



Structure des peuplements ligneux des formations végétales d'un paysage protégé en zone périurbaine de la ville de Lubumbashi (RD Congo)

Ligneous stand structure of vegetation types of a protected landscape in the peri-urban zone of Lubumbashi city (DR Congo)

Yannick USENI SIKUZANI^{1*}, Héritier KHOJI MUTEYA¹, Serge LANGUNU¹, Jérôme EBUY ALIPADE² & François MUNYEMBA KANKUMBI¹

Abstract : Lubumbashi city is experiencing a rapid population growth, resulting in urban sprawl leading to the degradation of peri-urban woody vegetation. Nevertheless, little is known about vegetation of protected peri-urban site. The objective of this study was to characterize the woody vegetation of a protected landscape of peri-urban zone. Comparisons of landscape metric of *miombo* woodland and savanna patterns were realized from supervised classification of a Landsat image of 2016. This approach was completed by a forest inventory through circular plots with a radius of 15 meters. Results showed that, in 2016, *miombo* woodland covered about 45.4% of the site area against 38.4% for savannah. Both ecosystems are characterized by low values of median area in parallel to higher values of patch number ; that may suggest the fragmentation. The floristic analysis reveals that the most abundant species are *Diplorynchus condylocarpon* and *Baphia bequaertii*. The diversity index values recorded in the two ecosystems studied indicate a disturbance, particularly in wooded savannah where the stand structure shows the dominance of young individuals. In *miombo* woodland, the presence of young and large individuals indicates a mature ecosystem. Knowledge of the spatial, floristic and silvicultural parameters of the studied landscape will make it possible to formulate guidelines and technical tools to contribute to its sustainable management and monitoring.

Keywords: Peri-urbanization, spatial pattern, forest ecosystems, Miombo, silvicultural parameters, Lubumbashi.

Résumé : La ville de Lubumbashi connaît une croissance démographique galopante et par conséquent un étalement urbain menant à l'amenuisement de la végétation arborée et arbustive en zone périurbaine. Cependant, peu d'informations existent sur la végétation des sites protégés périurbain. L'objectif de cette étude était de caractériser la végétation arborée et arbustive d'un paysage protégé en zone périurbaine de Lubumbashi. Pour atteindre cet objectif, la comparaison d'indices de structure spatiale de différents types de végétation boisée a été réalisée à partir de la classification supervisée d'une image Landsat de 2016. Cette approche a été complétée par des inventaires forestiers à partir des placettes circulaires de 15 m de rayon. Il en résulte qu'en 2016, la forêt claire de type *miombo* occupait 45,4% de la surface du site contre 38,4 % pour la savane boisée. Ces deux écosystèmes sont caractérisés par des faibles valeurs d'aire médiane parallèlement à un nombre élevé de taches, ce qui pourrait suggérer une tendance à la fragmentation. L'analyse floristique révèle que les individus les plus abondants appartiennent aux espèces *Diplorynchus condylocarpon* et *Baphia bequaertii*. Les valeurs d'indices de diversité enregistrées dans les deux écosystèmes étudiés témoignent d'une perturbation, particulièrement en savane boisée où la structure de peuplement montre la dominance d'individus jeunes. En forêt claire, la présence des individus jeunes et ceux de gros diamètre de tiges suggère un écosystème mature. La connaissance de paramètres spatiaux, floristiques et sylvicoles du paysage étudié permettra de formuler des directives et outils techniques nécessaire à sa gestion durable et sa surveillance.

Mots-clés : Périurbanisation, structure spatiale, écosystèmes forestiers, Miombo, paramètres sylvicoles, Lubumbashi.

1. Unité Ecologie, Restauration Ecologique et Paysage, Faculté des Sciences Agronomiques, Université de Lubumbashi, 1825 Lubumbashi, RD Congo.

2. Département des Sciences Agronomiques, Faculté de Gestion des Ressources Naturelles Renouvelables, Université de Kisangani, Kisangani, RD Congo.

*Le premier auteur est lauréat (2019) de l'Académie royale des Sciences d'Outre-Mer de Belgique.

*Correspondance : yannickuseni@gmail.com; SikuzaniU@unilu.ac.cd

INTRODUCTION

La suppression de la couverture végétale originelle menant à une déforestation de plus en plus marquée constitue l'un des effets immédiats de l'impact humain sur la biosphère (BOGAERT et al., 2008 ; VRANKEN et al., 2011). Depuis près d'un siècle, l'homme a, par ses activités, changé la structure, la composition et le fonctionnement des écosystèmes (BOGAERT et al., 2005). A l'échelle globale, les changements d'occupation/utilisation des sols entre 1997 et 2011 ont entraîné une réduction de la valeur des services écosystémiques évaluée entre 4,3 et 20,2 milliards de dollars américains par an (COSTANZA et al., 2014). La République Démocratique du Congo (RD Congo), pays à ressources forestières relativement abondantes, n'échappe malheureusement pas à ce phénomène (DEFOURNY et al., 2011). Elle figure parmi les pays qui perdent annuellement des surfaces forestières importantes, de l'ordre de 371.170 ha par an de forêts perdues par an sur la période entre 2000 et 2010 (POTAPOV et al., 2012). Gouvernés par une croissance démographique importante et une pauvreté criante, les pratiques agricoles inappropriées, l'exploitation forestière, les activités minières et l'urbanisation figurent parmi les causes les plus importantes de la déforestation (GILLET et al., 2016 ; USENI et al., 2017a).

S'agissant de l'urbanisation, elle a pris une ampleur inquiétante d'autant plus que 70% de la population mondiale vivra dans les villes d'ici l'an 2050 (NATIONS – UNIES, 2014), avec des effets notables sur la réduction des superficies forestières périurbaines (BOGAERT et al., 2014). La plupart des impacts environnementaux négatifs de l'urbanisation sont associés à la dégradation de la végétation dans et autour des villes, menant aux perturbations de la composition floristique et des paramètres sylvicoles (ZHANG et al., 2016). Cette tendance paraît plus critique dans les pays moins développés comparée à celle des pays développés, notamment en Afrique subsaharienne où la surface totale des villes devra augmenter à des proportions inquiétantes entre 2000 et 2050 (ANGEL et al., 2011).

La ville de Lubumbashi située au Sud-Est de la RD Congo apparaît comme un modèle de ville particulièrement intéressant à étudier dans un contexte de fortes tensions entre le développement urbain et la conservation des écosystèmes végétalisés (USENI et al., 2019). En effet, le taux d'accroissement de sa population observé entre 2001 et 2008 était de plus de 4 % et la population attendue dans cette ville en 2023 est estimée à plus de 3 millions d'habitants (GROUPE HUIT, 2009). Cette urbanisation, associée à une expansion spatiale urbaine rapide et incontrôlée (USENI et al., 2018) rend les forêts périurbaines vulnérables (CABALA, 2012 ; USENI et al., 2017b) et serait aussi responsable des changements nettement plus rapides des communautés végétales (USENI et al., 2019). En l'absence de toute politique d'aménagement du territoire, certains sites protégés situés dans la zone périurbaine de la ville seront déclassés à cause des pressions anthropiques croissantes sur leurs écosystèmes végétalisés (VRANKEN et al., 2011).

Ceci est le cas du monastère de Kiswishi situé au Nord-Ouest de la ville de Lubumbashi, dans la zone périurbaine. Ce site abrite une importante biodiversité et est reconnu pour la gamme variée des services écosystémiques culturels qu'il fournit : le spirituel, la récréation, l'esthétique, l'éducation, ... Ce paysage constitue également un site de prélèvement illicite de bois et de produits forestiers non ligneux par les populations riveraines. Force est de constater que sa limite est contiguë aux sites de production agricole et à l'habitation. De plus, il n'existe pas une barrière étanche entre ce site et ses alentours. Par conséquent, les activités économiques et l'afflux des populations autour de ce site sont susceptibles de perturber les processus écologiques et de limiter ainsi la régénération des espèces ligneuses.

L'objectif de cette étude est d'analyser la structure des peuplements forestiers de Miombo (forêts claires réservées) en zone périurbaine de la ville de Lubumbashi, à travers l'approche paysagère, l'analyse floristique et sylvicole. Cet objectif va permettre de tester si tout en étant diversifié, mais sous une menace constante induite par la périurbanisation, le paysage du monastère de Kiswishi connaîtrait un amenuisement progressif de ses peuplements ligneux.

MATERIELS ET METHODES

Zone d'étude

La présente étude a été réalisée au sein du monastère de Kiswishi (Figure 1), au Nord-Ouest de la ville de Lubumbashi (27°27'54.24'' - 27°28'30.48'' E et 11°32'07.60''-11°31'58.40'' S) sur la route Likasi, couvrant près de 452 ha avec un massif forestier supposé mis en défend. Avec une altitude oscillant entre 1200 et 1300 m, le climat est de type Cw6 selon le système de classification de Köppen, caractérisé par une saison de pluies entre novembre et mars, une saison sèche entre mai et septembre ; avril et octobre constituant les mois de transition (KALOMBO, 2016). La moyenne annuelle de température a été de 20 °C dans la seconde moitié du XXème

siècle (MALAISSE, 2010), mais un réchauffement en cours a été mis en évidence récemment (KALOMBO, 2016).

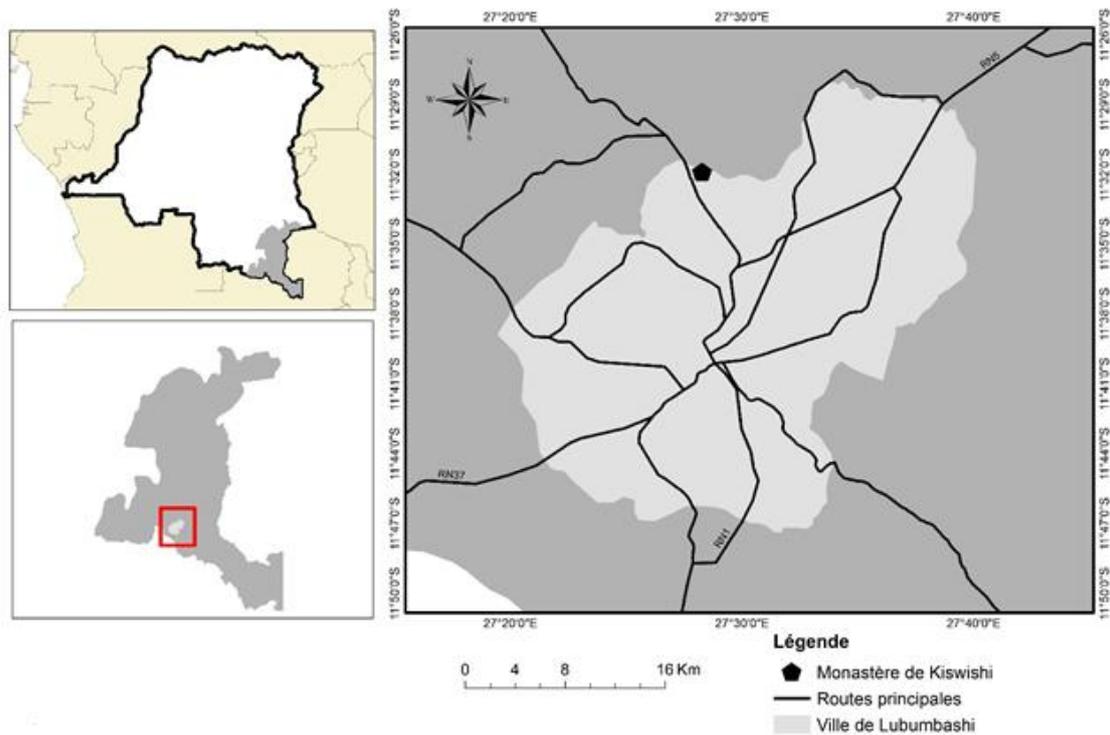


Figure 1. Situation géographique du site d'étude au Nord-Ouest de la ville de Lubumbashi dans la province du Haut-Katanga, en RD Congo.



Photo 1. Vue de la forêt claire de miombo en saison sèche, au sein de Kiswishi. On y note la présence de *Julbernadia paniculata*, *Brachystegia* sp. et *Monotes katangensis*. (© Y. USENI SIKUZANI)

La végétation des environs de Lubumbashi est formée par la forêt claire (*miombo* en langue locale ; Photo 1), la forêt dense sèche (*muhulu* en langue locale), la forêt de galerie (*mushitu* en langue locale), les variantes de la savane et les prairies marécageuses (MALAISSE, 2010). La végétation naturelle boisée, actuellement dans un état fragmenté, se trouve à plusieurs kilomètres de la ville (MALAISSE, 2010 ; MUNYEMBA & BOGAERT, 2014) ; il convient de noter que cette lecture de l'ampleur de la déforestation autour de la ville de Lubumbashi demeure contestée en termes méthodologiques (USENI et al., 2017a).

L'agriculture, l'élevage résidentiel, les services, l'exploitation minière et le commerce sont les principales activités d'une population qui a approché 2 millions d'habitants en 2014 (USENI et al., 2017b).

Collecte et analyse de données

Approche paysagère

Une image satellitaire Landsat-8 acquise le 06/08/2016, période correspondant à la saison sèche dans la zone d'étude, a été traitée sous les logiciels ENVI 4.5 et ArcGis 10.3. La composition colorée de cette image a été effectuée à travers la combinaison des bandes du proche infrarouge, du rouge et du vert et a été suivie d'une classification non supervisée qui a permis d'avoir des surfaces homogènes où les pixels ont des propriétés spectrales similaires (EGOROV et al., 2015). L'image Google Earth a permis d'identifier les types d'écosystèmes et leur réponse spectrale sur l'image Landsat de 2016. L'image issue de la classification non supervisée a servi à la numérisation des sites témoins qui ont été visités lors des missions sur terrain. Par la suite, l'algorithme de maximum de vraisemblance a été appliqué lors de la classification supervisée dont la fiabilité a été évaluée grâce au calcul de la précision globale et du coefficient Kappa (THAPA & MURAYAMA, 2009).

En vue d'apprécier la structure spatiale du paysage étudié afin de ressortir l'impact anthropique sur celle-ci, l'aire (médiane, moyenne, maximale, totale) de taches, le nombre de taches et la dominance de la plus grande tache au sein de la classe d'occupation du sol (BOGAERT & MAHAMANE, 2005) ont été calculés sous ArcGIS 10.3.1. La dominance traduit la part occupée dans l'aire totale de la classe d'occupation du sol concernée, par la plus grande tache. Plus la valeur de la dominance est grande, moins la classe est fragmentée (USENI et al., 2018). Quant au nombre de taches, il renseigne sur la fragmentation d'une classe. En effet, l'augmentation du nombre de taches d'une classe peut être due à la fragmentation de cette classe (BOGAERT & MAHAMANE, 2005). L'aire de taches qui composent une classe d'occupation du sol traduit la fragmentation de cette dernière, particulièrement lorsqu'elle diminue pendant que le nombre de taches augmente (MCGARIGAL & CUSHMAN, 2002).

Analyse floristique et sylvicole

La composition floristique a été appréciée à travers 50 placettes circulaires de 15 m de rayon installées dans la forêt et dans la savane boisée, en début de la saison sèche de l'année 2016. Les placettes ont été disposées aléatoirement, en veillant à ce qu'une distance d'au moins 10 m sépare deux placettes, de façon à minimiser les autocorrélations spatiales entre unités d'échantillonnage. Un GPS a servi pour la géolocalisation des placettes. Les espèces d'arbres et d'arbustes ont été identifiées à l'aide de différentes flores existantes (LEBRUN & STORK, 1991–2015) et de la littérature spécialisée (MALAISSE, 1982, 1984, 2010 ; MEERTS, 2016 ; USENI et al., 2019). Les espèces mal connues ont été identifiées à l'herbarium de la Faculté des Sciences Agronomiques de l'Université de Lubumbashi.

L'analyse de la diversité végétale a été faite sur la base de la richesse spécifique, de l'indice de Shannon-Wiener ainsi que de l'indice d'équitabilité (MASHARABU et al., 2010) calculés sous le logiciel Past 3.1. Ces indices sont considérés comme des indicateurs permettant d'évaluer les composantes de la biodiversité présente sur un site (MASHARABU et al., 2010). La richesse spécifique a été définie à travers le nombre total d'espèces de l'écosystème étudié (forêt claire ou savane boisée ; HAVYARIMANA et al., 2013 ; KOUAGOU et al., 2018). L'indice de Shannon qui prend en compte l'abondance relative des espèces, permet de quantifier l'hétérogénéité de la biodiversité d'un site (NDONG et al., 2015). L'équitabilité varie de 0 à 1 ; elle tend vers zéro lorsqu'une espèce domine largement le peuplement et elle est égale à un lorsque toutes les espèces ont la même abondance. Un indice d'équitabilité inférieur à 60% (<0,6) caractérise un environnement perturbé (MASHARABU et al., 2010). L'indice de Jaccard a été utilisé pour évaluer la similitude floristique entre les différents sites d'études. La valeur de l'indice est égale à 0 lorsque les deux sites ne présentent aucune similarité. Par contre, elle est égale à 100, si les deux sites sont totalement identiques (NDONG et al., 2015). Le test T de student a été appliqué pour comparer la tendance des paramètres sylvicoles dans les deux écosystèmes appréciés, au seuil de signification de 5%.

Les données d'inventaire récoltées ont permis d'apprécier la structure des peuplements de deux écosystèmes étudiés à travers l'analyse sylvicole axée sur la structure forestière (surface terrière, distribution des diamètres et des hauteurs, la densité d'arbres et arbustes). Le diamètre à hauteur de poitrine (dhp) a été mesuré sur les arbres de diamètre ≥ 5 cm à 1,30 m du sol à l'aide d'un ruban diamétrique. Quant à la hauteur, elle a été déterminée à l'aide d'un clinomètre (RAKOTONDRA SOA et al., 2013). La densité désigne le nombre d'individus, d'espèces par unité de surface tandis que la surface terrière est la somme de la surface des sections transversales des troncs à 1,30 m de hauteur au-dessus du sol de tous les arbres (OUSSEINA et al., 2015).

RESULTATS

Analyse paysagère

La précision globale de la classification était de 96,33% pour un coefficient Kappa de près de 93%. Ces résultats suggèrent que la classification réalisée est valable. Trois classes d'occupation du sol ont été identifiées, à savoir la forêt claire, la savane boisée et les autres occupations du sol (l'ensemble formé par le bâti, les champs et le sol nu ; Figure 2).

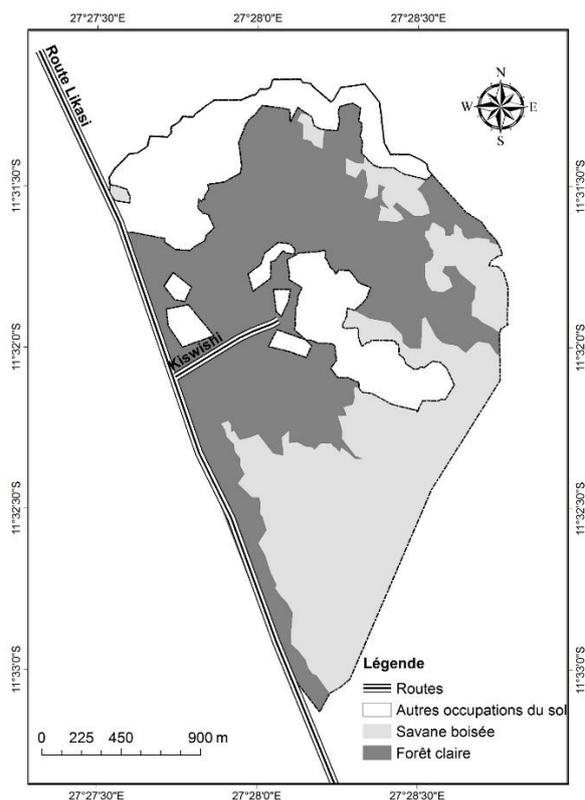


Figure 2. Carte d'occupation du sol du paysage étudié sur la base de la classification supervisée de l'image Landsat-8 de 2016 appuyée sur l'algorithme de maximum de vraisemblance.

De manière générale, tous les indices de structure spatiale calculés (Tableau 1) présentent des statistiques plus faibles en savane boisée qu'en forêt, excepté le nombre de taches. La forêt claire, couvrant 45,4% de la superficie totale, constitue la matrice du paysage étudié, tandis que 38,4% sont couverts par la savane boisée et le reste par les autres occupations du sol. L'aire moyenne d'une tache est de 9 ha pour la forêt claire et 4 ha pour la savane boisée.

Tableau 1. Résumé des indices de structure spatiale utilisés pour caractériser les peuplements ligneux des formations végétales du paysage étudié.

Ecosystème	n	A	a _{med}	a _{max}	a _t	D
Forêt claire	22	9	0,09	198,5	205,4	96,6
Savane boisée	41	4	0,2	125,4	173,6	72,2

n : nombre de taches de l'écosystème; \bar{a} : aire moyenne de taches de l'écosystème (hectare) ; a_{med} : aire médiane de taches de l'écosystème (hectare) ; a_{max} : l'aire de la tache dominante de l'écosystème (hectare) ; a_t : aire totale de taches de l'écosystème (hectare) ; D : la dominance de la grande tache au sein de l'écosystème.

La grande tache de forêt couvre environ 97% de la surface totale de la forêt claire contre 72,2% au sein de la classe savane boisée. Dans le paysage étudié, il existe davantage de petites taches d'autant plus que l'aire médiane est de 0,2 ha pour la savane boisée et 0,09 ha pour la forêt claire (Tableau 1).

Analyse floristique et sylvicole

Tableau 2. Synthèse des indicateurs sylvicoles mesurés dans les deux écosystèmes.

Ecosystème	dhp (cm)	H (m)	ST (m ² .ha ⁻¹)	D (individus.ha ⁻¹)
Forêt claire	18,7 ± 3,1	17,96 ± 3,6	9,5 ± 3,0	350
Savane boisée	13,4 ± 3,3	4,56 ± 1,0	2,6 ± 1,3	187
p	<0,001	<0,001	<0,001	--

dhp : diamètre moyen à hauteur de poitrine; H : hauteur moyenne ; ST : surface terrière moyenne ; D : densité de peuplement.

Les paramètres de la structure de peuplement (Tableau 2) mesurés montrent un diamètre à hauteur de poitrine moyen ($t=5,7$; $p<0,001$), une hauteur moyenne ($t=17,8$; $p<0,001$) et une surface terrière plus élevés en forêt claire qu'en savane boisée ($t=10,4$; $p<0,001$) ; la structure de peuplement indique que les individus de la classe 5-10 cm sont plus nombreux en savane boisée (39,4%) qu'en forêt claire (28%) tandis que cette dernière enregistre la présence des gros arbres pouvant atteindre plus de 50 cm de diamètre. Cette dernière tendance est caractéristique d'un écosystème en équilibre (Figure 3).

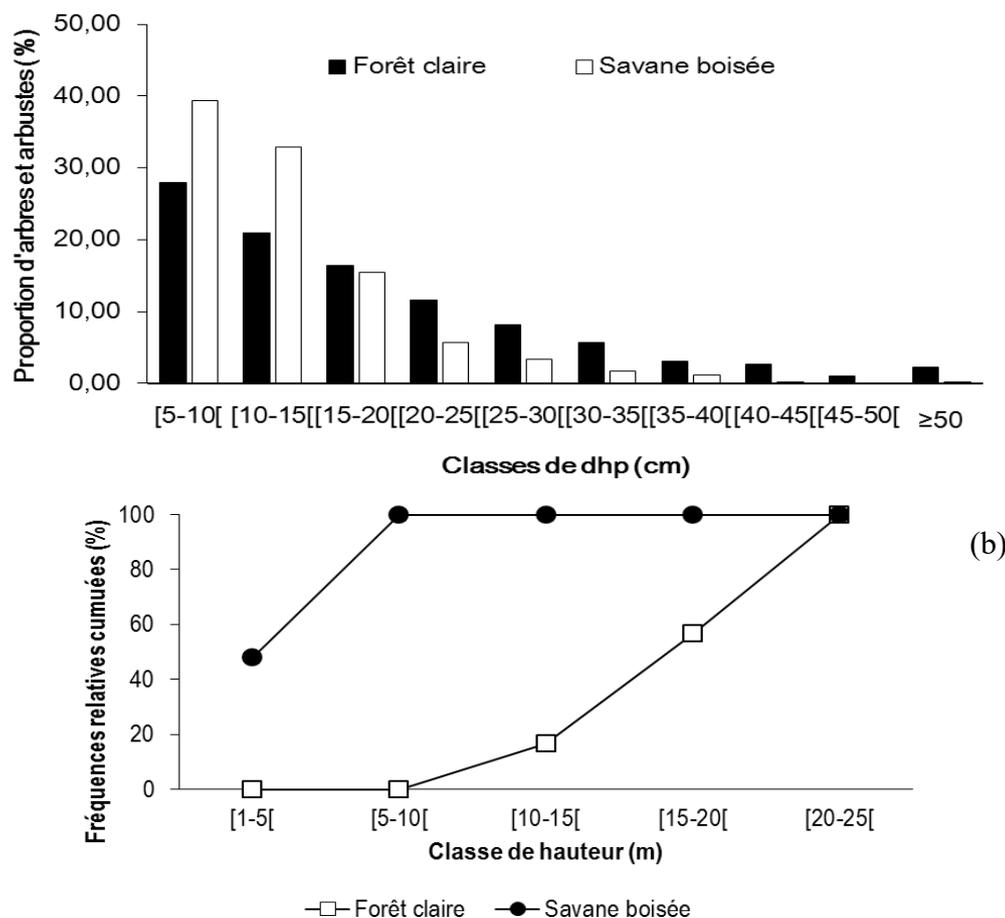


Figure 3. Structure de diamètre (a) et de hauteur (b) d'arbres et arbustes du paysage étudié.

La différence en abondance de tiges entre les deux écosystèmes s'observe nettement à partir des arbres ayant un diamètre supérieur ou égal à 15 cm. La densité de peuplement est nettement plus élevée en forêt claire (350 arbres) qu'en savane boisée (187 arbres ; $t=6$; $p<0,001$). En effet, sur la même surface, il y a près du double d'arbres et arbustes en forêt claire comparativement à la savane boisée. Enfin, l'analyse des fréquences cumulées de hauteur d'arbres et arbustes révèle qu'il y a davantage de petits arbres et arbustes en savane boisée, comparativement à la forêt claire ; ce qui pourrait suggérer une meilleure régénération en savane qu'en forêt claire (Figure 3). Par ailleurs, la structure de hauteur des deux types d'écosystèmes dénote une tendance à deux strates au niveau de la forêt claire, à savoir une strate supérieure composée d'arbres ayant une hauteur totale plus de 10 m, et une strate moyenne de 5 à 10 m de hauteur. Par contre, la savane boisée serait constituée seulement d'une seule strate, avec la quasi-totalité d'arbres ne dépassant pas la hauteur de 10 m.

Les inventaires forestiers effectués dans les deux écosystèmes ont permis de recenser 931 individus dont 610 en forêt claire et 321 en savane boisée répartis en 55 espèces appartenant à 23 familles botaniques (Tableau 3).

Tableau 3. Liste des espèces végétales enregistrées dans les deux écosystèmes du paysage étudié en zone périurbaine de la ville de Lubumbashi. La présence de l'espèce dans l'écosystème considéré est indiquée par « x ». FC : Forêt claire de miombo ; SB : Savane boisée.

N°	Espèce	Famille	FC	SB
1	<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W.F. Wight	Fabaceae	x	x
2	<i>Albizia antunesiana</i> Harms	Fabaceae	x	x
3	<i>Albizia versicolor</i> Oliv.	Fabaceae	x	x
4	<i>Anisophyllea boehmii</i> Engl.	Anisophylleaceae	x	x
5	<i>Anona senegalensis</i> Pers.	Annonaceae	x	
6	<i>Baphia bequaerti</i> De Wild.	Fabaceae	x	x
7	<i>Bobgounia madagascariensis</i> (Desv.) J.H.Kirkbr. & Wiersema	Fabaceae	x	x
8	<i>Brachystegia boehmii</i> Taub. var. <i>katangensis</i> (De Wild.) Hoyle	Fabaceae	x	x
9	<i>Brachystegia longiflora</i> Benth.	Fabaceae	x	
10	<i>Brachystegia microphylla</i> Harms	Fabaceae	x	
11	<i>Brachystegia spiciformis</i> Benth.	Fabaceae	x	x
12	<i>Brachystegia taxifolia</i> Harms	Fabaceae	x	
13	<i>Brachystegia wangermeeana</i> De Wild.	Fabaceae	x	x
14	<i>Combretum acutifolium</i> Exell	Combretaceae	x	x
15	<i>Combretum collinum</i> Fresen.	Combretaceae	x	x
16	<i>Combretum molle</i> R.Br. ex G.Don	Combretaceae	x	
17	<i>Dalbergia boehmii</i> Taub.	Fabaceae	x	x
18	<i>Diplorhynchus condylocarpon</i> (Müll.Arg.) Pichon	Apocynaceae	x	x
19	<i>Ekebergia benguelensis</i> Welw. ex DC.	Meliaceae	x	x
20	<i>Erythrophleum africanum</i> (Welw.) Harms	Fabaceae	x	x
21	<i>Ficus brachylepsis</i> Welw. ex Hiern	Moraceae		x
22	<i>Ficus capensis</i> Thunb.	Moraceae		x
23	<i>Ficus sycomorus</i> L.	Moraceae		x
24	<i>Faurea saligna</i> Hochst. ex A.Rich	Proteaceae	X	
25	<i>Garcinia huillensis</i> Welw.	Clusiaceae	X	
26	<i>Harungana madagascariensis</i> Lam. ex Poir.	Hypericaceae		x
27	<i>Hymenocardia acida</i> Tul.	Euphorbiaceae	X	x
28	<i>Julbernardia globiflora</i> (Benth.) Troupin	Fabaceae	X	
29	<i>Julbernardia paniculata</i> (Benth.) Troupin	Fabaceae	X	x
30	<i>Lannea discolor</i> (Sond.) Engl.	Anacardiaceae		x
31	<i>Markhamia obtusifolia</i> (Bak.) Sprague	Bignoniaceae	X	x
32	<i>Marquesia macroura</i> Gilg	Dipterocarpaceae	X	x
33	<i>Monotes katangensis</i> De Wild.	Dipterocarpaceae	X	x
34	<i>Ochna schweinfurthiana</i> F.Hoffm	Ochnaceae	X	x
35	<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Chrysobalanaceae	X	x
36	<i>Pericopsis angolensis</i> (Harms) Van Meeuw.	Fabaceae	X	x
37	<i>Philocosmos lemaireanus</i> (De Wild. & T.Durand) T. Durand & H.Durand	Linaceae	X	x
38	<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i> Pax var. <i>glabra</i>	Euphorbiaceae	X	x
39	<i>Psrospermum febriligum</i> Spach.	Hypericaceae		x

40	<i>Pterocarpus angolensis</i> DC.	Fabaceae	X	x
41	<i>Ricinodendron rautanenii</i> Schinz	Euphorbiaceae		x
42	<i>Securidaca longipendunculata</i> Fresen.	Polygalaceae	X	
43	<i>Strychnos cocculioides</i> Bak.	Loganiaceae	X	x
44	<i>Strychnos donnaiensis</i> Pierre ex Dop	Loganiaceae	X	
45	<i>Strychnos malaccensis</i> Benth.	Loganiaceae	X	x
46	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae	X	x
47	<i>Syzigium guineense</i> (Willd.) DC. subsp. <i>macrocarpon</i> (Engl.) F.White	Myrtaceae	X	x
48	<i>Uapaca kirkiana</i> Müll. Arg	Euphorbiaceae	X	x
49	<i>Uapaca nitida</i> Müll.Arg. var. <i>nitida</i>	Euphorbiaceae		x
50	<i>Uapaca sensibarika</i> Pax	Euphorbiaceae	X	
51	<i>Uvariastrum hexaloboides</i> (R.E.Fries) R.E.Fries	Annonaceae	X	x
52	<i>Vitex fischeri</i> Gürke	Verbenaceae	X	x
53	<i>Vitex madiensis</i> Oliv.	Verbenaceae	X	x
54	<i>Vitex mombassae</i> Vatke	Verbenaceae		x
55	<i>Inconnu</i>		X	

Sur les 55 espèces, 46 ont été enregistrées en forêt claire et 42 en savane boisée. Il y a 37 genres sur l'ensemble des types de végétation étudiés. Les individus les plus abondants appartiennent aux espèces *Diplorynchus condylocarpon* (Müll. Arg.) Pichon (10,9% dans la forêt claire et 13,3% en savane boisée) et *Baphia bequaertii* De Wild. (10% en forêt claire vs 8,6% en savane boisée). Avec 17 espèces, la famille des Fabaceae est la mieux représentée dans le paysage étudié. Six espèces appartiennent à la famille des Euphorbiaceae, quatre espèces appartiennent à la famille des Loganiaceae ; les familles des Combretaceae, Moraceae et Verbenaceae sont représentées par trois espèces chacune. Les dix-sept familles restantes sont représentées par une à deux espèces végétales. En outre, huit espèces d'arbres et arbustes rencontrées en forêt claire sont absentes dans la savane boisée et inversement.

L'analyse de la diversité végétale présente des valeurs d'indices de Shannon et d'équitabilité $\geq 0,84$ en forêt et en savane boisée. De telles valeurs indiquent que la diversité végétale est élevée sur ce site naturel. Il convient de noter tout de même que la forêt claire et la savane boisée présentent un taux de similarité floristique de 43,5%.

DISCUSSION

Analyse de la structure spatiale du paysage

La détermination du lien entre la configuration spatiale et les processus écologiques passe par la quantification de la structure spatiale des paysages à travers une série d'indices (BOGAERT & MAHAMANE, 2005), justifiant le choix porté sur le nombre, l'aire et la dominance dans la présente étude. Ces indices sont largement utilisés pour apprécier l'impact anthropique sur la morphologie des paysages (MCGARIGAL & CUSHMAN, 2002). Les résultats montrent un nombre élevé de petites taches dans le paysage, avec dominance d'une tache unique pour les deux écosystèmes étudiés. Le monastère de Kiswishi subit des activités anthropiques à moindre échelle, mais qui pourraient prendre une ampleur considérable dans le temps étant donné le contexte de croissance démographique rapide que connaît la ville. La relative stabilité dudit site reste constamment menacée en raison de la présence des différents villages et camps militaires à proximité (cas des villages Kawama à l'Ouest et Kimbembe à l'Est), le feu de brousse et la pression de la croissance urbaine de Lubumbashi qui se caractérisent déjà par une quasi-absence d'espaces verts dans la zone urbaine (USENI et al., 2017a). MUNYEMBA & BOGAERT (2014) reconnaissent que la ville de Lubumbashi constitue un noyau de dégradation à partir duquel les activités anthropiques se diffusent suivant un système linéaire à proximité des voies de communications, à côté desquelles est malheureusement situé le monastère de Kiswishi.

Diversité végétale et analyse sylvicole

Cette étude a enregistré 55 espèces d'arbres et arbustes. La diversité spécifique relativement forte a déjà été signalée par MALAISSE (2010) dans sa contribution à l'étude de l'écosystème forêt claire autour de Lubumbashi. La plupart des espèces présentes en forêt et absentes en savane boisée auraient été coupées dans cette dernière car prisées pour leur bonne capacité calorifique et donc meilleures pour la fabrication du charbon de bois (BARIMA et al., 2011). Les espèces présentes en savane boisée et absentes en forêt sont essentiellement des arbustes qui ne supportent pas la présence d'une strate supérieure pour leur croissance, alors que d'autres

sont des arbres dotés d'une faible capacité calorifique (MALAISSE, 2010). Par ailleurs, la forêt enregistre une richesse spécifique élevée par rapport à la savane boisée car elle serait relativement peu malmenée par les activités anthropiques. Si bien que la famille des *Apocynaceae* arrivent particulièrement en tête de prépondérance d'individus dans les communautés de Kiswishi, les espèces d'arbres appartenant à la famille des *Fabaceae* demeurent dominantes ainsi que le suggère MALAISSE (2010). Il existe des espèces les plus représentées en termes d'individus, c'est notamment *D. condylocarpon* dans le cadre de la présente étude. Ceci est dû au fait que *D. condylocarpon* est une espèce reconnue comme tolérante ou semi-tolérante au feu et dont la présence résulte de sa capacité à résister aux facteurs de dégradation (MALAISSE, 2010). La répartition déséquilibrée d'individus au sein des familles dénote d'une variabilité au sein des écosystèmes de miombo, en sorte que les arbres appartenant aux *Fabaceae* sont de plus en plus prisés en raison de leur qualité (bois d'œuvre, ébénisterie, etc.) (BARIMA et al., 2011). En effet, il est reconnu que des espèces présentant un bon rendement calorifique comme *Brachystegia boehmii*, *Brachystegia spiciformis* et *Pterocarpus angolensis* sont plus prisées et par conséquent le nombre d'individus qui forment leurs communautés diminuent drastiquement dans les environs de Lubumbashi (HICK et al., 2018). TSHIBUNGU (2012) affirme que, contrairement à la typologie constitutionnelle du *miombo* marquée par les espèces des genres *Brachystegia*, *Julbernardia* et/ou *Isoberlinia*, les sites de forêt claire autour de Lubumbashi sont généralement dominés par les genres *Baphia*, *Diplorynchus*, *Hymenocardia*, *Syzygium*, *Anisophyllea* et *Pericopsis*.



Photos 2. Feu de brousse (en haut) et coupe de bois pour la carbonisation (en bas)

dans la savane boisée de Kiswishi (© H. KHOJI MUTEYA)..

Appuyant les conclusions de TSHIBUNGU (2012) sur la végétation arborée et arbustive de la région d'étude généralement caractérisée par une structure innéquienne où l'on observe un recrutement important en juvéniles, nos résultats d'analyse sylvicole montrent la même situation dans les deux écosystèmes étudiés au monastère de Kiswishi. Toutefois, la présence d'un grand nombre d'individus à faible et diamètre intermédiaire de tiges est plus remarquée en savane boisée qu'en forêt claire. La dominance d'arbres et arbustes de faible diamètre en savane boisée pourrait être interprétée comme une résultante de l'anthropisation des écosystèmes forestiers qui dominaient jadis ce paysage (MALAISSE, 2010). Cette tendance provoquée par les activités à l'instar du feu de brousse et de la carbonisation, comme sous-produit de l'aménagement des terres à des fins agricoles ou spécialement pour la production du charbon de bois (Photos 2), serait révélateur d'une dégradation. Etant donné qu'il n'existe pas de barrière étanche au sein du paysage étudié, les peuplements ligneux qui s'y trouvent seraient aussi parcourus fréquemment par les feux de brousse (TSHIBUNGU, 2012). Il est reconnu que les perturbations anthropiques influent sur les caractéristiques des arbres, la surface terrière, la densité des arbres et les arbustes entre autres (RAKOTONDRA SOA et al., 2013). La valeur de surface terrière des peuplements végétaux autour de Lubumbashi est relativement supérieure à celle qui a été observée au village Ihombe en Tanzanie. BACKEUS et al. (2006) y ont rapporté une surface terrière pouvant atteindre jusqu'à 3,9 m²/ha, qu'on associe à l'exploitation récente de bois et à la non protection des sites.

L'expansion de la ville de Lubumbashi est une menace pesant sur les mesures de protection du site étudié. En effet, la ville est un centre d'activités diverses et grandes demandeuses en produits de consommation et en espace. Plus sa population devient importante, plus la demande en espace et en subsistance devient forte au détriment des ressources naturelles environnantes (BAMBA et al., 2010 ; USENI et al., 2017b ; HAVYARIMANA et al., 2017). Pour cette raison, les forêts protégées périurbaines, à l'instar du paysage que nous avons étudié, sont les plus exposées du fait de leur proximité avec les villes (ANDON et al., 2018). Une autre menace sur le site étudié est la présence des plantations d'espèces exotiques en bordure de la concession, notamment *Eucalyptus camaldulensis* (Dehnh) (Photo 3). D'une part, la plantation d'Eucalyptus pourrait entraîner une compétition avec les espèces indigènes menant à leur disparition (MORENO-MATEOS et al., 2012). D'autre part, les espèces introduites ont la capacité de changer les micro-habitats y compris la qualité du sol, ce qui peut défavoriser les espèces endémiques (KULL et al., 2005 ; LAMB et al., 2005).



Photo 3. Pieds d'Eucalyptus en bordure de Kiswishi et qui pourraient entraîner une compétition avec les espèces indigènes menant à leur disparition (© Y. USENI SIKUZANI).

Au regard de ce qui précède, l'approche paysagère et l'analyse floristique montrent une faible anthropisation du site tout en ne distinguant pas les écosystèmes (excepté l'indice de similarité floristique), tandis que l'approche sylvicole confirme la faible anthropisation de la forêt claire et une nette dégradation de la

savane boisée. Cela est appuyé par l'indice de Jaccard qui atteste une similarité relativement faible entre les deux écosystèmes étudiés. Cette différence pourrait être expliquée par le fait que l'analyse paysagère a été basée sur la réflectance des objets identifiés sur les images satellitaires et que les indices de diversité végétale donnent une idée sur la richesse et l'abondance relative des espèces (AGBANI et al., 2018). Par contre, l'approche sylvicole qui a pris en compte le diamètre, la hauteur, la surface terrière ainsi que la densité de peuplement, a permis de révéler que les valeurs sont nettement supérieures en forêt claire qu'en savane boisée. Cette approche donne par conséquent une distinction entre les écosystèmes étudiés (RAKOTONDRASOA et al., 2013).

Pour une bonne gestion du site afin de pérenniser l'équilibre écologique, des mesures d'aménagement s'avèrent importantes, autrement d'importantes surfaces de forêts risqueraient d'être envahies par les activités anthropiques (BALOLE et al., 2015). Cette étude constitue ainsi un signal d'alarme pour les propriétaires du site d'une part et d'autre part pour les décideurs et aménagistes qui devraient affecter rationnellement les différentes utilisations du sol sur la ressource « espace géographique » qui demeure limitée (BOGAERT et al., 2015).

CONCLUSION

Le présent travail avait pour objectif de caractériser les peuplements ligneux de la végétation du monastère de Kiswishi par une approche paysagère, par l'analyse floristique et sylvicole. Ce site, supposé protégé et constituant une zone tampon entre la ville et sa zone rurale, est constamment menacé par la périurbanisation que connaît la ville de Lubumbashi, ainsi que l'agriculture et la production de charbon de bois dans les villages adjacents. Les résultats obtenus sur l'approche paysagère montrent que la forêt claire constitue la matrice du paysage étudié. Les indices de structure spatiale calculés pour les deux écosystèmes végétalisés révèlent une activité anthropique moins importante à l'échelle du paysage étudié. L'analyse floristique atteste, bien que les deux écosystèmes soient très diversifiés, une similarité floristique faible entre la forêt claire et la savane boisée. Enfin, l'analyse sylvicole confirme les tendances susmentionnées d'autant plus que seule la forêt claire semble relativement équilibrée au regard de la structure de son peuplement, comparativement à la savane boisée. Les trois approches utilisées ont permis de mettre en évidence la situation générale de la végétation du monastère de Kiswishi dont la différence entre les écosystèmes a été plus élucidée par l'approche sylvicole. Un renforcement des mesures de protection est important pour pallier aux menaces qui pèsent sur le paysage étudié.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AGBANI, O.P., AMAGNIDE, A., GOUSSANOU, C., AZIHOU, F., SINSIN, B., 2018. Structure des peuplements ligneux des formations végétales de la forêt sacrée de Nassou en zone soudanienne du Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **12**(6): 2519-2534.
- ANDON, N.S., KONAN, K.H., ALLA, D.A., DJAH, A.G., 2018. Etat des lieux d'une forêt protégée périurbaine en région de savane de 1998 à 2018 : cas de la forêt classée du Mont Korogho au Nord de la Côte d'Ivoire. *Lonniya*, **5**(1) : 221-247
- ANGEL, S., PARENT, J., CIVCO, D.L., BLEI, A.M., 2011. Atlas of Urban Expansion. Lincoln Institute of Land Policy, Cambridge Massachuset.
- BACKÉUS, I., PETTERSSON, B., STRÖMQUIST, L., RUFFO, C., 2006. Tree communities and structural dynamics in *Miombo* (*Brachystegia-Julbernadia*) woodland, Tanzania. *Forest Ecology and Management*, **230**: 171-178.
- BALOLE, E., OUEDRAOGO, F., MICHEL, B., CHOUAMO, I.R.T., 2015. Croissance démographique et pressions sur les ressources naturelles du Parc National des Virunga. In BOGAERT J., HALLEUX J.M. (Eds). *Territoires périurbains : Développement, enjeux et perspectives dans les pays du Sud*, Gembloux, Belgique : Les presses agronomiques de Gembloux, pp 85-94.
- BAMBA, I., YEDMEL, M.S., BOGAERT, J., 2010. Effets des routes et des villes sur les forêts denses dans la province orientale de la République Démocratique du Congo. *European Journal of Scientific Research*, **43**(3) :417-419.
- BOGAERT, J., MAHAMANE, A., 2005. Ecologie du paysage : cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin*, **1**(7): 39-68.
- BOGAERT, J., FARINA, A., CEULEMANS, R., 2005. Entropy increase of fragmented habitats: A sign of human impact? *Ecological Indicators*, **5**(3): 207-212.
- BOGAERT, J., BAMBA, I., KABULU, J.P., KOFFI, K.J., DE CANNIERE, C., VISSER, M., SIBOMANA, S., 2008. Fragmentation of forest landscapes in central Africa : causes, consequences and management. In LAFORTEZZA, R., CHEN, R., SANESI, G., CROW, Th.R. (Eds). *Patterns and processes in forest landscapes: multiple use and sustainable management*. Verlag, New York: Springer, pp 67-87.

- 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*. Dordrecht, The Netherlands: Springer, pp 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*, Gembloux, Belgique : Les presses agronomiques de Gembloux, pp 63-74.
- CABALA, K.S., 2012. Dynamique spatiotemporelle de la forêt claire dans la plaine de Lubumbashi. Mémoire de DEA, Université de Lubumbashi (RD Congo).
- COSTANZA, R., DE GROOT, R., SUTTON, P., VAN DER PLOEG, S., ANDERSON, S.J., KUBISZEWSKI, I., FARBER, S., TURNER, R.K., 2014. Change in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, **26**: 152-158.
- DEFOURNY, J.P., DELHAGE, C., KIBAMBE, J.P., 2011. Analyse quantitative des causes de la déforestation et de la dégradation des forêts en République démocratique du Congo. Rapport. FAO, Kinshasa, République Démocratique du Congo.
- EGOROV, A.V., HANSEN, M.C., ROY, D.P., KOMMAREDDY, A., POTAPOV, P.V., 2015. Image interpretation-guided supervised classification using nested segmentation. *Remote Sensing of Environment*, **165**: 135-147.
- GILLET, P., VERMEULEN, C., FEINTRENIE, L., DESSARD, H., GARCIA, C., 2016. 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) : 1983-194.
- GROUPE HUIT, 2009. Elaboration du plan urbain de référence de Lubumbashi. Rapport final, Kinshasa (RD Congo).
- HAVYARIMANA, F., BIGENAKO, M.J., MASHARABU, T., BANGIRINAMA, F., LEJOLY, J., BARIMA, Y.S.S., DE CANNIERE, C., BOGAERT, J., 2013. Diversité et distribution d'abondances des plantes d'un écosystème protégé dans un paysage anthropisé: cas de la Réserve Naturelle Forestière de Bururi, Burundi. *Tropicultura*, **31**(1): 28-35.
- HAVYARIMANA, F., MASHARABU, T., KOUAO, J.K., BAMBA, I., NDUWARUGIRA, D., BIGENAKO, M.J., HAKIZIMANA, P., MAMA, A., BANGIRINAMA, F., BANYANKIMBONA, G., BOGAERT, J., DE CANNIERE, C., 2017. La dynamique spatiale de la forêt située dans la réserve naturelle forestière de Bururi au Burundi. *Tropicultura*, **35**(3): 158-172.
- HICK, A., MAUD, H., TSHIBUNGU, N.A., MAHY, G., 2018. La place de l'arbre dans les systèmes agricoles par les populations locales. In MAHY, G., COLINET, G., BOGAERT, J. (Eds.). *Anthropisation des paysages katangais*, Les Presses Universitaires de Liège, Belgique, pp 111-123.
- KALOMBO, K.D., 2016. Evaluation des éléments du climat en R.D.C. Editions Universitaires Européennes : Saarbrücken (Allemagne).
- KOUAGOU, M., AHOANDJINO, E.B.O., BIAOU, S.S.H., KEITA, N.T., NATTA, K.A., 2018. Impact of fragmentation on tree diversity, density and structure of *Pentadesma butyracea* Sabine Clusiaceae population in Benin (West-Africa). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **12**(5): 1965-1975.
- KULL, C.A., RATSIRARSON, J., RANDRIAMBOAVONJY, G., 2005. Les forêts de tapia des Hautes Terres Malgaches. *Terre-mg.*, **24** (2), 22-58.
- LAMB, D., ERSKINE, P.D., PARROTTA, J.A., 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, **310**: 1628-1632.
- LEBRUN, J.P., STORK, A.L., (1991–2015). Enumération des plantes à fleurs d'Afrique tropicale et Tropical African Flowering Plants: Ecology and Distribution (Vol. 1–7). Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève.
- MALAISSÉ, F., 1982. Comparison of the woody structure on a regressive Zambeziian succession : dry evergreen forest – open forest – wooded savanna (Luiswishi, Shaba, Zaire). *Geo-Eco-Trop*, **6**(4): 309-350.
- MALAISSÉ, F., 1984. Structure d'une forêt dense sèche zambézienne des environs de Lubumbashi (Zaire). *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.*, **117**: 428-458.
- MALAISSÉ, F., 2010. How to Live and Survive in Zambeziian Open Forest (Miombo Ecoregion). Les Presses Agronomiques de Gembloux : Gembloux (Belgium).
- MASHARABU, T., BIGENAKO, M.J., LEJOLY, J., NKEGURUTSE, J., NORET, N., BIZURU, E., BOGAERT, J., 2010. Etude analytique de la flore et de la végétation du Parc National de la Ruvubu, Burundi. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **4**(4): 834-856.
- McGARIGAL, K., CUSHMAN, S.A., 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Application*, **12**: 335-345.

- MEERTS, P., 2016. An annotated checklist to the trees and shrubs of the Upper Katanga (D.R. Congo). *Phytotaxa*, **258** (3) : 201–250.
- MORENO-MATEOS, D., POWER, M.E., COMÍN, F.A., YOCKTENG, R., 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *Plos Biology*, **10**(1): 1-8.
- MUNYEMBA, K.F., BOGAERT, J., 2014. Anthropisation et dynamique de l'occupation du sol dans la région de Lubumbashi de 1956 à 2009. *E-revue UNILU*, **1**(1): 3-23.
- NATIONS – UNIES, 2014. The world urbanization prospect. Department of Economic and Social affairs.
- NDONG, T.A., NDIAYE, O., SAGNA, B.M., DIALLO, A., GALOP, D., GUISSSE, A., 2015. Caractérisation de la végétation ligneuse sahélienne du Sénégal : cas du Ferlo. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **9**(6): 2582-2594.
- OUSSEINA, S., FORTINA, R., MARICHATOU, H., YENIKOYE, A., 2015. Diversité, structure et régénération de la végétation ligneuse de la Station Sahélienne Expérimentale de Toukounous, Niger. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **9**(2): 910-926.
- 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.
- RAKOTONDRA SOA, O.L., MALAISSE, F., RAJOELISON, G.L., GAYE, J., RAZAFIMANANTSOA, T.M., RABEARISOA, M.R., RAMAMONJISOA, B.S., RAMINOSO, N., VERHEGGEN, F., PONCELET, M., HAUBRUGE, E., BOGAERT, J., 2013. Identification des indicateurs de dégradation de la forêt de tapia (*Uapaca bojeri*) par une analyse sylvicole. *Tropicicultura* **31**(1) : 10–19.
- THAPA, B.R., MURAYAMA, Y., 2009. Urban mapping, accuracy, & image classification : a comparison of multiple approaches in Tskuba city, Japan. *Applied Geography*, **29**(1): 135-144.
- TSHIBUNGU, N.A., 2012. Organisation structurale de la forêt claire de *Miombo* dans la zone périurbaine de Lubumbashi (R.D. Congo). Mémoire de DEA, Université de Lubumbashi (RD Congo).
- USENI, S.Y., MALAISSE, F., CABALA, K.S., KALUMBA, M.A., AMISI, M.Y., NKUKU KC, BOGAERT J, MUNYEMBA KF, 2019. Tree diversity and structure on green space of urban and peri-urban zones: The case of Lubumbashi City in the Democratic Republic of Congo. *Urban Forestry & Urban Greening*, **41**: 67–74.
- USENI, S.Y., ANDRÉ, M., MAHY, G., CABALA, K.S., MALAISSE, F., MUNYEMBA, K.F., BOGAERT, J., 2018. Interprétation paysagère du processus d'urbanisation à Lubumbashi (RD Congo) : dynamique structurale 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 (Belgique), pp 281-296.
- USENI, S.Y., CABALA, K.S., NKUKU, K.C., AMISI, M.Y., MALAISSE, F., BOGAERT J., MUNYEMBA, K.F., 2017a. 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). *Tropicicultura*, **35**(4): 300-311.
- USENI, S.Y., MALAISSE, F., CABALA, K.S., MUNYEMBA, K.F., BOGAERT, J., 2017b. Le rayon de déforestation autour de la ville de Lubumbashi (Haut Katanga, R.D. Congo) : synthèse. *Tropicicultura*, **35**(3) :315-221.
- VRANKEN, I., KABULU, D.J-P., MUNYEMBA, K.F., MAMA, A., IYONGO WAYA MONGO, L., BAMBA, I., LAGHMOUCH, M., BOGAERT, J., 2011. Ecological impact of habitat loss on African landscapes and diversity. In DANIELS J.A. (Ed). *Advances in environmental research*, Nova Science Publishers, Hauppauge, **14**: pp 365-388.
- ZHANG, D., ZHENG, H., HE, X., REN, Z., ZHAI, C., YU, X., MAO, Z., WANG, P., 2016. Effects of forest type and urbanization on species composition and diversity of urban forest in Changchun, Northeast China. *Urban Ecosystems*, **19**: 455 – 473.

