

Anthropisation et dynamique spatiotemporelle de l'occupation du sol dans la région de Lubumbashi entre 1956 et 2009

Munyemba Kankumbi François^{1*} et Jan Bogaert²

¹ *Ecologie, Restauration Ecologique et Paysage, Faculté des Sciences Agronomiques, Université de Lubumbashi, 2 route Kasapa, BP 1825 Lubumbashi, RD Congo.*

² *Biodiversité et paysage, Université de Liège Gembloux Agro-Bio Tech, Passage des Déportés 2-5030 Gembloux-Belgique.*

*auteur correspondant : munyembaf@yahoo.fr

Résumé. L'anthropisation et la dynamique spatiotemporelle de l'occupation du sol ont été étudiées dans la région de Lubumbashi en R.D. Congo. Lubumbashi est une ville de l'arc cuprifère katangais bâtie pour y implanter une raffinerie de cuivre au début du 20^{ème} siècle. La population a afflué de partout et son environnement autrefois occupé par la forêt claire majoritaire, a connu des profondes mutations. Au fil du temps, la dynamique de conversion dominante y serait devenue la savanisation. Une carte d'occupation du sol de 1956 et deux classifications d'images satellitaires de type Landsat T.M. (1984 et 2009) complétées de vérification et de validation ont été intégrées et superposées dans un système d'information géographique. La dynamique a été déterminée à partir des matrices de transition et des processus de transformation. Il ressort des résultats obtenus que la forêt claire a occupé 85 % du territoire en 1956, 20 % en 1984 et 12 % en 2009 pour un taux de régression de 76,47 % entre 1956 et 1984, 40,26 % entre 1984 et 2009. La fragmentation est le processus de transformation dominant en forêt claire pour la période de 1956 à 1984. Entre 1984 à 2009, c'est devenu la dissection. De 1956 à 2009, la savanisation s'avère être la dynamique de conversion dominante pour toutes les deux périodes. La forêt claire, seule classe naturelle, s'avère être la principale pourvoyeuse d'espace pour les autres classes anthropiques. Plusieurs causes de changement peuvent être retenues: la démographique galopante, l'urbanisation, les activités minières et agricoles. Des politiques de développement durable axées sur l'urbanisation et la conservation de la forêt claire doivent être initiées en vue d'inverser les tendances en cours.

Mots clés. Région de Lubumbashi, Landsat, classification, savanisation, processus de transformation.

Abstract. Antrhopization and spatio-temporal dynamic of land cover in the region of Lubumbashi between 1956 and 2009. This study aimed to investigate the effect of human impact and the landscape dynamics in Lubumbashi zone Democratic Republic of Congo. This zone has been a place of intensive mining copper and cobalt metallurgic industry from the colonial period 20 century. This depends on socioeconomic importance of the city which attracts people. An increased anthropogenic pressure on woodland natural resources was observed. A profound change of land cover would have become visible. A map of 1956 and two satellites images of Landsat type TM 1984 and 2009 with verification through field visits and validation were used by a diachronic analysis geographic information system. Landscape dynamics was quantified based on the transition matrix and the spatial processes of land transformation. The results show that in 1956, woodland covered 85 % of the study zone 20 % in 1984 and 12 % in 2009, having receded by 76,47 % during 1956 and 40,26 % from 1984 to 2009. Fragmentation is the dominating spatial process of woodland transformation form 1956 to 1984, and dissection from 1984 to 2009. The spatial dynamics reveal a process in which patches of savannah become established principally and encroach upon woodland class. Woodland the only natural class is more severely affected by habitat loss in aid of other anthropics classes. Several causes of changes can be retained: demographic pressure, urbanisation, unsustainable agricultural practices and mining activities. Sustained policies of durable development regarding urbanisation and woodland conservation must be initiated in order to reverse theses current tendencies.

Key words. Region of Lubumbashi, Landsat, classification, savanization, process of transformation.

1. Introduction

Plusieurs études cartographiques avaient été effectuées dans la région d'Elisabethville. Selon Schmitz (1971), l'étude de la végétation autour d'Elisabethville s'imposait car la région était une des plus importantes

du point de vue économique de l'Afrique Centrale. Capitale du cuivre, la ville de Lubumbashi était importante sur le plan économique jusqu'à ce jour. A l'intérieur et autour de la ville, les activités minières se sont développées sur plusieurs sites sous forme des mines à ciel ouvert (Rwashi, Etoile, Kalabi, Nyamumenda, Lupoto, Kasombo et Lwisishi...), des activités métallurgiques (Usines de la Gécamines Lubumbashi, Société de Traitement des Terrils, ...). Plusieurs autres métallurgies ont proliféré après la chute de la Gécamines, la privatisation d'une grande partie de sa concession minière et la libéralisation de l'exploitation minière artisanale en République Démocratique du Congo. En Zambie, Perera (1981) a signalé les conséquences de l'exploitation minière sur la qualité de l'environnement provoquant indirectement une perte de la biodiversité non négligeable par la pollution métallique des sols, des eaux de surface, de l'air et une augmentation de la population humaine provoquant l'exploitation et la destruction des écosystèmes présents dans la région. La ville de Lubumbashi s'était installée autour de son usine métallurgique et la population qui commençait à affluer (Leblanc et Malaisse, 1978) était évaluée à 16.180 habitants en 1923, 28.342 habitants en 1935, 60.915 habitants en 1944, 13.3017 habitants en 1954, 195.571 habitants en 1960, 318.000 habitants en 1970, 361.198 habitants en 1971, 389.012 habitants en 1972, 412.291 habitants en 1973, 441.151 habitants en 1974, 469.826 habitants en 1975 et 500.364 habitants en 1976. Selon Frauman (2004), Lubumbashi comptait 413.000 habitants en 1973 et 700.000 habitants en 1988. Récemment, la ville a compté 1.480.152 habitants en 2009 (INS, 2009).

Quelques informations disponibles sur la dynamique paysagère autour de Lubumbashi existent (Soyer et Wilmet, 1986; Frauman, 2004) et demeurent insuffisantes à cause des nombreuses mutations intervenues dans le temps et dans l'espace, à travers de la démographie galopante et l'intensification des activités minières. Actualiser cette dynamique en comblant certaines insuffisances devrait permettre la mise en place des politiques de gestion et de conservation durable à l'intérieur de la plaine de Lubumbashi en particulier et dans l'arc cuprifère Katangais en général compte tenu de l'importance de la sous-région sur le plan géologique (Gizenga, 2007) et botanique (Leteinturier, 2002). Les sites cuprifères du Katanga possèdent une flore très originale qui comprend plus de 600 espèces (Leteinturier, 2002) dont environ 40 seraient endémiques (Brooks & Malaisse, 1985). La destruction des habitats par la déforestation, l'agriculture, l'exploitation des ressources minières et l'urbanisation constitue la cause principale de perte de la biodiversité (Hughes et al., 1997; Wilson 1989). Les alentours de Lubumbashi ainsi que ceux d'autres agglomérations minières sont certainement soumis aux transformations paysagères profondes. L'étude a pour objectif une analyse diachronique de l'occupation du sol de 1956 à 2009 en passant par 1984 dans la plaine de Lubumbashi au moyen de la télédétection, du système d'informations géographiques et des principes d'écologie du paysage.

2. Matériels et Méthodes

La zone d'étude est localisée en R.D.Congo, autour de la ville de Lubumbashi dans le district du Haut-Katanga. Elle est délimitée entre 27°17'17" et 27°38'57" de longitude est et 11°29'35" et 11°49'31" de latitude sud sur une étendue de 1445,8 km² (Figure 1). Deux images Landsat TM (1984 et 2009) (Tableau 1) et une carte d'occupation du sol de 1956 autour de Lubumbashi (Munyemba, 2010) ont été intégrées dans une base des données à référence spatiale. Les logiciels suivants ont été utilisés: Arcview 3.2, ArcGIS 9.2, Idrisi 3.2 et Multi-Variate Statistique Package (M.V.S.P.). Les données fournies par les capteurs des satellites d'observation de la terre (Tableau 1) sont habituellement caractérisées par la résolution spatiale, la taille des pixels, la résolution spectrale, le nombre de canaux et leurs sensibilités spectrales respectives ainsi que par l'étendue de la zone couverte par une scène (Baudot, 1997).

La détection des changements à l'aide des données multibandes implique des traitements préliminaires, des classifications et des procédures spécifiques de types post-classification (Allum & Dreisinger, 1987; Hill & Strum, 1991; Jensen & al., 1995). La supposition fondamentale de l'utilisation de la télédétection spatiale pour la détection du changement se résume à ce que tout changement dans la couverture du sol résulte en un changement dans les valeurs spectrales (Azerzaq *et al.*, 1997).

La méthodologie comprend deux grandes parties (Figure 2): la première traite de l'analyse des images en trois phases dont premièrement la phase à deux étapes successives et deuxièmement, la phase de classification hybride des images satellitaires avec trois étapes successives et une troisième phase de postclassification avec trois étapes successives. La deuxième partie consiste en l'intégration de la carte

d'occupation du sol de 1956 (Munyemba, 2010) suivie de la mise en exergue du changement.

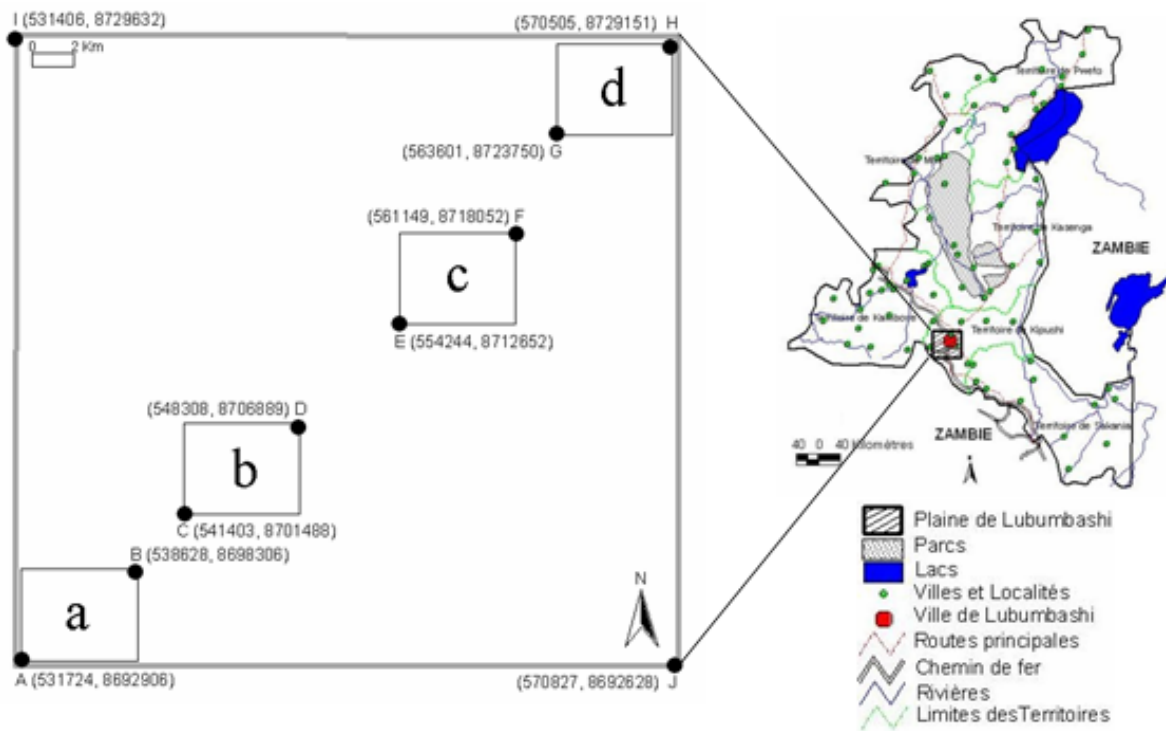


Figure 1. Situation administrative de la zone d'étude dans le district du Haut-Katanga, province du Katanga en R.D.Congo. Les carrés internes (a, b, c et d) représentent les sites délimités pour illustrer les processus de transformation au niveau du paysage.

Tableau 1. Caractéristiques des deux images Landsat TM (14/08/1984 et 16/06/2009). λ est la longueur d'onde.

Satellites et capteurs	Mission	λ	Résolution	Etendue de la scène	Dates de prise
Landsat 5 TM	1 - 7	0,45-0,52 μm	30 m	185 x 185 km ²	14 août 1984 et 16 juin 2009
		0,52-0,60 μm			
		0,63-0,69 μm			
		0,76-0,90 μm			
		1,55-1,75 μm	120 m		
		10,4-12,5 μm			
		2,08-2,35 μm			

Dans la première partie, la première étape de la première phase, les bandes en mode multispectral des deux images (Tableau 1) ont subi des corrections radiométriques (Song *et al.*, 2001) et géométriques (Mas, 2000). La précision géométrique du calage entre l'image de 2009 et celle de 1984 était inférieure à un pixel, le minimum requis pour une analyse des changements. La méthode du plus proche voisin (Jensen, 1986) a été retenue pour le rééchantillonnage des images. Les invariants radiométriques facilement repérables sur terrain ont été fixés sur les deux images et la technique développée par Hall *et al.* (1991) a été utilisée. Celle-ci vise à standardiser l'image antérieure de 1984 par rapport à l'image de référence de 2009 et à

compenser les erreurs de calibration du capteur ainsi que les effets des différences atmosphériques et d'illumination entre les images. Pour cela, plusieurs pixels ont été sélectionnés dans chacune des zones les plus sombres (voisines de zéro) et les plus brillantes (voisines de 255) dans l'image de référence et dans l'image à corriger. Ensuite, les bandes de chaque image ont été améliorées du point de vue des contrastes pour faciliter l'interprétation visuelle et la compréhension (Lillesand & Kiefer, 2000). A la deuxième étape de la première phase, la composition colorée a été élaborée en combinant trois bandes spectrales du vert, du rouge et du proche infra rouge. Cette composition a appuyé la distinction des types d'occupation du sol et des zones d'entraînement. La forte corrélation linéaire existante entre les canaux vert, rouge et infrarouge du capteur TM de Landsat (Royer et al., 1987) permet leur sélection car elles assurent une cohérence spectrale nécessaire à l'analyse multitemporelle des données satellitaires (Guerra et al., 1997).

La deuxième phase a consisté à la classification hybride (Milne et O'neil, 1990). A la première étape de cette phase, une classification non supervisée (Lee and Marsh, 1995) a été élaborée pour les deux images. A la deuxième étape de cette deuxième phase, les classes issues de la classification non supervisée ont été regroupées de manière objective par une analyse de regroupement. Six stratégies (nearest neighbor, farthest neighbor, unweighted centroid, unweighted pair group mean average, weighted pair group average, weighted centroid) ont été combinées aux 17 indices de similarité (Kovach, 2003). La stratégie UPGMA du coefficient de Pearson a été jugée favorable. Plusieurs dendrogrammes ont été examinés pour retenir le regroupement des signatures spectrales des classes proches des thèmes d'occupation du sol de 1956 dans la plaine de Lubumbashi (Sys et Schmitz, 1959): forêt claire, savanes boisées et arbustives, savane herbeuse, végétation marécageuse, sol nu, bâti, eau et terril. A la troisième étape de la deuxième phase, la classification supervisée est résumée en trois points: la numérisation des zones d'entraînement à partir de l'image de 2009, ces zones ont aussi servi à superviser la classification de l'image de 1984. Le seuil inférieur de la taille du site d'entraînement par thème a été retenu en multipliant le nombre de bandes spectrales par dix (Eastman, 2003). L'algorithme de l'analyse discriminante linéaire a été utilisé (Mas, 2000).

La troisième phase a été l'opération de post classification en trois étapes. Premièrement, le filtrage a servi de réduire certains détails. La comparaison de post classification (Weismiller et al., 1977) est la méthode la plus évidente qui compare deux images classées indépendamment. Deuxièmement dans cette troisième phase, le plan de sondage stratifié aléatoire par point a été appliqué pour obtenir les données de référence de terrain en 2009. Les paramètres utilisés ont été les classes d'occupation du sol, la proximité par rapport aux routes et l'accessibilité aux étendues plus ou moins homogènes (zones d'entraînement). Les travaux de terrain sont très indispensables pour confirmer, nuancer ou corriger les interprétations de télédétection (Karimoune et al., 1993). 166 coordonnées géographiques des sites repartis suivant un plan de sondage stratifié aléatoire ont été relevées avec les occupations des sols correspondantes par analyse systématique visuelle. A la troisième étape de la troisième phase, une matrice de confusion (Godard, 2005) a permis d'évaluer la classification de l'occupation du sol. L'intérêt de cette étape est de mesurer la qualité des classifications compte tenu des erreurs de diverses natures qui peuvent altérer les résultats (Campbell, 1987). En effet, Rosenfield et al. (1986) recommande l'utilisation du coefficient Kappa (Cohen, 1960; Congalton, 1991) en plus du calcul de la précision globale de la classification, de l'erreur d'omission et de l'erreur de confusion. L'accord est jugé bon si le coefficient Kappa est compris entre 61 % et 80 % (Landis et Koch, 1977). Si Kappa < 61 %, le choix des zones d'entraînement peut être recommencé. Dans l'équation (1), r est le nombre de rangées dans la matrice de confusion, n_i est le nombre d'observation dans la rangée i et la colonne i sur la diagonale, n_{i+} représente le total des observations dans la rangée i et n_{+i} est le total des observations dans la colonne i . N est le total des observations dans la matrice.

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \times x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \times x_{+i})}, \quad (1)$$

à partir de cette matrice, la précision globale de la classification est donnée par la moyenne des pourcentages des pixels correctement classés (*MPPCC*) dans l'équation (2).

$$MPPCC = \frac{\sum_{i=1}^r x_{ii}}{N} \times 100, \quad (2)$$

la précision de l'utilisateur $P_u(i)$ ou le taux de pixels bien classés de la classe i a été déterminée avec l'équation (3) ou x_{ii} est le nombre d'observation dans la rangée i et la colonne i sur la diagonale, et x_{1+} représente le total des observations dans la rangée i .

$$P_u(i) = \frac{x_{ii}}{x_{1+}} \times 100, \quad (3)$$

la précision du réalisateur $P_r(i)$ a été obtenue suivant l'équation (4). Une valeur élevée de $P_r(i)$ indique que la classe a été peu affectée par les échantillons des autres classes. A l'inverse, un taux faible indique que cette classe a souvent été choisie à la place d'autres classes.

$$P_r(i) = \frac{x_{ii}}{x_{+i}} \times 100, \quad (4)$$

Les caractéristiques spectrales des classes d'occupation du sol obtenues suite à la classification de l'image Landsat TM de 2009 ont été utilisées comme zone d'entraînement pour effectuer la classification supervisée de l'image Landsat TM de 1984.

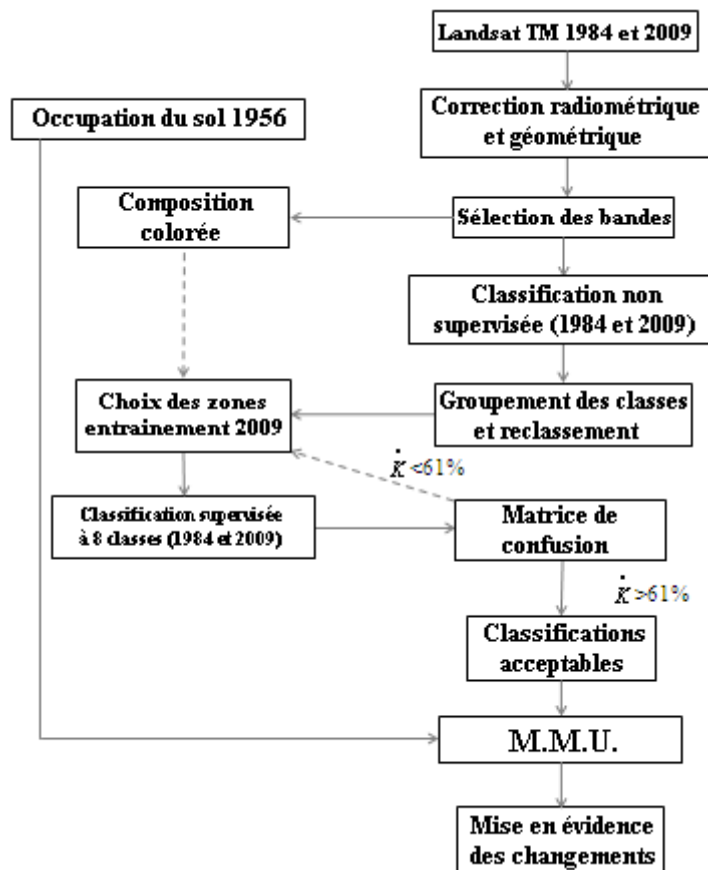


Figure 2. Schéma méthodologique synoptique de la classification des images satellitaires Landsat TM (1984 et 2009) et de l'intégration de la carte d'occupation du sol de 1956. Les flèches en traits interrompus symbolisent l'apport d'informations supplémentaires.

A la deuxième partie, la structure spatiale de chaque paysage (1956, 1984 et 2009) est caractérisée pour chaque classe d'occupation du sol par le nombre, l'aire et le périmètre des taches. La carte d'occupation du

sol de 1956 (Munyemba, 2010) est intégrée avec les produits de classification des images Landsat (Figure 2). La technique du Minimum Mapping Unit (M.M.U.) (Saura, 2002) a permis d'équilibrer les échelles (grains) au même diapason en utilisant l'extension «Dissolve by area» du logiciel Arcview 3.2. Ensuite, les trois cartes multidates apprêtées et comparables sont utilisées pour la mise en évidence des changements pour la première période de 1956 à 1984 et pour la deuxième période de 1984 à 2009. Pour déterminer le changement qui a eu lieu entre deux dates, le taux d'évolution (Te) a été obtenu suivant l'équation (5):

$$Te = \frac{a_f - a_i}{a_i}, \quad (5)$$

Où a_i est l'aire totale de la classe de l'année antérieure et a_f , l'aire totale de la même classe à l'année postérieure.

A partir des cartes prises deux à deux, les dynamiques de conversions qui ont eu lieu dans le paysage ont été déterminées. Cette démarche a été possible en trois phases: (1) la création des matrices de changement qui permettent de ne conserver que les types d'évolution plausibles selon les critères thématiques, la matrice de transition entre deux états est obtenue à partir des valeurs issues de la superposition des deux cartes au moyen de l'extension (Geoprocessing Wizard) d'un logiciel de Système d'Information Géographique (Arcview 3.2), (2) l'obtention des nouvelles cartes de synthèse dans lesquelles chaque polygone a une valeur qui correspond à un type de changement et (3) à partir des nouvelles cartes, il a été possible d'avoir une estimation des changements spatiaux.

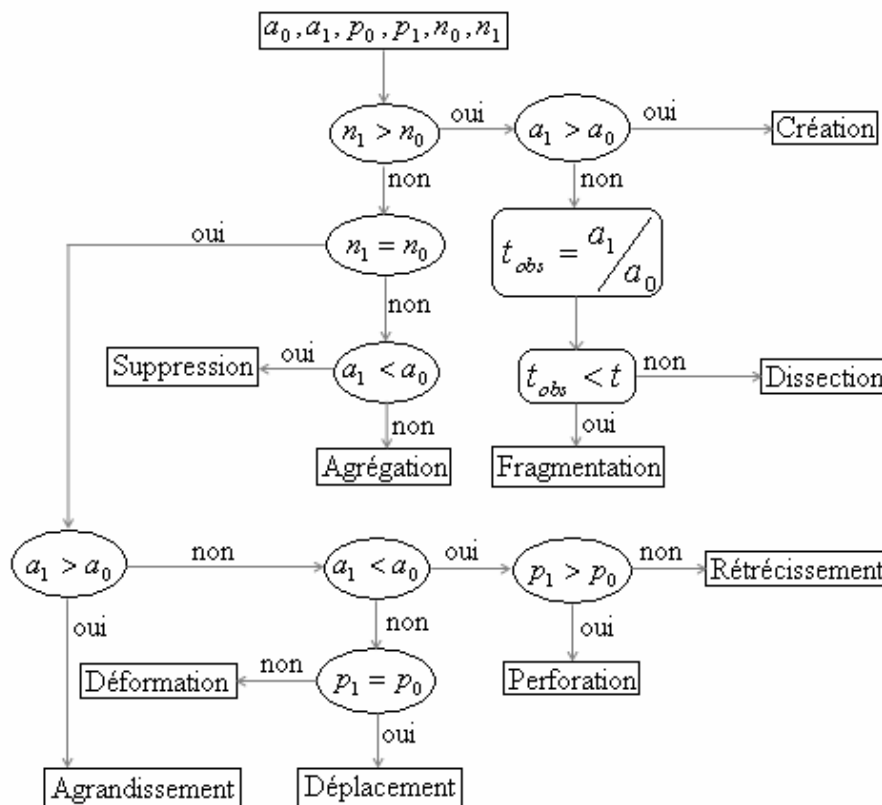


Figure 3. Schéma synoptique d'identification du processus de transformation spatiale. Modèle inspiré de l'arbre de Bogaert et al. (2004). n_{1956}, a_{1956} et p_{1956} ; n_{1984}, a_{1984} et p_{1984} ; n_{2009}, a_{2009} et p_{2009} sont respectivement le nombre (n), l'aire (a) et le périmètre (p) des taches en 1956, en 1984 et en 2009. Afin de faire une distinction entre les processus de fragmentation et de dissection, $t_{obs} = a_1/a_0$ est calculée et est comparée à une valeur prédéfinie de diminution d'aire de $t=0,5$ (Munyemba, 2010). Ainsi, le processus dominant est la fragmentation si $t_{obs} < t$ et dans le cas contraire le processus est la dissection.

Et enfin, à partir de l'aire, le nombre et le périmètre des classes, les processus de transformation spatiale ont été définis à l'aide de la typologie et de l'arbre de décision de Bogaert *et al.* (2004) basés sur les processus suivants (Figure 3): l'agrégation (fusion de taches), la suppression (disparition de taches), la création (formation de nouvelles taches), la déformation (changement de forme des taches), l'agrandissement (expansion de taille des taches), la perforation (formation de trous dans les taches), le déplacement (translocation des taches) le rétrécissement (réduction de taille des taches), la fragmentation (rupture de la continuité en plusieurs taches disjointes) et la dissection (subdivision des taches par des lignes de petite dimension).

3. Résultats

3.1. Composition colorée

Trois zones concentriques auréolaires se dessinent nettement autour de la ville de Lubumbashi à partir de la composition colorée (Figure 4). Premièrement, la périphérie qui apparaît en surface presque homogène de couleur rouge foncé, l'analyse visuelle a mis en évidence une diversité d'état de surface des savanes boisées et arbustives, de savane herbeuse (jachère et champ), quelques taches de forêt claire dégradée et de la végétation marécageuse.

Deuxièmement, le milieu périurbain qui apparaît en surface homogène de couleur presque noire, l'analyse visuelle a mis en évidence un état de surface de savane herbeuse, les zones d'activités agricoles et les pâturages traversés par les corridors de végétations marécageuses. Enfin, en troisième lieu, le milieu urbain apparaît plus en blanc dans la partie nucléaire et traversé du nord au sud par un corridor de végétation marécageuse en couleur rouge vive le long de la rivière qui a donné son nom à la ville. Plus au sud de la ville, on remarque l'arc marécageux de la rivière Kafubu. Le sol nu est proche du bâti et caractérise plus les endroits de teinte encore très blanche. Les observations sont rendues difficiles par le contraste faible entre l'urbain et le périurbain dont les franges d'interpénétrations offrent quelques doutes. Ainsi, une première approche visuelle de l'occupation du sol à partir d'une composition colorée permet d'avoir une vision panoramique de la zone d'étude bénéfique en termes de gain de temps lors des travaux de terrain autour de Lubumbashi.

3.2. Classification de l'occupation du sol de l'image Landsat T.M. de 2009

Les figures 5 et 6 présentent les valeurs radiométriques des huit classes d'occupation du sol issues du regroupement de 40 classes initiales obtenues après classification non supervisée de l'image de référence. La classification non supervisée a fourni une segmentation trop détaillée et pointillée contenant des classes redondantes. A l'aide des missions de terrain et des statistiques radiométriques, un reclassement a été effectué en huit classes (Figure 5 & 6) et la classification supervisée a permis de réduire les confusions radiométriques enregistrées entre certaines classes. Par rapport aux bandes du rouge, de l'infrarouge et du proche infrarouge, les classes thématiques ont été illustrées dans le but de montrer l'importance de sources de données multispectrales dans la discrimination de la complexité de l'occupation du sol à prendre en compte dans l'étude de changement.

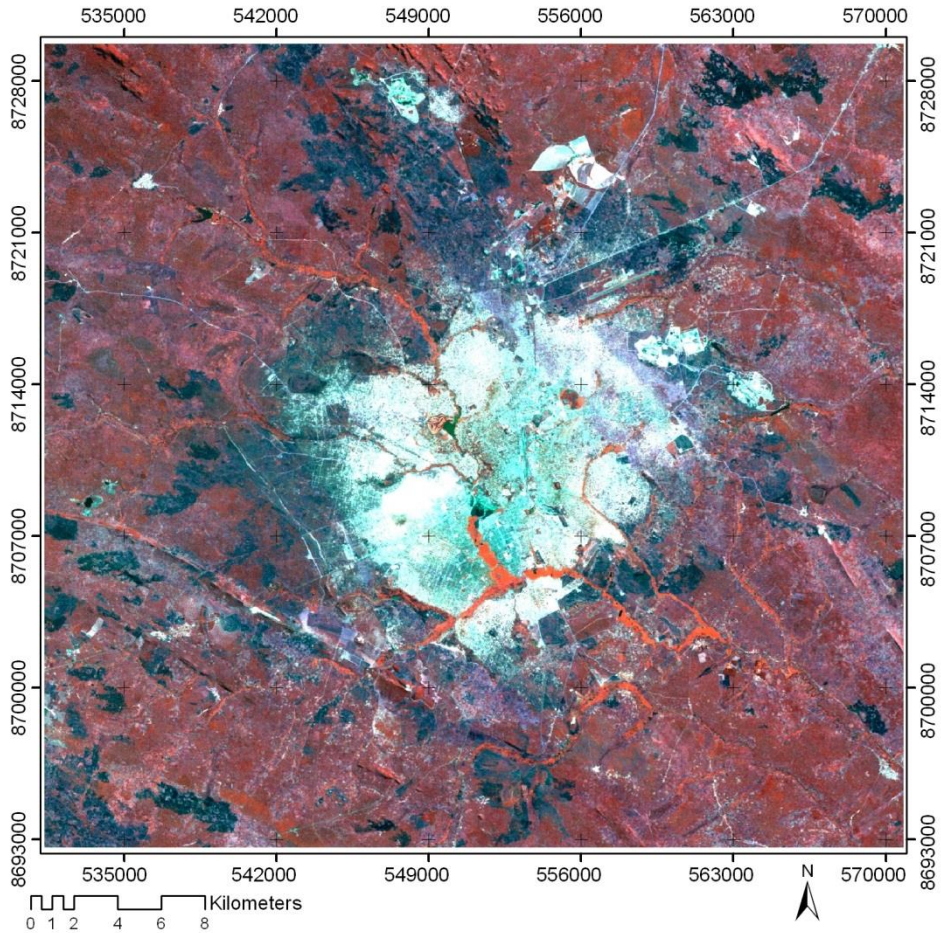


Figure 4. Région de Lubumbashi. Composition colorée réalisée en fausses couleurs à partir des bandes spectrales verte (0,45-0,50 μm), rouge (0,63-0,69 μm) et proche infrarouge (0,75-0,9 μm) de l'image Landsat TM de 2009. La couleur rouge montre la végétation dense, par contre la couleur tendant vers le sombre traduit l'absence de végétation et celle tendant à la couleur blanche traduit la présence du bâti, et plus blanche, c'est le sol nu mélangé au bâti.

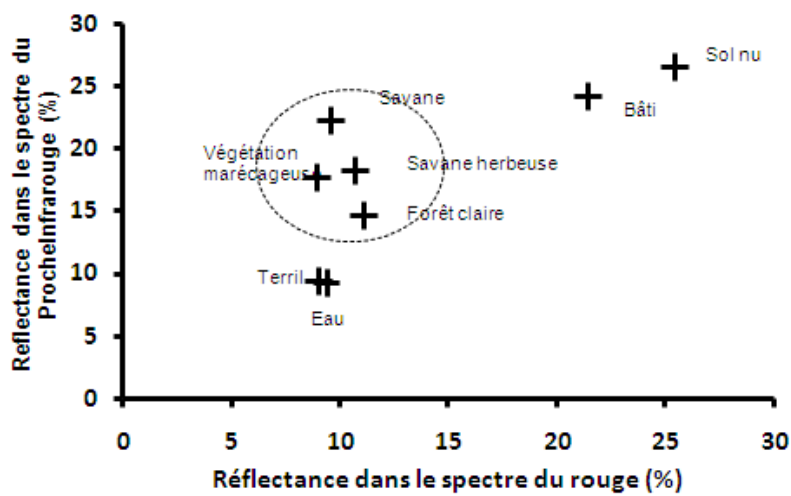


Figure 5. Présentation du regroupement des valeurs radiométriques de l'image de référence. Huit classes d'occupation du sol sont réparties dans un espace spectral bidimensionnel par rapport aux bandes du rouge et du proche infrarouge. Les classes des végétations se regroupent tandis que le groupe bâti et sol nu et le groupe de l'eau et terril s'écartent.

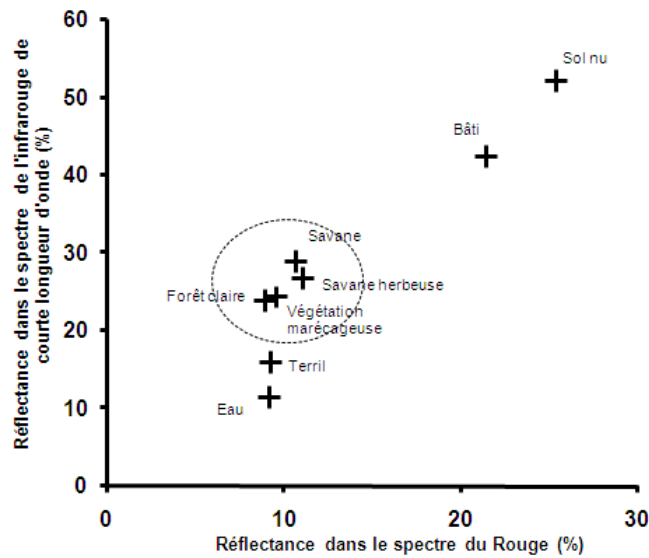


Figure 6. Regroupement des valeurs radiométriques de l’image de référence dans un espace spectral bidimensionnel par rapport aux bandes du rouge et de l’infrarouge. Le risque de confusion demeure entre la végétation marécageuse et la forêt claire tandis que le groupe de bâti et sol nu d’une part et celui de l’eau et le terril d’autre part s’écartent

Tableau 2. Tableau de contingence de vérification de la classification. \hat{K} est le coefficient «Kappa», P_r est la précision du réalisateur, P_u est précision de l'utilisateur, E_o est l’erreur d’omission, E_c est l’erreur de contamination, $MPPCC$ est la moyenne de pourcentage des pixels correctement classés, F. c. signifie la forêt claire, S. h. est la savane herbeuse, V. m. est la végétation marécageuse et enfin, S. n. est le sol nu.

Données classifiées \ Données de Référence	Eau	F. c.	Savanes	S. h.	Bâti	V. m.	S. n.	Terril	P_r (%)	E_o (%)	E_c (%)
Eau	50,0	0,0	0,0	0,0	0,0	50,0	0,0	0,0	50,0	50,0	0,0
F.c.	0,0	58,8	35,3	0,0	0,0	5,9	0,0	0,0	58,8	41,2	87,0
Savanes	0,0	4,8	92,7	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	92,7	7,3	25,5
S. h.	0,0	0,0	6,7	86,7	0,0	0,0	6,7	0,0	86,7	13,3	31,6
Bâti	0,0	0,0	3,5	13,8	82,8	0,0	0,0	0,0	82,8	17,2	22,6
V. m.	0,0	9,1	18,2	0,0	0,0	72,7	0,0	0,0	72,7	27,3	52,9
S. n.	0,0	0,0	9,1	27,3	18,2	18,2	27,3	0,0	27,3	72,7	40,0
Terril	0,0	0,0	0,0	25,0	25,0	0,0	25,0	25,0	25,0	75,0	0,0
P_u (%)	100,0	76,9	74,5	68,4	77,4	47,7	60,0	100,0			
$MPPCC$ (%)	71,1										
\hat{K} (%)	64,9										

3.3. Vérification de la classification de l’image Landsat T.M. de 2009

La matrice de confusion de l’image Landsat TM de 2009 (Tableau 2) indique une moyenne de pourcentage correctement classé de 71,1 %. De manière détaillée, les classes d’eau et de terril ont une précision utilisateur de 100 %. Quant au bâti, il a une précision «utilisateur» de 77,4 % par contre la végétation marécageuse semble être pas mieux classée avec 44,7 % de précision utilisateur. La précision «réalisateur»

est de 92,7 % pour les savanes boisées et arbustives, 86,7 % pour la savane herbeuse, 82,8 % pour le bâti et 72,7 % pour la végétation marécageuse. Ces quatre dernières classes ont été moins affectées par les échantillons des classes voisines. Les classes de terril, sol nu et eau ont été plus choisies à la place d'autres classes comme le montre les précisions «réalisateurs» respectives de 25,0 %; 27,3 % et 50,0 %. Le tableau 2 rend aussi compte de deux types d'erreurs (omission et contamination). La classe de forêt claire a été contaminée par les échantillons d'autres classes particulièrement ceux des savanes boisées et arbustives probablement compte tenu de leur proche physionomie qui rend difficile une nette démarcation. En conclusion, la classification effectuée s'est avérée acceptable à 64,9 %.

3.4. Cartes d'occupation du sol en 1956, 1984 et 2009

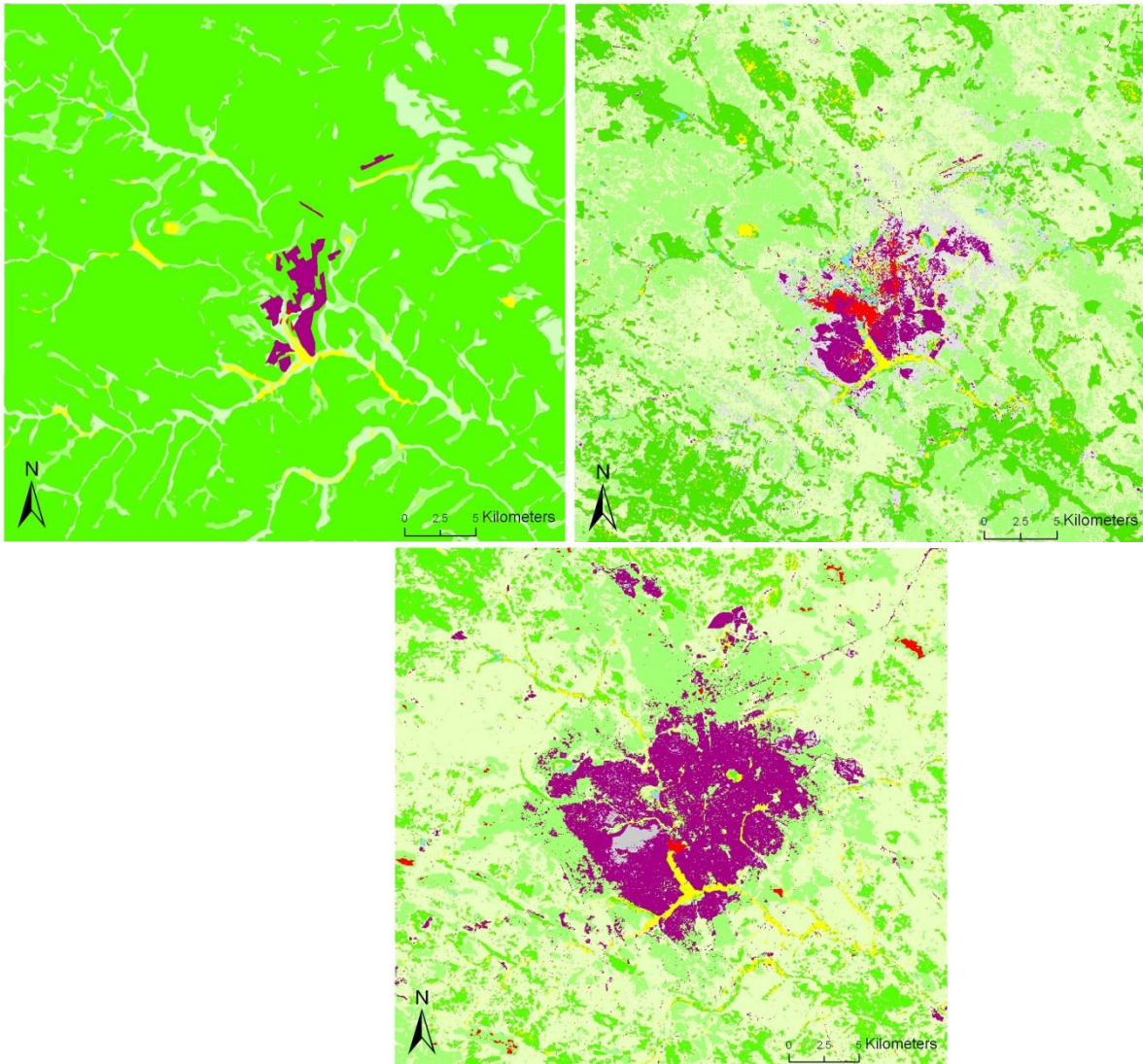
Après les analyses précédentes, deux cartes d'occupation du sol ont été produites, en plus de la carte de 1956. La comparaison visuelle de trois cartes (Figure 7) montre les changements qui se sont déroulés dans le paysage entre différentes périodes d'études. Visuellement, la diminution du couvert végétal est remarquable en 2009 par rapport à 1984 et à 1956. Seules quelques rares taches de forêt claire sont présentes en 2009 à la périphérie nord-ouest et sud-est autour de Lubumbashi. Le centre est dominé par une tache urbaine dont l'agrandissement s'est montré progressif de 1956 à 2009. Actuellement, le noyau urbain est immédiatement entourée d'une ceinture de savane herbeuse (jachères et champs) suivie par une ceinture de savane boisée et arbustive. Le sol nu est visible en 2009 sous forme de quelques taches entourées de bâti notamment sur le site du quartier Gécamines. Le terril symptomatique de l'activité minière est aussi visible entouré de bâti. Par rapport à l'eau, quelques taches sont remarquables notamment l'étendue d'eau du lac Nord ou lac de retenue de la Lubumbashi. La traversée urbaine du nord au sud du marécage de la rivière Lubumbashi rencontre la perpendiculaire marécageuse de la Kafubu presque au sud de la ville.

3.5. Mise en évidence du changement dans la région de Lubumbashi entre 1956 et 2009

Autour de Lubumbashi, les compositions de l'occupation du sol en 1956, 1984 et 2009 ainsi que les taux d'évolution de l'occupation du sol pour les périodes de 1956 à 1984, de 1984 à 2009 et de 1956 à 2009, sont présentés au tableau 3. Il ressort de ce tableau que la classe de forêt claire a connu la perte de superficies entre 1956 et 2009. Pour la classe de savane herbeuse, la période de 1984 à 2009 a été caractérisée par la perte de superficie, tandis que de 1956 à 1984, la superficie a augmenté. Quant aux autres classes (bâti, savanes boisées et arbustives, sol nu, marécages, terril et eau), elles ont eu à bénéficier des surfaces supplémentaires pour toutes les deux périodes.

Tableau 3. Occupation du sol entre 1956, 1984 et 2009 sur une étendue de 1445 km² et taux d'évolution (*Te*) de l'occupation du sol entre 1956 et 1984, 1984 et 2009, 1956 et 2009.

Classes	Années			Changement		
	1956 km ² (%)	1984 km ² (%)	2009 km ² (%)	1956 à 1984	1984 à 2009	1956 à 2009
Bâti	16,60 (1,15)	37,48 (2,59)	169,66 (11,74)	1,26	3,53	9,22
Eau	0,56 (0,04)	8,08 (0,56)	2,65 (0,18)	13,56	-0,67	3,77
Forêt claire	1223,93 (84,65)	287,92 (19,92)	172,01 (11,90)	-0,76	-0,40	-0,86
Marécages	12,43 (0,86)	25,52 (1,77)	31,48 (2,18)	1,05	0,23	1,53
Savanes boisées arbustives	134,60 (9,31)	554,65 (38,37)	780,31 (53,98)	3,12	0,41	4,80
Savane herbeuse	56,68 (3,92)	408,01 (28,22)	271,93 (18,81)	6,20	-0,33	3,80
Sol nu	0,73 (0,05)	114,37 (7,91)	12,17 (0,84)	156,10	-0,89	15,72
Terril	0,28 (0,02)	9,62 (0,67)	5,44 (0,38)	33,05	-0,43	18,25



Légende

■ Eau	■ Savane herbeuse	■ Sol nu
■ Forêt claire	■ Marécages	■ Terril
■ Savanes boisées arbustives	■ Bâti	

Figure 7. Carte d’occupation du sol de la région d’Elisabethville en 1956 à gauche. A droite, la carte de la région de Lubumbashi de 1984 et en bas, la carte la plus récente de 2009.

3.6. Dynamique de conversion

3.6.1. Transition de l’occupation du sol entre 1956 et 1984

Il ressort du tableau 4 que entre 1956 et 1984, 2,10 % du paysage qui étaient occupés par la classe de savane en 1956 sont restés tels quels en 1984 tandis que 2,81 % de savanes boisées et arbustives ont été convertis en savane herbeuse, et 2,44 % en forêt claire. Cette dernière a constitué la classe la plus stable avec un taux de 15,98 % (Tableau 4). 1,06 % de savanes boisées et arbustives ont été convertis en sol nu, 0,28 % en bâti, 0,44 % en végétations marécageuses, 0,08 % en terril et enfin 0,1 % converti en eau. Il apparaît que 2,44 % de savanes boisées et arbustives ont connu une dynamique de densification de la couverture végétale en forêt claire. Il en est de même de 1,16 % de savane herbeuse. Le tableau 4 Laisse ressortir l’importance des conversions de la forêt claire en savanes boisées et arbustives entre 1956 et 1984. La forêt claire a subi dans son ensemble un phénomène d’ouverture à des degrés divers vers les

savanes boisées et arbustives à 35,25 %, la savane herbeuse (24,16 %), le sol nu à 6,17 %, le bâti (1,70 %), la végétation marécageuse (0,96 %) et l'eau (0,28 %). La classe la moins stable dans le paysage semble être le terril avec 0,01 % de non changement. L'analyse des transferts d'occupation du sol entre 1954 et 1984 permet de départager l'importance relative des dynamiques paysagères: la stabilité des classes à 20,06 % du paysage, la dynamique de densification de la couverture végétale à 3,60 %, l'ouverture du milieu forestier ou la savanisation à 63,31 % du paysage, la présence de sol dénudé ou la dénudation à 10,40 %, l'urbanisation (2,08 %), la propagation de la scorie ou la pollution à 0,65 %, l'inondation ou l'émergence des surfaces d'eau et la végétation marécageuse à 2,48 %. La savanisation apparaît le phénomène de dynamique de conversion le plus important.

Tableau 4. Matrice de transition illustrant en pourcentage les taux de changement de l'occupation du sol entre 1956 (rangées) et 1984 (colonnes). Chaque valeur du tableau correspond à une fraction du paysage convertie entre 1956 et 1984 de la classe indiquée sur la ligne vers la classe en tête de colonne. Les éléments de la diagonale correspondent aux proportions des classes dont les états n'ont pas été modifiés pendant la période étudiée.

1984 1956	Savanes boisées arbustives	Savane herbeuse	<i>Miombo</i>	Sol nu	Bâti	Marécages	Terril	Eau
Savanes boisées								
arbustives	2,10	2,81	2,44	1,06	0,28	0,44	0,08	0,10
Savane herbeuse	0,91	1,19	1,16	0,37	0,07	0,07	0,03	0,12
<i>Miombo</i>	35,25	24,16	15,98	6,17	1,70	0,96	0,28	0,16
Sol nu	0,01	0,01	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00
Bâti	0,03	0,02	0,01	0,21	0,51	0,06	0,26	0,05
Marécage	0,06	0,05	0,31	0,07	0,02	0,23	0,00	0,12
Terril	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
Eau	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02

3.6.2. Transition de l'occupation du sol entre 1984 et 2009

Entre 1984 et 2009, les savanes boisées et arbustives ont constitué la classe la plus stable avec un taux de 21,19 % de permanence (Tableau 5). 2,76 % des savanes boisées et arbustives ont été converties en bâti, 0,02 % en eau, 4,67 % convertis en forêt claire, 0,38 % converti en marécages, 9,08 % en savane herbeuse, 0,13 % en sol nu et 0,13 % en terril. Ce dernier a constitué la classe la moins stable avec un taux de 0,06 % de non changement. Uniquement 2,62 % de savane herbeuse et 4,67 % de savanes boisées et arbustives ont connu une dynamique de densification de la couverture végétale en forêt claire. Il faut noter l'importance des conversions de la forêt claire en savanes entre 1984 et 2009. En effet, la forêt claire a continué à subir dans son ensemble un phénomène d'ouverture à des degrés divers vers la savane boisée et arbustive (11,84 %), la savane herbeuse (2,60 %), le sol nu (0,03 %), le bâti (0,53 %), la végétation marécageuse (0,75 %) et l'eau (0,05 %). En définitive, l'analyse des transferts d'occupation du sol entre 1984 et 2009 permet de mettre en évidence l'importance relative des dynamiques de conversion au niveau du paysage en raison de 33,63 % du taux de stabilité des classes, 7,83 % de dynamique de densification de la couverture végétale forestière, 46,39 % du taux savanisation, 0,49 % de dénudation, 9,47 % d'urbanisation, 0,31 % de la pollution par la propagation de la scorie, 1,76 % d'émergence d'eau avec transformation en marécage. Ainsi, le phénomène de dynamique de conversion le plus important reste toujours la savanisation dans la région de Lubumbashi.

Tableau 5. Matrice de transition illustrant en pourcentage les taux de changement de l'occupation du sol entre 1984 (rangées) et 2009 (colonnes).

1984 \ 2009									
	Bâti	Eau	<i>Miombo</i>	Marécages	Savanes boisées et arbustives	Savane herbeuse	Sol nu	Terril	
Bâti	2,26	0,00	0,01	0,02	0,09	0,09	0,12	0,00	
Eau	0,09	0,07	0,14	0,08	0,12	0,04	0,00	0,00	
<i>Miombo</i>	0,53	0,05	4,07	0,75	11,84	2,60	0,03	0,05	
Marécages	0,16	0,01	0,24	0,52	0,54	0,28	0,00	0,01	
Savanes boisées et arbustives	2,76	0,02	4,67	0,38	21,19	9,08	0,13	0,13	
Savane herbeuse	2,21	0,02	2,62	0,24	17,62	5,19	0,21	0,12	
Sol nu	3,32	0,01	0,15	0,17	2,54	1,45	0,27	0,00	
Terril	0,40	0,00	0,00	0,01	0,02	0,08	0,08	0,06	

Tableau 6. Tableau récapitulatif des indices de structure spatiale du Nombre (n), surface (a) et périmètre (p) des différentes classes d'occupation en 1956, 1984 et 2009.

	Savanes boisées et arbustives	Savane herbeuse	<i>Miombo</i>	Sol nu	Bâti	Marécage	Terril	Eau
n_{1956}	578	228	2777	38	523	68	6	10
$p_{1956}(km)$	1648,0	668,6	8971,6	27,7	364,8	150,9	5,8	9,6
$a_{1956}(km^2)$	134,6	56,7	1223,9	0,7	16,6	12,4	0,3	0,6
n_{1984}	39357	45629	8382	14881	2673	6897	2318	1376
$p_{1984}(km)$	18137,1	15532,6	5388,2	5030,0	1042,5	1533,3	517,2	361,5
$a_{1984}(km^2)$	554,7	408,0	288,0	114,4	37,5	25,5	9,6	8,1
n_{2009}	9612	7913	13877	1934	5150	7667	467	395
$p_{2009}(km)$	8271,2	4099,9	5349,8	489,3	2750,0	1721,3	160,8	111,2
$a_{2009}(km^2)$	780,5	271,9	172,0	12,2	169,7	31,5	5,4	2,6

3.6.3. Dynamique structurale

Le nombre des taches augmente pour toutes les classes entre 1956 et 1984. La surface des classes augmente aussi pour toutes les classes à l'exception de la classe forêt claire qui connaît une diminution (Tableau 6). Le processus de transformation observé pendant cette période à l'exception de la classe de forêt claire est la création (Figures 8 & 9). La classe de forêt claire a connu pendant la période d'étude un accroissement du nombre des taches parallèlement à la régression de l'aire totale. Cependant, compte tenu de la valeur de inférieure au seuil optimal, le processus de transformation a été la fragmentation du *Miombo* (Figures 8 & 9). Entre 1984 et 2009, le nombre des taches pour l'ensemble des classes à l'exception de la forêt claire, du bâti et de la végétation marécageuse diminue (Tableau 6). Le bâti et la végétation marécageuse présentent comme processus de transformation observé pendant cette période, la création (Figures 8 & 9). Tandis que, le *Miombo* a connu pendant cette période un accroissement du nombre des taches parallèlement à la régression de l'aire totale. Cependant, compte tenu de la valeur de

supérieure au seuil optimal 0, la conclusion est que le processus de transformation de cette classe a été la dissection.

De 1984 et 2009, le nombre des taches des classes de savanes boisées et arbustives, savane herbeuse, sol nu, terрил et eau ont connu une diminution. Le processus de transformation observé pour la classe de savanes boisées et arbustives a été l'agrégation contrairement aux classes restantes (savane herbeuse, sol nu, terрил et eau) qui ont connu la suppression (Figures 8 & 9).

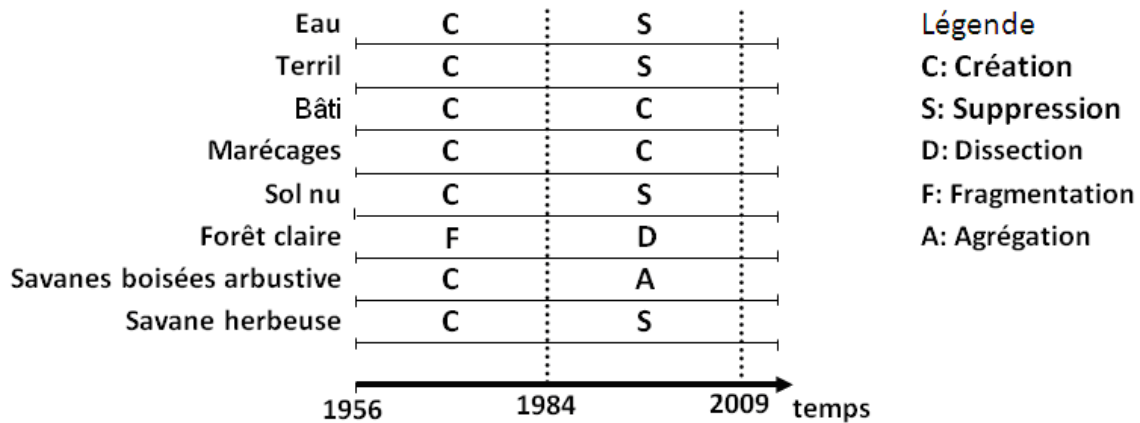


Figure 8. Illustration des processus de transformations spatiales observées après application de la typologie et de l'arbre de décision de Bogaert et al. (2004) pour chacune des classes dans la région de Lubumbashi entre 1956 et 1984 et entre 1984 et 2009. Le positionnement des dates sur l'abscisse est à titre indicatif.

4. Discussion

Une analyse spatiotemporelle a été effectuée dans la plaine de Lubumbashi à travers une comparaison diachronique des trois cartes d'occupation du sol (1956, 1984 et 2009). La carte de 1956, la plus ancienne, a été élaborée à partir des données multisources et multitudes composées des cartes (Sys et Schmitz, 1959), de végétation, de sol, d'utilisation de sol, et des photographies aériennes obtenues du Musée Royal d'Afrique Centrale à Tervuren. Sys et Schmitz (1959) avaient élaboré une cartographie détaillée du quadrilatère autour d'Elisabethville appuyée par d'importants travaux de terrain. La carte de 1956 à huit classes (savanes boisées et arbustives, savane herbeuse, forêt claire, végétation marécageuse, bâti, eau, sol nu et terрил) a été élaborée en utilisant la technique d'homogénéisation des classes (Ozanda, 1986) complétée de la digitalisation sur fond des photos aériennes. L'homogénéisation de la légende est indispensable car elle permet de compenser les inégalités entre les classes des légendes en regroupant certaines classes (Ozanda, 1986). La prise en compte de cette carte s'explique entre autre par le développement beaucoup plus tardif de l'imagerie satellitaire vers les années 1970. La carte de 1956 a été numérisée et la morphologie de la structure du paysage a été vérifiée du point de vue de la forme et jugée moins anthropique (Munyemba, 2010), ce qui a motivé son intégration avec les cartes obtenues de 1984 et de 2009 moyennant la transformation par la technique M.M.U (Saura, 2002). Les cartes de 1984 et 2009 ont été élaborées suivant une procédure de classification hybride des images satellitaires appuyée de plusieurs missions de reconnaissance autour de Lubumbashi depuis juillet 2007. Avec l'apparition de l'imagerie numérique, un grand nombre de données satellitaires anciennes a été disponible depuis le début des années 1970. La classification hybride de 2009 a été basée sur (1) des longues missions de terrain pour le choix des sites des corrections radiométriques et géométriques, (2) la localisation des zones d'entraînement calquées sur les thématiques de 1956 pour la vérification de la classification. Les zones d'entraînement de 2009 ont servi à superviser la classification de 1984. Le lien de terrain établi entre l'occupation du sol de 2009, 1984 avec celle de 1956 constitue une première approche de renforcement de la comparabilité entre les cartes issues de la classification des données multitudes et multisources.

La composition colorée de l'image de 2009 (Figure 4) a permis de distinguer de manière préliminaire

l'organisation de l'espace et de faciliter l'analyse visuelle suite aux contrastes relativement nets entre la zone bâti, la ceinture de végétation herbeuse, celle de végétation boisée et arbustive, la blancheur des roches et de sol nu, en dépit des doutes offerts par la pénétration des franges des types d'occupation du sol dans certains secteurs où le sol nu et le bâti se confondent. La classification sur les images permet l'obtention des supports cartographiques sur lesquels les dynamiques spatiales entre deux ou plusieurs dates sont réalisées (Guerra et al., 1997). La dynamique des images est intrinsèquement liée au contraste des objets. En général, les bâtiments et les routes qui constituent une part importante de l'interprétation en milieu urbain sont assez bien contrastés par rapport aux surfaces naturelles avoisinantes. Par contre, en présence des constructions en terre et des pistes non revêtues, le contraste pourra être insuffisants (Baudot, 1997).

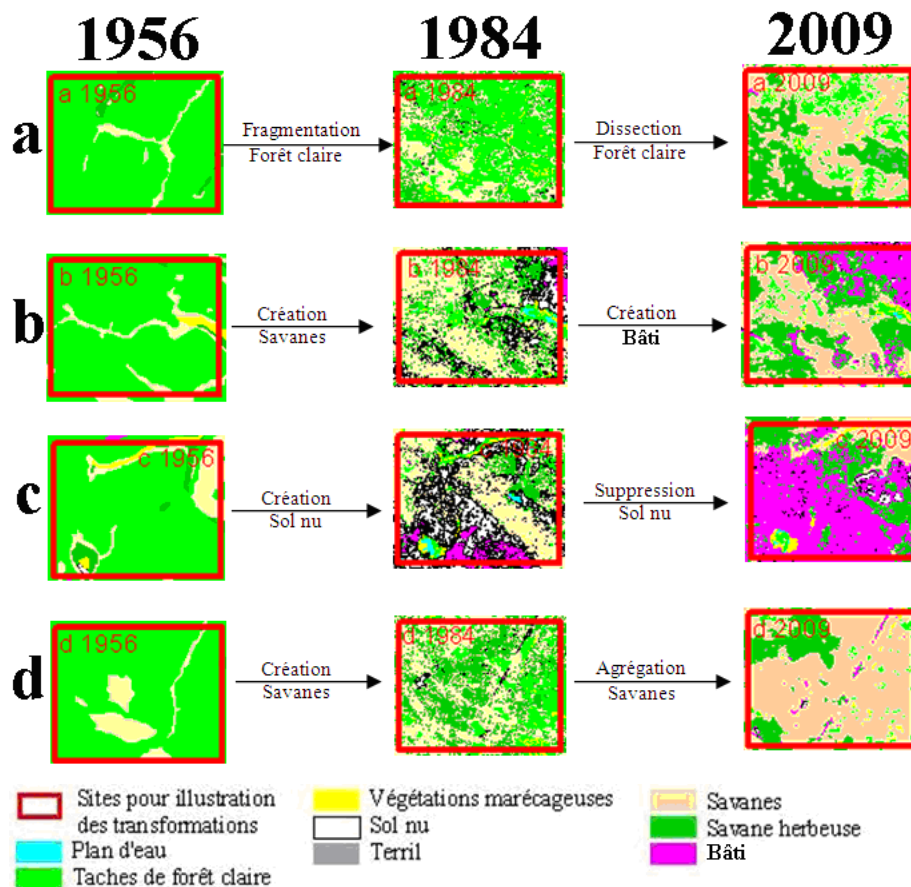


Figure 9. Illustration cartographique des processus de transformation spatiale du paysage autour de la ville de Lubumbashi à partir de quatre sites délimités en a, b, c et d (figure 1).

La différence d'image (Jensen, 1986; Griffiths, 1988) est parmi les méthodes les plus utilisées dans la détection du changement. Les images satellitaires Landsat T.M. ont été classifiées pour obtenir des cartes d'occupation du sol en mode «raster». Le calage radiométrique a été effectué sur des objets invariants (Chavez, 1989) (la tache de la forêt claire de Kiswishi, les alentours de l'aéroport de la Luano, le confluent de la rivière Lubumbashi dans la rivière Kafubu, la retenue d'eau du lac Nord à l'hôtel Karavia, la zone bâti et le terril). Compte tenu du fait que l'année 1972 est celle de la première image satellitaire Landsat Multi-Spectrale Scanner (M.S.S.), l'étude de la dynamique avant 1972 a fait appel obligatoirement aux anciennes cartes et photos aériennes ainsi qu'aux techniques d'intégration. Le choix de deux images satellitaires de même saison climatique a contribué à diminuer les éventuels effets saisonniers, l'approche diachronique reposant aussi sur les techniques d'analyse radiométrique. La classification de l'image Landsat T.M. de 1984

pour quantifier l'état antérieur de l'occupation du sol repose sur la similarité spectrale des différents canaux avec l'image Landsat T.M. de 2009. La forte corrélation linéaire existante entre les canaux vert, rouge et infrarouge des capteurs T.M. de Landsat permet leur sélection car ils assurent une cohérence spectrale nécessaire à l'analyse multitemporelle des données satellitaires (Guerra et al., 1997). Une deuxième approche permettant de rendre comparable les bandes utilisées a été l'application des méthodes de standardisation basées sur une transformation linéaire du spectre des images dans le but de faire correspondre entre elles les valeurs des zones de comportement radiométrique stable (Song et al., 2001). La fiabilité des résultats obtenus a été garantie par la forte différence radiométrique des occupations du sol dans l'espace multispectral à deux dimensions du rouge et du proche infrarouge d'une part (Figure 5) et du rouge et de l'infrarouge d'autre part (Figure 6). Nonobstant les variations multiples, les canaux trois, quatre et cinq sont aussi utilisés pour caractériser plusieurs types d'occupation du sol notamment au moyen d'une multitude d'indices à l'exemple de «Normalized Difference Vegetation Index» (N.D.V.I.). Dans un espace spectral bidimensionnel des bandes Landsat, une approche intuitive facile à interpréter a été obtenue bien que tout le potentiel multispectral des données Landsat n'a pas été utilisé. Les travaux de terrain ont été aussi indispensables pour confirmer, nuancer ou corriger les interprétations de télédétection (Karimoune et al., 1993).

Les résultats obtenus montrent que la savanisation est le processus le plus dominant autour de Lubumbashi avec un taux de 63,31 % entre 1956 et 1984 (Tableau 4) et 46,39 % de 1984 à 2009 (Tableau 5). Cette dynamique demeure principale bien que décroissante vers 2009. Elle est alimentée par l'ouverture du milieu forestier d'une part et par l'installation et la densification de la couverture végétale d'autre part à partir d'autres types d'occupation du sol. La forêt claire est une formation végétale mixte où la strate arborée est ouverte, les cimes étalées en parasol étant jointives ou presque, la strate graminéenne est peu dense (Dikumbwa, 1990). Cette forêt couvrait plus de 84 % de la superficie du Katanga méridional (Sys et Schmitz, 1959) et 87 % (Malaisse, 1973) selon différentes étendues considérées. Le tableau 3 montre que la forêt couvrait 85 % de la partie cartographiée en 1956. Selon Dikumbwa (1990), dans les voisinages de Lubumbashi, il n'en subsistait plus que 14 hectares de forêt. Un taux de déboisement de 600 % en une décennie a été estimé par Soyer et Wilmet en 1986. Ce taux s'avère largement supérieur à 76,47 % (Tableau 3) pendant 28 ans soit 2,7 % par an. Le manque de précision à référence spatiale et la différence en terme de dynamiques de conversion évaluées (savanisation ou déboisement ...) empêcheraient toute comparaison des résultats. Selon Wilmet et Soyer (1982), à Lubumbashi comme dans nombreuses autres régions d'Afrique Centrale, la principale cause reconnue de la déforestation est la fabrication de charbon de bois, la deuxième cause d'importance moindre mais non négligeable est l'expansion de l'agriculture, suivie de celle du bâti. L'assertion de la savanisation est étayée par l'analyse des dynamiques de conversion au sein des matrices de transition (Tableau 4 & 5) qui montre une forte dynamique d'ouverture progressive de la forêt claire de 1956 à 2009. Plusieurs autres dynamiques ont été observées en plus de la savanisation. En effet, huit types d'occupations du sol ont permis d'obtenir un profil des changements majeurs autour de Lubumbashi à travers soixante quatre transitions possibles résumées par les dynamiques de conversion ci-après: la savanisation, la déforestation, la densification de la forêt ou l'afforestation, la dénudation, l'urbanisation, la pollution et l'inondation... La stabilité du Miombo entre 1956 et 1984 est remarquée à 15,98 %, et à 21,19 % entre 1984 et 2009. La stabilité de la savane est renforcée par la dégradation de la forêt claire à 46,39 %. La dynamique de la densification du couvert végétal en forêt claire a été curieusement enregistrée à 3,6 % du paysage de 1956 à 1984 et à 7,83 % du paysage de 1984 à 2009 (Tableaux 4 & 5). Bien qu'inattendue, cette densification pourrait s'expliquer par une reforestation effective liée au caractère humide du climat comme constaté par certains auteurs dans d'autres régions d'Afrique Centrale. Des transformations directes et surprenantes ont été également observées dans quelques classes sans qu'il soit possible de savoir si les stades intermédiaires ont existé durant les périodes d'étude. Ces conversions directes inattendues à très faibles proportions concernent la densification, la savanisation, la dénudation et l'inondation.

Les dynamiques structurales ont été déterminées grâce à la simplicité et la rapidité d'exécution de la typologie de l'arbre de décision (Bogaert et al., 2004), avantage majeur pour la détermination des processus de transformation. Entre 1956 et 1984, toutes les classes ont été régies par la création comme processus de transformation à l'exception de la forêt claire qui a connu la fragmentation (Figures 8 et 9). En effet, l'intrusion anthropique, le traçage des routes et sentiers ainsi que les activités agricoles d'une part pourraient

expliquer ce phénomène. D'autre part, il faut signaler l'importance des activités minières dans le degré carré de Lubumbashi. Dans une région à vocation minière, les restes de forêts ne pourraient qu'être éliminés régulièrement suite à l'évolution du bâti parallèlement à la démographie galopante consécutive à l'activité minière et industrielle intensive et recrudescente. En 2009, les reliques des forêts sont plus retirées à la périphérie nord-ouest et sud-est autour de Lubumbashi. Une fragmentation forestière très avancée est à signaler le long des axes routiers vers Likasi et vers Kasumbalesa ce qui serait due à la facilité d'accès par les routes d'intérêt national et pourrait montrer l'impact favorisant des routes sur la dégradation de la forêt. Entre 1984 et 2009, le processus de transformation de la forêt claire est devenu la dissection après la fragmentation entre 1956 et 1984, tandis que le processus de création a continué à régir l'espace bâti ainsi que les marécages (Figure 8). Frauman (2004) fait remarquer que la ville s'est étendue vers le nord et le nord-ouest. Le tableau 6 montre que les savanes boisées et arbustives se sont agrégées suite à la fragmentation de la forêt claire. La suppression de sol nu, de la savane herbeuse, de terril et de l'eau est provoquée par l'urbanisation et aussi la progression et la conquête des espaces entre les anciens quartiers et villages.

Pour détecter les effets anthropiques sur la structure du paysage, Bogaert *et al.*, (2009) ont défini deux grands groupes de processus de transformation possibles (Figure 10). De ce qui précède, les résultats obtenus en analysant le processus de transformation spatiale autour de Lubumbashi montrent que, la forêt claire est la seule classe associée à la formation naturelle différemment aux autres classes (savanes boisées et arbustives, savane herbeuse, marécages, sol nu, eau, terril et bâti) qui sont associées aux activités anthropiques.

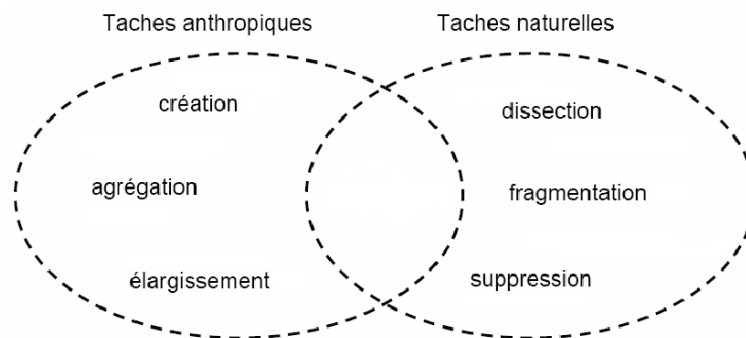


Figure 10. Classification des processus de transformation spatiale permettant de différencier les effets anthropiques des effets naturels sur la structure du paysage. En cas d'anthropisation du paysage, les taches associées aux activités anthropiques subissent des transformations différentes de celles associées aux formations naturelles. D'après Bogaert *et al.*, (2011) modifiée.

D'après Bogaert *et al.*, (2009) les transformations du paysage naturel ont commencé d'abord par une dissection sous l'influence des actions anthropiques, processus impliquant une perte limitée des habitats originels, mais augmentent l'accessibilité aux formations naturelles. Contrairement à la région de Lubumbashi, les transformations du paysage naturel ont commencé avec la fragmentation comme processus de transformation suivie de la dissection. Ceci pourrait s'expliquer par la résolution temporelle entre les données multitudes utilisées et l'importance de la superficie du paysage naturel perdu. L'accessibilité aux habitats naturels est de grande envergure suite à la fragmentation que par la dissection. Selon August *et al.*, (2002), sans accessibilité, la probabilité des effets anthropiques sur les paysages devrait se réduire fortement.

Les processus de dégradation et de disparition de l'habitat forestier évoluent à partir des «taches» correspondant aux villes ou aux villages puis de façon linéaire et/ou diffus le long des routes. La ville de Lubumbashi constitue un noyau de dégradation (Forman, 1995) à partir duquel l'activité humaine se diffuse suivant un système linéaire à proximité des voies de communications. Les alentours de Lubumbashi respectent comme modèle de séquence paysagère le modèle nucléaire (Forman, 1995) qui a pour source la

ville. Plus la ville devient importante, plus grande devient son influence sur les ressources naturelles du fait de l'extension de sa zone périurbaine.

Entre 1956 et 1984 autour de Lubumbashi, la fragmentation (Forman, 1995; Jaeger, 2000) a aggravé les premiers changements de la mosaïque paysagère, suivie de la dissection des taches restées isolées et périphériques. Les savanes boisées et arbustives influencées par l'homme sont devenues plus grandes, plus larges et mieux connectées du fait de l'activité anthropique et de la densité de la population pour finir par fusionner sous l'effet du processus de transformation par agrégation. La répercussion sur le paysage en est un recul de la forêt et une avancée de la classe anthropisée, non forêt (Bamba et al., 2008; Bogaert et al., 2008).

La scorie est actuellement de plus en plus associée au bâti suite à son utilisation en construction des routes et en aménagement des parcelles d'habitations et aussi dans la lutte antiérosive (éolienne et hydrique). Mais, la faible granulométrie l'amène à terminer la course dans les rivières suite à l'érosion hydrique.

Les confusions entre le bâti et le sol nu et ou le terril peuvent s'expliquer par une difficulté de télédétection propre aux pays du tiers monde. En effet, selon Renard et al. (1997), l'identification de l'occupation du sol dans les pays en voie de développement à l'aide d'images satellitaires est plus complexe qu'en pays industrialisés du fait qu'en pays en voie de développement, l'occupation du sol ne présente pas de caractéristiques physiques propres. Certaines difficultés liées à l'établissement de la cartographie urbaine et périurbaine sont dues à l'hétérogénéité qui résulte de l'occupation du sol, devenant plus contraignante que la ville contient des enclaves rurales. A Lubumbashi, les aires de production maraîchère et des végétations marécageuses le long des rivières (Lubumbashi, Kafubu, Kassapa, Naviundu...) se mêlent à l'habitat. Les classes des savanes boisées et arbustives et celle de savane herbeuse incluent aussi les champs et jachères. L'agriculture périurbaine connaît un développement important depuis peu suite à la dégradation du tissu socio-économique et la détérioration du niveau de vie des citadins (Petit et al., 2000).

La précision de la classification a été mesurée par la matrice de confusion calculée sur base de plusieurs sites d'échantillonnage. Le taux de 64,5 % indique le degré de précision de la classification et est acceptable selon Landis et Koch (1977). Etant donné que le nombre de sites en lui-même engendre des erreurs dans l'estimation de la superficie, la méthode directe basée sur les matrices de proportion a été utilisée car elle est appropriée par rapport à la technique d'échantillonnage (stratifiée aléatoire) utilisée sur le terrain. La matrice de confusion est utilisée pour calculer la probabilité de chaque classe de terrain d'appartenir aux classes de la classification dirigée (David & Jupp, 1989). La fiabilité globale de la classification réalisée dans cette étude permettra de fixer une occupation du sol de référence pour les études ultérieures autour de Lubumbashi et pour les travaux conduits sur des espaces similaires autour d'autres villes minières dans l'arc cuprifère Katangais. Les résultats quantitatifs de cette étude concourront à rendre objectifs les débats sur la destruction de la couverture végétale forestière, l'impact des actions anthropiques et minières, la pollution et l'urbanisation.

5. Conclusion

Les résultats de traitements des images satellitaires Landsat TM et les données de cartographie ancienne ont été validées, intégrées et rendues comparables au moyen d'une technique fiable de Minimum Mapping Unit dans un système d'informations géographiques. Après application des principes d'écologie du paysage en vue d'évaluer le changement, il ressort des résultats obtenus que la région de Lubumbashi reste en pleine mutation. Parmi les phénomènes enregistrés durant les deux périodes d'études de 1956 à 1984 et de 1984 à 2009, la dynamique de conversion la plus dominante demeure la savanisation, suivie de la stabilité des classes dominée par la forêt claire en première période et par la savane boisée et arbustive en deuxième période. En troisième position, c'est la dénudation suivie de la densification de la végétation. L'urbanisation vient en cinquième place pour la première et la deuxième période. Durant celle-ci, la pollution due à la propagation de la scorie est la dynamique la plus faible au niveau paysager. La forêt claire a été fragmentée en faveur de la création d'autres classes de 1956 à 1984. Entre 1984 et 2009, elle a été soumise au processus de dissection en faveur de la création du bâti et des marécages, et au profit de l'agrégation des savanes arbustives et boisées. L'eau, le terril, le sol nu et la savane herbeuse restent en cours de suppression. Ces informations permettront aux décideurs et aux aménagistes de prendre des mesures adéquates.

6. Remerciements

Les auteurs remercient la Coopération Universitaire au Développement (CUD) pour la bourse doctorale octroyée à MUNYEMBA KANKUMBI François à travers le PIC REMEDLU.

7. Références

- Allum JAE and Dreisinger BR. 1987. Remote sensing of vegetation change near Inco's Sudbury mining. *International journal of Remote sensing* 8: 399-416.
- August P, Iverson L and Nugranad J. 2002. Human Conversion of Terrestrial Habitats. In *Applying landscape ecology in biological conservation* (Eds. Gutzwiller, K. J.), pp. 198-224. Springer, Verlag, New York.
- Azerzaq M, Assafi M et Fahsi A. 1997. Utilisation des images HRV de SPOT pour la détection du changement périurbain à Casablanca (MAROC). In: Dubois, J.M., Donnay, J.P., Ozer, A., Boivin, F., Lavoie, A., Abdellaoui, A., Baudot, Y., Caloz, R., Collet, C., Morin, D., Nadasdi, I., Rasson, J.P., Traore, D., Verger, F. et Weber, C. (réd). *Téledétection des milieux urbains et périurbains*. Ed. AUPELF-UREF. pp 275-282.
- Bamba I, Mama A, Neuba DFR, Koffi KJ, Traore D, Visser M, Sinsin B, Lejoly J et Bogaert J. 2008. Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Bas Congo (République Démocratique du Congo). *Sciences & Nature* 5: 49-60.
- Baudot Y. 1997. L'influence de la résolution effective des données télédéteectées sur les possibilités d'analyse des milieux urbains complexes : In: Jean-Marie Dubois, Jean-Paul Donnay, André Ozer, François Boivin, André Lavoie, Abdelkader Abdellaoui, Yves Baudot, Régis Caloz, Claude Collet, Denis Morin, Istvan Nadasdi, Jean-Paul Rasson, Diadié Traore, Fernand Verger et Christiane Weber (réd). *Téledétection des milieux urbains et périurbains*. Ed. AUPELF-UREF. 307-314.
- Bogaert J, Bamba I, Kabulu JP, Koffi KJ, De Cannière C, Visser M et Sibomana S. 2008. Fragmentation of Forest Landscapes in central Africa: causes, consequences and management. In *Patterns and Processes in Forest Landscapes: Multiple Use and Sustainable Management* (eds. Laforteza R., Chen J., Sanesi G. & Crow Th.R.), pp. 67-87. Springer, Verlag, New York.
- Bogaert J, Ceulemans R and Salvador-Van Eysenrode D. 2004. Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environmental Management* 33 (1): 62-73.
- Brooks RR and Malaisse F. 1985. The Heavy Metal-Tolerant Flora of South-central Africa. A Multidisciplinary Approach. Balkema. Rotterdam. 199 pp.
- Campbell J. 1987. Introduction to Remote sensing. Guilford Press inc, New York, 551 p.
- Chavez PS. 1989. Radiometric calibration of Landsat Thematic Mapper Images. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 55, 1285-1294.
- Cohen J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20, 37-46.
- Congalton RG. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37 (1): 35-46.
- David L and Jupp DL. 1989. The stability of global estimates from confusion matrix. *International Journal of Remote Sensing*, 9:1563-1569.
- Dikumbwa N. 1990. Facteurs éoclimatiques sur les cycles biogéochimiques en forêt dense sèche zambézienne (Muhulu) du Shaba méridional. *Geo-Eco-trop*, 14: 1-159.
- Eastman JR. 2003. Idrisi KILIMANJARO, Guide to GIS and Image Processing. Clark University, Worcester USA. 120 p.
- Forman RTT. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10: 133-142.
- Frauman E. 2004. L'agriculture périurbaine: In Byakula, Approche socio-anthropologique de l'alimentation à Lubumbashi. Petit, P., Acad. R. Sci. Outre-Mer. Pp. 55-63.
- Gizenga A. 2007. Programme du gouvernement, République Démocratique du Congo. Kinshasa, p 70.
- Godard V. 2005. Typologie des paysages forestiers du sud du massif de Fontainebleau après la tempête de décembre 1999. Évaluation des dégâts forestiers à l'aide d'un semis de points et d'imagerie satellitale optique. *Revue Internationale de Géomatique*, 15 (3): 281-302.

- Griffiths GH. 1988. Monitoring urban change from Landsat TM and Spot satellite imagery by image differencing. Proceedings of the International Geoscience and Remote Sensing Symposium, European Space Agency, Paris, vol. 1, p. 493-497.
- Guerra F, Torres W, Perez JA et Martinez AM. 1997. Apport de deux images MSS et TM de Landsat au suivi cartographique des dynamiques spatiales récentes des milieux périurbains dans le bassin du lac de Valencia (Venezuela). In : Jean-Marie Dubois, Jean-Paul Donnay, André Ozer, François Boivin, André Lavoie, Abdelkader Abdellaoui, Yves Baudot, Régis Caloz, Claude Collet, Denis Morin, Istvan Nadasdi, Jean-Paul Rasson, Diadié Traore, Fernand Verger et Christiane Weber (éd). *Téledétection des milieux urbains et périurbains*. Ed. AUPELF-UREF. 307-314.
- Hall FG, Strebel DE, Nickson JE and Goetz SJ. 1991. Radiometric rectification: towards a common radiometric response among multirate, multisensor images. *Remote Sensing of Environment*, 35: 11-27.
- Hill J & Strum B. 1991. Radiometric correction of multispectral Thematic Mapper data for use in agricultural land-cover classification and vegetation monitoring. *International Journal of Remote Sensing*, 12: 1471-1491.
- Hughes JB, Daily GC and Ehrlich PR. 1997. Population diversity : its extent and extinction. *Science*, 278:689-92.
- INS. 2009. Estimation de la population de la R.D.Congo par province, ville, district et communes/territoires et selon le milieu de résidences 2008 et 2009. INS/ DSDS-Documents de travail.
- Jaeger JAG. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size : new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15: 115-130.
- Jensen JR. 1986. Introductory digital image processing: a remote sensing perspective. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, New Jersey, 379 p.
- Jensen JR, Rutchey K, Koch MS and Narumanali S. 1995. Inland Wetland Change Detection in the Everglades Water Conservation Area 2A Using a Time Series of Normalized Remotely Sensed Data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61: 199-209.
- Karimoune S, Alexandre J et Ozer A. 1993. Suivi par télédétection de l'évolution de la désertification dans la région de Zinder (Niger). In : Jean-Marie Dubois, Jean-Paul Donnay, André Ozer, François Boivin, André Lavoie, Abdelkader Abdellaoui, Yves Baudot, Régis Caloz, Claude Collet, Denis Morin, Istvan Nadasdi, Jean-Paul Rasson, Diadié Traore, Fernand Verger et Christiane Weber (éd). *Téledétection des milieux urbains et périurbains*. Ed. AUPELF-UREF. 151-159.
- Kovach, (2003). Multi-Variate Statistique Package. Version 3.1. Users' Manual, Kovach Computing Services. 137 p.
- Landis JR and Koch GG. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*. 33: 159—174.
- Leblanc M et Malaisse F. 1978. Lubumbashi: un écosystème urbain tropical. Centre international de sémiologie, UNAZA. 166p.
- Lee CT and Marsh SE. 1995. The use of Archival Landsat MSS et Ancillary Data in GIS Environment to Map Historical Change in an Urban Riparian Habitat. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61: 999-1008.
- Leteinturier B. 2002. Evaluation du potentiel phytocénotique des gisements cuprifères d'Afrique centro- australe en vue de la phytoremédiation des sites pollués par l'activité minière. Thèse de doctorat, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Gembloux. 316p.
- Lillesand MT and Kiefer RW. 2000. Remote sensing and image interpretation. John Wiley & Sons, Inc. Fourth Edition. 724 p.
- Malaisse F. 1973. Contribution à l'étude de l'écosystème forêt Claire (Miombo). Note 8. Le projet Miombo. *Annales Université Abidjan, série E (Ecologie)*, Tome VI: 227-250.
- Mas JF. 2000. Une revue des méthodes et des techniques de télédétection du changement. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 26 (4): 349-348.
- Milne AK and O'neil AL. 1990. Mapping and Monitoring Land Cover in the Willandra Lakes World Heritage Region. *International Journal of Remote Sensing*, 11: 2035-2049.
- Munyemba KF. 2010. Quantification et modélisation de la dynamique paysagère en vue de l'évaluation de l'impact écologique des émissions issues de la pyrométallurgie. Thèse de doctorat. Université de

Lubumbashi, R.D. Congo, 265p.

- Ozenda P. 1986. La cartographie écologique et ses applications. Masson, Paris, France, 160p.
- Perera NP. 1981. Mining and Spoiled Land in Zambia: An Example of Conflicting Land Use in the Third World. *GeoJournal Supplementary*, 2:95-103.
- Petit P, Bukome E, Dibwe DM et Kalaba M. 2000. Lubumbashi 2000: la situation des ménages dans une économie de précarité. Observatoire du Changement Urbain, UNILU-UCL-ULB. 195p.
- Renard E, Baudouin Y et Pourouchottamin P. 1997. Cartographie des modes d'utilisation du sol à Conakry (Guinée) par intégration de données multisources. In : Jean-Marie Dubois, Jean-Paul Donnay, André Ozer, François Boivin, André Lavoie, Abdelkader Abdellaoui, Yves Baudot, Régis Caloz, Claude Collet, Denis Morin, Istvan Nadasdi, Jean-Paul Rasson, Diadié Traore, Fernand Verger et Christiane Weber (éd). *Téledétection des milieux urbains et périurbains*. Ed. AUPELF-UREF. 307-314.
- Rosenfield GH and Fitzpatrick-Lins K. 1986. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy, *P.E.R.S.*, 52: 223-227.
- Royer A, Charbonneau L, Brochu R, Murphy JM and Teillet PM. 1987. Radiometric comparaison of the Landsat-5 TM and MSS sensors. *International Journal of Remote Sensing*, 9: 579-591.
- Saura S. 2002. Effects of minimum mapping unit on land cover data spatial configuration and composition. *International Journal of Remote sensing*, 23: 4853-4880.
- Schmitz A. 1971. Végétation de la plaine de Lubumbashi. Région d'Elisabethville (Haut-Katanga). Bruxelles, Publ. INEAC.320p.
- Song C, Woodcock CE, Seto KC, Lenney MP and Macomber SA. 2001. Classification and change detection using Landsat TM data: When and how the correct atmospheric effect? *Remote Sensing of Environment*, 75: 230-244.
- Soyer J and Wilmet J. 1986. Environnemental changes around african tropical towns (Lubumbashi, Zaire ; Bamako, Mali) from Landsat MSS data. ERIM. Proc. Of the XX th Symposium on Remote sensing of Environment, Nairobi, 4-10 déc. 1986, 507-519.
- Sys C and Schmitz A. 1959. Notice explicative de la carte des sols et de la végétation. Région d'Elisabethville (Haut-Katanga). Bruxelles, Publ. INEAC. 70 pp.
- Weismiller RA, Kristof SJ, Scholz DK, Anuta PE and Momin SA. 1977. An evaluation of change detection techniques for monitoring coastal zone environments. Proceedings of the 11 th International Symposium on Remote Sensing of Environmental Research Institute of Michigan, Ann. Arbor., Michigan, 2: 1229-1238.
- Wilmet J et Soyer J. 1982. Lubumbashi et le Sud-Est du Haut-Shaba: Interprétation de données Landsat. *Bulletin de la société belge d'études géographiques*. 1: 87-100.
- Wilson EO. 1989. Threats to biodiversity. *Scientific American*, 261:108-16