelli, M.G. & Sgalippa, N., 2024. *Landscape Ecology and Ecosystem Services as Landscape Analysis and Assessment Tools for Ecological Landscape Planning*. In: Lousada, S.A.N., (Eds), *Landscape Architecture and Design-Sustainability and Management*. IntechOpen, London, UK, 1–29. <https://doi.org/10.5772/intechopen.1006355>
- Valadão, M.B.X., Inkotte, J., Ribeiro, F.P., Miguel, E.P., & Gatto, A., 2023. Legal provision on the use of exotic species in forest restoration: eucalyptus leaf decomposition in different Brazilian savannah formations. *Australian Journal of Crop Science*, 17(1), 14–19. <https://doi.org/10.21475/ajcs.23.17.01.p3711>

- Van Engeleen, V.W.P., Verdoodt, A., Dijkshoorn, K. & Van Ranst, E., 2006. *Soil and Terrain Data Base of Central Africa: DR Congo- Burundi and Rwanda*. SOTERCAF, version 1.0, UGhent-FAO-ISRIC, Ghent, Belgique, 22p.
- Van Wilgen, B.W., De Klerk, H.M., Stellmes, M. & Archibald, S., 2022. An analysis of the recent fire regimes in the Angolan catchment of the Okavango Delta, Central Africa. *Fire Ecology*, 18, 13. <https://doi.org/10.1186/s42408-022-00138-3>
- Vancutsem, C., Achard, F., Pekel, J.F., Vieilledent, G., Carboni, S., Simonetti, D., Gallego, J., Aragão, L. & Nasi, R., 2020. Long-term (1990–2019) monitoring of tropical moist forests dynamics. *Science advances*, 7, eabe1603. <https://doi.org/10.1101/2020.09.17.295774>
- Vanhanen, H., Rayner, J., Yasmi, Y., Enters, T., Fabra-Crespo, M., Kanowski, P., Karppinen, H., Mainusch, J. & Valkeapää, A., 2010. *Forestry in changing social landscapes*. Vol. 25, International Union of Forestry Research Organizations, world series: Forests and society - responding to global drivers of change, Wein, Austria, 201–221. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20113395936>
- Verhaegen, D., Randrianjafy, H., Rakotondraaelina, H., Trendelenburg Rakotonirina, M.-C., Andriamampianina, N., Montagne, P., Rasamindisa, A., Chaix, G., Bouillet, J.-P. & Bouvet, J.-M., 2014. *Eucalyptus robusta* pour une production durable de bois énergie à Madagascar : bilan des connaissances et perspectives. *Bois et Forêts des Tropiques*, 320(2), 15–30. <https://doi.org/10.19182/bft2014.320.a20541>
- Vermeulen, C., Schippers, C., Julve, C., Ntouné, M., Bracke, C. & Doucet, J.-L., 2009. Enjeux méthodologiques autour des produits forestiers non ligneux dans le cadre de la certification en Afrique Centrale. *Bois et Forêts des Tropiques*, 300, 69–78. <https://doi.org/10.19182/bft2009.300.a20416>
- Vermeulen, C., Dubiez, É., Procs, P., Mukumary, S.D., Yamba, T.Y., Mutambwe, S., Peltier, R., Marien, J.-N. & Doucet, J.-L., 2011. Enjeux fonciers, exploitation des ressources naturelles et Forêts des Communautés Locales en périphérie de Kinshasa, RDC. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 15, 535–544.
- Vermeulen, C. & Karsenty, A., 2015. Les concessions forestières des communautés locales : une avancée potentielle pour la foresterie sociale en RDC. *Cahiers Africains-Afrika Studies*, 86, 97–112.
- Vermeulen, C. & Karsenty, A., 2017. Towards a community-based concession model in the DRC. *International Forestry Review*, 19(4), 80–86. <https://doi.org/10.1505/146554817822295894>
- Vieira, E. M., Gonçalves, J. A. C., Monte-Mor, R. C. de A., Maia, J. L. & Queiroz, G. de P., 2019. Payment for Environmental Services - An Example of Sustainable Management. *International Journal of Advanced*

- Engineering Research and Science*, 6(3), 166–173.
<https://dx.doi.org/10.22161/ijaers.6.3.20>
- Vinya, R., Syampungani, S., Kasumu, E.C., Monde, C. & Kasubika, R., 2011. *Preliminary Study on the Drivers of Deforestation and Potential for REDD+ in Zambia*. A consultancy report prepared for Forestry Department and FAO under the national UN-REDD+ Programme, Ministry of Lands & Natural Resources, Lusaka, Zambia, 65p.
- Vinya, R., Syampungani, S., Kasumu, E.C., Kasubika, R. & Monde, C., 2013. Drivers of deforestation and potential for carbon trading in miombo woodlands. In: Manzanares, L., (Eds), *Woodlands: Structure, Species Diversity and Sustainable Management*. Nova Science Publishers, Hauppauge, New York, USA, 99–118.
- Vollesen, K. & Merrett, L., 2020. *A Photo Rich Field Guide to the (Wetter) Zambian Miombo Woodland. Based on Plants from the Mutinondo Wilderness Area, Northern Zambia*. Lari Merret, Lusaka, Zambia, 1200p.
- Von Gadow, K., González, J. G. Á., Zhang, C., Pukkala, T. & Zhao, X., 2021. *Sustaining forest ecosystems*. Vol. 37, Springer Nature, Cham, Switzerland, 429p.
- Vranken, I., Amisi, Y.M., Munyemba, F.K., Bamba, I., Veroustraete, F., Visser, M. & Bogaert, J., 2013. The spatial footprint of the Non-ferrous mining industry in Lubumbashi. *Topicultura*, 31(1), 20–27
- Vranken, I., 2015. *Quantifying landscape anthropisation patterns: concepts, methods and limits*. Doctorate thesis, Université Libre de Bruxelles, Bruxelles, Belgium, 187p.
- Vroh, B.T.A. & Kone, Y., 2021. Valeur écologique et produits de cueillette des plantations forestières de la Forêt classée de la Téné. *Vertigo*, 21, 32783.
<https://doi.org/10.4000/vertigo.32783>
- Vuyiya, E., Konje, M., Tsingalia, H., Obiet, L., Kigen, C., Wamalwa, S. & Nyongesa, H., 2014. The impacts of human activities on tree species richness and diversity in Kakamega Forest, Western Kenya. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 6, 428–435.
<https://doi.org/10.5897/IJBC2014.0711>
- Walter, H., Lieth, H., Rehder, H. & Harnickell, E., 1960. *Klimadiagramm-weltatlas*. Gustave Fischer, Jena, Germany, 103p.
- Wang, S., 2023. Analysis of the Relations between Forestry Financial Supports and Forest Crimes. *Environmental Management*, 71(4), 704–717.
<https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1385930/v2>
- Warrens, M.J., 2015. Properties of quantity disagreement and the allocation disagreement. *International Journal of Remote Sensing*, 36, 1439–1446.
- Werger, M.A.J. & Coetzee, B.J., 1978. The Sudano-Zambézian Region. In: Werger, M.A.J., (Eds), *Biogeography and Ecology of Southern Africa*. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands, 301–462

- West, P.C., Narisma, G.T., Barford, C.C., Kucharik, C.J. & Foley, J.A., 2011. An alternative approach for quantifying climate regulation by ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 126–133.
- White, F., 1983. *The Vegetation of Africa. Natural Resources Research*. N° 20, UNESCO, Paris, France, 356p.
- Whitehead, K. & Hugenholtz, C.H., 2014. Remote sensing of the environment with small unmanned aircraft systems (UASs), part 1: A review of progress and challenges. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 2(3), 69–85. <https://doi.org/10.1139/juvs-2014-0006>
- Wiens, J.A., 1999. Landscape ecology: the science and the action. *Landscape Ecology*, 14(2), 103–103. <https://doi.org/10.1023/A:1017120314397>
- Wilson, A., Tewdwr-Jones, M. & Comber, R., 2019. Urban planning, public participation and digital technology: App development as a method of generating citizen involvement in local planning processes. *Environment and Planning B: Urban Analytics and City Science*, 46, 286–302. <https://doi.org/10.1177/2399808317712515>
- Wily, L.A., 2000. *Vers une gestion démocratique des forêts en Afrique orientale et australe*. International Institute for Environment and Development, Programme zones arides. International Institute for Environment and Development (IIED), Londres, au Royaume-Uni, 27p.
- Woodbury, D.J., Yassir, I., Arbainsyah, A., Doroski, D.A., Queenborough, S.A. & Ashton, M.S., 2020. Filling a void: Analysis of early tropical soil and vegetative recovery under leguminous, post-coal mine reforestation plantations in East Kalimantan, Indonesia. *Land Degradation & Development*, 31(4), 473–487. <https://doi.org/10.1002/LDR.3464>
- World Medical Association, 2013. World Medical Association Declaration of Helsinki: Ethical principles for medical research involving human subjects. *Jama*, 310(20), 2191–2194. <https://doi.org/10.1001/jama.2013.281053>.
- Wu, J., Jelinski, E.J., Luck, M. & Tueller, P.T., 2000. Multiscale analysis of landscape heterogeneity: Scale variance and pattern metrics. *Geographic Information Sciences*, 6(1), 6–16.
- Wulder, M.A., Masek, J.G., Cohen, W.B., Loveland, T.R. & Woodcock, C.E., 2012. Opening the archive: How free data has enabled the science and monitoring promise of Landsat. *Remote Sensing of Environment*, 122, 2–10. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.01.010>
- Wunder, S., Börner, J., Ezzine-de-Blas, D., Feder, S. & Pagiola, S., 2020. Payments for environmental services: Past performance and pending potentials. *Annual Review of Resource Economics*, 12(1), 209–234. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV-RESOURCE-100518-094206>
- Xia, J., Falco, N., Benediktsson, J., Du, P. & Chanussot, J., 2017. Hyperspectral Image Classification with Rotation Random Forest Via KPCA. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote*

- Sensing, 10(4), 1601–1609.
<https://doi.org/10.1109/JSTARS.2016.2636877>.
- Xiao, J., Shen, Y., Ge, J., Tateishi, R., Tang, C., Liang, Y. & Huang, Z., 2006. Evaluating urban expansion and land use change in Shijiazhuang, China, by using GIS and remote sensing. *Landscape and Urban Planning*, 75(1), 69–80
- Yabi, J.A., Bachabi, F.X., Labiyi, I.A., Ode, C.A. & Ayena, R.L., 2016. Déterminants socio-économiques de l'adoption des pratiques culturelles de gestion de la fertilité des sols utilisées dans la commune de Ouaké au Nord- Ouest du Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10, 779–792. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v10i2.27>.
- Yatribi, T., 2020. Innovations technologiques, entrepreneuriat et agriculture : Enjeux, Atouts et contraintes pour l'agriculture marocaine. *Revue de l'entrepreneuriat et de l'innovation*, 3(9), 1–6.
- Yeung, A.W.K., Heinrich, M., Kijjoa, A., Tzvetkov, N.T., Tzvetkov, N.T. & Atanasov, A.G., 2020. The ethnopharmacological literature: An analysis of the scientific landscape. *Journal of Ethnopharmacology*, 250, 112414. <https://doi.org/10.1016/J.JEP.2019.112414>
- Yu, X., Pan, J., Chen, S. & Wang, M., 2024. A Flexible Multi-temporal Orthoimage Mosaicking Method Based on Dynamic Variable Patches. *Information Fusion*, 108, 102350. <https://doi.org/10.1016/j.inffus.2024.102350>
- Zadou, D.A., Kone, I., MouroufiE, V.K., Yao, C.Y.A., Gleanou, E.K., Kablan, Y.A., Coulibaly, D. & Ibo, J.G., 2011. Valeur de la forêt des Marais Tanoé-Ehy (sudest de la Côte d'Ivoire) pour la conservation : dimension socio-anthropologique. *Tropical Conservation Science*, 4(4), 373–385. <https://doi.org/10.1177/194008291100400402>
- Zainuddin, M., Ustadi, N. & Kusumanto, R., 2023. Study of Perception and Participation of Community Recipients of Community Empowerment Program Assistance in National Park Forest Management: A Systematic Review. *Proceedings International Conference on Business, Economics & Management*. Training & Research Institute-Forum, Manajeremen Indonesia, 325–333. <https://doi.org/10.47747/icbem.v1i1.1289>
- Zambon, I., Serra, P., Pili, S., Bernardini, V., Ferrara, C. & Salvati, L., 2018. A New Approach to Land-Use Structure: Patch Perimeter Metrics as a Spatial Analysis Tool. *Sustainability*, 10(7), 2147. <https://doi.org/10.3390/SU10072147>
- Zébazé, D., Gorel, A., Gillet, J.-F., Houngbégnon, F., Barbier, N., Ligot, G., Lhoest, S., Kamdem, G., Libalah, M., Droissart, V., Sonké, B. & Doucet, J.-L., 2023. Natural regeneration in tropical forests along a disturbance gradient in South-East Cameroon. *Forest Ecology and Management*, 547, 121402. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121402>
- Zent, S., 2001. Acculturation and ethnobotanical knowledge loss among the Piaroa of Venezuela: Demonstration of a quantitative method for the empirical study of TEK change. In: Maffi, L., (Eds), *On Biocultural Diversity*:

- Linking Language, Knowledge, and the Environment*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C, USA, 190–211
- Zerga, B., Warkineh, B., Teketay, D. & Woldetsadik, M., 2021. The sustainability of reforesting landscapes with exotic species: a case study of eucalypts in Ethiopia. *Sustainable Earth*, 4, 5. <https://doi.org/10.1186/S42055-021-00044-7>
- Zézouma, S., Mipro, H., Boalidioa, T., Martin, K. & Irenée, S., 2019. Impact des villages et du réseau routier sur la structure spatiale de la forêt classée de Koulbi (Sud-Ouest du Burkina Faso). *Journal of Applied and Natural Science*, 38(2), 59–72.
- Zhao, Y., An, R., Xiong, N., Ou, D. & Jiang, C., 2021. Spatio-Temporal Land-Use/Land-Cover Change Dynamics in Coastal Plains in Hangzhou Bay Area, China from 2009 to 2020 Using Google Earth Engine. *Land*, 10, 1149. <https://doi.org/10.3390/land10111149>.
- Zhao, Z. & Yang, Y., 2022. GIS-based analysis of the spatial pattern of grassland vegetation cover. In: Rashid, A.S.B.A. & Zhang, J., (Eds), *Advances in Mineral Resources, Geotechnology and Geological Exploration*, CRC Press, London, UK, 310–316.
- Zhao, J., Lee, C.-D., Chen, G. & Zhang, J., 2024. Research on the Prediction Application of Multiple Classification Datasets Based on Random Forest Model. *2024 IEEE 6th International Conference on Power, Intelligent Computing and Systems (ICPICS)*. Shenyang, China, 156–161. <https://doi.org/10.1109/icpics62053.2024.10795875>
- Zhuravleva, I., Turubanova, S., Potapov, P., Hansen, M., Tyukavina, A., Minnemeyer, S., Laporte, N., Goetz, S., Verbelen, F. & Thies, C., 2013. Satellite-Based Primary Forest Degradation Assessment in the Democratic Republic of the Congo, 2000–2010. *Environmental Research Letters*, 8(2), 024034. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/024034>.
- Zima, G.G., Mialoundama, F., Yangakola, J.M. & Kossa, I., 2018. Importance des produits forestiers non ligneux médicinaux d’origine végétale et impacts des activités anthropiques sur leur durabilité dans le Sud-Ouest de la République Centrafricaine. *European Scientific Journal*, 14, 202–220. <https://doi.org/10.19044/esj.2018.v14n33p202>.
- Zinngrebe, Y., Borasino, E., Chiputwa, B., Dobie, P., Garcia, E., Gassner, A., Kihumuro, P., Komarudin, H., Liswanti, N., Makui, P., Plieninger, T., Winter, E. & Hauck, J., 2020. Agroforestry governance for operationalising the landscape approach: connecting conservation and farming actors. *Sustainability Science*, 15(5), 1417–1434. <https://doi.org/10.1007/s11625-020-00840-8>
- Zmudzinska, M.N., 2003. Searching for legible city form: Kevin Lynch’s theory in contemporary perspective. *Journal of Urban Technology*, 10, 19–39. <https://doi.org/10.1080/1063073032000175390>

- Zobo, M.J., Biwolé, A.B., Fedoung Fongzossie, E., Ekassi, G.T., Hubert, D., Ducenne, H., Tamba, J.G. & Mouangue, R., 2020. Carbonization techniques and wood species influence quality attributes of charcoals produced from industrial sawmill residues in Eastern Cameroon. *Bois et Forêts des Tropiques*, 345, 63–72. <https://doi.org/10.19182/bft2020.345.a31831>
- Zulu, L.C., Kamoto, F.J., Djenontin, N.S.I., Mbanze, A.A., Kambanje, C. & Katerere, Y., 2020. Governance and Institutional Arrangements for Sustainable Management of Miombo Woodlands. In: Ribeiro, S.N., Katerere, Y., Chirwa, W.P. & Grundy, M.I., (Eds), *Miombo Woodlands in a Changing Environment: Securing the Resilience and Sustainability of People and Woodlands*. Springer, Cham, Switzerland, 139–189. https://doi.org/10.1007/978-3-030-50104-4_5

Annexes

Annexe I. Questionnaires et déclaration d'Helsinki

Annexe I-1. Questionnaire de l'enquête relative à la perception environnementale des communautés locales

I.1.1. Socio-demographic profile of the respondent

- Village
- Age:
- Gender:
- Seniority in the village:
- Level of education: 1. Primary 2. Secondary 3. University 4. None
- Main activities: 1. Cultivator 2. Charcoal 3. Sculptor 4. Timber 5. NTFPs

I.1.2. Questions about forest management

I.1.2.1. By ONG

- What are the main environmental issues in your village area?
- Could you arrange them (problems) in order of severity?
- Which NGOs carry out forest resource management activities in your village?
- What are the concrete activities that each of the NGOs listed is carrying out in relation to forest management in your village? (Note the details of the different activities).
- Do you participate in the activities carried out by each of the NGOs mentioned?
- If yes, which activities have you participated in and what was your role in each activity?
- If not, what are the reasons for not participating in these different activities?

I.1.2.2. By provincial public services

- Which provincial public services carry out forest resource management activities do in your village?
- What are the concrete activities that each of the provincial public services listed is carrying out in relation to forest management in your village? (Note the details of the different activities).
- Do you participate in the activities carried out by each of those provincial public services mentioned?
- If yes, which activities have you participated in and what was your role in each activity?
- If not, what are the reasons for not participating in these different activities?

I.1.2.3. Other

- Do you have any comments or suggestions regarding forest management for the involvement of the local community?

Annexe I-2. Questionnaire de l'enquête relative à la cartographie de perception environnementale des communautés locales

- Please indicate your profession, gender, age, and marital status.
- For each axis of the village, what is the point that you consider as the boundary of the village space for Luisha, Makisemu, Mwawa, Nsela, and Texas?

- How would you roughly describe the village space (that you inhabit) in terms of its physical materiality? We would like you to sketch a quick plan of the village space (that you inhabit). Do it as if you were to quickly describe the town to a stranger, indicating all the main features and highlighting parts related to the forest (not an exact drawing). Record or take notes following the order in which the plan is drawn.
- Could you please provide clear and complete directions on the route you usually take to get to your field/workplace? Imagine yourself traveling the route and describing the sequence of elements you would see along the way, including the most important places along the route (places and their names). Note: Ask this question for each axis.
- What are the most characteristic elements of the center (neighborhoods)? (Large or small, but those you find easiest to identify and remember?)
- From the elements mentioned in question 5: Could you describe to me...? What indications would you use to identify this place with certainty? Could you show me on your map where ... is located?
- What is the characteristic vegetation of ...? Is this vegetation native or the result of disturbance? What activities have caused this disturbance?
- When leaving the village, from what point do you consider the beginning of an intact forest? Note: Ask this question for each axis.

Annexe I-3. Questionnaires d'enquêtes relatives à la disponibilité des PFNL au sein des habitats et leur valeur socio-économique dans la région de Lubumbashi

I.3.1. Survey identification

- Village:
- Name of respondent:
- Gender:
- Age: years old
- Occupation:
- Origin:
- Education level: 1. None; 2. Primary; 3. Secondary; 4. University

I.3.2. NTFPs use

- Do you use NTFPs from *miombo* woodlands for your needs? Yes/No
- What *miombo* species are commonly a source of plant-based NTFPs?
- Vernacular name of the NTFP source species
- Harvested organ: Stem, leaf, bark, root, fruit
- Main use: food, handicraft, building, traditional rituals, traditional medicine
- Collection practices for this NTFP: slashing, plucking, peeling, digging
- Collection frequency: days/month
- Destination: Self-consumption/sale/both
- Quantity collected: kg
- Quantity sold: kg
- Place of sale: Urban market; Village area (local sale)
- Estimated price: (USD)

- Are these plant species still available? Yes/No
- Which of these species have become rare?
- What are the reasons for their rarity?.....
- What practices do you use to conserve these species?
- Do you have any other information to provide?.....

I.3.3. NTFPS survey in urban markets

I.3.3.1. Respondent identification

- Neighbourhood name:.....
- Market name:.....
- Respondent's name:.....
- Gender: 1. M 2. F
- Age:
- Marital status:.....
- Household size:.....
- Education level: 1. None 2. Primary level 3. Secondary level 4. University level
- Seller's main activity:.....
- Seller's secondary activity:.....

I.3.3.2. Sales of NTFPs

- NTFP sold:.....
- Type of NTFP:
- Plant-based
- Animal-based
- If plant-based, species of plant from which the NTFP was collected:.....
- Collected and sold organ:.....
- Main use:.....
- Source of the NTFP sold:
- *Miombo* woodlands area of rural Lubumbashi – *Miombo* woodlands area far from Lubumbashi - Others:
- Average weight of NTFP sold: (kg)
- Average price of NTFP sold: (USD/kg)
- Weight of lot for sale:..... (kg)
- Number of lots sold per month:.....
- Do you have any other information to provide?

Annexe I-4. Questionnaire d'enquête relative à la reforestation des habitats anthropisés Lubumbashi

I.4.1. Respondent Identification

- Village:
- Gender:
- Age Group: 18–35 years, 36–60 years, 61 years and above
- Education Level: None, Primary level, Secondary level, University level
- Occupation: Farmer, Charcoal, NTFP, Sculptor, Timber, Other

1.4.2. Questions Related to Reforestation

- Are you aware of any reforestation activities conducted in your village area?
- In which type of habitat were these activities carried out?
- Based on what criteria was this habitat selected for reforestation?
- Which tree species were selected for reforestation?
- What criteria guided the selection of each species?

1.4.3. Questions Related to the Management of Reforested Habitats

- What management practices are being implemented in the reforested habitats?
- How frequently is each practice carried out?
- When was the most recent activity performed for each management practice?
- What is your perception of the reforestation activities conducted in your village area?
- What is your perception of the management practices being implemented in your village area?
- Do you have any suggestions that could contribute to the sustainable management and long-term success of these reforestation efforts?

Annexe 1-5. Questionnaire d'enquête relative aux connaissances écologiques traditionnelles dans la région de Lubumbashi

1.5.1. Identification of the respondent

- Village:
- Sex:
- Age:.....years
- Occupation:
- Education level? 1. None 2. Primary 3. Secondary 4. University

1.5.1. Ancestral Forest Conservation

- How did the ancestors protect the forest against agriculture/charcoal production/harvesting of non-timber forest products (NTFPs)/hunting/bushfires?
- Do you apply these forest conservation practices? 1. If Yes, which ones? 2. If No, why not?

1.5.2. Sacred Places in the Forest

- Are there sacred places within your village area?
- Why are they sacred to you?
- Where are they located?
- What are their names?
- Do people visit these places? 1.No; 2. If yes, why?
- What categories of people are not allowed?
- What benefits do these sacred places provide to you?
- How do you protect these sacred places?
- Do you cut trees in these places? (If not, why?)
- Are there any restrictions, beliefs, or traditional norms regarding the use of certain plants or animals in these sacred places? (If yes, which ones? Please explain)

- Do you apply these conservation practices? (Yes/No, and why?)

1.5.3. Sacred Trees

- Are there any sacred trees or animals in your forest?
- Name some species.
- What beliefs do you hold about each species?
- What is your attitude towards the natural habitats of these species?
- Do you cut down trees in these habitats? (If not, why?)
- Do you have any suggestions that could contribute to the sustainable reforestation of anthropized habitats?

Annexe I-6. Questionnaire d'enquête relative à la gouvernance forestière dans la région de Lubumbashi

1.6.1. Identification of the respondent

- Village : - Service : - Genre : - Age : ans
- Occupation principale : Ancienneté dans le service : ans
- Activité secondaire :
- Niveau d'instruction : 1. aucun 2. Primaire 3. Secondaire 4. Universitaire

1.6.2. Pouvoirs-intérêts des acteurs

Partant de l'échelle allant de 5 à 1 (5 : très fort, 4 : fort, 3 : moyen, 2 : faible, 1 : très faible), quel score pouvez-vous attribuer à chaque catégorie d'acteurs quant à son pouvoir et son intérêt vis-à-vis des espaces-forêts ?

Secteurs	Catégories d'acteurs identifiées	Score pouvoir	Score intérêt
Public	Ministère de recherches scientifique		
	Aménagement du territoire		
	Environnement		
	Fond Forestier National		
	Energie		
	Mines		
	Agriculture		
	Développement rural		
	Vulgarisation		
	Autorités politico-administratives		
Privé	Universités (chercheurs)		
	Organisations internationales		
	Entreprises forestières informelles		
	Fermiers/Concessionnaires		
Société civile	Entreprises minières		
	Autorités coutumières		
	Communautés locales		
	ONG		

I.6.3. Relations entre les catégories des acteurs

En utilisant les critères de relation ci-dessous, quel type de relation entretenez-vous avec les autres catégories d'acteurs ?

Type de relation	Eléments	Description
A		Les lignes continues illustrent des relations solides, caractérisées par une fréquence élevée des interactions, un partage d'informations régulier, une coordination active, une confiance réciproque et des intérêts équivalents.
B		Les doubles lignes symbolisent des alliances et une coopération solide établies entre les différentes catégories d'acteurs, reflétant des relations fondées sur des intérêts communs, une coordination efficace, et un engagement mutuel.
C		Les flèches indiquent la direction ou l'orientation des relations, montrant qui initie les interactions ou influence les autres acteurs au sein du réseau.
D		Les lignes interrompues par un éclair symbolisent les tensions ou conflits existant entre les acteurs, mettant en évidence des divergences d'intérêts, des désaccords ou des antagonismes dans leurs interactions.
E		Les lignes barrées indiquent des relations rompues ou définitivement interrompues entre les acteurs, reflétant une absence de communication, de coopération ou d'interaction due à des désaccords profonds, des différends irréconciliables ou des changements de priorités.
F		Les lignes en pointillés indiquent des relations faibles ou informelles, souvent marquées par une interaction sporadique ou limitée. Un point d'interrogation est ajouté si la relation demeure ambiguë ou incertaine

Secteurs	Catégories d'acteurs identifiées	Type de relation
Public	Ministère de recherches scientifique	
	Aménagement du territoire	
	Environnement	
	Fond Forestier National	
	Energie	
	Mines	
	Agriculture	
	Développement rural	
	Vulgarisation	
	Autorités politico-administratives	
Privé	Universités (chercheurs)	
	Organisations internationales	
	Entreprises forestières informelles	
	Fermiers/Concessionnaires	

	Entreprises minières
	Autorités coutumières
Société civile	Communautés locales
	ONG

1.6.4. Evaluation de la gouvernance forestière dans la région de Lubumbashi

Partant de l'échelle allant de 5 à 1 (5 : très fort, 4 : fort, 3 : moyen, 2 : faible, 1 : très faible), quel score pouvez-vous attribuer au modèle de gouvernance forestière en application dans votre espace villageois, selon les critères ci-dessous ?

Critères	Score attribué
Adaptabilité	
Capacité	
Equité	
Imputabilité	
Intégration	
Légitimité	
Participation	
Transparence	

Annexe I-7. Considérations éthiques et obtention du consentement éclairé selon les principes de la Déclaration d'Helsinki

Conformément aux principes énoncés par la Déclaration d'Helsinki, qui encadre les recherches impliquant des êtres humains et insiste sur le respect de la dignité, du consentement libre et éclairé, ainsi que de la confidentialité des informations, une attention particulière a été portée aux considérations éthiques tout au long de cette thèse. Bien que le cadre juridique national en République Démocratique du Congo ne requière formellement une évaluation éthique que pour les recherches impliquant la manipulation de tissus, d'organes ou de fluides biologiques, le respect des principes éthiques fondamentaux lors de recherches impliquant des participants humains, y compris dans le domaine des sciences sociales reste essentiel. Nos recherches ont été volontairement alignées sur ces standards internationaux. En effet, avant tout entretien individuel ou collectif, les objectifs de chaque étude de cas, la nature des échanges, ainsi que les droits des participants ont été présentés aux chefs des villages concernés, en leur qualité d'autorités coutumières, afin d'obtenir leur accord préalable. Ensuite, chaque répondant (ou groupe d'entretien) a été informé de manière claire — dans la langue locale — du but de l'entretien, de son caractère volontaire, de la confidentialité des réponses et de la possibilité de se retirer à tout moment sans justification. Le consentement libre et éclairé a été obtenu oralement, en tenant compte des contextes socioculturels et du niveau d'alphabétisation des participants. Aucune donnée biomédicale ni information sensible n'a été collectée, et toutes les données ont été anonymisées pour garantir le respect de la vie privée et l'intégrité des participants.

Annexe II. Tableaux

Annexe II-1. Coordonnées géographiques des placettes d'inventaires floristiques

II.1.1. Localisation des placettes d'inventaires relatives aux produits forestiers non ligneux

Sites	Habitat	Placette	Coordonnées géographiques	
			Latitude	Longitude
Makisemu	Forêt dégradée	1	-11.331049	27.844482
		2	-11.330127	27.844431
		3	-11.329233	27.844383
		4	-11.326065	27.844216
		5	-11.325138	27.844159
		6	-11.324208	27.844105
		7	-11.331065	27.844359
		8	-11.331084	27.843445
		9	-11.331106	27.842529
		10	-11.331047	27.844588
		11	-11.331027	27.845506
		12	-11.330991	27.846436
Mwawa	Forêt quasi-intacte	1	-12.043021	27.582828
		2	-12.051069	27.582413
		3	-12.053089	27.585219
		4	-12.059185	27.588936
		5	-12.061083	27.589234
		6	-12.062422	27.597386
		7	-12.065969	27.592065
		8	-12.062918	27.593832
		9	-12.067144	27.596708
		10	-12.058024	27.598948
		11	-12.052321	27.597685
		12	-12.038971	27.590701

II.1.2. Placettes d'inventaires relatives au potentiel de régénération du *miombo*

Habitat	Placette	Coordonnées géographiques	
		Latitude	Longitude
Forêt non Exploitée	1	-11.328895	26.991162

	2	-11.330023	26.990249
	3	-11.331172	26.989318
	4	-11.332151	26.988507
	5	-11.263461	26.927064
	6	-11.265053	26.927204
	7	-11.266371	26.927313
	8	-11.267528	26.927412
	9	-11.220261	26.887842
	10	-11.221758	26.887671
	11	-11.223413	26.887442
	12	-11.224972	26.887236
	13	-11.169909	26.905061
	14	-11.171457	26.905983
	15	-11.172696	26.906742
	16	-11.173798	26.907383
Forêt dégradée	1	-11.080152	26.964695
	2	-11.080789	26.965948
	3	-11.081442	26.967132
	4	-11.082072	26.968334
	5	-11.190046	26.990033
	6	-11.191312	26.989594
	7	-11.192449	26.989185
	8	-11.193436	26.988844
	9	-11.257801	26.994979
	10	-11.259021	26.994332
	11	-11.260149	26.993744
	12	-11.261239	26.993224
	13	-11.177575	27.068725
	14	-11.179065	27.068407
	15	-11.180584	27.068032
	16	-11.181969	27.067695
Jachères	1	-11.180721	27.039747
	2	-11.181832	27.040806
	3	-11.182873	27.041805
	4	-11.183896	27.042814
	5	-11.132351	27.038275
	6	-11.133791	27.038005
	7	-11.135115	27.037751

8	-11.136355	27.037528
9	-11.080406	26.982117
10	-11.081263	26.983301
11	-11.082042	26.984346
12	-11.082824	26.9854
13	-11.208961	27.018873
14	-11.210678	27.018671
15	-11.212056	27.018512
16	-11.213444	27.018358

II.1.3. Placettes d'inventaires relatives à l'évaluation des initiatives de reforestation

Sites	Habitat	Placette	Coordonnées géographiques	
			Latitude	Longitude
Luisha	Forêt non Exploitée	1	-11.275632	27.050897
		2	-11.281674	27.052062
		3	-11.287473	27.053025
		4	-11.290041	27.046548
		5	-11.282558	27.059686
		6	-11.287881	27.019792
		7	-11.294726	27.038541
		8	-11.290521	27.029495
		9	-11.276646	27.044447
		10	-11.267765	27.045225
	Réforesté	1	-11.260478	27.023537
		2	-11.265027	27.025352
		3	-11.267369	27.026983
		4	-11.269883	27.028907
		5	-11.267144	27.022841
		6	-11.269993	27.022328
		7	-11.270083	27.019142
		8	-11.272552	27.024977
		9	-11.272687	27.028147
		10	-11.275726	27.026892
Mwawa	Forêt non Exploitée	1	-12.039602	27.595251
		2	-12.046036	27.593234
		3	-12.054084	27.601989
		4	-12.060567	27.601976

	5	-12.063143	27.589992
	6	-12.056121	27.596573
	7	-12.058678	27.593528
	8	-12.068625	27.593467
	9	-12.069781	27.598496
	10	-12.065097	27.594903
Réforesté	1	-12.078911	27.608311
	2	-12.067511	27.619394
	3	-12.068692	27.620711
	4	-12.074924	27.611738
	5	-12.066433	27.615909
	6	-12.068332	27.616611
	7	-12.070696	27.618307
	8	-12.072386	27.614489
	9	-12.074802	27.613907
	10	-12.076945	27.609777

Annexe II-2. Vernacular Names of Woody Species Used as Sources of Plant-Based Non-Timber Forest Products (NTFPs)

Noms scientifiques	Families	Noms locaux
<i>Acacia polyacantha</i>	Fabaceae	Munga
<i>Acacia sieberiana</i>	Fabaceae	Musamba Nfwa
<i>Azelia quanzensis</i>	Fabaceae	Mupapa
<i>Albizia adianthifolia</i>	Fabaceae	Kapeta Nsofu
<i>Albizia antunesiana</i>	Fabaceae	Musase, Mukoso
<i>Albizia versicolor</i>	Fabaceae	Mubamba Ngoma
<i>Anisophyllea boehmii</i>	Anisophilleaceae	Nfungo
<i>Annona senegalensis</i>	Annonaceae	Mulolo
<i>Bobgunnia madagascariensis</i>	Fabaceae	Ndale
<i>Brachystegia boehmii</i>	Fabaceae	Musamba
<i>Brachystegia floribunda</i>	Fabaceae	Kasabwa
<i>Brachystegia spiciformis</i>	Fabaceae	Kaputu
<i>Cassia abbreviata</i>	Fabaceae	Kafungunasha
<i>Combretum molle</i>	Combretaceae	Mulama
<i>Diospyros mespiliformis</i>	Ebenaceae	Mutshi Mufita
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	Apocynaceae	Mwenge
<i>Entandrophragma devevayi</i>	Meliaceae	Mofwe
<i>Erythrina abyssinica</i>	Fabaceae	Kisungwa
<i>Erythrophleum africanum</i>	Fabaceae	Kaimbi
<i>Faurea saligna</i>	Proteaceae	Saninga
<i>Ficus stuhlmannii</i>	Moraceae	Mufula Mpako
<i>Ficus sycomorus</i>	Moraceae	Mukuyu
<i>Ficus</i> sp.	Moraceae	Mufuma Ngoma
<i>Garcinia huillensis</i>	Clusiaceae	Makukwe, Musongwa

<i>Hexalobus monopetalus</i>	Annonaceae	Mukonde Mpanda
<i>Hymenocardia acida</i>	Phyllanthaceae	Kapempe
<i>Isoberlinia</i> spp.	Fabaceae	Mutobo
<i>Julbernardia globiflora</i>	Fabaceae	Sandwe
<i>Julbernardia paniculata</i>	Fabaceae	Mutondo
<i>Landolphia kirkii</i>	Apocynaceae	Mabungo
<i>Lannea discolor</i>	Anacardiaceae	Kabumbu
<i>Marquesia macroura</i>	Dipterocarpaceae	Museshi
<i>Monotes katangensis</i>	Dipterocarpaceae	Kimpampa
<i>Ochna schweinfurthiana</i>	Ochnaceae	Iconi, Musengu
<i>Olex obtusifolia</i>	Olacaceae	Kulukumo
<i>Parinari curatellifolia</i>	Chrysobalanaceae	Mpundu
<i>Pericopsis angolensis</i>	Fabaceae	Mupanga
<i>Piliostigma thonningii</i>	Fabaceae	Kifumbe
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	Phyllanthaceae	Musaria
<i>Psorospermum febrifugum</i>	Hypericaceae	Kafifi
<i>Pterocarpus angolensis</i>	Fabaceae	Mulombwa
<i>Pterocarpus tinctorius</i>	Fabaceae	Kakula
<i>Rothmannia engleriana</i>	Rubiaceae	Mulwalwa
<i>Securidaca longepedunculata</i>	Polygalaceae	Lupapi
<i>Sterculia quinqueloba</i>	Malvaceae	Mwafi, Mwemwe
<i>Strychnos innocua</i>	Loganiaceae	Kakomekome
<i>Strychnos pungens</i>	Loganiaceae	Mutamba elungi
<i>Strychnos spinosa</i>	Loganiaceae	Sansa
<i>Strychnos cocculoides</i>	Loganiaceae	Kasangole
<i>Strychnos</i> sp.	Loganiaceae	Kaimaima, Katambe Lungu
<i>Syzygium cordatum</i>	Myrtaceae	Munfisa
<i>Syzygium guineense</i>	Myrtaceae	Musafwa
<i>Terminalia mollis</i>	Combretaceae	Kibobo
<i>Thespesia garckeana</i>	Malvaceae	Makole
<i>Uapaca kirkiana</i>	Phyllanthaceae	Masuku
<i>Uapaca nitida</i>	Phyllanthaceae	Musokolobwe
<i>Uapaca pilosa</i>	Phyllanthaceae	Makonkola
<i>Ximenia</i> sp.	Olacaceae	Mulebe
<i>Zanha africana</i> (Radlk.)	Fabaceae	Kalayi
<i>Zanthoxylum chalybeum</i>	Fabaceae	Pupwe Kyulu

Annexe II-3. Floristic list of regenerative plant species, relative frequency/density and natural regeneration index for each habitat. The species list is presented in alphabetical order. UFO: unexploited forests, DFO: degraded forests, PCF: post-cultivation fallows. DBH < 1 cm: seedlings, 1 cm ≤ DBH < 10 cm: saplings, -: species not inventoried, n= number of genera, species, or individuals inventoried. RF (relative frequency) and RD (relative density) values are expressed in percentage.

Species	Family	DBH<1cm						1 cm≤DBH<10 cm					
		UFO (n=6628)		DFO (n=6660)		PCF (n=4676)		UFO (n=948)		DFO (n=2384)		PCF (n=1756)	
		FR	DR	FR	DR	FR	DR	FR	DR	FR	DR	FR	DR
<i>Acacia hockii</i> De Wild.	Fabaceae	-	-	0.31	0.06	0.39	0.09	-	-	-	-	-	-
<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W. Wight	Fabaceae	4.17	6.76	4.62	9.01	5.50	5.39	4.86	3.38	5.17	6.71	5.54	5.47
<i>Albizia antunesiana</i> Harms	Fabaceae	4.17	4.16	3.08	2.52	5.11	3.25	2.78	1.69	4.13	1.85	4.54	6.15
<i>Albizia versicolor</i> Welw. ex Oliv.	Fabaceae	1.04	0.97	0.62	0.12	0.39	0.17	0.69	0.42	1.55	1.68	2.02	2.05
<i>Allophylus africanus</i> P. Beauv.	Sapindaceae	-	-	0.31	0.12	1.18	1.03	-	-	-	-	-	-
<i>Anisophyllea boehmii</i> Engl.	Anisophylleaceae	3.13	1.39	2.77	2.88	1.97	1.71	3.47	2.95	2.07	0.67	7.06	3.19
<i>Annona senegalensis</i> Pers.	Annonaceae	0.35	0.12	-	-	0.79	0.17	-	-	-	-	1.51	1.37
<i>Azanza garckeana</i> (F. Hoffm.) Exell & Hille.	Malvaceae	-	-	-	-	0.39	0.09	-	-	-	-	1.01	0.91
<i>Baphia bequaertii</i> De Wild.	Fabaceae	5.56	7.91	4.31	5.29	5.11	6.50	3.47	3.38	5.68	5.70	3.53	7.06
<i>Bobgunnia madagascariensis</i> (Desv.) J.H. Kirkbr. & Wiersama	Fabaceae	0.69	0.12	1.23	0.90	0.79	0.26	1.39	1.27	3.10	1.17	1.51	0.91
<i>Boscia mossambicensis</i> Klotzsch	Capparaceae	-	-	0.31	0.06	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Brachystegia boehmii</i> Taub.	Fabaceae	0.69	0.18	2.16	0.54	0.39	0.26	0.69	0.42	0.52	0.17	0.50	0.46
<i>Brachystegia longifolia</i> Benth.	Fabaceae	0.35	0.06	0.31	0.12	0.39	0.17	-	-	-	-	0.50	0.23
<i>Brachystegia spiciformis</i> Benth.	Fabaceae	5.56	12.61	4.93	13.33	6.29	10.61	10.42	15.19	6.71	5.54	6.05	7.97
<i>Brachystegia taxifolia</i> Harms	Fabaceae	1.04	0.84	0.62	0.12	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Brachystegia wangermeeana</i> De Wild.	Fabaceae	4.51	10.80	4.93	20.48	5.90	27.89	6.94	17.30	6.20	29.53	7.56	23.46
<i>Bridelia duvigneaudii</i> J. Léonard	Phyllanthaceae	2.08	0.78	2.16	1.38	0.79	0.26	-	-	-	-	-	-

<i>Cassia abbreviata</i> Oliv.	Fabaceae	-	-	0.31	0.06	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chrysophyllum bangweolense</i> R.E.Fr.	Sapotaceae	-	-	0.62	0.18	-	-	-	-	-	-	0.50	0.23
<i>Combretum collinum</i> Fresen.	Combretaceae	-	-	-	-	1.18	0.43	-	-	-	-	1.01	0.46
<i>Combretum molle</i> R.Br ex G. Don	Combretaceae	2.43	1.21	0.92	0.42	3.54	3.08	0.69	0.84	1.03	0.50	1.51	1.37
<i>Combretum zeyheri</i> Sond.	Combretaceae	-	-	0.62	0.18	-	-	0.69	0.42	1.55	2.85	1.51	0.91
<i>Diospyros mweruensis</i> F. White	Ebenaceae	-	-	-	-	0.39	0.09	-	-	-	-	-	-
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i> (Müll. Arg.) Pichon	Apocynaceae	2.78	2.96	4.31	2.46	1.18	0.86	3.47	5.91	5.68	8.39	2.02	1.82
<i>Ekebergia benguelensis</i> Welw. ex C.DC.	Meliaceae	2.08	0.54	1.54	0.36	2.36	1.45	-	-	1.55	0.50	2.02	1.14
<i>Erythrophleum africanum</i> (Welw. ex Benth.) Harms	Fabaceae	2.08	0.66	1.85	0.54	-	-	2.08	1.27	2.07	0.67	0.50	0.23
<i>Faurea rochetiana</i> (A. Rich.) Pic.Serm.	Proteaceae	0.69	0.18	-	0.12	-	-	-	-	0.52	0.34	-	-
<i>Ficus</i> sp	Moraceae	-	-	-	-	-	-	0.69	0.42	-	-	0.50	0.23
<i>Ficus thonningii</i> Blume	Moraceae	0.35	0.06	-	-	-	-	0.69	0.42	-	-	-	-
<i>Garcinia huillensis</i> Oliv.	Clusiaceae	3.13	1.15	2.16	0.48	1.57	0.34	-	-	-	-	0.50	0.23
<i>Gardenia ternifolia</i> Schumach. & Thonn.	Rubiaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.50	0.23
<i>Haplocoelum foliolosum</i> (Hiern) Bullock	Sapindaceae	0.35	0.06	0.62	0.12	1.18	0.26	-	-	-	-	-	-
<i>Harungana madagascariensis</i> Lam. ex Poir.	Clusiaceae	1.04	0.36	2.77	2.04	1.57	1.28	-	-	-	-	1.01	0.46
<i>Hexalobus monopetalus</i> (A. Rich.) Engl. & Diels	Annonaceae	-	-	0.92	0.24	0.39	0.09	1.39	0.84	1.03	0.34	0.50	0.23
<i>Hymenocardia acida</i> Tul.	Phyllanthaceae	-	-	1.23	1.26	1.18	5.99	0.69	0.42	1.55	1.34	1.01	0.46
<i>Isoberlinia angolensis</i> (Benth.) Hoyle & Brenan	Fabaceae	3.82	11.04	4.62	5.23	3.54	4.53	4.86	2.95	2.07	4.53	3.53	6.61
<i>Isoberlinia tomentosa</i> (Harms) Craib & Stapf	Fabaceae	0.35	0.18	-	-	-	-	-	-	4.13	4.53	2.02	2.28
<i>Julbernardia globiflora</i> (Benth.) Troupin	Fabaceae	-	-	0.31	0.42	0.79	0.17	-	-	-	-	-	-
<i>Julbernardia paniculata</i> (Benth.) Troupin	Fabaceae	0.69	0.12	1.85	1.44	-	-	0.69	0.84	1.55	0.67	1.01	1.14
<i>Landolphia kirkii</i> Dyer ex Hook. f.	Apocynaceae	0.35	0.06	0.31	0.66	-	-	0.69	0.84	-	-	-	-
<i>Lannea discolor</i> (Sond.) Angl.	Anacardiaceae	0.69	0.18	1.23	0.96	0.39	0.17	1.39	0.84	3.10	1.17	2.52	1.59

<i>Markhamia obtusifolia</i> (Boulanger) Sprague	Bignoniaceae	0.35	0.12	1.23	0.66	1.97	1.20	1.39	0.84	1.03	1.01	-	-
<i>Marquesia macroura</i> Gilg	Dipterocarpaceae	0.69	0.36	2.46	1.02	1.18	1.11	2.78	2.11	1.55	0.67	-	-
<i>Monotes africanus</i> A. DC.	Dipterocarpaceae	0.35	0.06	0.62	0.18	-	-	-	-	1.55	0.50	-	-
<i>Monotes katangensis</i> (De Wild.) De Wild.	Dipterocarpaceae	1.39	0.54	1.54	1.20	0.39	0.09	3.47	3.38	1.03	0.84	0.50	0.23
<i>Multidentia crassa</i> (Hiern) Bridson	Rubiaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.50	0.23
<i>Mystroxydon aethiopicum</i> (Thunb.) Loes.	Celastraceae	0.69	0.24	0.92	0.90	0.39	0.09	-	-	1.03	0.50	-	-
<i>Ochna schweinfurthiana</i> F. Hoffm.	Ochnaceae	4.17	3.02	3.69	3.78	3.93	2.65	4.17	2.53	3.10	2.18	1.51	0.91
<i>Olex obtusifolia</i> De Wild.	Oleaceae	0.69	0.24	0.92	0.18	-	-	3.47	2.53	-	-	-	-
<i>Oldfieldia dactylophylla</i> (Welw. ex Oliv.) Léonard	Euphorbiaceae	-	-	0.31	0.12	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Chrysobalanaceae	1.74	0.48	1.85	0.84	1.57	0.86	2.08	1.27	4.13	3.69	3.53	2.96
<i>Pericopsis angolensis</i> (Baker) Meeuwen	Fabaceae	2.08	3.50	1.23	1.02	0.39	0.26	1.39	1.27	1.55	1.01	0.50	0.23
<i>Philenoptera katangensis</i> (De Wild.) Schrire	Fabaceae	-	-	0.31	0.18	-	-	-	-	0.52	0.17	0.50	0.23
<i>Phyllanthus muellerianus</i> (Kuntze) Exell	Phyllanthaceae	-	-	-	-	1.97	0.60	-	-	0.52	0.17	0.50	0.23
<i>Phyllocosmus lemaireanus</i> (De Wild. & T. Durand) T. Durand & H. Durand	Ixonanthaceae	2.78	2.41	3.08	2.58	3.93	1.97	2.78	2.53	2.58	1.01	0.50	0.23
<i>Piliostigma thonningii</i> (Schumach.) Milne-Redh.	Fabaceae	-	-	-	-	-	-	0.69	0.42	-	-	1.01	0.46
<i>Protea angolensis</i> Welw.	Proteaceae	-	-	0.62	0.84	0.39	0.09	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i> Pax	Phyllanthaceae	2.78	2.35	3.39	1.80	3.14	1.80	2.08	2.53	2.07	1.01	5.04	3.19
<i>Psorospermum febrifugum</i> Spach	Clusiaceae	4.51	4.47	2.77	2.04	4.32	1.88	-	-	1.03	0.34	3.02	1.37
<i>Pterocarpus angolensis</i> DC.	Fabaceae	0.35	0.06	-	-	0.39	0.17	5.56	5.49	3.10	1.17	3.02	1.59
<i>Pterocarpus tinctorius</i> Welw.	Fabaceae	1.74	1.93	0.92	0.18	0.39	0.09	0.69	0.42	-	-	-	-
<i>Rothmannia engleriana</i> (K. Schum.) Keay	Rubiaceae	3.82	2.53	2.16	1.50	4.72	3.25	1.39	0.84	-	-	1.01	0.46
<i>Salacia rhodesiaca</i> Blakelock	Celastraceae	2.43	3.86	1.85	0.66	0.39	0.26	1.39	1.27	-	-	-	-
<i>Schrebera trichoclada</i> Welw.	Oleaceae	0.69	0.12	-	-	1.57	0.60	-	-	-	-	1.51	1.59

Savoirs locaux et restauration du *miombo* : vers une compréhension intégrée de la dynamique forestière

<i>Steganotaenia araliacea</i> Hochst.	Apiaceae	0.69	0.36	-	-	0.39	0.17	-	-	-	-	-	-
<i>Sterculia quinqueloba</i> (Garcke) K. Schum.	Malvaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.50	0.23
<i>Strychnos cocculoides</i> Boulanger	Loganiaceae	0.35	0.06	1.54	0.42	1.97	1.37	2.08	1.27	1.55	0.67	1.51	0.68
<i>Strychnos pungens</i> Soler.	Loganiaceae	-	-	-	-	0.39	0.09	-	-	-	-	-	-
<i>Strychnos</i> sp	Loganiaceae	-	-	1.23	0.42	1.18	0.26	1.39	0.84	-	-	0.50	0.23
<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae	-	-	-	-	0.39	0.09	0.69	0.42	1.03	0.50	1.51	0.68
<i>Syzygium guineense</i> (Willd.) DC. subsp. macrocarpum	Myrtaceae	3.13	1.03	1.23	0.48	2.75	1.97	1.39	0.84	1.55	1.01	3.53	2.05
<i>Terminalia mollis</i> M.A. Lawson	Combretaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.50	0.23
<i>Uapaca benguelensis</i> Müll.Arg.	Phyllanthaceae	2.08	1.57	1.54	1.14	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uapaca kirkiana</i> Müll. Arg.	Phyllanthaceae	4.51	3.14	2.46	2.70	0.79	0.34	4.17	3.80	3.62	2.35	2.02	1.37
<i>Uapaca nitida</i> Müll. Arg.	Phyllanthaceae	1.74	1.39	0.62	0.12	1.18	0.34	2.08	2.11	1.55	0.67	1.01	0.46
<i>Uapaca pilosa</i> Hutch.	Phyllanthaceae	-	-	0.31	0.06	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uapaca robynsii</i> De Wild.	Phyllanthaceae	1.04	0.42	-	-	-	-	1.39	0.84	1.55	0.50	-	-
<i>Vitex doniana</i> Sweet	Lamiaceae	0.35	0.06	0.62	0.18	0.79	0.34	0.69	0.42	1.03	0.34	2.02	1.14
<i>Vitex fischeri</i> Gürke	Lamiaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	0.52	0.17	-	-
<i>Vitex madiensis</i> Oliv.	Lamiaceae	0.35	0.06	0.92	0.42	1.97	0.68	-	-	-	-	0.50	0.23
<i>Vitex mombassae</i> Vatke	Lamiaceae	0.35	0.12	0.62	0.12	1.97	0.77	-	-	1.55	0.67	-	-
<i>Zanha africana</i> (Radlk.) Exell	Sapindaceae	-	-	0.31	0.12	0.39	0.09	-	-	-	-	-	-

Annexe II-4. Floristic list of regenerative plant species, showing natural regeneration index (ratio between juveniles and adults) for each habitat (values in bold). The species list is presented in alphabetical order, and in case of tied values, the species concerned are counted as one. UFO: unexploited forests, DFO: degraded forests, PCF: post-cultivation fallows. DBH < 1 cm: seedlings, 1 cm ≤ DBH < 10 cm: saplings, 0: species not inventoried in the regeneration stratum but inventoried in the adult individual's stratum of the habitat, -: species inventoried in the regeneration stratum but not in the adult individual's stratum of the habitat.

Species	DBH < 1 cm			1 cm ≤ DBH < 10 cm		
	UFO	DFO	PCF	UFO	DFO	PCF
<i>Acacia hockii</i> De Wild.	0	-	-	0	0	0
<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W. Wight	29.87	12.50	15.75	2.13	3.33	6.00
<i>Albizia antunesiana</i> Harms	23.00	12.92	50.67	1.33	3.38	36.00
<i>Albizia versicolor</i> Welw. ex Oliv.	32.00	1.33	1.33	2.00	6.67	6.00
<i>Allophylus africanus</i> P. Beauv.	0.00	-	-	0.00	0.00	0.00
<i>Anisophyllea boehmii</i> Engl.	18.40	48.00	40.00	5.60	4.00	28.00
<i>Annona senegalensis</i> Pers.	-	0.00	4.00	0.00	0.00	12.00
<i>Azanza garckeana</i> (F. Hoffm.) Exell & Hille.	0.00	0.00	1.33	0.00	0.00	5.33
<i>Baphia bequaertii</i> De Wild.	23.82	16.76	50.67	1.45	6.48	20.67
<i>Bobgunnia madagascariensis</i> (Desv.) J.H. Kirkbr. & Wiersama	1.33	30.00	-	2.00	14.00	-
<i>Boscia mossambicensis</i> Klotzsch	0.00	-	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Brachystegia boehmii</i> Taub.	-	-	-	-	-	-
<i>Brachystegia longifolia</i> Benth.	-	4.00	-	0.00	0.00	-
<i>Brachystegia spiciformis</i> Benth.	7.81	15.86	31.00	1.35	2.36	8.75
<i>Brachystegia taxifolia</i> Harms	-	-	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Brachystegia wangermeeana</i> De Wild.	4.39	16.43	42.06	1.01	8.48	13.29
<i>Bridelia duvigneaudii</i> J. Léonard	-	-	-	0.00	0.00	0.00
<i>Cassia abbreviata</i> Oliv.	0.00	-	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Chrysophyllum bangweolense</i> R.E.Fr.	0.00	-	0.00	0.00	0.00	-
<i>Combretum collinum</i> Fresen.	0.00	0.00	-	0.00	0.00	-
<i>Combretum molle</i> R.Br ex G. Don	40.00	9.33	72.00	4.00	4.00	12.00
<i>Combretum zeyheri</i> Sond.	0.00	6.00	0.00	-	34.00	16.00
<i>Diospyros mveroensis</i> F. White	0.00	0.00	-	0.00	0.00	0.00
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i> (Müll. Arg.) Pichon	19.60	5.47	6.67	5.60	6.67	5.33
<i>Ekebergia benguelensis</i> Welw. ex C.DC.	36.00	24.00	-	0.00	12.00	-
<i>Erythrophleum africanum</i> (Welw. ex Benth.) Harms	6.29	5.14	0.00	1.71	2.29	1.33
<i>Faurea rochetiana</i> (A. Rich.) Pic.Serm.	-	4.00	0.00	0.00	4.00	0.00
<i>Ficus</i> sp	0.00	0.00	0.00	-	0.00	-
<i>Ficus thonningii</i> Blume	-	0.00	0.00	-	0.00	0.00

<i>Garcinia huillensis</i> Oliv.	-	16.00	16.00	0.00	0.00	4.00
<i>Gardenia ternifolia</i> Schumach. & Thonn.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-
<i>Haplocoelum foliolosum</i> (Hiern) Bullock	-	-	-	0.00	0.00	0.00
<i>Harungana madagascariensis</i> Lam. ex Poir.	-	136.00	-	0.00	0.00	-
<i>Hexalobus monopetalus</i> (A. Rich.) Engl. & Diels	0.00	-	-	-	-	-
<i>Hymenocardia acida</i> Tul.	0.00	42.00	-	-	16.00	-
<i>Isoberlinia angolensis</i> (Benth.) Hoyle & Brenan	45.75	38.67	42.40	1.75	12.00	23.20
<i>Isoberlinia tomentosa</i> (Harms) Craib & Stapf	-	0.00	0.00	0.00	21.60	8.00
<i>Julbernardia globiflora</i> (Benth.) Troupin	0.00	28.00	-	0.00	0.00	0.00
<i>Julbernardia paniculata</i> (Benth.) Troupin	1.60	24.00	0.00	1.60	4.00	20.00
<i>Landolphia kirkii</i> Dyer ex Hook. f.	-	-	0.00	-	0.00	0.00
<i>Lannea discolor</i> (Sond.) Angl.	3.00	5.33	-	2.00	2.33	-
<i>Markhamia obtusifolia</i> (Boulanger) Sprague	2.67	44.00	-	2.67	24.00	0.00
<i>Marquesia macroura</i> Gilg	1.04	3.78	-	0.87	0.89	0.00
<i>Monotes africanus</i> A. DC.	4.00	-	0.00	0.00	-	0.00
<i>Monotes katangensis</i> (De Wild.) De Wild.	3.00	16.00	-	2.67	4.00	-
<i>Multidentia crassa</i> (Hiern) Bridson	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-
<i>Mystroxydon aethiopicum</i> (Thunb.) Lœs.	16.00	60.00	-	0.00	12.00	0.00
<i>Ochna schweinfurthiana</i> F. Hoffm.	33.33	252.00	62.00	4.00	52.00	8.00
<i>Olex obtusifolia</i> De Wild.	16.00	-	0.00	24.00	0.00	0.00
<i>Oldfieldia dactylophylla</i> (Welw. ex Oliv.) Léonard	0.00	-	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	5.33	3.50	10.00	2.00	5.50	13.00
<i>Pericopsis angolensis</i> (Baker) Meeuwen	21.09	9.71	-	1.09	3.43	-
<i>Philenoptera katangensis</i> (De Wild.) Schrire	0.00	-	0.00	0.00	-	-
<i>Phyllanthus muellerianus</i> (Kuntze) Exell	0.00	0.00	28.00	0.00	-	4.00
<i>Phyllocosmus lemaireanus</i> (De Wild. & T. Durand) T. Durand & H. Durand	32.00	43.00	92.00	4.80	6.00	4.00
<i>Piliostigma thonningii</i> (Schumach.) Milne-Redh.	0.00	0.00	0.00	-	0.00	-
<i>Protea angolensis</i> Welw.	0.00	-	-	0.00	0.00	0.00
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i> Pax	78.00	17.14	42.00	12.00	3.43	28.00
<i>Psorospermum febrifugum</i> Spach	296.00	68.00	-	0.00	4.00	-
<i>Pterocarpus angolensis</i> DC.	0.29	0.00	1.60	3.71	3.50	5.60
<i>Pterocarpus tinctorius</i> Welw.	-	12.00	-	-	0.00	0.00
<i>Rothmannia engleriana</i> (K. Schum.) Keay	-	-	152.00	-	0.00	8.00
<i>Salacia rhodesiaca</i> Blakelock	-	-	-	-	0.00	0.00
<i>Schrebera trichoclada</i> Welw.	-	0.00	28.00	0.00	0.00	28.00
<i>Steganotaenia araliacea</i> Hochst.	-	0.00	-	0.00	0.00	0.00
<i>Sterculia quinqueloba</i> (Garcke) K. Schum.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00

<i>Strychnos cocculoides</i> Boulanger	1.33	28.00	64.00	4.00	16.00	12.00
<i>Strychnos pungens</i> Soler.	0.00	0.00	-	0.00	0.00	0.00
<i>Strychnos</i> sp	0.00	28.00	12.00	2.67	0.00	4.00
<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	0.00	0.00	-	4.00	-	-
<i>Syzygium guineense</i> (Willd.) DC.	-	10.67	18.40		8.00	7.20
<i>Terminalia mollis</i> M.A. Lawson	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-
<i>Uapaca benguelensis</i> Müll.Arg.	-	38.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Uapaca kirkiana</i> Müll. Arg.	13.00	6.43	4.00	2.25	2.00	6.00
<i>Uapaca nitida</i> Müll. Arg.	11.50	0.73	16.00	2.50	1.45	8.00
<i>Uapaca pilosa</i> Hutch.	0.00	-	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Uapaca robynsii</i> De Wild.	9.33	0.00	0.00	2.67	-	0.00
<i>Vitex doniana</i> Sweet	4.00	2.40	5.33	4.00	1.60	6.67
<i>Vitex fischeri</i> Gürke	0.00	0.00	0.00	0.00	0.57	0.00
<i>Vitex madiensis</i> Oliv.	-	-	-	0.00	0.00	-
<i>Vitex mombassae</i> Vatke	-	8.00	-	0.00	16.00	0.00
<i>Zanha africana</i> (Radlk.) Exell	0.00	-	-	0.00	0.00	0.00

Annexe II-5. Acteurs de la gouvernance du *miombo* dans la région de Lubumbashi

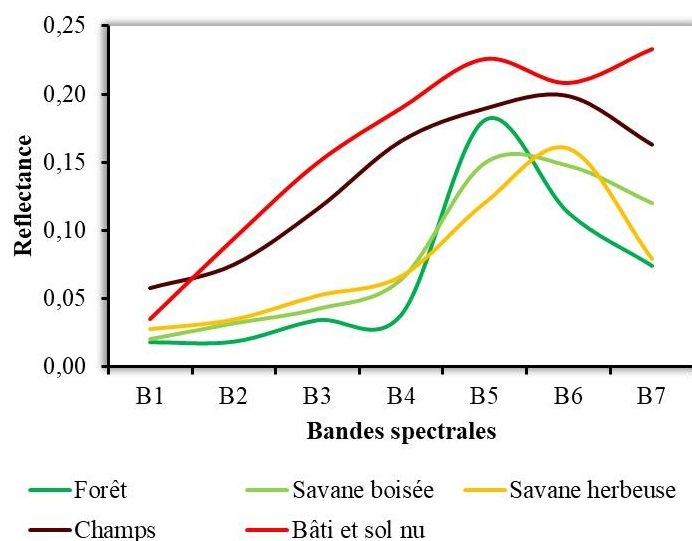
Secteurs	Catégories d'acteurs	Rôle/Intérêt principal
Public	Ministère de recherches scientifique	Promotion de la recherche scientifique
	Aménagement du territoire	Planification et de l'organisation spatiale du pays
	Environnement	Gestion et protection des ressources naturelles
	Fond Forestier National	Gestion durable des ressources forestières
	Energie	Gestion des ressources hydrauliques et énergétiques
	Mines	Gestion, de la réglementation et de la promotion des activités minières
	Agriculture	Mise en œuvre des politiques agricoles
	Développement rural	Améliorer les conditions de vie des populations rurales à travers des initiatives favorisant le développement économique, social et environnemental.
	Vulgarisation	Sensibilisation et transmission des informations, notamment la lutte contre la déforestation et la gestion des écosystèmes
	Autorités politico-administratives	Gestion et administration des entités décentralisées
Privé	Universités (chercheurs)	Recherche scientifique sur la gestion et l'utilisation durable des ressources
	Organisations internationales	Appui à la conservation et gestion durable des forêts
	Entreprises forestières informelles	Exploitation des ressources forestières
	Fermiers/Concessionnaires	Exploitation des espaces et des ressources forestières
	Entreprises minières	Exploitation des gisements miniers

Société civile	Autorités coutumières	Gestion des terres et ressources ancestrales
	Communautés locales	Exploitation des espaces et des ressources forestières
	ONG	Plaidoiries, sensibilisation pour la gestion et utilisation durables des ressources forestières

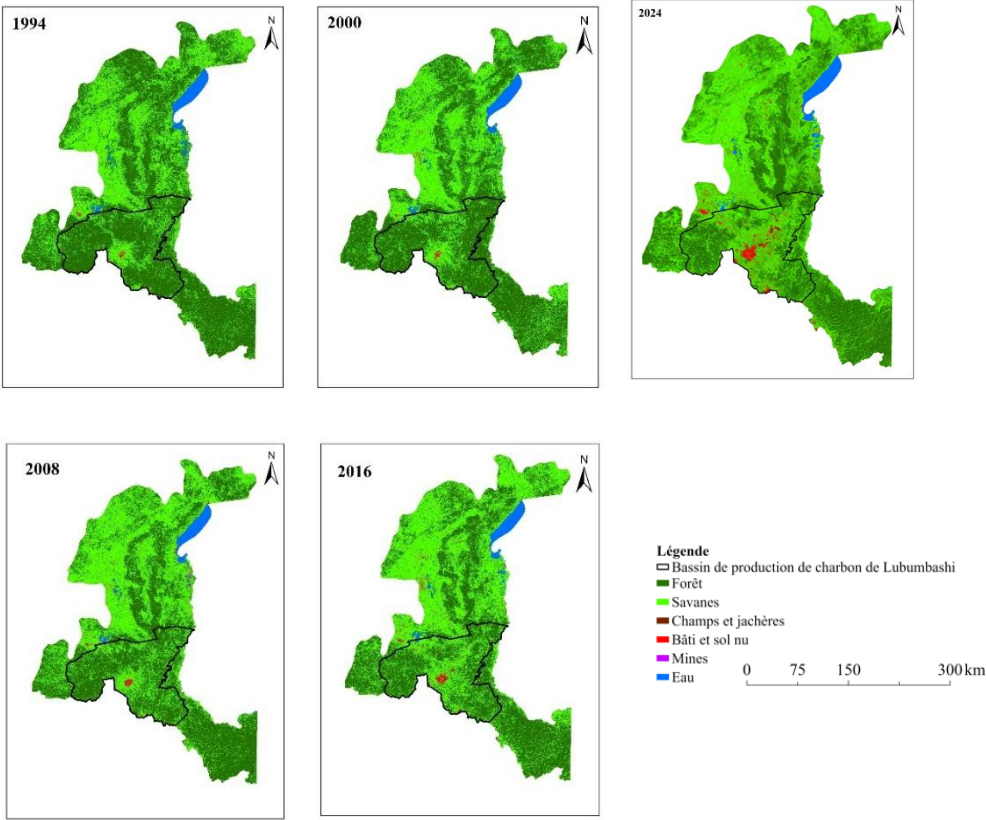
Annexe II-6. Critères servant à l'évaluation de la gouvernance en gestion forestière (Lockwood et al., 2010, Ostrom, 2010, Fapa et al., 2020, Ayele et al., 2022).

Critères de la bonne gouvernance	Description
Adaptabilité	Reflète la capacité des acteurs à se réorganiser face aux changements.
Capacité	Se rapporte aux compétences et expertises nécessaires pour une gestion forestière durable.
Equité	Concerne la répartition des bénéfices et des avantages parmi les acteurs
Imputabilité	C'est le mécanisme par lequel les responsables justifient leurs actions en matière de gestion forestière.
Intégration	Décrit les interactions entre les différents d'acteurs
Légitimité	Fait référence aux modalités de désignation des gestionnaires forestiers et des représentants des acteurs
Participation	Désigne l'engagement des différents d'acteurs, y compris les communautés locales, dans les processus décisionnels formels ou informels
Transparence	Se rapporte à la clarté des processus de décision, de gestion et de diffusion de l'information

Annexe III. Figures et données de la télédétection



Annexe III-1. Illustration du regroupement des valeurs radiométriques de l'image Landsat OLI 2023 en classes d'occupation du sol : forêt, savane boisée, savane herbeuse, champ, bâti et sol, dans le bassin de production du charbon de bois.



Annexe III-2. Cartes d'occupation du sol de la province du Haut-Katanga obtenues sur base de la classification des images Landsat de 1994, 2000, 2008, 2016 et 2024 à l'aide de l'algorithme du Random Forest, illustrant l'évolution de l'occupation dans le BPCB de Lubumbashi par rapport à d'autres parties de la province.

Annexe III-3. Coordonnées géographiques des zones d'entraînement.

N°	Classes	Latitude	Longitude	N°	Classes	Latitude	Longitude
1	Forêt	-11.69349969	26.76076273	46	Forêt	-12.0140473	27.9628162
2	Forêt	-11.72479124	26.7848038	47	Forêt	-11.705711	28.2488524
3	Forêt	-11.75913562	26.80312081	48	Forêt	-11.7247912	28.2375236
4	Forêt	-11.7755446	26.78136936	49	Forêt	-11.747449	28.2208284
5	Forêt	-11.80378332	26.78327739	50	Forêt	-11.7647404	28.2250022
6	Forêt	-11.80950738	26.82830669	51	Forêt	-11.7546041	28.2381198
7	Forêt	-11.30235531	26.78900145	52	Forêt	-11.7760693	28.1528551
8	Forêt	-11.30846098	26.77144765	53	Forêt	-11.7868019	28.1457
9	Forêt	-11.31532985	26.78327739	54	Forêt	-11.7689142	28.1504701

10	Forêt	-11.30388172	26.7848038	55	Forêt	-11.7712993	28.1033658
11	Forêt	-11.30655295	26.79472551	56	Forêt	-11.8184035	28.0681867
12	Forêt	-11.27793263	26.78060616	57	Forêt	-11.8345025	28.071168
13	Forêt	-11.27793263	26.76534199	58	Forêt	-11.8315212	28.1146947
14	Forêt	-11.28670953	26.74931461	59	Forêt	-11.8428501	28.1188685
15	Forêt	-11.26114205	26.77450049	60	Forêt	-11.8350987	28.2852241
16	Forêt	-11.25350996	26.7844222	61	Forêt	-11.8160185	28.3382909
17	Forêt	-11.31876429	26.89585065	62	Forêt	-11.8291362	28.3382909
18	Forêt	-11.32219873	26.87944166	63	Forêt	-11.6645693	28.0479139
19	Forêt	-11.28060386	26.91912851	64	Forêt	-11.6454891	28.0073685
20	Forêt	-11.29624964	26.93515589	65	Forêt	-11.6502592	27.9942508
21	Forêt	-11.31227702	26.94622241	66	Forêt	-11.6240239	28.0020022
22	Forêt	-11.32983082	26.95690733	67	Forêt	-11.6413153	28.2858204
23	Forêt	-11.34585819	26.9633946	68	Forêt	-11.6544329	28.273299
24	Forêt	-11.23633777	27.43582069	69	Savane boisée	-11.6745263	27.7785929
25	Forêt	-11.24893071	27.43963673	70	Savane boisée	-11.6681764	27.7839659
26	Forêt	-11.25541798	27.44383438	71	Savane boisée	-11.6701302	27.7563683
27	Forêt	-11.24244344	27.45108486	72	Savane boisée	-11.6755032	27.7588105
28	Forêt	-11.24702269	27.45261128	73	Savane boisée	-11.6762359	27.693602
29	Forêt	-11.25579959	27.4453608	74	Savane boisée	-11.6674437	27.7045922
30	Forêt	-11.26648451	27.45566411	75	Savane boisée	-11.667688	27.7094767
31	Forêt	-11.27373499	27.46215138	76	Savane boisée	-11.6647573	27.8481975
32	Forêt	-11.25961563	27.46100657	77	Savane boisée	-11.6691533	27.848686
33	Forêt	-11.26152365	27.46749384	78	Savane boisée	-11.6733052	27.8494187
34	Forêt	-12.168597	27.58655438	79	Savane boisée	-11.653767	27.8513725
35	Forêt	-12.17203144	27.57701427	80	Savane boisée	-11.6520575	27.8555243
36	Forêt	-12.17050502	27.57129021	81	Savane boisée	-11.6733052	27.7932465
37	Forêt	-12.16478096	27.5884624	82	Savane boisée	-11.6769686	27.7998406
38	Forêt	-12.16249134	27.59876571	83	Savane boisée	-11.6483941	27.6762619
39	Forêt	-12.13883187	27.59266005	84	Savane boisée	-11.6664668	27.662341
40	Forêt	-12.09876342	27.70256208	85	Savane boisée	-11.6703745	27.6598987
41	Forêt	-12.04457562	27.96014496	86	Savane boisée	-11.7250813	27.6911597
42	Forêt	-12.03160107	27.97808036	87	Savane boisée	-11.7292331	27.6779715
43	Forêt	-12.02244257	27.97197469	88	Savane boisée	-11.7267908	27.6843214
44	Forêt	-12.04648364	27.97159309	89	Savane boisée	-11.7272793	27.6950674
45	Forêt	-12.04839166	27.98075159	90	Savane boisée	-11.4029324	27.8027626

91	Savane boisée	-11.40043553	27.79968952	129	Savane herbeuse	-11.8590812	27.8173077
92	Savane boisée	-11.40113978	27.79732069	130	Savane herbeuse	-11.8580809	27.821009
93	Savane boisée	-11.4012038	27.79360738	131	Savane herbeuse	-11.8615821	27.8216092
94	Savane boisée	-11.3992191	27.79219888	132	Savane herbeuse	-11.8627825	27.7901982
95	Savane boisée	-11.9769588	27.02860165	133	Savane herbeuse	-11.8654835	27.7875973
96	Savane boisée	-11.96447439	27.0307144	134	Savane herbeuse	-11.8670841	27.7859967
97	Savane boisée	-11.96447439	27.03199485	135	Savane herbeuse	-11.8679844	27.7844962
98	Savane boisée	-11.96120924	27.03135462	136	Champ	-11.5745215	27.7575235
99	Savane boisée	-11.97343755	27.0457597	137	Champ	-11.5742529	27.7571711
100	Savane boisée	-11.97446192	27.04633591	138	Champ	-11.5766194	27.7453558
101	Savane boisée	-11.96607496	27.01182774	139	Champ	-11.6230905	27.6365521
102	Savane boisée	-11.96357808	27.01246796	140	Champ	-11.6232302	27.6361761
103	Savane boisée	-11.9610812	27.01330026	141	Champ	-11.6214471	27.6390333
104	Savane boisée	-11.96044097	27.01470876	142	Champ	-11.6216619	27.6391729
105	Savane herbeuse	-11.9365523	27.05657076	143	Champ	-11.6222634	27.6402792
106	Savane herbeuse	-11.93936579	27.05610185	144	Champ	-11.6225427	27.6404726
107	Savane herbeuse	-11.94061623	27.05516402	145	Champ	-11.6229724	27.6408593
108	Savane herbeuse	-11.92045287	27.00889771	146	Champ	-11.6229724	27.6412245
109	Savane herbeuse	-11.91935874	27.01233642	147	Champ	-11.6221668	27.6337271
110	Savane herbeuse	-11.92295375	27.01311794	148	Champ	-11.6218231	27.6333082
111	Savane herbeuse	-11.90857368	27.09705379	149	Champ	-11.6213934	27.6330719
112	Savane herbeuse	-11.91154348	27.09470921	150	Champ	-11.6213827	27.6346938
113	Savane herbeuse	-11.91341914	27.0912705	151	Champ	-11.6214471	27.6343501
114	Savane herbeuse	-12.42007422	27.36064465	152	Champ	-12.0203151	27.6893001
115	Savane herbeuse	-12.42541668	27.36789513	153	Champ	-11.9399128	27.721016
116	Savane herbeuse	-12.43381197	27.37934326	154	Champ	-11.9418795	27.7301943
117	Savane herbeuse	-12.44182566	27.38201449	155	Champ	-11.9425761	27.7303582
118	Savane herbeuse	-12.45785304	27.38392251	156	Champ	-11.9516315	27.7463382
119	Savane herbeuse	-12.41244213	27.66363844	157	Champ	-11.7093823	28.03667
120	Savane herbeuse	-12.84187149	28.85220386	158	Champ	-11.709225	28.0371945
121	Savane herbeuse	-12.8389017	28.8654898	159	Champ	-11.7136568	28.0405249
122	Savane herbeuse	-12.83561929	28.87377397	160	Champ	-11.7142337	28.0403414
123	Savane herbeuse	-12.82952339	28.88002617	161	Champ	-11.7184819	28.0333921
124	Savane herbeuse	-12.82592837	28.88627838	162	Champ	-11.7177739	28.0376141
125	Savane herbeuse	-11.88559058	27.82971211	163	Champ	-11.7146008	28.0207261
126	Savane herbeuse	-11.88208935	27.82971211	164	Champ	-11.7094872	28.0179201
127	Savane herbeuse	-11.88158917	27.82481038	165	Champ	-11.7078089	28.0436718
128	Savane herbeuse	-11.87898825	27.82731126	166	Champ	-11.7083072	28.0443798

167	Savane herbeuse	-11.88278959	27.8277114	191	Champ	-11.7080449	28.0471071
168	Savane herbeuse	-11.88839157	27.82701115	192	Champ	-11.7087792	28.045927
169	Savane herbeuse	-11.88719115	27.83241306	193	Champ	-11.7111393	28.0468186
170	Savane herbeuse	-11.88258952	27.86182343	194	Bâti et sol nu	-11.7597615	27.2361653
171	Savane herbeuse	-11.88579065	27.86092311	195	Bâti et sol nu	-11.7661113	27.2425152
172	Savane herbeuse	-11.88469026	27.86322392	196	Bâti et sol nu	-11.7565865	27.2412941
173	Savane herbeuse	-11.87998861	27.83941553	197	Bâti et sol nu	-11.764646	27.2473998
174	Savane herbeuse	-11.85738064	27.81780791	198	Bâti et sol nu	-11.7531673	27.2564362
175	Bâti et sol nu	-11.71486952	27.4541377	199	Bâti et sol nu	-11.5196866	27.453742
176	Bâti et sol nu	-11.69922375	27.44841363	200	Bâti et sol nu	-11.5139033	27.4551488
177	Bâti et sol nu	-11.69273648	27.43276786	201	Bâti et sol nu	-11.5195303	27.4579623
178	Bâti et sol nu	-11.685486	27.44917684	202	Bâti et sol nu	-11.5187487	27.4620262
179	Bâti et sol nu	-11.67976193	27.4274254	203	Bâti et sol nu	-11.5103083	27.4559303
180	Bâti et sol nu	-11.66716899	27.42895181	204	Bâti et sol nu	-11.5087452	27.4520227
181	Bâti et sol nu	-11.65304963	27.43391267	205	Bâti et sol nu	-11.000949	26.748933
182	Bâti et sol nu	-11.64198311	27.42246454	206	Bâti et sol nu	-10.990203	26.7552829
183	Bâti et sol nu	-11.63587744	27.43467588	207	Bâti et sol nu	-10.9980183	26.7577252
184	Bâti et sol nu	-11.62404771	27.46520422	208	Bâti et sol nu	-10.9865396	26.7728672
185	Bâti et sol nu	-11.63893028	27.47474433	209	Bâti et sol nu	-10.9875165	26.7425831
186	Bâti et sol nu	-11.65228642	27.47856037	210	Bâti et sol nu	-10.9862954	26.7320814
187	Bâti et sol nu	-11.65686568	27.49764058	211	Bâti et sol nu	-10.9836089	26.7225565
188	Bâti et sol nu	-11.61985006	27.50260144	212	Bâti et sol nu	-11.0043682	26.7604117
189	Bâti et sol nu	-11.74768749	27.4816132	213	Bâti et sol nu	-11.0053451	26.7782402
190	Bâti et sol nu	-11.73585776	27.47512593	214	Bâti et sol nu	-11.0058335	26.7850786

Annexe IV. Textes légaux pertinents en relation avec la gestion durable des ressources forestières en République Démocratique du Congo

Annexe IV-1. Quelques textes nationaux ayant trait aux forêts

- Loi n° 011/2002 du 29 août 2002 portant code forestier
- N0615/CAB/MIN/FINANCES/2012 du 05 décembre 2012 portant création et mise en œuvre du programme de contrôle de production et de la commercialisation des bois
- Décret n° 011/27 du 20 mai 2011 fixant les règles spécifiques d'attribution des concessions forestières de conservation
- Décret n°011/25 du 20 mai 2011 modifiant le décret n°08/09 du 08 avril 2008 fixant la procédure d'attribution des concessions forestières.
- Décret n°08/09 du 08 avril 2008 fixant la procédure d'attribution des concessions forestières Arrêté ministériel n° 84/CAB/MIN/ECN-DD/CJ/00/RBM/2016 du 29 octobre 2016 portant conditions et règles d'exploitation des bois d'œuvre.
- Arrêté ministériel n°037/CAB/MIN/ECN-T/15/JEB/2008 du 18 septembre 2008 fixant les critères de sélection des soumissionnaires des concessions forestières
- Arrêté ministériel n°024/CAB/ MIN/ECN-T/15/JEB/08 du 07 août 2008 fixant la procédure d'enquête publique préalable à l'octroi des concessions forestières.
- Arrêté ministériel n°083/CAB/ MIN/ECN-T/11/BNME/2013 du 30 septembre 2013 modifiant et complétant l'arrêté ministériel 11⁰22/CAB/MN/ECN- 161 T/15/JEB/2008 du 7 août 2008 fixant la procédure d'autorisation de cession, de location, échange ou donation d'une concession
- Arrêté ministériel n°0011/CAB/MIN/ECN-EF/2007 du 12/04/2007 portant réglementation de l'autorisation de coupe industrielle de bois d'œuvre et des 162 autorisations d'achat, vente et exportation de bois d'œuvre.
- Arrêté ministériel n°105/CAB/ MN/ECN-T/15/JEB/009 du 17 juin 2009 complétant l'arrêté n0035/CAB/MN/ECN-EF/2006 du 05 octobre 2006 relatif à l'exploitation forestière.
- Arrêté ministériel n°CAB/MIN/AF.F-E.T/276/2002 du 05 novembre 2002 déterminant les essences forestières protégées
- Arrêté ministériel n°034/CAB/ MIN/ECN T/15/JEB/08 du 22 /08/2008 portant réglementation de la récolte de certains produits forestiers
- Arrêté ministériel n°025/CAB/MIN/ECN-T/JEB/2008 du 07 août 2008 portant réglementation du permis de déboisement.
- Ordonnance n°52/175 du 23 mai 1953 sur l'interdiction de l'incendie des herbes et des végétaux sur pied
- Arrêté interministériel n°86/CAB/MIN/ECN-DD/CJ/00/RBM/2016 et n°322 Arrêté interministériel n086 /CAB/MIN/ECN-DD/CJ/00/RBM/2016 et portant relance de la mise en œuvre du programme de contrôle de la production et de la commercialisation des bois (PCPCB).

- Arrêté interministériel n°001/CAB/MIN/ECN-T/15/BNME/2012 et N°615/CAB/MIN/FINANCES/2012 du 05 décembre 2012 portant création et mise en œuvre du programme de contrôle de production et de la commercialisation des bois.
- Arrêté n°032/CAB/MIN/ECN-T/10/BNME/012 du 16 octobre 2012, modifiant et complétant l'arrêté ministériel n°102/CAB/MIN/ECN-T/15/JEB/ 09 du 16 juin 2009 fixant les règles et les formalités du contrôle forestier.
- Décret n°14/018 du 02 août 2014 fixant les modalités d'attribution des concessions forestières aux communautés locales
- Arrêté ministériel n°025/CAB/MIN/ECN-DD/CJ/OO/RBW2016 du 09 février 2016 portant dispositions spécifiques relatives à la gestion et à l'exploitation de la concession forestière des communautés locales.
- Décret n°009/40 du 26/11/2009 portant création, composition et organisation de la structure de mise en œuvre du processus de réduction des émissions issues de la déforestation et de la dégradation des forêts, «REDD» en sigle.
- Décret n°08/03 du 26 janvier 2008 portant composition, organisation et fonctionnement du conseil consultatif national des forêts
- Arrêté ministériel n°063/CAB/MIN/ECN-T/05/10/BNMW2013 du 16 mai 2013 portant création, organisation et fonctionnement d'une commission chargée de la lutte contre l'exploitation illégale de bois.
- Arrêté n°107/CAB/MN/ ECN-T/15/JEB/09 du 20 août 2009 portant création composition, organisation et fonctionnement du comité national de pilotage du zonage forestier.
- Arrêté ministériel n°034/CAB/MIN/ECN-EF/2006 du 05 octobre 2006 portant composition, organisation et fonctionnement des conseils consultatifs provinciaux des forêts.
- Arrêté ministériel n° 033 du 02 octobre 2006 portant organisation et fonctionnement du cadastre forestier.

Annexe IV-2. Textes internationaux ayant trait aux forêts

- Convention Africaine sur la conservation de la nature et des ressources naturelles.
- Traité relatif à la conservation et à la gestion durable des écosystèmes forestiers d'Afrique Centrale et instituant la Commission des Forêts d'Afrique Centrale (COMIFAC)
- Loi 09/005 du 31 décembre 2009 autorisant la ratification du traité Relatif à la conservation et à la gestion durable des écosystèmes forestiers d'Afrique centrale et instituant la Commission des Forêts d'Afrique Centrale (COMIFAC).
- Convention des Nations Unies sur la diversité biologique.
- Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques.
- Protocole de Kyoto à la Convention. Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques.
- Déclarations de quelques principes des Nations Unies sur les forêts.

Annexe V. Quelques photos de terrain

Annexe V-1. Photos prises lors des enquêtes dans les entrepôts du charbon de bois dans la ville de Lubumbashi



Lieu d'entreposage et de vente en gros de charbon de bois dans la ville de Lubumbashi : L'un des grands entrepôts de charbon de bois à Kalubwe double poteau (à gauche) et l'autre au Marché Moïse (à droite).

Annexe V-2. Photos prises lors de la prédescentes dans les villages le plus cités comme sources du charbon de bois consommé dans la ville de Lubumbashi



Prédescente dans les villages les plus cités lors des enquêtes dans les entrepôts de charbon de bois dans la ville de Lubumbashi : l'équipe des doctorants du projet CHARLU au village Texas (à gauche) et visite des habitats forestiers dans l'espace villageois de Nsela (à droite).



Entretien avec les autorités administratives et les membres des communautés locales dans les villages Luisha (à gauche) et Mulyashi (à droite).



Principales activités de survie des communautés locales dans la région de Lubumbashi : Agriculture itinérante (à gauche) et Meule de charbon de bois en construction (à droite).



Processus de carbonisation sous surveillance du paysan producteur à Luisha (à gauche) et charbon conditionné en plein chargement dans le camoin pour être acheminé à Lubumbashi (à droite).

Annexe V-3. Photos prises lors de la collecte des données dans les différents espaces villageois



Photo du cadre de concertation avec les agents de services publics et ONG à Lubumbashi (à gauche) et Entretien individuel sur la perception environnementale avec un notable de l'espace villageois de Luisha. Le questionnaire est encodé dans la tablette sur l'application Kobocollect.



Matérialisation d'une placette d'inventaire floristique dans un habitat forestier (à gauche) et comptage d'individus juveniles non installés dans les sous placettes à Luisha.



Bureaux des concessions forestières des communautés locales de Mwawa (à gauche) et de Milando (à droite)



Mésure du diamètre (DHP 1,30 cm) d'un individu ligneux adulte dans une placette d'inventaire floristique (à gauche) ; l'horaire des réunions des membres de la CFCL Mwawa (au centre) et Panneau de signalisation de la CFCL à Milando/Luisha (à droite).



Confection de l'herbier d'espèces ligneuses inconnues pour une identification ultérieure à travers les flores existantes, les manuels spécialisés ou par comparaison avec les spécimens types de l'herbarium de la faculté des sciences agronomiques de l'université de Lubumbashi.



Quelques espèces ligneuses sacrées de la région de Lubumbashi. De gauche à droite : *Azelia quanzensis*, *Marquesia macroura* et *Sterculia quinqueloba* respectivement.



Illustration du *miombo* en régénération dans la région de Lubumbashi au sein d'un habitat reforesté à Mwawa (à gauche) et d'un site sacré en plein village (cimetière), menacé par la pression anthropique dans un village aux ressources forestières limitées et une population élevée (Makisemu). La zone encadrée en rouge montre les croix en bois pour ceux mourant dans le Christ, sinon la majorité des tombes de ceux n'étant pas chrétiens sont marquées par les ustensiles des cuisines (assiettes, gobelets, cuieres) étant donné que ceux qui meurent continuent à vivre dans l'au-delà et sont priés parmi les ancêtres pour les populations autochtones.

Annexe VI. Liste des publications de l'auteur non liées à la thèse

- Khoji, M.H., **Nghonda, N.D.**, 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, 850. <https://doi.org/10.3390/land11060850>
- Khoji, M.H., Mukenza, M.M., Mwenya, I.K., Malaisse, F., **Nghonda, N.D.**, Mukendi, N.K., Bastin, J.-F., Bogaert, J., Sikuzani, Y.U., 2024. Protected area creation and its limited effect on deforestation: Insights from the Kiziba-Baluba hunting domain (DR Congo). *Trees, Forests and People* 18, 100654. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100654>
- Khoji, M.H., **Nghonda, N.D.**, Malaisse, F., Bogaert, J., & Sikuzani, Y. U., 2025. Mapping and Quantifying Deforestation in the Zambezi Ecoregion of Central-Southern Africa: Extent and Spatial Structure. *Frontiers in Remote Sensing*, 6, 1590591. <https://doi.org/10.3389/frsen.2025.1590591>
- Langunu, S.; Kilela Mwanasomwe, J.; **Nghonda, N.D.**; Colinet, G.; Ngoy Shutcha, M., 2025. Mineral Condition Changes in Amended Soils and Woody Vegetation Installed on a Polluted Soil with Trace Metals in Lubumbashi (DR Congo): Results of a Four-Year Trial. *Environments*, 12, 224. <https://doi.org/10.3390/environments12070224>
- Mpanda, M.M., Khoji, M.H., **Nghonda, N.D.**, Sambieni, R.K., Malaisse, F., Cabala, K.S., Bogaert, J. & Useni, S.Y., 2022. Uncontrolled Exploitation of *Pterocarpus tinctorius* Welw. and Associated Landscape Dynamics in the Kasenga Territory: Case of the Rural Area of Kasomeno (DR Congo). *Land*, 11, 1541. <https://doi.org/10.3390/land11091541>
- Mukendi, N.K., Muteya, H.K., **Nghonda, N.D.**, Berti, F., Useni S.Y., Ndjibu, L.N., Mbay, J.-P.K., Fyama, J.N.M., Lebailly, P. & Bogaert, J., 2024. Quantification and Determinants of Carbonization Yield in the Rural Zone of Lubumbashi, DR Congo: Implications for Sustainable Charcoal Production. *Forests*, 15, 554. <https://doi.org/10.3390/f15030554>
- Mukendi, N.K., Muteya, H.K., Okothomas, B.E., **Nghonda, N.D.**, Kalumbu, J.T., Ndjibu, L.N., Berti, F., Sikuzani, Y.U., Nkulu, M.F.J.; Lebailly, P. & Bogaert, J., 2025. Marketing Strategies and Production Profitability of Charcoal in the Rural Zone of Lubumbashi, Democratic Republic of the Congo. *Sustainability*, 17, 3915. <https://doi.org/10.3390/su17093915>
- Useni, S.Y., Mpibwe K.A., Yona, M.J., **Nghonda, N.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, 3830. <https://doi.org/10.3390/su14073830>
- Useni, S.Y., Mpanda, M.M., Mwenya, I.K., Muteya, H.K., **Nghonda, N.D.**, Mukendi, N.K., Malaisse, F., Kaj, F.M., Mwembu, D.D.D., Bogaert, J., 2024.

Quantifying Forest Cover Loss during the COVID-19 Pandemic in the Lubumbashi Charcoal Production Basin (DR Congo) through Remote Sensing and Landscape Analysis. *Resources*, 13, 95. <https://doi.org/10.3390/resources13070095>